

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR DO ALTO VALE DO ITAJAÍ - CEAVI
ENGENHARIA SANITÁRIA

MAUANA RAVADELLI

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL EM BIORREATOR A MEMBRANA
PRECEDIDO DE TANQUE ANÓXICO**

IBIRAMA
2018

MAUANA RAVADELLI

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL EM BIORREATOR A MEMBRANA
PRECEDIDO DE TANQUE ANÓXICO**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária

Orientador: Dr. Tiago José Belli
Co-Orientador: Emerson Souza

**IBIRAMA
2018**

MAUANA RAVADELLI

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL EM BIORREATOR A MEMBRANA
PRECEDIDO DE TANQUE ANÓXICO**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

Banca Examinadora:

Orientador: _____
Tiago José Belli
CEAVI/UDESC

Membro 1: _____
Tiago Rogério Vitor Akaboci
CEAVI/UDESC

Membro 2: _____
Maria Eliza NagelHassemer
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

IBIRAMA, 28/11/2018

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Marcello e Indiara, que são a verdadeira razão de tudo isso e que mesmo distantes me deram todo suporte necessário para essa conquista, agradeço pela educação e pelo amor que me tornaram a pessoa que sou hoje. Obrigada por toda confiança e pela compreensão de que a distância era necessária para que eu pudesse seguir meu caminho. A minha irmã e melhor amiga Janaína Ravadelli, agradeço por ser essa pessoa incrível pra mim, por ser meu porto seguro, por ter me dado chão quando me faltou e me colocado asas quando eu precisei.

Ao meu professor e orientador Tiago, agradeço pela oportunidade e confiança, por todo conhecimento adquirido neste caminho, pela disponibilidade frente as minhas dificuldades, pela compreensão frente minhas falhas. Admiro-te como profissional, professor, pesquisador e pessoa.

Ao Bruno, que esteve ao meu lado nas horas mais alegres e que permaneceu ao meu lado nos momentos de dificuldade. Nos encontramos e chegamos aqui juntos, agradeço pela nossa sintonia que só cresceu ao longo destes anos e por ter sido meu melhor amigo.

Aos amigos que a graduação me presenteou, Yasmin, Julião, Rômulo, Daniele, Débora, Gabriela e João agradeço a parceria, companheirismo de todos os dias. Agradeço pelas lágrimas de tanto rir e pelas risadas quando o queríamos mesmo era chorar. Vocês tornaram tudo mais leve, agora só falta marcar aquela ida à praia que ficou pra história.

Agradeço à todos os professores que fizeram parte da minha formação e à UDESC pelo ensino de qualidade.

Ao Emerson, meu co-orientador, o meu muito obrigada por toda ajuda tanto no período experimental quanto na revisão do trabalho escrito, e à DJulia, que foi essencial durante o período experimental com todo o auxílio no laboratório.

Ao meu tio e Engenheiro Sanitarista Márcio Ravadelli agradeço pelo incentivo nesses cinco anos, por sanar minhas dúvidas, por me mostrar um pouco do seu trabalho e fazer com que eu tivesse cada vez mais certeza a respeito da profissão que escolhi.

À UDESC e a todos que se envolveram de alguma maneira nesta pesquisa. À UFSC, em especial ao Professor Flávio R. Lapolli, pelo apoio estrutural para realização deste trabalho. À FAPESC/CNPQ pelo apoio financeiro que tornou este trabalho possível. Também agradeço às empresas Dalila Têxtil e DyStar pela doação do corante utilizado no período experimental e pelo apoio à pesquisa.

“Acreditar em algo e não o viver é desonesto.”

(Mahatma Gandhi)

RESUMO

A indústria têxtil é caracterizada por seu grande consumo de água e descarte de efluentes, sendo que o beneficiamento têxtil é o maior gerador de volume de efluentes líquidos com elevadas quantidades de contaminantes. Os corantes do grupo azo são os mais amplamente utilizados na operação de tingimento e cerca de 20 – 50% do corante permanece na fase aquosa, além disso, as águas residuais da indústria têxtil contém outros produtos químicos auxiliares, os quais tornam sua composição complexa e variável. Uma das alternativas para minimizar essa problemática ambiental é a busca por tecnologias de tratamento que possibilitem a produção de um efluente ausente de poluentes. Neste enfoque, este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de um biorreator a membrana precedido de tanque anóxico na remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e azo corante, bem como no processo de nitrificação frente a alta carga de salinidade e compostos tóxicos presente no efluente. A avaliação foi sucedida através de metodologias que possuem a capacidade de mensuração dos poluentes estudados, tais como DQO, amônia e azo corante. Para o melhor entendimento dos processos de remoção foram realizados ensaios de bancada pontuais como a respirometria e a avaliação da remoção do azo corante em ambientes redutores e oxidantes. Os resultados obtidos demonstraram uma elevada capacidade do BRM na remoção de matéria orgânica, com eficiência média de remoção de DQO acima de 90% durante todo período experimental. A remoção do azo corante alcançou eficiências próximas a 65% ao final da operação, sendo que sua remoção ocorria na etapa anóxica, conforme evidenciado nos ensaios de bancada. A remoção da amônia sofreu interferência pela alta salinidade, decaindo a eficiência de remoção, porém foi reestabelecida na segunda estratégia operacional alcançando eficiências de remoção próximas a 98%. Quanto ao processo de filtração, observou-se um polimento do efluente realizado pela membrana na remoção de DQO e azo corante. De maneira geral, o tratamento biológico atingiu resultados bastante positivos, assim indicando a viabilidade ambiental do biorreator a membrana precedido de tanque anóxico.

Palavras-chave: Biorreator a membrana. Efluente Têxtil. Remoção de matéria orgânica. Remoção de nitrogênio amoniacal. Remoção de azo corante.

ABSTRACT

The textile industry is characterized by its high water consumption and wastewater disposal, and the textile processing is the largest volume generator of liquid effluents with high amounts of contaminants. The dyes of the azo group are the most widely used in the dyeing operation and about 20-50% of the dye remains in the aqueous phase, in addition, the textile industry wastewater contains other auxiliary chemicals, thus their composition is complex and variable. One of the alternatives to minimize this environmental problem is the search for treatment technologies that allow the production of an effluent absent from pollutants. In this approach, the objective of this work was to evaluate the performance of a anoxic-aerobic membrane bioreactor in the removal of organic matter, ammoniacal nitrogen and azo dye. In addition, to evaluate the nitrification process against the high salinity load and toxic compounds present in the effluent. The evaluation was carried out through methodologies that have the capacity to measure the pollutants studied, such as COD, ammonia and azo dye. For the better understanding of the removal processes, punctual bench tests such as respirometry and evaluation of azo dye removal in anaerobic-anoxic-aerobic environments were carried out. The results showed a high capacity of the MBR in the removal of organic matter, with average COD removal efficiency above 90% during all experimental period. The removal of azo dye reached efficiencies close to 65% at the end of the operation, and its removal occurred in the anoxic stage, this removal process was evidenced through the bench test. The removal of the ammonia was affected by the high salinity, decreasing the removal efficiency, but was reestablished in the second operational strategy achieving removal efficiencies close to 98%. As for the filtration process, the membrane effluent was polished to remove COD and azo dye. In general, the biological treatment achieved very positive results. Indicating the environmental viability of the bioreactor the membrane operated in pre-denitrification regime

Keywords: Membrane bioreactor. Textile wastewater. Removal of organic matter, ammoniacal nitrogen and azo dye.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Estrutura da Cadeia produtiva têxtil e de confecções	16
Figura 2 - Principais segmentos do complexo têxtil	17
Figura 3 - Visão geral do destino de azo corantes e amins aromáticas durante o tratamento anaeróbio-aeróbio	22
Figura 4 - Configurações básicas de BRM: (a) com módulo externo e (b) com módulo submerso.....	24
Figura 5 - Diferentes configurações de BRM.....	25
Figura 6 - Representação do processo de colmatção	30
Figura 7 – Representação esquemática (a) e imagem da unidade experimental (b)	36
Figura 8 - Representação esquemática da sequência metodológica para determinação da TCOEndógena, TCOAutotrófica e TCOHeterotrófica.....	45
Figura 9 - Representação esquemática da sequência metodológica a ser utilizada no ensaio de remoção de azo corante têxtil	46
Figura 10 - Comportamento da biomassa durante o período de operação	47
Figura 11 - Concentrações do azo corante RBV-5R presente na entrada e saída do BRM e respectiva eficiência de remoção	49
Figura 12 - Média da concentração do azo corante em cada etapa do tratamento durante as diferentes estratégias.....	50
Figura 13 – Concentração do azo corante nos ensaios sob condições aeróbias, anóxico e anaeróbio (a) e concentrações de azo corante e respectivos valores de DQO solúvel nos ensaios anoxicos e anaeróbios (b)	51
Figura 14 - Absorção do azo corante sobre diferentes comprimentos de onda.....	53
Figura 15 - Eficiência na remoção de DQO perante concentrações de entrada e saída	54
Figura 16 – Valores médios de DQO em cada etapa do processo de tratamento.....	55
Figura 17 - Comportamento da relação A/M, considerando DQO como substrato, durante o período experimental	56
Figura 18 - Porcentagem de remoção via consumo pela biomassa e retenção pela membrana	57
Figura 19 - Concentrações de nitrogênio amoniacal presente na entrada e saída do sistema e respectivas eficiências de remoção.....	58
Figura 20 – Comportamento da relação A/M, considerando nitrogênio amoniacal como substrato, durante o período experimental.....	60

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Parâmetros do efluente gerado em cada categoria do processamento têxtil.....	19
Quadro 2 - Principais corantes têxteis e suas características	21
Quadro 3 - Especificações técnicas e imagem do módulo de membranas utilizado.....	37
Quadro 4 – Composição do efluente Sintético.....	40
Quadro 5 - Parâmetros, métodos analíticos e periodicidade de amostragem para análise da eficiência do tratamento.....	43
Quadro 6 - Ensaio com a biomassa	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Os 10 países com maior produção em manufaturas têxteis.....	15
Tabela 2 - Valores médios e parâmetros característicos do efluente têxtil bruto	18
Tabela 3 - Padrões de lançamento de efluente em corpo receptor	19
Tabela 4 – Parâmetros operacionais do BRM	38
Tabela 5 - Estratégias operacionais	39
Tabela 6 - Velocidade específica de decaimento da concentração do corante e velocidade de decaimento da DQO em relação ao corante em ambiente aeróbio, anóxico e anaeróbio.....	52
Tabela 7 - Valores médios dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura nos tanques anóxico e aeróbio em cada estratégia operacional.....	59
Tabela 8 - Taxa de consumo de oxigênio (TCO) e taxa específica de consumo de oxigênio (TCOesp) das bactérias autotróficas durante o período experimental.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

A/M	Alimento/Microrganismo
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrito
COV	Carga Orgânica Volumétrica
BRM	Biorreator a Membrana
DQO	Demanda Química de Oxigênio
pH	Potencial Hidrogênionico
EPS	Substância polimérica extracelular
PTM	Pressão Transmembrana
OD	Oxigênio Dissolvido
RBV-5R	Corante Remazol Violeta Brilhante – 5R
SMP	Produto Microbiano Solúvel
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólido Suspensos Voláteis
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TAM	Taxa de Aeração da Membrana
SINTEX	Sindicato das Indústrias de Fiação, Tecelagem e do Vestuário
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil
θ_c	Idade do Lodo

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	13
1.1.	OBJETIVOS.....	14
1.1.1.	Objetivo geral	14
1.1.2.	Objetivos específicos.....	14
2.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
2.1.	INDÚSTRIA TÊXTIL	15
2.1.1.	Características do Efluente Têxtil e Padrões de lançamento	17
2.1.2.	Corantes Têxteis	20
2.1.2.1.	<i>Remoção Biológica de Azo corantes</i>	<i>22</i>
2.2.	BIORREATORAS A MEMBRANA (BRM)	23
2.2.1.	Definição e Características	23
2.2.2.	Aspectos operacionais	25
2.2.2.1.	<i>Idade do Lodo (θ_c).....</i>	<i>25</i>
2.2.2.2.	<i>Tempo de Detenção Hidráulica (TDH).....</i>	<i>27</i>
2.2.2.3.	<i>Taxa de Aeração.....</i>	<i>28</i>
2.2.2.4.	<i>Concentração de sólidos Suspensos.....</i>	<i>28</i>
2.2.2.5.	<i>Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo crítico.....</i>	<i>29</i>
2.2.2.6.	<i>Colmatação das Membranas.....</i>	<i>29</i>
2.3.	REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO	30
2.3.1.	Remoção biológica do Nitrogênio	30
2.3.1.1.	<i>Nitrificação.....</i>	<i>31</i>
2.3.1.2.	<i>Desnitrificação</i>	<i>32</i>
3.	METODOLOGIA	35
3.1.	UNIDADE EXPERIMENTAL	35
3.2.	PARTIDA E OPERAÇÃO DO BIORREATOR A MEMBRANA.....	37
3.2.1.	Condições de Operação	38
3.2.2.	Estratégias Operacionais	39
3.3.	INOCULAÇÃO.....	39
3.4.	ALIMENTAÇÃO.....	40
3.5.	CONTROLE DA IDADE DO LODO.....	41
3.6.	PROCEDIMENTO PARA LIMPEZA DAS MEMBRANAS	41
3.7.	MONITORAMENTO DO BRM.....	42

3.7.1.	Eficiência do Reator	43
3.8.	ENSAIOS COM A BIOMASSA	44
3.8.1.	Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) por bactérias autotróficas e heterotróficas	44
3.8.2.	Remoção de azo corante em ambiente anaeróbio, anóxico e aeróbio	45
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1.	CONCENTRAÇÃO DA BIOMASSA.....	47
4.2.	DESEMPENHO DO BRM	49
4.2.1.	Remoção do azo corante Remazol Violeta Brilhante – 5R	49
4.2.2.	Remoção de DQO	54
4.2.3.	Remoção de Nitrogênio Amoniacal.....	58
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	63
	REFERÊNCIAS	65

1. INTRODUÇÃO

O setor têxtil possui destaque pela geração de grandes volumes de efluentes em seus parques industriais. Além da alta geração, esses efluentes apresentam elevada quantidade de sólidos suspensos, grandes variações de pH, alta demanda de oxigênio e elevada toxicidade. Tais características pode estar associada a presença excessiva de corantes utilizados na etapa de tingimento. Geralmente os efluentes líquidos da indústria têxtil são tóxicos e de difícil biodegradabilidade, estas características se devem ao alto conteúdo de corantes, surfactantes e aditivos que na maioria das vezes são compostos orgânicos de estrutura complexa (FREITAS, 2002).

Dentre os corantes utilizados na indústria têxtil, os azo corantes são os mais procurados, em torno de 60 a 70% no mercado mundial (YURTSEVER; CALIMLIOGLU; SAHINKAYA, 2016). Esses corantes são compostos que contém o grupo azo (-N.N-), e normalmente estão ligados a anéis de benzeno ou naftaleno e a remoção destes do efluente têxtil é um dos maiores desafios, sendo que estes são visíveis até em baixas concentrações (SARASA et al., 1998).

Sabe-se que diferentes tipos de microrganismos são capazes de reduzir a concentração de azo corantes em efluentes têxteis. Geralmente a biodegradação de azo corantes ocorre em dois estágios, a redução do azo corante em ambientes anaeróbios e a oxidação das aminas aromáticas, resultantes do estágio anterior, em ambientes aeróbios (ÇINAR, 2009).

Devido a esta complexidade de tratamento, novas tecnologias têm sido buscadas para a degradação ou imobilização destes poluentes presentes nos efluentes têxteis, visto que o tratamento adequado é essencial para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Atualmente, dentre as tecnologias existentes, a tecnologia de biorreatores à membrana tem sido amplamente empregada para o tratamento de variados tipos de efluente industrial devido às suas vantagens sobre o tratamento convencional (LIN et al., 2012).

Biorreator à Membrana (BRM ou, em inglês, MBR – *membranebioreactor*) é uma variante do processo de lodos ativados, onde a separação física de sólido e líquido não é mais realizada pelo decantador e sim através de filtração por membranas (METCALF & EDDY, 2016). Comparado aos processos de lodos ativados convencionais, esta tecnologia necessita de uma menor área para instalação, baixa manutenção, maior remoção de nutrientes e poluentes orgânicos persistentes (POP). Além disso, a tecnologia de BRMs torna-se atrativa também como uma alternativa ao tratamento de efluentes industriais, tal como os efluentes gerados nas indústrias têxteis, uma vez que o permeado produzido apresenta elevada

potencialidade para fins de reuso neste seguimento industrial (JEGATHEESAN et al., 2016). Apesar das vantagens reportadas, a referida tecnologia ainda carece de maiores investigações, sobretudo quando destinada ao tratamento de águas residuárias oriundas dos processos industriais têxteis. Dentre os fatores que dificultam o tratamento dos efluentes têxteis, destaca-se a sua elevada salinidade, que muitas vezes prejudica o desempenho de processos biológicos específicos, tal como a nitrificação. Nesse contexto, a presente proposta de pesquisa tem por objetivo avaliar a utilização de um BRM precedido de tanque anóxico como alternativa ao tratamento de efluente têxtil, dando destaque ao efeito da salinidade sobre o seu desempenho na remoção de cor e nitrogênio amoniacal.

1.1.OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um biorreator à membrana (BRM) operado em regime de pré-desnitrificação no tratamento de efluente têxtil.

1.1.2. Objetivos específicos

- a) Avaliar o desempenho do reator quanto à remoção de corante, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.
- b) Avaliar o impacto da salinidade no processo de nitrificação autotrófica aeróbia.
- c) Investigar o processo de remoção anóxica e aeróbia do corante.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1.INDÚSTRIA TÊXTIL

A indústria têxtil desempenha um papel fundamental na economia global e brasileira. A produção mundial de têxteis pode ser medida pelo consumo industrial de fibras e filamentos, esse consumo industrial passou de 59,7 milhões de toneladas em 2000, para 71,7 milhões de toneladas em 2006. A China foi a principal produtora mundial, respondendo por 43,4% seguida por Estado Unidos (7,9%), Índia (7,1%), Paquistão (6,1%) e Taiwan (2,7%) (BNDES, 2009).

No ano de 2010, o consumo per capita mundial de fibras era de 11,6 kg/habitante, foram consumidas aproximadamente 80 milhões de toneladas de fibras, sendo 62% de fibras químicas e 38% de fibras naturais, como o algodão. Neste mesmo ano houve mudanças no ranking de produtores de têxteis e o Brasil encontrava-se entre os cinco primeiros, como mostra a Tabela 1 (ABIT, 2013).

Tabela 1 - Os 10 países com maior produção em manufaturas têxteis

País	Produção (mil ton)	% Mundial
1. China	38.561	50,7%
2. Índia	5.793	7,6%
3. EUA	4.021	5,3%
4. Paquistão	2.820	3,7%
5. Brasil	2.249	3,0%
6. Indonésia	1.899	2,5%
7. Taiwan	1.815	2,4%
8. Turquia	1.447	1,9%
9. Coreia do Sul	1.401	1,8%
10. Tailândia	902	1,2%

Fonte: Adaptado de ABIT, 2013.

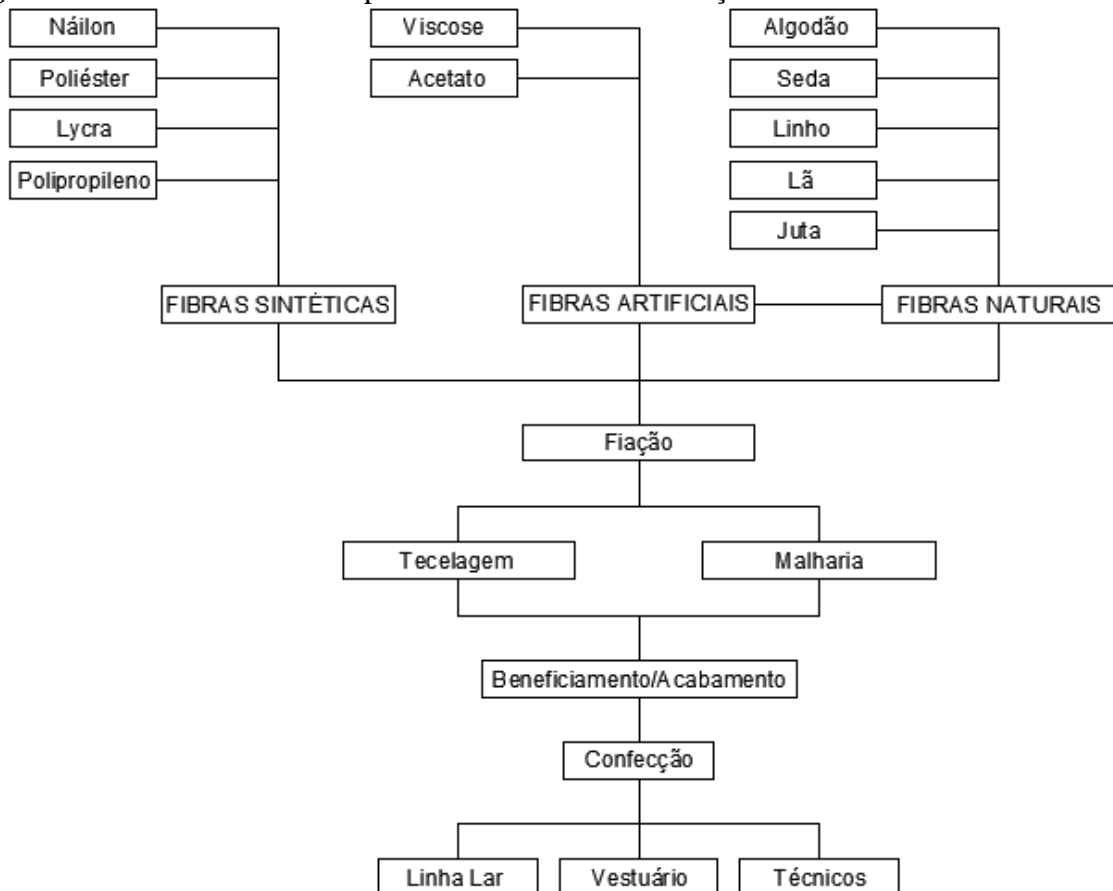
O Brasil possui uma das últimas cadeias têxteis completas do ocidente, ou seja, com produção desde as fibras até as confecções. Em 2012 o setor têxtil e de confecções faturou US\$ 56,7 bilhões, onde o mercado nacional é responsável por 97,5% do consumo da produção e 2,5 é destinado à importações. São mais de 9,4 bilhões de peças produzidas ao ano e mais de 1,9 milhão de tonelada de algodão em pluma produzido (ABIT, 2013).

O estado de Santa Catarina possui participação nestes números, nele estão localizadas 15,4% das indústrias da cadeia têxtil nacional, 27% das indústrias de manufaturas têxteis e 14,3% das indústrias de confecção. O estado representa aproximadamente 21,3% da produção

nacional de têxteis, mesmo com as quedas de produção no setor entre 2010 e 2014. A região do Vale do Itajaí é considerada o polo têxtil do estado, nela encontram-se em torno de 3.006 indústrias, que disponibilizam 112 mil empregos formais, produzem 431 mil ton/ano de tecidos e arrecadam cerca de R\$ 15 milhões em produção (SINTEX, 2015).

A cadeia produtiva é formada por diversos segmentos industriais que são autônomos, porém, a interação entre cada segmento é fundamental para a organização do processo como um todo. A Figura 1 ilustra a cadeia produtiva do setor têxtil.

Figura 1 - Estrutura da Cadeia produtiva têxtil e de confecções

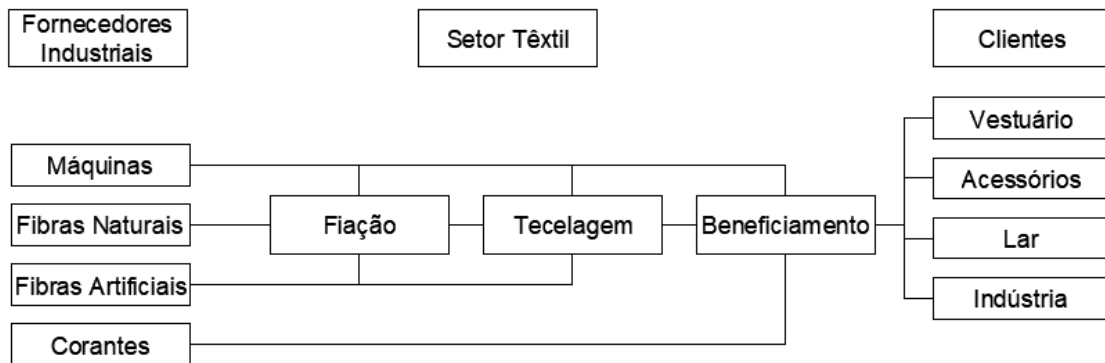


Fonte: Adaptado de BNDES, 2009.

Os negócios do setor se iniciam com a aquisição da matéria-prima, fibras têxteis, que são enviadas às fábricas de fiação para transformação das fibras em fios. Posteriormente, os fios são enviados para tecelagem ou malharia, onde viram tecidos e podem ser destinados ao acabamento final para atingir a confecção. Observa-se assim, que o produto final de cada fase é a matéria prima da fase seguinte. Na etapa final os produtos podem chegar ao consumidor em forma de vestuário, de artigos para o lar ou também podem ser destinados ao uso industrial (BNDES, 2009).

Sendo assim, existem indústrias têxteis que possuem somente o subsetor fiação, atuando como fornecedor para as indústrias que atuam nos subsetores de malharia e tecelagem, bem como existem indústrias que atuam em todos os subsetores produtivos têxteis como fornecedores para as indústrias de confecção e vestuário. A Figura 2 apresenta os principais elos entre os subsetores do complexo têxtil (PEREIRA, 2009).

Figura 2- Principais segmentos do complexo têxtil



Fonte: Adaptado de Pereira, 2009.

O beneficiamento é constituído de vários processos como alvejamento, tinturaria e estamparia. Nesta etapa do processo o produto recebe a coloração desejada, o aspecto esperado e um toque específico. Esta etapa é responsável pelo alto consumo de água na indústria têxtil, pois a água é utilizada como meio de transporte para os produtos químicos que entram no processo e para remoção do excesso dos produtos indesejáveis (TWARDOKUS, 2004).

Somente na região do Vale do Itajaí, são contabilizadas, segundo o SINTEX (2015), 292 fábricas de beneficiamento. Os números de produção e faturamento do setor, bem como o número de indústrias em âmbito regional até mundial, indicam que há uma alta produção e desta forma há a necessidade de cuidados ainda mais severos com o meio ambiente, em especial os recursos hídricos.

2.1.1. Características do Efluente Têxtil e Padrões de lançamento

A complexa composição dos efluentes têxteis, juntamente com o volume de águas residuais gerado, são indicadores do quanto a indústria têxtil é potencialmente poluidora. A caracterização dos seus efluentes é bastante variada, possuindo diferentes colorações, pH e temperatura, porém a alta carga de DQO e altas concentrações de sais inorgânicos são características presentes em qualquer tipo de efluente têxtil. (HASSEMER, 2006)

A cor intensa, altas temperaturas e grande quantidade de DQO refratária devido aos corantes de alta massa molecular, são características marcantes deste tipo de efluente (BITENCOURT, 2002). Geralmente os efluentes líquidos da indústria têxtil são tóxicos e de difícil biodegradabilidade, além de resistentes a destruição por métodos de tratamento físico-químico. Estas características se devem ao alto conteúdo de corantes, surfactantes e aditivos que na maioria das vezes são compostos orgânicos de estrutura complexa (FREITAS, 2002).

A caracterização do efluente é bastante dependente do processo e do tipo de fibra processada, na Tabela 2, são apresentados os valores médios e parâmetros característicos dos efluentes do processamento da indústria têxtil, que é destinado ao tratamento biológico e físico-químico.

Tabela 2 - Valores médios e parâmetros característicos do efluente têxtil bruto

Parâmetro	Valor Médio
Temperatura	35°C
DBO ₅	300 mg/L
DQO	1000 mg/L
Nitrogênio total (NTK)	30 – 40 mg/L
Fenóis	5 – 10 mg/L
pH	7 – 10
Nitrogênio amoniacal (NH ₃)	20 – 30 mg/L
Fósforo	5 – 10 mg/L
Cloretos	1000 – 1500 mg/L
Sulfatos	1000 – 1500 mg/L
Cor perceptível após diluição	1/40
Tensoativos	30 – 40 mg/L
Sólidos em suspensão	200 mg/L
Óleos e graxas	30 – 40 mg/L

Fonte: Adaptado de Storti apud Freitas, 2001.

Segundo Tunussi e Sobrinho (2003) a concentração de corantes, que são compostos orgânicos de cadeias longas, variam durante os banhos de tingimento entre 10 mg L⁻¹ e 1000 mg L⁻¹, destas concentrações cerca de 20% a 40% não são absorvidas pelos tecidos na etapa de tingimento e vão direto para a descarga dos efluentes, variando o parâmetro cor de 700 a 2000 mgPt L⁻¹. Além disso, também caracterizam a DQO com concentrações entre 500 e 1.800 mg L⁻¹, DBO entre 200 e 400 mg.L⁻¹ e Nitrogênio Total (NTK) de 15 a 50 mg L⁻¹.

A variedade de matérias primas e processos produtivos utilizados pela indústria têxtil dificulta a caracterização do efluente e também torna complexa a escolha da tecnologia adequada para o controle da poluição (CORREIA; JUDD, 1994). Como uma forma de simplificação, a *U.S. Environmental Protection Agency (EPA)* (1978) agrupou os parâmetros

do efluente de alguns setores da indústria têxtil, identificando a diversidade de cada setor e a complexidade do efluente. As categorias descritas pela EPA e a respectiva característica do efluente gerado em cada categoria são mostrados no Quadro 1.

Quadro 1 - Parâmetros do efluente gerado em cada categoria do processamento têxtil

Parâmetros	Categorias*						
	1	2	3	4	5	6	7
DBO₅/DQO	0,2	0,29	0,35	0,54	0,35	0,3	0,31
DBO₅ (mg.L⁻¹)	6000	300	350	650	350	300	250
SST (mg.L⁻¹)	8000	130	200	300	300	120	75
DQO (mg.L⁻¹)	30000	1040	1000	1200	1000	1000	800
Fenol (mg.L⁻¹)	1,5	0,5	-	0,04	0,24	0,13	0,12
Sulfeto (mg.L⁻¹)	0,2	0,1	8	3	0,2	0,14	0,09
Cor (ADMI)	2000	1000	-	325	400	600	600
pH	8	7	10	10	8	8	11
Temperatura	28	62	21	37	39	20	38

*Descrição das categorias: 1- Lavagem de Lã crua; 2- Fabricação de fios e tecidos; 3- Acabamento da lã; 4- Acabamento dos tecidos; 5- Acabamento da malha; 6- Fabricação de tapetes; 7- Tinturaria.

Fonte: Adaptado de EPA, 1978.

No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente, através de resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regula o despejo de efluentes industriais. A Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Em seu Art. 16 define que os efluentes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados no corpo receptor desde que obedeçam as condições expostas na Tabela 3.

Tabela 3 - Padrões de lançamento de efluente em corpo receptor

Parâmetro	Padrões de Lançamento
pH	5 – 9
Temperatura	< 40°C
Óleos Minerais	Até 20 mg/L
Óleos vegetais e gorduras animais	Até 50 mg/L
DBO ₅	Remoção mínima de 60%
Nitrogênio amoniacal total	20 mg/L
Sulfeto	1 mg/L

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA 430/2011.

Embora a legislação mencionada acima não apresente restrição para cor nos padrões de lançamento, a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, limita a cor nos corpos hídricos receptores do despejo, para a maioria deles o valor mínimo para cor verdadeira é 75 mgPt L⁻¹. Além disso, a resolução diz que corantes provenientes de fontes antrópicas devem ser virtualmente ausentes.

2.1.2. Corantes Têxteis

Pigmentos vem sendo utilizados desde a pré-história para fins culturais, artísticos e comunicativos. No início, estes pigmentos provinham de formas naturais, como por exemplo através de plantas, insetos e minerais, considerados renováveis, ecológicos e biodegradáveis. Com o avanço da tecnologia e das escalas de produção houve a necessidade do desenvolvimento de corantes sintéticos para suprir a demanda das indústrias, bem como para reduzir os custos de produção e melhorar questões como estabilidade e durabilidade (PAZ et al., 2017).

Para o tingimento de tecidos, ou seja, na indústria têxtil, a maioria dos corantes utilizados são sintéticos, os corantes naturais normalmente são mais utilizados pela indústria alimentícia. Sendo assim, os corantes são composto orgânicos que podem ser classificados através da classe química a que pertencem juntamente com as aplicações a que se destinam. Existem duas partes principais na molécula do corante: o grupo cromóforo, responsável pela coloração, e a estrutura responsável pela fixação da fibra (grupo funcional). Os principais grupos cromóforos utilizados são os grupos azo (-N=N-), triazina e ftalocianinas, assim como a antraquinona (C=O) e o metano (-CH=) (HASSEMER, 2006).

Uma das principais classificações dos corantes têxteis é através do tipo de fibra a que se deseja tingir. A forma de fixação da molécula do corante a essas fibras geralmente é feita em solução aquosa e pode envolver basicamente quatro tipos de interações: ligações iônicas, de hidrogênio, de Van der Waals e covalentes (GUARATINI; ZANONI, 2000). O Quadro 2 ilustra os principais corantes encontrados nas indústrias têxteis, sua descrição (material de afinidade, tipo de fixação, etc.) e porcentagem de perdas para o efluente.

Quadro 2 - Principais corantes têxteis e suas características

Classe do Corante	Descrição	Perdas para o Efluente
Reativos	São corantes capazes de formar ligação covalente com grupos hidroxila das fibras celulósicas, com grupos amino, hidroxila e tióis das fibras proteicas e também com os grupos aminos das poliamidas. Os principais contêm a função azo e antraquinona como grupos cromóforos e os grupos clorotriazinila e sulfatoetilsulfonila como grupos reativos. Apresenta como característica uma alta solubilidade em água, e uma maior estabilidade na cor do tecido tingido devido a ligação covalente formada entre o corante e as fibras.	10 – 50%
Diretos	Caracteriza-se como compostos solúveis em água capazes de tingir fibras de celulose (algodão, viscose, etc.) através de interação de Van der Waals. Esta classe de corante é constituída principalmente por corantes contendo mais de um grupo azo. A grande vantagem desta classe é o alto grau de exaustão durante a aplicação e consequente diminuição do conteúdo do corante nas águas de rejeito.	5 – 30%
Ácidos	Grande grupo de corantes aniônicos portadores de um a três grupos sulfônicos. Estes grupos substituintes ionizáveis tornam o corante solúvel em água, e têm vital importância no método de aplicação do corante em fibras proteicas (lã e seda) e em fibras de poliamida sintética. Estes corantes são caracterizados por substâncias com estrutura química baseada em compostos azo, antraquinona, triarilmetano, azina, xanteno, ketonimina, nitro e nitroso, que fornecem uma ampla faixa de coloração e grau de fixação (85 – 95%).	5 – 20%
Dispersos	Constitui uma classe de corantes insolúveis em água aplicados em fibras de celulose e outras fibrashidrofóbicas através de suspensão. O grau de solubilidade do corante deve ser pequeno. Usualmente o processo de tintura ocorre na presença de agentes dispersantes com longas cadeias que normalmente estabilizam a suspensão do corante facilitando o contato entre o corante e a fibra hidrofóbica. Esta classe de corantes tem sido utilizada principalmente para tinturas de fibras sintéticas, tais como: acetato celulose, nylon, polyester e poliacrilonitrila.	0 – 10%

Fonte: Adaptado de Guaratini e Zanoni (2000).

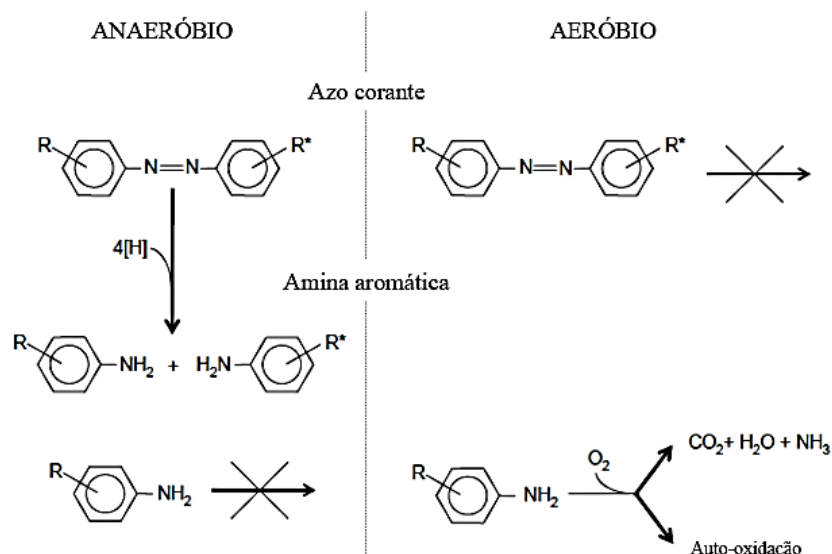
Os corantes utilizados no processamento têxtil, juntamente com a grande quantidade de água residuária descartada, causam grande impacto visual. Métodos de tratamento físico-químico são bastante utilizados para remoção destes corantes dos efluentes advindos de

processos têxteis, entre os mais comuns estão a oxidação química, floculação química e sedimentação, adsorção, filtração por membrana e troca iônica. Apesar de suas vantagens, a formação de grandes quantidades de lodo e o alto investimento econômico pode inviabilizar o uso destes métodos físico-químicos de remoção. Desta forma, o tratamento biológico de efluentes têxteis torna-se uma alternativa favorável ao meio ambiente e economicamente viável (ÇINAR et al., 2009).

2.1.2.1. Remoção Biológica de Azo corantes

Como já mencionado, os corantes do grupo azo são os mais amplamente utilizados pelas indústrias têxteis nas etapas de tingimento de tecidos. A degradação bacteriana de corantes azo ocorre através de dois estágios: (1) a clivagem das ligações azo (-N=N-) do corante, resultando na formação de aminas aromáticas, diminuindo a coloração porém aumentando a toxicidade do efluente; e (2) a degradação das aminas aromáticas formadas no primeiro estágio. Os dois estágios devem ocorrer em diferentes ambientes, de forma simultânea, sendo que a redução do corante azo requer condições anaeróbias (redutoras), enquanto a biodegradação bacteriana de aminas aromáticas ocorre, quase exclusivamente, em ambientes aeróbios (oxidantes). A Figura 3 ilustra este processo (ZEE; VILLAVERDE, 2005).

Figura 3 - Visão geral do destino de azo corantes e aminas aromáticas durante o tratamento anaeróbio-aeróbio



Fonte: Adaptado de Zee e Villaverde, 2005.

Há também a possibilidade de utilização de ambientes anóxicos para a descolorização de corantes têxteis. Bactérias facultativas, com desenvolvimento em ambientes aeróbios são capazes de reduzir azo corantes têxteis sob condições anóxicas, como por exemplo *Pseudomonasluteola*, *Aeromonashydrophila*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas sp.* And *Proteus mirabilis*. A redução de azo corante, por culturas mistas ou puras, geralmente exige fontes orgânicas complexas, sendo a glicose uma das ideais para a descoloração anaeróbia/anóxica, sendo assim, há um consumo de matéria orgânica junto à redução do azo corante (PANDEY; SINGH; IYENGAR, 2007).

Desta forma, a sequência de tratamento anaeróbio/anóxico precedendo o aeróbio como um sistema para total degradação dos azo corantes pode ser uma alternativa atrativa. De acordo com este conceito de tratamento é possível obter taxas de remoção de cor e toxicidade do efluente proveniente de indústrias têxteis, reduzindo, assim, os conflitos entre indústria e meio ambiente.

2.2. BIORREATORAS A MEMBRANA

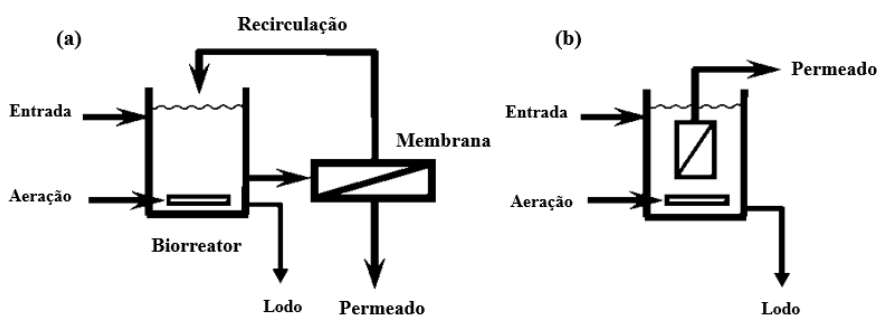
2.2.1. Definição e Características

Os Biorreatores com membranas (BRM), são resultado do desenvolvimento dos processos com membranas, que se difundiram a partir de 1960. Os BRMs aplicados em tecnologia ambiental normalmente são sistemas de micro ou ultrafiltração, instalados ou associados a tanques nos quais ocorrem reações mediadas por microrganismos e permeação de substâncias através da membrana (DEZOTTI; SANT'ANNA Jr.; BASSIN, 2011).

Os BRMs combinam tratamento biológico com filtração por membranas, para produção de um efluente clarificado e livre de microrganismos (JUDD, 2016). De forma geral, os BRMs aeróbios operam de maneira semelhante aos processos de lodos ativados convencionais, diferenciando-se pela substituição da etapa de sedimentação pelo processo de filtração com membranas. Devido a esta substituição, BRMs podem operar com elevada idade de lodo, o que proporciona a redução na produção de lodo excedente e permite a degradação de compostos de baixa biodegradabilidade, bem como o crescimento de microrganismos de reprodução lenta. Além da vantagem mencionada, a utilização de membranas necessita de uma menor área de instalação, devido a eliminação do decantador secundário e uma maior flexibilidade operacional (JUDD; JUDD, 2011).

As diferentes configurações empregadas aos BRMs são definidas pela localização do módulo de membranas, ou seja, o módulo pode encontrar-se acoplado externamente ou pode ficar submerso no próprio tanque reacional (Figura 4).

Figura 4 - Configurações básicas de BRM: (a) com módulo externo e (b) com módulo submerso

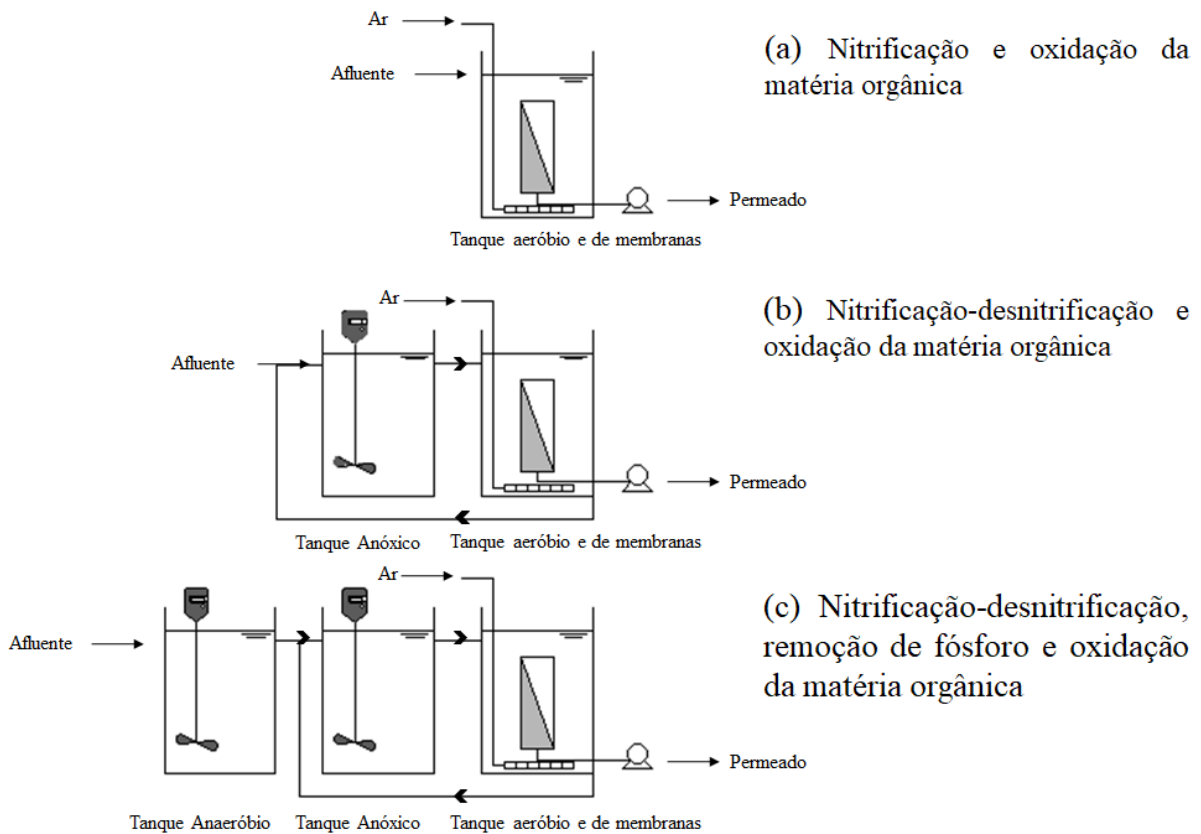


Fonte: Adaptado de JUDD & JUDD, 2011.

A configuração onde o módulo se encontra externamente, o efluente do tanque de aeração é bombeado aos módulos de membrana, a pressão empregada como força motriz para o processo de filtração é positiva, separando, assim, a vazão afluyente em duas linhas: a do permeado, referente a fração filtrada pelas membranas; e a do concentrado, contendo os sólidos retidos pela membrana, que retorna para o biorreator (BELLI, 2011). Este tipo de BRM exige que as velocidades de circulação no módulo sejam elevadas para reduzir a tendência de incrustação e em decorrência disso, ocasionam um alto consumo de energia (DEZOTTI; SANT'ANNA; BASSIN, 2011).

Nos sistemas BRM com o módulo submerso, as membranas são colocadas imersas no licor misto do reator biológico e a filtração é realizada por ação de vácuo gerado no interior das membranas. Além disso, há fornecimento de oxigênio constante de forma tangencial à superfície das membranas, dificultando a formação de depósitos pelo acúmulo de licor misto. Nestes sistemas, dois tipos de membranas podem ser utilizadas: (1) membranas fibra oca e (2) membranas de placas planas (METCALF; EDDY, 2003).

Os BRM com módulo submerso podem ser configurados de acordo com cada projeto específico e objetivos do tratamento. Entre os diversos usos dessa configuração, destaca-se àquele que objetiva a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. Desta forma há a possibilidade de implantação de tanques anóxicos posicionados antes ou após a etapa aeróbia, visando a remoção de nitrato e também a presença de zonas anaeróbias para proporcionar a remoção de fósforo (RADJENOVIC et al., 2008). A Figura 5 indica as possíveis configurações de BRM visando remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Figura 5 - Diferentes configurações de BRM

Fonte: Adaptado de Davis, 2010.

São diversas as configurações possíveis para tratamento de efluente através da tecnologia de BRM, porém para que o tratamento seja eficiente há a necessidade de compreender e atender a alguns aspectos operacionais importantes como tempo de detenção hidráulica, idade do lodo, taxa de aeração, pressão transmembrana, concentração de sólidos suspensos e colmatção.

2.2.2. Aspectos operacionais

2.2.2.1. Idade do Lodo (θ_c)

O tempo de permanência da biomassa dentro de sistemas biológicos de tratamento de efluente é conhecido como tempo de residência celular, ou idade do lodo (θ_c). Este parâmetro é de grande importância para o tratamento de efluentes, sendo que a permanência de sólidos no sistema garante a elevada eficiência do processo, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (VON SPERLING, 2011).

Nos sistemas de lodos ativados (convencional e aeração prolongada) a idade do lodo pode variar entre 4 e 30 dias, estes valores interferem diretamente nas características do licor misto, como por exemplo: sedimentabilidade, teor de sólidos, relação alimento/microrganismos e remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (EPA, 2010). Em biorreatores à membrana a variação da idade do lodo é bastante ampla, podendo ser de 10 a 110 dias (MASSÉ, SPERANDIO, CABASSUD, 2006), principalmente pelo fato da não necessidade de sedimentação para separação entre os sólidos do licor misto e o efluente final (RADJENOVIC et al., 2008).

Apesar das vantagens, a alta idade do lodo em BRM pode causar inconvenientes. Segundo Dezzotti, Sant'Anna e Bassin (2011) altas concentrações de sólidos em suspensão no reator causam alguns problemas operacionais como o aumento da viscosidade do meio reacional, aumento do aporte de ar para manter em suspensão os sólidos e a intensificação da colmatação das membranas. Porém, a idade do lodo inferior a 10 dias pode aumentar a taxa de colmatação das membranas (LE-CLECH, 2006). Desta forma surge a associação da maior taxa de incrustação da membrana a dois fatores chaves: os produtos microbianos solúveis (SMP) e as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) (HUANG, ONG, NG, 2010).

Produtos microbianos solúveis são componentes celulares solúveis liberados pelas células microbianas em resposta a mudanças no ambiente ou durante a lise celular. Já substâncias poliméricas extracelulares são uma classe relativamente ampla de substâncias de alta massa molar que se encontram nas matrizes constituintes dos flocos microbianos. Quanto a sua natureza química, essas substâncias são preponderantemente polissacarídeos, proteínas, fosfolipídios e ácidos nucleicos (DEZZOTTI, SANT'ANNA, BASSIN, 2011).

A influência deste parâmetro para o tratamento de efluente têxtil foi estudada por Yurtsever, Calimlioglu, Sahinkaya (2016) sob as variações de 30 e 60 dias, além da operação sem descarte de lodo. Além deste, outros trabalhos avaliaram este aspecto operacional em níveis mais baixos, como Çinar et al. (2008) que avaliaram o potencial de remoção de um azo corante sobre um θ_c de 10 dias e Lourenço, Novais e Pinheiro (2001) que variaram entre 10, 15 e 20 dias a idade do lodo para avaliação da remoção de cor em efluente têxtil.

2.2.2.2. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é o tempo de permanência do substrato no sistema de tratamento, e este é obtido através da razão entre o volume de líquido no sistema e o volume de líquido retirado do sistema por unidade de tempo (VON SPERLING, 2011).

O TDH é um parâmetro de extrema importância, sendo que este possui um impacto significativo sobre o licor misto através da determinação da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator, definindo por consequência, a relação alimento/microrganismo (A/M) do sistema. A relação A/M atua diretamente na produção de EPS e SMP pela biomassa, desta forma, quanto menor o TDH maior a COV aplicada, tornando assim as membranas mais propensas à colmatação (HONG et al. 2012).

Visando a remoção de nutrientes em um sistema contendo ambiente anóxico e aeróbio, Choiet al.(2015) reportaram que, dentre os TDH testados (6h, 9h e 12h), a remoção de nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) obtiveram maiores eficiências com o menor TDH testado. Xu, Wu e Hu (2014) observaram um aumento na remoção de COD e fósforo com TDH de 6h e um aumento da remoção de nitrogênio total quando reduzido o TDH de 24h para 12h. Isto indica, segundo os autores, que TDH mais baixo aumenta a Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada, potencializando assim a assimilação de nutrientes pelos microrganismos heterotróficos.

Para efluentes contendo corantes têxteis, Seshadri, Bishop e Agha (1994) reportam que as maiores porcentagens de remoção (aproximadamente 86%) de azo corantes em ambientes anaeróbios ocorreram com TDH entre 12h e 24h, porém as quedas mais acentuadas de concentração do corante ocorreram com TDH entre 1 e 2 horas (decaimento de 14% com TDH de 1h). Segundo os autores isso se deve pela alta concentração de COD, a qual é responsável pelo aumento da atividade da biomassa e consumo do azo corante através de cometabolismo, como substrato secundário. Lourenço, Novais e Pinheiro (2001) reportaram remoções de cor de até 90% com TDH entre 9h e 12h na câmara anaeróbia e Shaw, Carliell e Wheatley (2002) avaliaram remoções de cor na mesma proporção através de um TDH de 18,5 horas.

2.2.2.3. Taxa de Aeração

O sistema de aeração em BRM possui duas finalidades: (1) fornecimento de oxigênio dissolvido para os microrganismos responsáveis pela remoção de matéria orgânica e nutrientes e (2) redução do processo de colmatação das membranas (FU et al., 2012). O processo de colmatação é postergada pelo fornecimento de oxigênio devido a turbulência gerada pelas bolhas de ar no meio líquido, promovendo o aumento da tensão de cisalhamento sobre a superfície da membrana, acarretando o desprendimento das substâncias depositadas e limitando a deposição de novas partículas (CHANG, 2011).

Apesar de auxiliar o processo de colmatação através a tensão de cisalhamento criada, a aeração do sistema deve ser realizada com cautela, sendo que seu excesso além de gerar gastos excessivos, pode também promover alteração na estrutura dos flocos biológicos, liberando assim substâncias poliméricas extracelulares (EPS) para o licor misto, substâncias estas que auxiliam o processo de colmatação das membranas (BELLI, 2015). Desta forma, os BRM em escala real tem sido operados geralmente com TAM próximas a $1,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (JUDD, 2016).

2.2.2.4. Concentração de sólidos Suspensos

Uma das principais vantagens dos BRM é a possibilidade de operação com altos valores de sólidos suspensos, sendo assim, este é um importante aspecto operacional (KELNER, 2014). Yigit et al. (2009) avaliaram um BRM para tratamento de efluente têxtil que obteve sua melhor performance de tratamento com altas concentrações de sólidos suspensos no reator, entre 13,9 e 17 g/L. Além disso, Innocenti et al. (2002) reportaram que, devido ao maior tempo de permanência de microrganismos lentos no reator, a máxima nitrificação pode ocorrer com concentrações de biomassa entre 8 – 10 g/L.

Entretanto, o aumento da concentração de SST pode acarretar no aumento da colmatação das membranas devido ao aumento da viscosidade do licor misto, sendo que uma maior viscosidade dificulta a turbulência para remoção eficiente dos sólidos depositados na membrana (MENG et al., 2007).

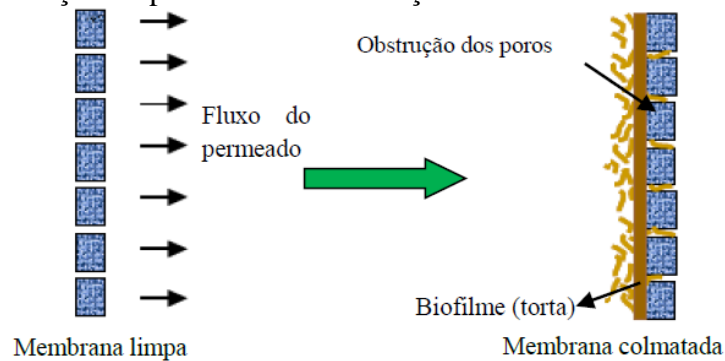
2.2.2.5. Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo crítico

A diferença de pressão entre o interior e o exterior da membrana, gerada através de uma bomba para remoção do permeado, é conhecida como Pressão Transmembrana (PTM) (STRESSMANN, 2008). Já o fluxo crítico é conceituado como o maior valor de fluxo de permeado para o qual não se verifica o aumento da PTM com o tempo (FIELD et al., 1995). Ou seja, em zonas de baixa PTM o fluxo do permeado aumenta conforme o aumento da PTM, porém isso não ocorre em zonas de PTM elevada. Isso se justifica pela deposição de partículas (macromoléculas) sob a superfície da membrana, tornando o fluxo independente da pressão aplicada (PROVENZI, 2005).

2.2.2.6. Colmatação das Membranas

A colmatação das membranas é a cobertura da superfície da membrana por partículas que são adsorvidas ou simplesmente depositadas em sua superfície durante a operação. Entretanto, o termo é utilizado como referência para uma perda de permeabilidade do módulo de membrana. Tal perda resulta em maiores pressões e maiores taxas de cisalhamento que resultam em um maior gasto de energia, ou frequentes limpezas químicas que podem diminuir a vida útil do módulo de membranas (DREWS, 2010).

O processo de colmatação é iniciado com a formação de biofilme sobre a membrana a partir da fixação de microcolônias de bactérias. Este biofilme, após aderido à superfície da membrana, força o sistema a requerer um aumento da PTM para manter o fluxo do permeado superando a barreira criada. Tal condição acarreta em uma maior atração de biomassa à superfície culminando na formação de mais biofilme (BELLI, 2015). A Figura 6, ilustra este processo.

Figura 6 - Representação do processo de colmatção

Fonte: Belli, 2015.

A colmatção pode ser classificada e normalmente os termos reversível e irreversível são utilizados para classificá-la. A colmatção reversível é aquela que pode ser removida através de meios físicos, como a retrolavagem ou o relaxamento, enquanto a colmatção irreversível somente pode ser removida através de limpeza química (JUDD, 2007).

Alguns fatores relacionados aos aspectos operacionais, o licor misto e ao esgoto bruto possuem bastante influência sobre o processo de colmatção. Entre os aspectos operacionais, a idade do lodo, o TDH, o fluxo de permeado e a taxa de aeração possuem destaque. Já características do licor misto e do esgoto bruto como, concentração de sólidos suspensos totais, viscosidade, relação alimento/microrganismo, concentração de substâncias poliméricas extracelulares e produtos microbianos solúveis, possuem grande influência sobre o processo de colmatção (JUDD; JUDD, 2011).

2.3.REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO

2.3.1. Remoção biológica do Nitrogênio

O nitrogênio, devido ao seu elevado número de estados de oxidação, pode apresentar-se na forma de muitos compostos, como nitrogênio orgânico, amônia (NH_3) e gás nitrogênio (N_2). A remoção, de nitrogênio amoniacal, em unidades de tratamento de esgoto pode ser realizada principalmente por dois mecanismos: (1) assimilação por bactérias via síntese celular e (2) nitrificação e desnitrificação biológica. (METCALF; EDDY, 2016)

A assimilação por bactérias via síntese celular pode variar numa faixa de 15-30% para remoção em efluentes domésticos, dependendo de parâmetros operacionais como idade do lodo e carga orgânica aplicada (EPA, 2010). Porém, no caso de BRM, onde há a possibilidade

de aplicação de elevadas idades de lodo, a produção de biomassa é bastante reduzida, sendo assim a remoção de nitrogênio via síntese celular é menos representativa (STEPHENSON et al., 2000).

A remoção de nitrogênio de efluentes é realizada por um processo que envolve duas etapas distintas. A primeira etapa, denominada nitrificação, o amônio passa a nitrato em condições aeróbias, tendo o oxigênio como acceptor de elétrons. Na segunda etapa, a desnitrificação, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso em condições anóxicas, tendo o nitrato como acceptor de elétrons (BASSIN, 2012).

2.3.1.1. Nitrificação

A nitrificação é entendida como a etapa limitante do processo convencional de remoção biológica do nitrogênio (BASSIN, 2012). O processo nitrificante é conceituado como o processo biológico oxidativo de conversão da amônia a nitrato, os microrganismos envolvidos neste processo são autotróficos quimiossintetizantes, para os quais o CO₂ é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação do substrato inorgânico, a amônia (VON SPERLING, 2016).

Este processo ocorre em duas etapas, através de dois diferentes grupos de microrganismos. O primeiro grupo é responsável pela nitrificação, isto é, a oxidação da amônia a nitrito, tendo a hidroxilamina (NH₂OH) como composto intermediário. O segundo grupo promove a conversão do nitrito em nitrato, etapa designada por nitratação (METCALF; EDDY, 2016). As etapas do processo nitrificante estão descritas nas equações (2.1) e (2.2) (VON SPERLING, 2016).

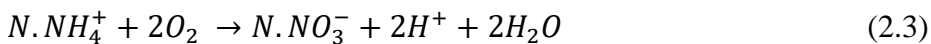
1. Oxidação da amônia – Nitrificação



2. Oxidação do nitrito – Nitratação



3. Reação global da Nitrificação

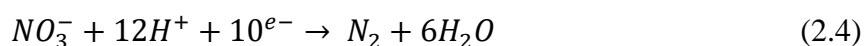


As mais conhecidas bactérias oxidadoras de amônia (BOA) são dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*. Já, na nitrificação, as bactérias oxidadoras de nitrito (BON) podem pertencer à outros gêneros como *Nitrobacter* e *Nitrospira* principalmente (METCALF; EDDY, 2016). Pela estequiometria das reações (2.1) e (2.2), é possível observar que são consumidos 4,57 g de oxigênio para oxidar 1 g de nitrogênio, sendo que 3,43 g de oxigênio são utilizados na etapa de nitrificação e 1,14 g é requerido na etapa de oxidação do nitrito (BASSIN, 2012).

Diversos fatores são responsáveis por afetar a eficiência da nitrificação, como: pH, temperatura, oxigênio dissolvido e presença de compostos inibidores. O pH ideal encontra-se próximo a neutralidade, enquanto a temperatura mais favorável para o processo nitrificante é entre 30 e 35°C (METCALF; EDDY, 2016). Como todo processo biológico, a nitrificação também é inibida pela presença de compostos tóxicos. Muitos compostos inibitórios estão presentes em águas residuárias, principalmente aquelas advindas de indústrias químicas, uma ampla faixa de compostos orgânicos e metais pesados enquadram-se nesta categoria (JULIASTUTI et al., 2003). A salinidade é outro fator que afeta a nitrificação, esta é conhecida por afetar a atividade metabólica das bactérias, reduzindo o crescimento microbiano. A velocidade de crescimento das bactérias é reduzida com o incremento da concentração de sal no meio devido ao fato de que o substrato consumido é gasto na síntese de solutos compatíveis para balancear a pressão osmótica do meio, implicando em alto custo energético para o consórcio microbiano (BASSIN, 2012).

2.3.1.2.Desnitrificação

Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como receptor de elétron nos processos respiratórios, em substituição ao oxigênio. Sendo assim, a desnitrificação é o processo biológico em que o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por meio de bactérias heterotróficas desnitrificantes, em destaque as do gênero *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (METCALF; EDDY, 2016). A equação (2.4) ilustra o processo de desnitrificação.



O processo de desnitrificação pode ser influenciado por diversos fatores, entre eles oxigênio dissolvido, pH, temperatura, disponibilidade de carbono orgânico e presença de substâncias inibidoras. A presença de OD no meio líquido pode inibir o sistema enzimático responsável pela desnitrificação, portanto deve ser mantido em baixas concentrações, o pH favorável para desnitrificação é próximo a neutralidade e a temperatura ideal para o processo encontra-se na faixa de 30 – 35°C (METCALF; EDDY, 2014).

Em processos convencionais de tratamento de efluentes, como lodos ativados, a nitrificação e desnitrificação ocorrem em reatores distintos. A configuração mais utilizada e conhecida é a pré-desnitrificação, no qual o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, utilizando a matéria orgânica afluyente do processo como doador de elétrons em um tanque anóxico. O nitrato é produzido em um tanque aeróbio, através da nitrificação, sendo recirculado ao tanque anóxico (BASSIN, 2012). Este sistema é capaz de reduzir os custos com aeração no tanque aeróbio, pois a desnitrificação consome a matéria orgânica que seria oxidada aerobiamente, reduzindo 2,86mg/L de oxigênio a cada 1mg/L de nitrato oxidado (VON SPERLING, 2016).

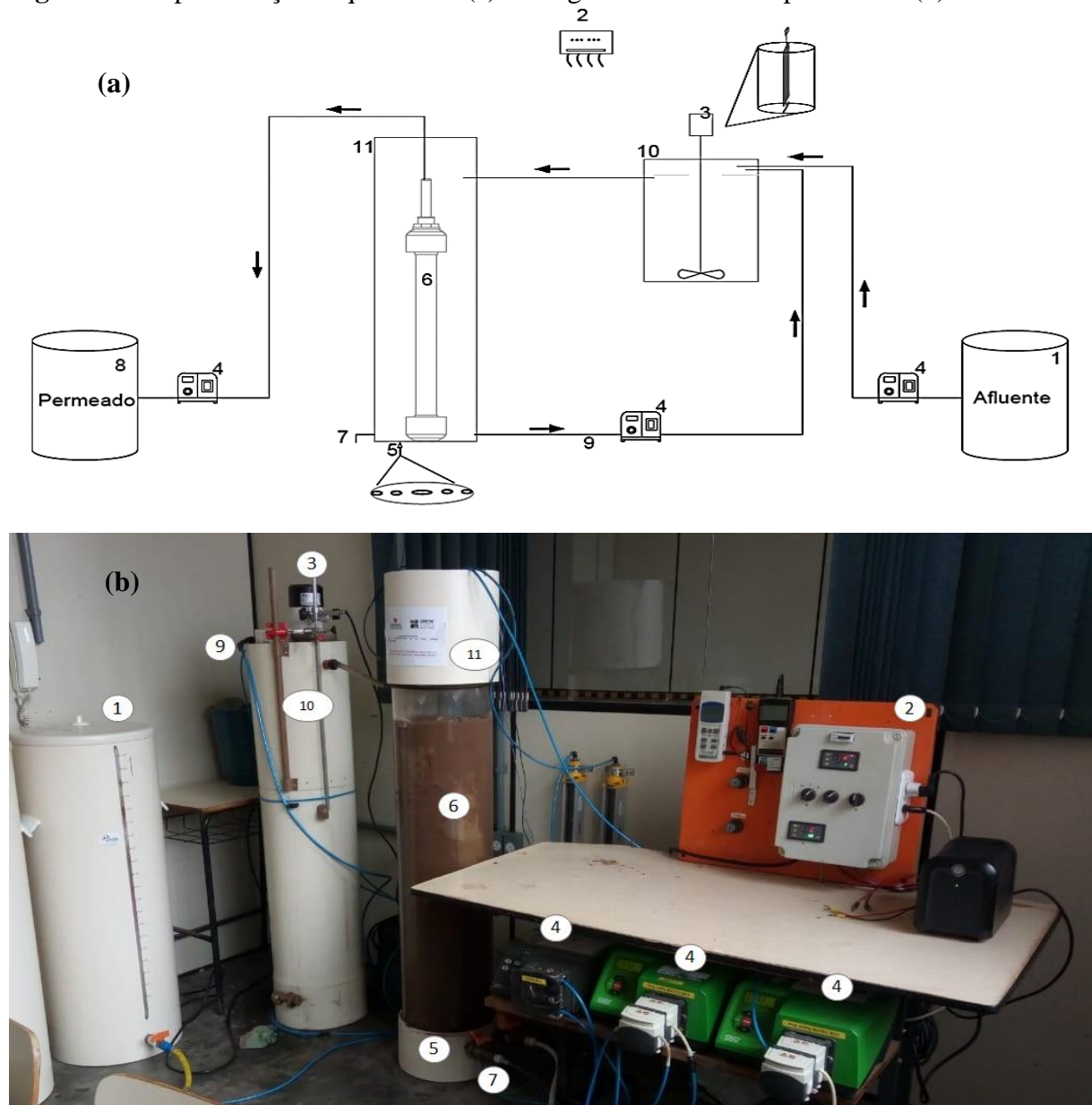
3. METODOLOGIA

3.1.UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade experimental em escala piloto foi instalada na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Campus Ibirama, no Laboratório de Biorreatores a membrana para Tratamento de Efluentes – LABIOTRATE, pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária.

A unidade possuía um volume total de 76,35 L que dividia-se em um tanque anóxico e um tanque aeróbio. Com volume útil de 24,75 L, o tanque anóxico era alimentado pelo efluente têxtil e pela linha de recirculação de lodo e possuía um agitador mecânico para manter a biomassa em suspensão. O tanque aeróbio, com capacidade para 51,5 L, possuía o módulo de membranas (ZW10—Zenon/GE) submerso e um sistema de aeração responsável pela manutenção da biomassa em suspensão, fornecimento de oxigênio dissolvido para processos biológicos e minimização da colmatação da membrana. O efluente do tanque anóxico era coletado pelo tanque aeróbio, deste último saíam o efluente tratado e a linha de recirculação de lodo. A unidade experimental encontra-se ilustrada na Figura 7.

Figura 7 – Representação esquemática (a) e imagem da unidade experimental (b)




1- Reservatório do Afluente; 2- Painel de Controle; 3- Misturador; 4- Bomba peristáltica; 5-Difusores de ar; 6- Módulo de membrana; 7- Linha de descarte de lodo; 8- Reservatório efluente (a) descarte direto na rede pluvial (b); 9- Linha de recirculação de lodo; 10- Câmara anóxica; 11- Câmara aeróbia.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O módulo de membrana de ultrafiltração, do tipo fibra oca, era operado de maneira submersa no tanque do BRM e as especificações do fabricante encontram-se no Quadro 3.

Quadro 3 - Especificações técnicas e imagem do módulo de membranas utilizado

Propriedade	Especificações
Modelo/Fabricante	ZW10-Zenon/GE
Material da membrana	Polímero Orgânico
Conformação	Fibra Oca
Comprimento do módulo	69,2 cm
Diâmetro do módulo	11 cm
Número de fibras	300
Comprimento das fibras	56 cm
Diâmetro dos poros	0,04 μ m
Classificação	Ultrafiltração
Área filtrante	0,93 m ²
Diâmetro externo das fibras	2 mm



Fonte: Adaptado de Zenon, 2018.

A automação da operação do BRM foi realizada por um painel de controle, este controlava a intermitência da filtração juntamente com a alimentação. Para alimentação do sistema, retirada do permeado e recirculação do licor misto foram utilizadas bombas peristálticas. O fornecimento de oxigênio, tanto para o processo biológico, quanto para a redução do processo de colmatção das membranas foi fornecido por difusores de ar. A vazão de ar era controlada por dois rotômetros, um para a aeração no módulo de membrana e outro para a aeração no reator em si, e para controle da pressão transmembrana (PTM) foi utilizado um vacuômetro digital.

3.2.PARTIDA E OPERAÇÃO DO BIORREATOR A MEMBRANA

O Biorreator a membrana foi operado em regime contínuo com pré-desnitrificação, ou seja, a entrada de efluente e a saída de permeado ocorrem simultaneamente e com mesma vazão e a zona anóxica precede a zona aeróbia. A recirculação do licor misto foi realizada a uma razão de recirculação de 500% da vazão afluyente, sendo que a eficiência da desnitrificação está associada à quantidade de nitrato que é retornado à zona anóxica(VON SPERLING, 2016).

Visando a minimização da colmatção da membrana, a filtração do licor misto era realizada de maneira intermitente, ou seja, 9 minutos ligada e 1 minuto desligada. Para evitar

a elevação de nível no BRM, o processo de alimentação também seguia a mesma intermitência do processo de filtração. O relaxamento consiste na parada do fluxo do permeado, porém a aeração se mantém contínua, desta forma as substâncias causadoras de *fouling* retornam para a fase líquida, retardando assim a necessidade de limpeza química da membrana (DEZOTTI; SANT'ANNA; BASSIN, 2011).

3.2.1. Condições de Operação

Os parâmetros operacionais vinculados a unidade experimental são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Parâmetros operacionais do BRM

Parâmetro	Unidade	Valor
TDH _{Total}	h	19,9
Idade do lodo	d	44
Vazão de efluente tratado	L h ⁻¹	3,83
Fluxo de permeado	Lm ⁻² h ⁻¹	4,122
Vazão de recirculação de lodo	L h ⁻¹	19,215
Taxa de aeração da membrana (TAM)	m ³ m ⁻² h ⁻¹	1,03

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O TDH total era dividido entre os tanques anóxico e aeróbio, sendo o TDH do tanque anóxico 6,46 horas e do tanque aeróbio 13,44 horas. O oxigênio dissolvido (OD) no tanque aeróbio foi mantido entre 4,5 e 6,5 mg.L⁻¹ e conseqüentemente a variação do OD no tanque anóxico situou-se entre 0,15 e 0,20 mg.L⁻¹. Os valores adotados para cada aspecto operacional foram definidos conforme a capacidade da unidade experimental, buscando uma maior eficiência do BRM quanto a remoção de matéria carbonácea, nutrientes e corante. A alta idade do lodo visava manter uma baixa produção de lodo, além de estimular a reprodução de microrganismos de crescimento lento responsáveis pela remoção de nutrientes (JEGATHEESAN et al., 2016).

3.2.2. Estratégias Operacionais

A operação do BRM foi realizada entre os meses de agosto e outubro de 2018, em um total de 50 dias. A operação total foi dividida em duas estratégias, nomeadas de E-1 e E-2. Durante estas estratégias, o principal parâmetro variado foi a salinidade do efluente. A Tabela 5 indica as variações e período operacional de cada estratégia.

Tabela 5 - Estratégias operacionais

	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Salinidade (g L^{-1})	SDT (g L^{-1})	Período operacional (d)	Características do efluente		
					DQO (mg L^{-1})	N-NH ₄ ⁺ (mg L^{-1})	Corante (mg L^{-1})
E-1	3089,3	1,553	2,36	1 – 29	1213,33	44,7	34,35
E-2	2060,0	1,00	1,83	29 – 48	1538,66	51,6	37,11

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A variação das características do efluente (DQO, N-NH₄⁺ e corante), expressas na tabela 5, foram decorrentes do tempo de armazenamento do efluente após sua produção. Não havia possibilidade de controle da temperatura do ambiente onde estava localizada a unidade experimental, portanto, durante as horas de armazenamento, nos períodos mais quentes do dia, o efluente degradava-se parcialmente.

Resumidamente, a primeira estratégia teve como objetivo principal avaliar a eficiência dos processos biológicos frente a um alto teor de salinidade, principalmente daqueles que ocorrem através de microrganismos mais sensíveis a maiores teores de sal, tal como a nitrificação. Já no período de operação da estratégia E-2 buscou-se avaliar o processo de recuperação do reator, após estresse da biomassa no período da E-1, a partir da diminuição da salinidade.

3.3. INOCULAÇÃO

A inoculação do Biorreator à membrana foi realizada através da coleta de licor misto da Estação de Tratamento de Efluente de uma indústria têxtil localizada no município de Presidente Getúlio - SC. A indústria têxtil em questão possui sistema de tratamento de efluentes com processos físico, químico e biológico. O licor misto foi coletado da linha de recirculação do sistema de lodos ativados, tratamento biológico utilizado pela indústria.

3.4.ALIMENTAÇÃO

O BRM foi alimentado com efluente sintético, que buscava representar as características físico-químicas do efluente têxtil. O efluente sintético usado na presente pesquisa era composto essencialmente por uma fonte de carbono orgânico, macronutrientes e um azo corante (Remazol violeta brilhante). Além disso, a alta salinidade, característica de efluentes têxteis, foi simulada através da adição de Cloreto de Sódio (NaCl). As concentrações de cada solução foram adaptadas a partir do trabalho de Çinar (2008) e encontram-se no Quadro 4.

Quadro 4 – Composição do efluente Sintético

Composto	Fórmula Química	Concentração (mg.L ⁻¹)	Carga Volumétrica (mg/L.d)
Cloreto de amônio	NH ₄ Cl	230	66
Fosfato Dipotássico	K ₂ HPO ₄	9	11,22
Fosfato Monopotássico	KH ₂ PO ₄	17	20,33
Cloreto de Ferro (III)	FeCl ₃ .6H ₂ O	1,25	1,51
Azo Corante	RBV-5R	50	60,70
Glicose	C ₆ H ₁₂ O ₆	1402	1690,86
Cloreto de Sódio	NaCl	126	151,75

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Juntamente aos compostos apresentados no Quadro 4, era também adicionada uma solução de micronutrientes contendo: MnCl₂.4H₂O (0,12 mg.L⁻¹), ZnCl₂ (0,01258 mg.L⁻¹), CuCl₂.2H₂O (0,0095 mg.L⁻¹) e CoCl.6H₂O (0,2516 mg.L⁻¹).

Durante o período da E-1, além dos compostos base do efluente, presentes no Quadro 4, adicionou-se Bicarbonato de Sódio (NaHCO₃) a uma concentração correspondente a da Glicose, ou seja, 1402 mg.L⁻¹, acarretando uma alta concentração de sais inorgânicos no efluente sintético produzido. O NaHCO₃ fornecia a alcalinidade necessária para a ocorrência do processo de nitrificação, porém, o excesso desse transcorria na perturbação dos microrganismos presentes no reator devido à alta salinidade juntamente com os compostos tóxicos presentes no azo corante.

Este método foi alterado para o início da E-2. Houve a diminuição da concentração de NaHCO₃, sendo fornecido somente a quantidade correspondente ao consumo de alcalinidade

para oxidação total da amônia. Desta forma, considerando que a oxidação de 1 mgNH₄⁺-N/L consome 7,1 mg.L⁻¹ de alcalinidade, que corresponde a 8,7 mgHCO₃⁻/L (VON SPERLING, 2016) a nova concentração de NaHCO₃ utilizada foi de 426 mg.L⁻¹. O controle do pH foi mantido através de uma solução de tampão fosfato, onde a concentração dos compostos K₂HPO₄ e KH₂PO₄ foi alterada para 392 mg.L⁻¹ e 47 mg.L⁻¹ respectivamente, diminuindo a salinidade do efluente e propiciando um ambiente mais estável para a nitrificação.

3.5.CONTROLE DA IDADE DO LODO

O controle da idade do lodo do BRM foi realizado através do descarte diário de um determinado volume de lodo. Para determinação do volume de lodo a ser removido a Equação 3.1 foi utilizada.

$$Idade\ do\ Lodo = \frac{Volume\ útil\ do\ reator}{Volume\ de\ descarte\ diário} \quad (3.1)$$

Considerando que o volume útil do BRM é igual a 76,25 litros e buscando uma idade do lodo de 44 dias, o volume a ser descartado diariamente é de 1,716 litros. O descarte foi realizado manualmente e quando quantidades significativas de licor misto eram retiradas para ensaios e análises específicos, este volume era considerado como parte do volume diário descartado.

3.6.PROCEDIMENTO PARA LIMPEZA DAS MEMBRANAS

O processo de limpeza das membranas consiste em uma pré-lavagem com água, para remoção de sólidos ou partículas mais grosseiras, seguida de imersão em hipoclorito de sódio (NaClO) na concentração de 200 ppm durante aproximadamente 2 horas. Após este processo, a mesma era submergida em uma solução de ácido cítrico com concentração de 20 g L⁻¹, para remoção das incrustações persistentes ao processo de limpeza com NaClO.

Segundo recomendações do fabricante, o procedimento de limpeza das membranas deveria ser realizado no momento em que a PTM exceder o valor de 0,7 bar. Durante o período experimental da presente pesquisa este valor não foi excedido, portanto não houve a necessidade de limpeza da mesma.

3.7.MONITORAMENTO DO BRM

O monitoramento do BRM foi realizado visando dois aspectos principais: eficiência do tratamento e crescimento da biomassa. Foram analisadas amostras de quatro pontos distintos: o reservatório de esgoto bruto, o tanque anóxico, o tanque aeróbio e o permeado. Assim, além de verificar a eficiência global do tratamento, foi possível uma análise da eficiência de cada etapa do tratamento.

3.7.1. Eficiência do Reator

A avaliação da qualidade do tratamento do sistema foi realizada através dos parâmetros e métodos analíticos presentes no Quadro 5, com sua respectiva periodicidade e pontos de amostragem.

Quadro 5 - Parâmetros, métodos analíticos e periodicidade de amostragem para análise da eficiência do tratamento.

Parâmetro	Metodologia	Pontos de amostragem	Periodicidade
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Método colorimétrico de refluxo fechado, com Kit HACH (método 8000) e leitura em espectrofotômetro HachDR/3900	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio; Permeado;	Semanalmente
Nitrogênio Amoniacal	Método de Nessler com kit HACH (método 10031) e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR/3900	Reservatório esgoto; Permeado.	Semanalmente
Série de Sólidos	Método gravimétrico	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio; Permeado;	Semanalmente
Alcalinidade	Medido pela modificação do pH através da adição de ácido sulfúrico 0,02N	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio;	Semanalmente
Cor Verdadeira	Filtração em membrana 0,45 µm e leitura em EspectrofotômetroHach DR/3900	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio; Permeado;	Semanalmente
Condutividade Elétrica	Medido através de condutivímetro portátil	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio; Permeado;	Semanalmente
Concentração do corante (RBV-5R)	Filtração em membrana 0,45 µm e leitura em EspectrofotômetroHach DR/3900	Reservatório do esgoto; Tanque anóxico; Tanque aeróbio; Permeado;	Semanalmente

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Para realização das análises, excetuando-se sólidos suspensos, todas as amostras foram previamente filtradas em uma membrana de acetato celulose com tamanho de poro de 45 µm.

Além das análises citadas no Quadro 5, através da utilização de um espectrofotômetro de varredura, foi realizada uma varredura espectral das amostras filtradas do afluente, tanque anóxico, tanque aeróbio e permeado. Esta análise teve o intuito de obter os picos de absorvância do corante e outros poluentes detectáveis nos comprimentos de onda compreendidos entre 190 e 700 nm.

3.8. ENSAIOS COM A BIOMASSA

Os ensaios de bancada realizados com a biomassa tiveram duas finalidades principais, verificar, sob condições controladas, a taxa de consumo de oxigênio via bactérias autotróficas e heterotróficas e a taxa de remoção do azo corante em ambientes anaeróbio, anóxico e aeróbio. O Quadro 6 apresenta os ensaios realizados.

Quadro 6 - Ensaios com a biomassa

Análise	Item	Referência
Respirometria	3.8.1	Ochoa et al. (2002)
Remoção Azo Corante	3.8.2	-

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

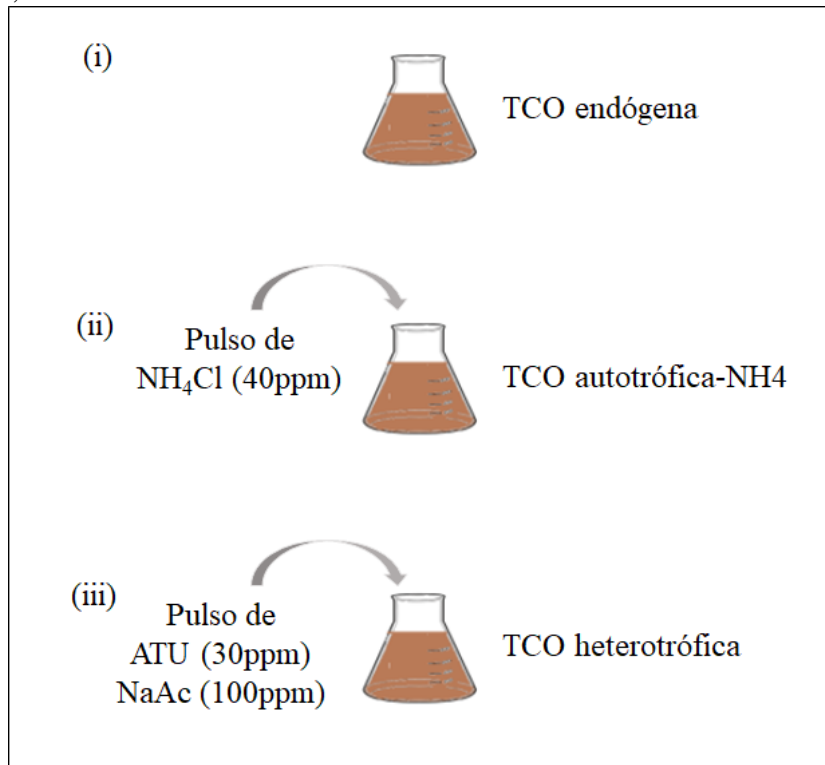
Em todos os ensaios, a fim de normalizar os resultados, foram quantificados os sólidos suspensos voláteis, assim sendo possível a comparação entre as diferentes estratégias.

3.8.1. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) por bactérias autotróficas e heterotróficas

A determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO) por bactérias autotróficas e heterotróficas foi realizada através de ensaios respirométricos que objetivam avaliar a atividade da biomassa aeróbia no reator. A metodologia utilizada foi descrita por Ochoa et al. (2002) e consiste em observar o decaimento do oxigênio no líquido reacional sob diferentes condições, sendo estas: (i) sem adição de substrato, para determinação do consumo de oxigênio via respiração endógena ($TCO_{\text{endógena}}$); (ii) com adição de substrato para bactérias autotróficas, para determinação do consumo de oxigênio via oxidação da amônia por bactérias autotróficas ($TCO_{\text{autotrófica-NH}_4}$) e com adição de substrato para bactérias heterotróficas, com o objetivo de

determinar o consumo de oxigênio dissolvido por bactérias heterotróficas ($TCO_{\text{heterotrófica}}$). A Figura 8 apresenta a sequência metodológica para a determinação das TCOs.

Figura 8 - Representação esquemática da sequência metodológica para determinação da $TCO_{\text{Endógena}}$, $TCO_{\text{Autotrófica}}$ e $TCO_{\text{Heterotrófica}}$



Fonte: Adaptado de Souza, 2018.

A obtenção das TCOs será através de regressão linear a partir da reta formada pelos valores de oxigênio dissolvido (em mg.L^{-1}), em função do tempo de ensaio. Já a velocidade específica ($TCO_{\text{específica}}$) foi obtida através da Equação (3.2)

$$TCO_{\text{específica}} = \frac{1}{SSV} \frac{dO_2}{dt} \quad (3.2)$$

Sendo:

$TCO_{\text{específica}}$: Velocidade específica de respiração ($\text{gO}_2 \text{ gSSV h}^{-1}$);

SSV: Concentração de sólidos suspensos voláteis (gSSV m^{-3});

dO_2/dt : Velocidade de consumo de oxigênio.

3.8.2. Remoção de azo corante em ambiente anaeróbio, anóxico e aeróbio

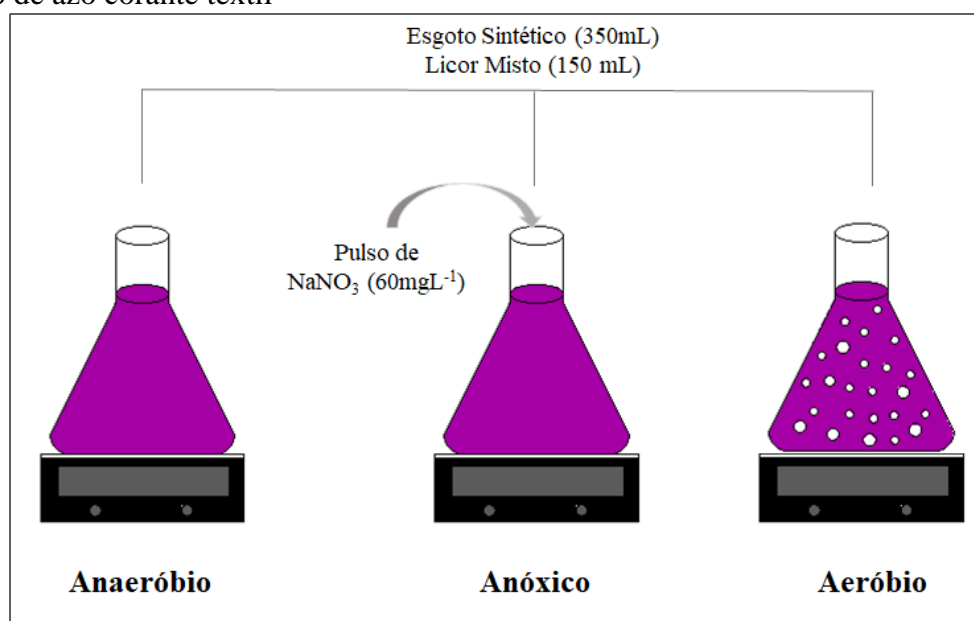
A remoção de azo corantes ocorre em duas fases, sendo que a redução da concentração do corante ocorre na ausência de oxigênio dissolvido (ÇINAR, 2009). Sendo assim, objetivando avaliar o impacto do oxigênio dissolvido na remoção de um azo corante têxtil, foi

realizado um ensaio que consistiu em expor a biomassa a condições anaeróbias, anóxicas e aeróbias, a fim de determinar individualmente as taxas de remoção do corante.

Para realização deste ensaio foi coletado 500 mL de licor misto do tanque aeróbio. Posteriormente procedera-se a lavagem do licor misto com água destilada, com o objetivo de remover compostos interferentes. Em seguida a amostra foi dividida igualmente (150 mL) em três erlenmeyers para reprodução das condições anaeróbia, anóxica e aeróbia. Após o acondicionamento das amostras, foram adicionados aos três erlenmeyers 350 mL de esgoto sintético utilizado na alimentação do BRM (item 3.4.). O ensaio anaeróbio foi conduzido apenas sob uma leve agitação, utilizando-se de agitador magnético, enquanto que o ensaio anoxico foi realizado sob agitação e mediante adição de uma solução de nitrato de sódio (NaNO_3) a 60 mg L^{-1} . Já para ao ensaio aeróbio utilizou-se um soprador de ar conectado uma pedra porosa para o fornecimento de oxigênio.

O ensaio teve duração total de 5 horas, sendo que durante a primeira hora foram coletadas amostras a cada 15 minutos e posteriormente a cada hora. Todas as amostras foram previamente filtradas com membrana de acetato celulose com tamanho de poro $45\mu\text{m}$ para posterior leitura da concentração do azo corante. A representação esquemática da metodologia encontra-se na Figura 9.

Figura 9 - Representação esquemática da sequência metodológica a ser utilizada no ensaio de remoção de azo corante têxtil



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

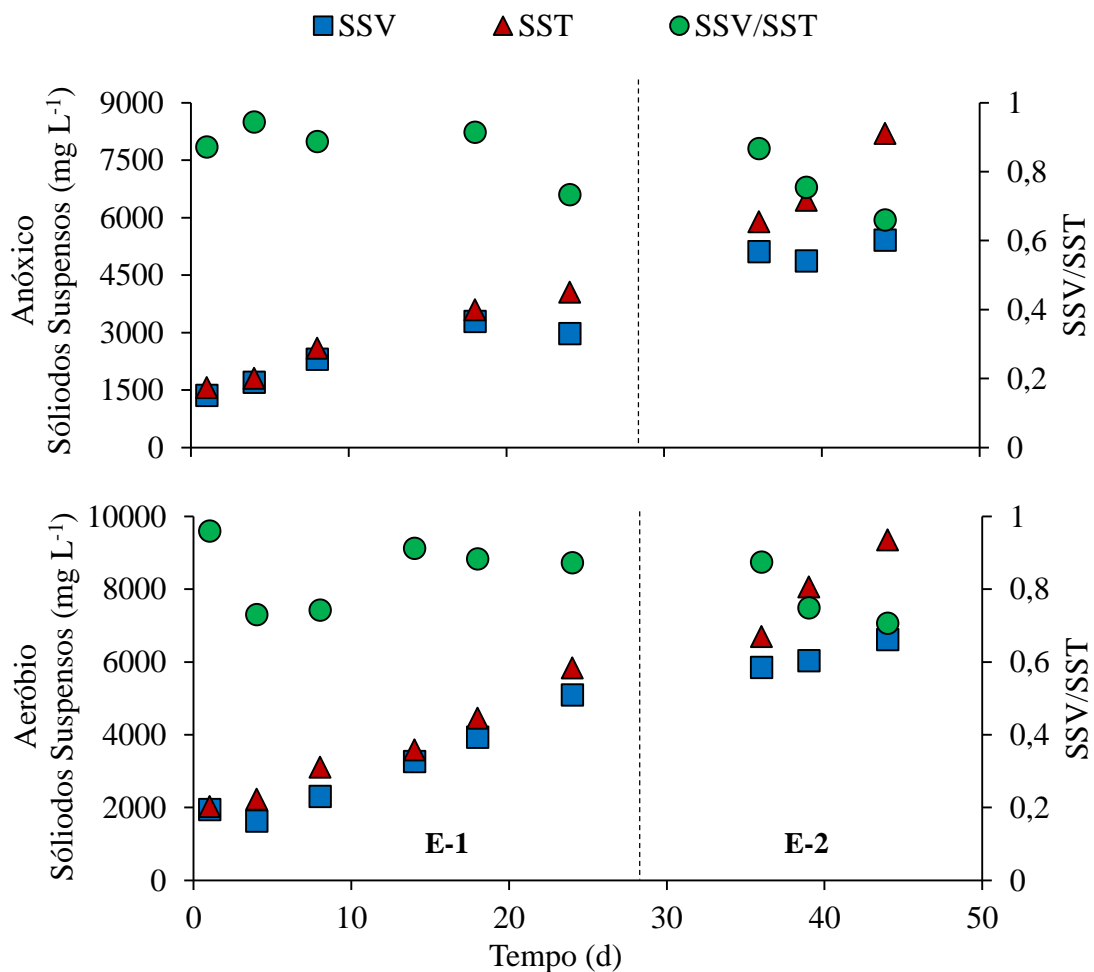
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nesta pesquisa serão apresentados quanto ao comportamento da biomassa no decorrer da operação e desempenho do reator na remoção do azo corante, DQO e nitrogênio amoniacal. Desta forma a discussão será realizada visando cada item separadamente e suas relações.

4.1. CONCENTRAÇÃO DA BIOMASSA

A figura 10 apresenta o comportamento da concentração de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), bem como da relação SSV/SST no BRM tanto para o tanque anóxico quanto para o tanque aeróbio.

Figura 10- Comportamento da biomassa durante o período de operação



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Durante o período experimental não houve estabilização da concentração de biomassa. Observa-se um crescimento expressivo nos valores de SST e SSV em ambos os tanques, com concentração inicial de SST no tanque anóxico de 1570 mg L^{-1} e final de 8200 mg L^{-1} (dia 50), enquanto que para o tanque aeróbio a concentração inicial de SST foi de 2030 mg L^{-1} e a final (dia 50) foi de 9360 mg L^{-1} . O substancial crescimento no teor de biomassa pode ser atribuído a elevada idade do lodo praticada no BRM, que resultava em uma baixo volume de lodo de descarte. Apesar de algumas variações, o comportamento do crescimento da biomassa em ambos os tanques foi semelhante devido à alta razão de recirculação de lodo adotada, estipulada em 500% da vazão de entrada.

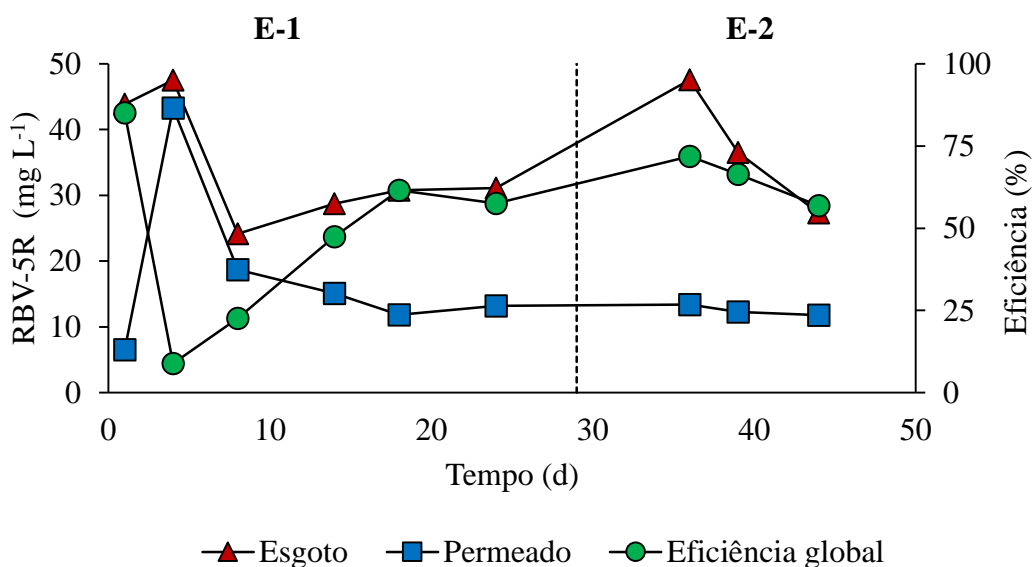
Durante a E-1 a média da relação SSV/SST nos tanques anóxico e aeróbio foi respectivamente de $0,88 \pm 0,07$ e $0,85 \pm 0,09$, mantendo-se próxima a relação usualmente encontrada em sistemas biológicos de tratamento de efluente $0,8 - 0,9$ (METCALF; EDDY, 2016). Ao final da E-2 a relação encontrava-se um pouco abaixo do usual, no tanque anóxico $0,66$ e no tanque aeróbio $0,70$, o decaimento foi contínuo desde o início da estratégia. Este decaimento se deve a alta concentração de sólidos inorgânicos dissolvidos presente no esgoto sintético, tornando o lodo mais inorgânico no decorrer da operação. Esse comportamento foi observado por Grilli et al. (2011), em que este autor observou que a relação SSV/SST apresentava valores compreendidos entre $0,6 - 0,7$ em um biorreator a membrana tratando efluente têxtil.

4.2. DESEMPENHO DO BRM

4.2.1. Remoção do azo corante Remazol Violeta Brilhante – 5R

A Figura 11 apresenta os valores da concentração do corante Remazol Violeta Brilhante – 5R (RBV-5R) no esgoto sintético e no permeado do reator, bem como bem como as respectivas eficiências de remoções obtidas em cada dia operacional.

Figura 11 - Concentrações do azo corante RBV-5R presente na entrada e saída do BRM e respectiva eficiência de remoção



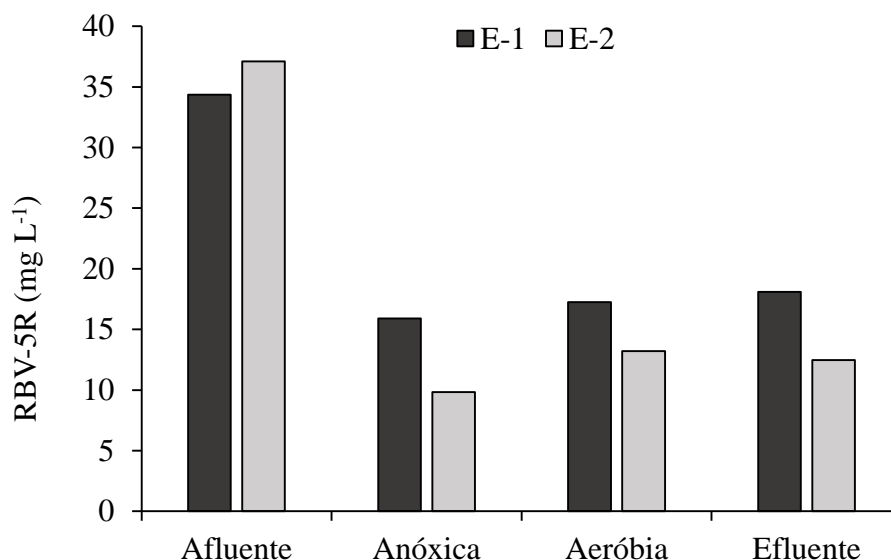
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Em média, durante a E-1, as concentrações de entrada e saída do azo corante foram respectivamente 34,35 mg L⁻¹ e 18,10 mg L⁻¹, resultando em uma eficiência média de remoção de aproximadamente 47%. No entanto, como é possível observar na Figura 11, o sistema mostrou-se bastante instável no início da operação, período no qual a eficiência decaiu em torno de 80% entre um ponto amostral e outro. Isso pode ser justificado pela aclimação da biomassa, em que em um primeiro momento foi alcançado altos níveis de remoção do corante, porém com a carga diária aplicada, os microrganismos mais sensíveis foram perdidos e somente aqueles mais resistentes foram capazes de permanecer.

Após esta queda, a eficiência de remoção foi, aos poucos, reestabelecida. Sendo assim, durante a E-2 a concentração média de entrada e saída do corante foi respectivamente 37,11

mg.L⁻¹ e 12,47 mg.L⁻¹, alcançando uma eficiência média de aproximadamente 65% de remoção. A média de remoção por cada etapa do tratamento é evidenciada na Figura 12.

Figura 12 - Média da concentração do azo corante em cada etapa do tratamento durante as diferentes estratégias



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

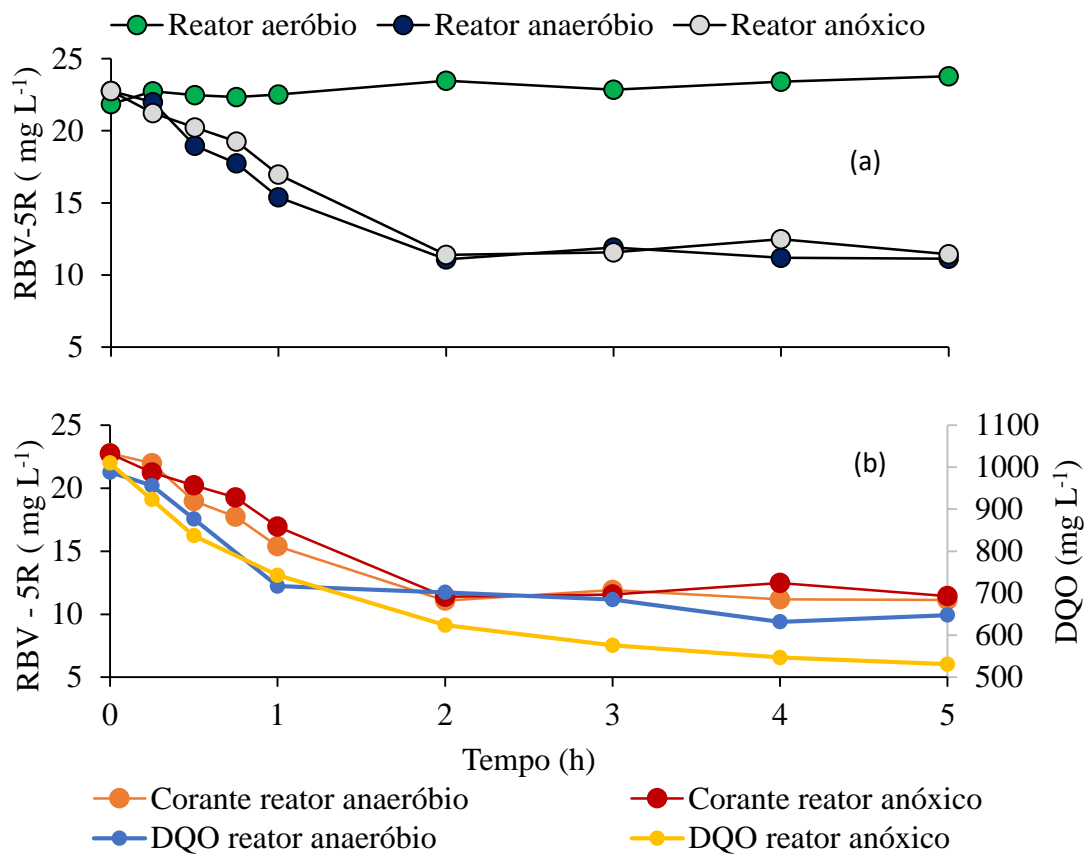
A Figura 12 mostra que a remoção do corante ocorre somente na etapa anóxica, reforçando o mesmo comportamento já observado por Çinar et al. (2009). De acordo com esses autores, a redução biológica do azo corante era afetada negativamente pelo aumento da concentração de oxigênio dissolvido no biorreator. Por outro lado, é importante ressaltar que a etapa aeróbia é essencial para o processo de remoção completa do azo corante considerando que a redução deste sob condições anóxicas produz aminas aromáticas que somente são degradadas em ambientes aeróbios (STOLZ, 2001).

Durante o período experimental, a média da concentração do RBV-5R na etapa anóxica do tratamento foi, na E-1 e E-2 respectivamente, 15,90 mg.L⁻¹ e 9,89 mg.L⁻¹. Essa redução na concentração média entre as estratégias se deve principalmente ao aumento da concentração da biomassa no reator, aumentando assim a adsorção/biorredução do azo corante pelos microrganismos e consequentemente aumentando a eficiência do processo de remoção.

Como é possível observar na Figura 12 durante a etapa aeróbia ocorreu um aumento de 7,82% na concentração média do corante no período da E-1 e de 25,51% no período da E-2, tomando como referência a concentrações de corante no tanque anóxico. Isso se explica pelo fato de que a presença de oxigênio dissolvido em altas concentrações inibe, significativamente, a remoção do corante, ocasionando um acúmulo na câmara aeróbia. Este

comportamento se deve ao fato de que a remoção do azo corante é baseada em uma reação de oxirredução em que o azo corante atua como acceptor de elétrons, tendo a matéria orgânica como doador. Desta forma, em ambientes com altas concentrações de oxigênio dissolvido, a não redução na concentração do azo corante pode ser explicada pelo fato de que o oxigênio é um acceptor de elétrons mais efetivo que o próprio corante (CHANG et al. 2001). Os resultados obtidos durante o ensaio de bancada com a biomassa do reator permitiram evidenciar tal comportamento, conforme se observa na Figura 13.

Figura 13 – Concentração do azo corante nos ensaios sob condições aeróbias, anóxico e anaeróbio (a) e concentrações de azo corante e respectivos valores de DQO solúvel nos ensaios anoxicos e anaeróbios (b)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Observa-se que a redução da concentração do corante ocorre tanto no ensaio sob condições anoxicas quanto anaeróbias (Figura 13-a). Contudo, para o ensaio sob condições aeróbias este comportamento não foi observado. Tais resultados evidenciam que a remoção do corante ocorre apenas mediante ambiente redutor ao passo que a sob condições oxidantes a sua remoção é inexistente. Além disso, observa-se que o decaimento da DQO no reator anaeróbio é mais lento se comparado ao decaimento da DQO no reator anóxico (Figura 13-b), mesmo que a relação entre consumo do azo corante e DQO seja maior no reator anaeróbio. A

redução do azo corante demanda uma fonte orgânica complexa e carboidratos (PANDEY; SINGH; IYENGAR, 2007), além disso, Nigam et al. (1996) observaram que, em culturas bacterianas puras ou mistas, a redução do azo corante ocorria de forma mais acelerada em ambientes com alta disponibilidade de carbono orgânico. Sendo assim, a competição pela DQO disponível que ocorre no tanque anóxico, devido ao processo de desnitrificação, tende a desacelerar o processo de redução do azo corante. Este fato pode tornar-se um inconveniente caso o TDH do tanque anóxico seja reduzido, porém, em questão de remoção de DQO, é uma vantagem, considerando que a remoção de DQO foi mais expressiva no reator anóxico.

Considerando os perfis de decaimento do corante e DQO amostrados na Figura 13-b, bem como os respectivos teores de SSV em cada experimento, calculou-se as velocidades específica de remoção do corante sob condição anóxica e a anaeróbia. Os resultados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Velocidade específica de decaimento da concentração do corante e velocidade de decaimento da DQO em relação ao corante em ambiente aeróbio, anóxico e anaeróbio

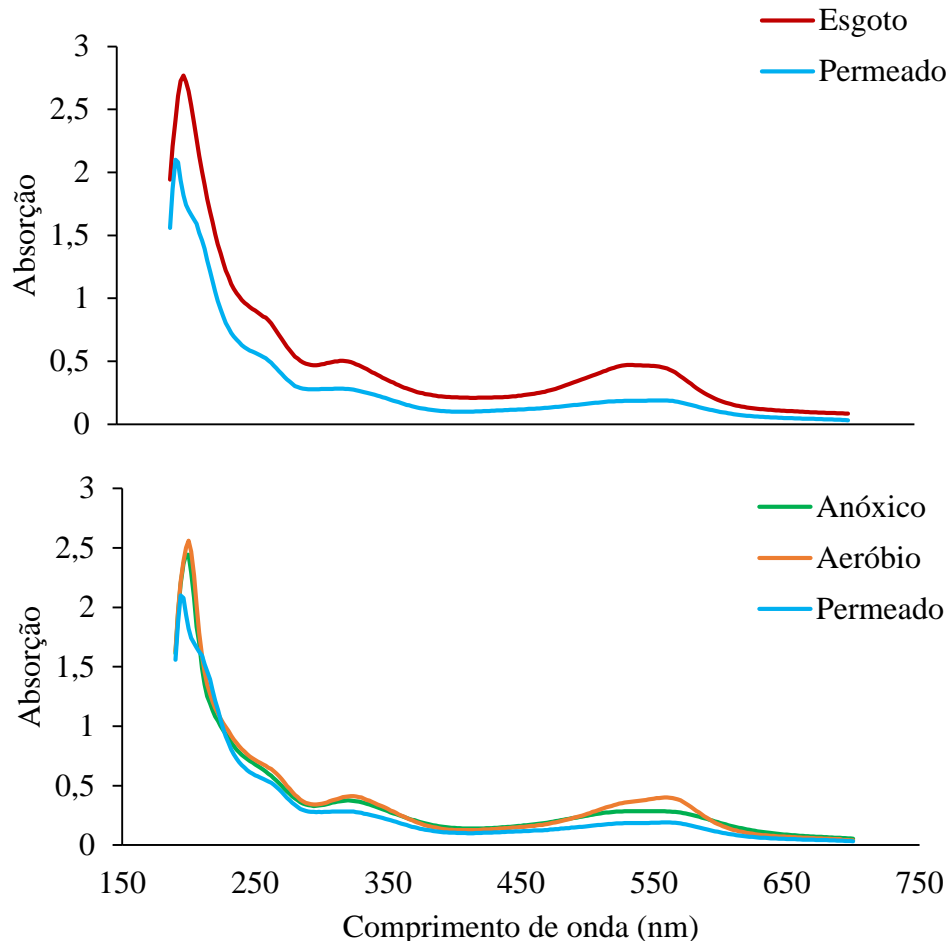
	Aeróbia	Anóxica	Anaeróbia
Velocidade específica de consumo do azo corante (mg gSSV ⁻¹ h ⁻¹)	-0,48	2,90	3,17
Relação entre consumo do azo corante e DQO (mg corante gDQO ⁻¹)	-	21,685	27,232

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Observa-se que ensaio com maior velocidade de remoção foi aquele mantido em condições anaeróbias. Tal comportamento pode ser atribuído à ausência de oxigênio e a disponibilidade de matéria orgânica para a ocorrência da remoção do azo corante. A velocidade de remoção sob condições anóxicas foi ligeiramente menor em relação anaeróbia, porém, a remoção ocorre de maneira semelhante. O motivo por essa redução na velocidade de consumo do corante é a disponibilidade de matéria orgânica, uma vez que a relação entre consumo do corante e DQO foi menor na fase anóxica. Este fato pode ser explicado pela ocorrência da competição no consumo da DQO entre as bactérias heterotróficas desnitrificantes e as removedoras do azo corante. A desnitrificação biológica ocorre sob condições anóxicas, ou seja, o processo de redução do nitrato a nitrogênio gasoso por meio da ação de bactérias heterotróficas tende a consumir parte da matéria orgânica disponível, diminuindo assim a sua disponibilidade ao processo de remoção do corante.

A Figura 14 apresenta os resultados do ensaio de varredura para absorbâncias nas faixas UV e visível.

Figura 14 - Absorção do azo corante sobre diferentes comprimentos de onda



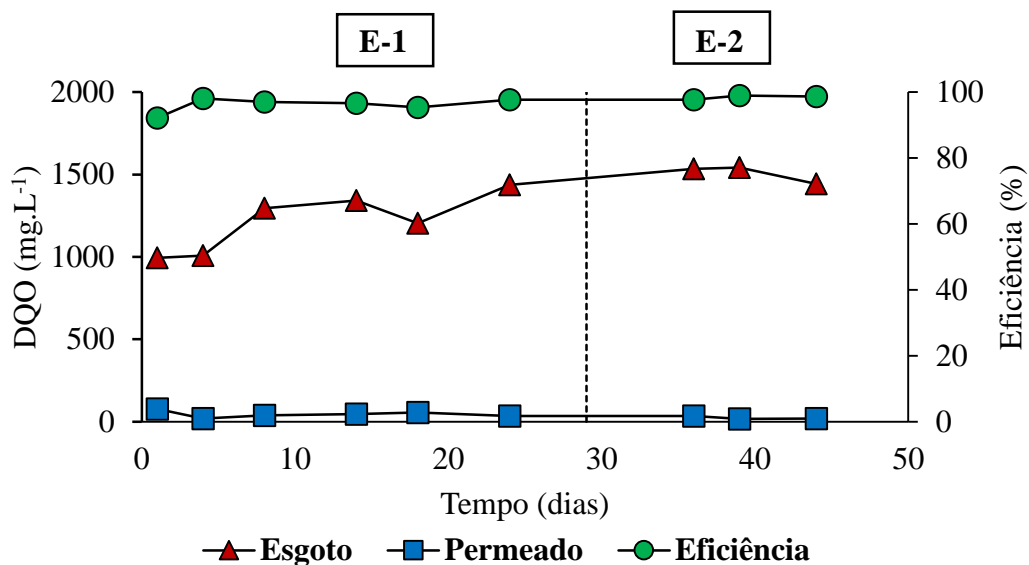
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os menores picos de absorbância no permeado em relação esgoto evidenciam a diminuição da concentração do corante (comprimento de onda 560 nm), bem como de outros poluentes detectados na faixa do UV, após passagem pelo tratamento no BRM. Os menores picos de absorbância para as amostras coletadas do tanque anoxico em relação as amostras do tanque aeróbio reforçam o comportamento já mencionando anteriormente, ou seja, a remoção do corante sob condições anoxica/anaeróbia em detrimento a condição aeróbia. A membrana também teve contribuição na remoção do azo corante, mesmo que de maneira mais discreta. Os picos de absorção menores no permeado em relação a fase de aeração indica que houve remoção do azo corante através da filtração pela membrana, naturalmente associado a resistência imposta pelos poros da membrana (0,04 μm).

4.2.2. Remoção de DQO

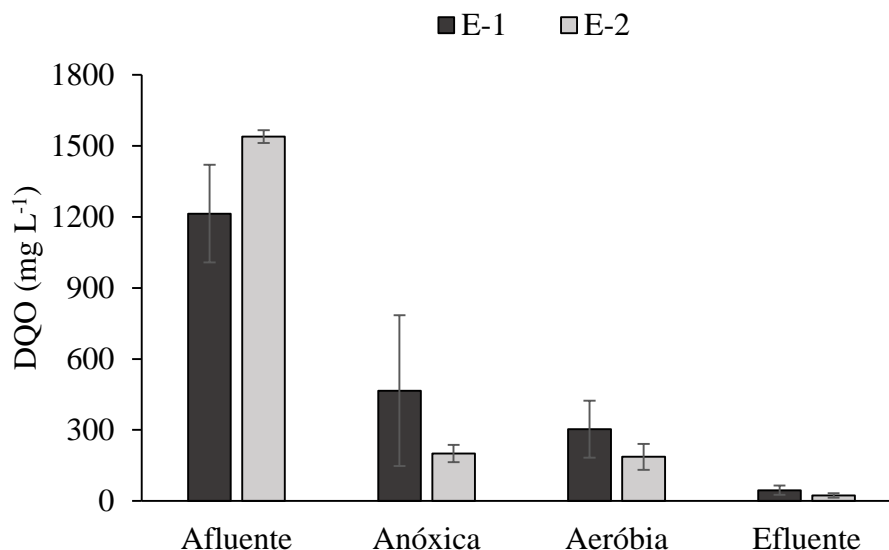
A Figura 15 apresenta os valores de DQO relativos ao esgoto sintético e permeado, bem como as respectivas eficiências de remoções alcançadas ao longo dos dias de operação do BRM.

Figura 15 - Eficiência na remoção de DQO perante concentrações de entrada e saída



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Como pode ser observado na Figura 15, a concentração de DQO no esgoto sintético se manteve compreendida entre 1008 e 1542 mg L⁻¹, com valores médios de 1213 e 1538 mg L⁻¹ para E-1 e E-2, respectivamente (Figura 16). O permeado, por sua vez, manteve-se entre 19 e 46 mg L⁻¹ ao longo dos 50 dias operacionais, com valor médio de 45 mg.L⁻¹ para E-1 e 23 mg L⁻¹ para E-2. Tais valores resultaram em uma eficiência de remoção sempre acima de 90% em ambas as estratégias, com valor médio de 96 e 98% para E-1 e E-2, respectivamente. Para um maior entendimento dos principais mecanismos de remoção de DQO, avaliou-se também as concentrações desse parâmetro no licor misto de cada tanque (aeróbio e anaeróbio). Os valores médios obtidos para cada estratégia são apresentados na Figura 16.

Figura 16 – Valores médios de DQO em cada etapa do processo de tratamento

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

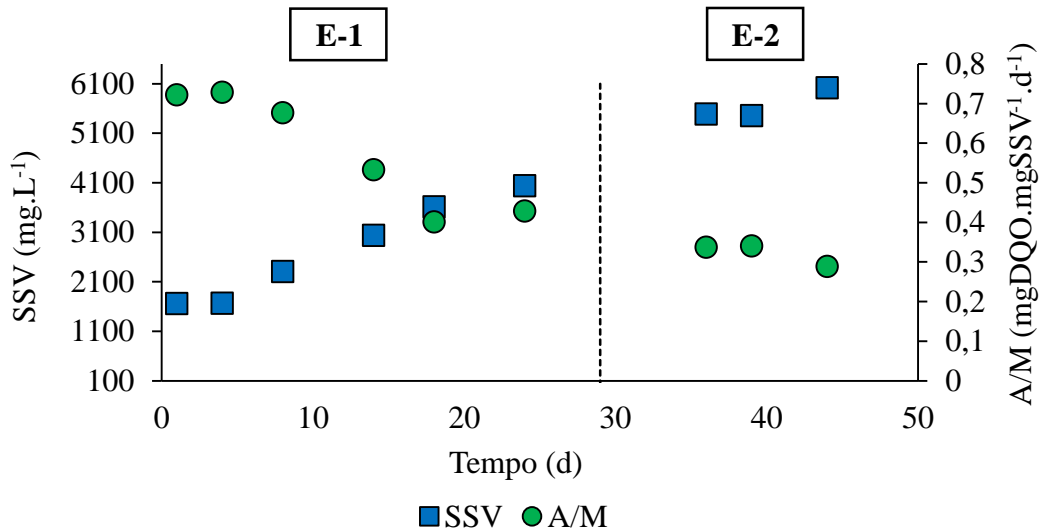
Observa-se maiores remoções de DQO durante o período experimental da E-2, bem como uma maior estabilidade na remoção, principalmente na fase anóxica. Tal comportamento pode ser decorrente da maior concentração de biomassa na estratégia E-2, que resultou em uma menor relação alimento/microrganismo (A/M) nesse período (Figura 17). Além disso, vale ressaltar que a oxidação completa da amônia no tanque aeróbio gerou maiores concentrações de nitrato no licor misto e a alta razão de recirculação de lodo possibilitou que grande parte do nitrato produzido retornasse ao tanque anóxico, ocasionando, assim, o consumo de DQO via bactérias heterotróficas redutoras do nitrato. Da mesma forma, a remoção do azo corante também foi maior durante a segunda estratégia, portanto a remoção de DQO via redução do azo corante também pode justificar a maior a remoção de DQO na fase anóxica durante a E-2.

O TDH e a idade do lodo são dois fatores que influenciam o desempenho da remoção DQO. Çinar et al. (2008) observaram que a eficiência de remoção biológica de DQO passou de 92% a 86% quando o TDH foi reduzido de 48 para 24h em um BRM tratando efluente têxtil sintético. Já, Yurtsever, Calimlioglu e Sahinkaya (2016) observaram a queda na eficiência de remoção de DQO quando a concentração de sólidos suspensos reduziu de 6,7 para 1,74 g SSV L⁻¹, mesmo com TDH aplicado próximo a 30h.

Outro aspecto importante para a remoção de matéria orgânica é a relação Alimento/Microrganismo (A/M). Esta se baseia no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos é relacionada com a eficiência do sistema. Desta forma, quanto menor a relação A/M, menor quantidade de

matéria orgânica é fornecida às bactérias, implicando em uma maior eficiência de remoção. A Figura 17 mostra o comportamento da relação A/M durante o período experimental.

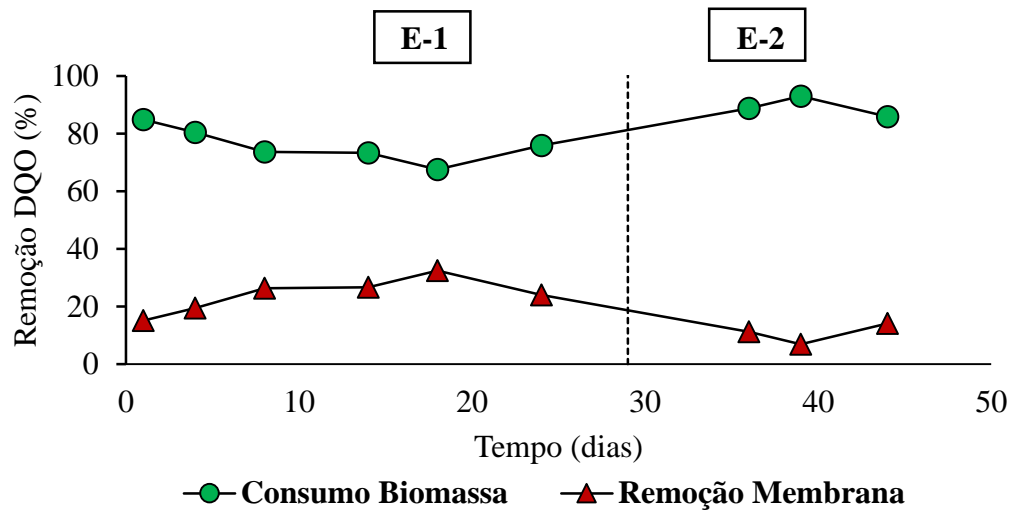
Figura 17 - Comportamento da relação A/M, considerando DQO como substrato, durante o período experimental



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Devido ao contínuo crescimento nos teores de SSV, a relação A/M decaiu durante todo o período experimental. Conseqüentemente, o valor médio da relação A/M diminuiu de $0,58 \pm 14$ na estratégia E-1 para $0,32 \pm 0,02$ mgDQO mgSSV⁻¹.d⁻¹ na estratégia E-2. Este menor valor de A/M na E-2 pode justificar o maior desempenho do reator na remoção de DQO em relação a estratégia E-1.

Além da remoção biológica de DQO, em biorreatores a membrana também ocorre uma remoção adicional da DQO solúvel realizada pela etapa de filtração. Esta é conhecida como DQO retida e pode ser calculada através da diferença entre a DQO do licor misto e do permeado. A Figura 18 apresenta as remoções via biomassa e filtração por membrana.

Figura 18 - Porcentagem de remoção via consumo pela biomassa e retenção pela membrana

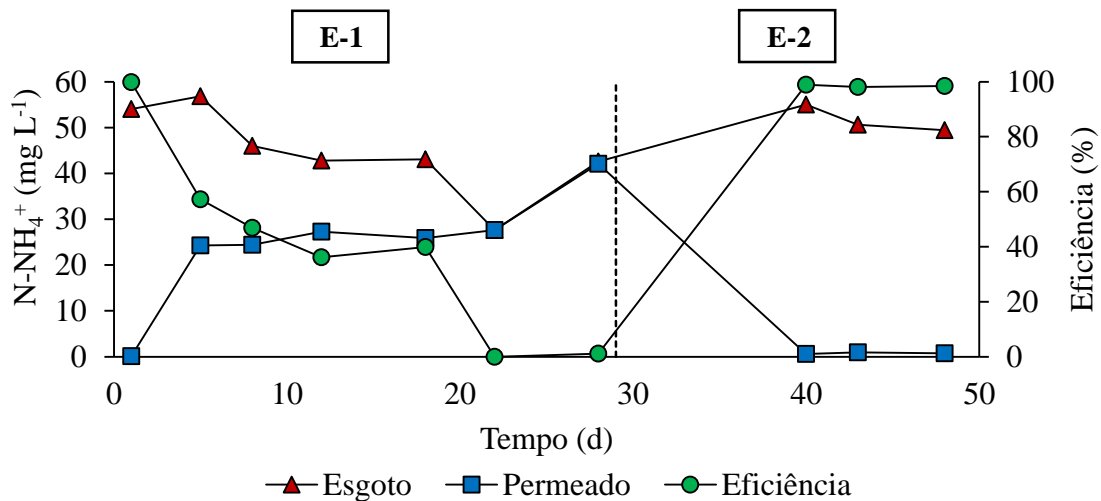
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Como pode ser observado, principalmente durante a E-1, a retenção de DQO pela membrana foi fundamental para a obtenção de um efluente final com baixa matéria orgânica. Em média no período da E-1 houve uma retenção de DQO solúvel de 316 mg L^{-1} , enquanto que na E-2 o valor médio observado foi de 163 mg L^{-1} , evidenciando que o consumo de DQO pela biomassa altera os valores de DQO retida pela membrana. Este fato também foi observado em outras pesquisas com biorreatores a membrana aplicados a efluente têxtil, em que a membrana operou retendo uma maior quantidade de compostos orgânicos quando a concentração de DQO solúvel no licor misto era mais alta (YURTSEVER et al., 2015; SAHINKAYA; YURTSEVER; ÇINAR, 2016). Dessa maneira, entende-se que o polimento fornecido pela membrana, independente da remoção biológica de DQO, foi essencial para manter a eficiência do sistema acima de 90%.

4.2.3. Remoção de Nitrogênio Amoniacal

A Figura 19 apresenta as concentrações de nitrogênio amoniacal presente no esgoto e no permeado, bem como a respectiva eficiência de remoção.

Figura 19 - Concentrações de nitrogênio amoniacal presente na entrada e saída do sistema e respectivas eficiências de remoção



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A concentração de N-NH_4^+ no efluente sintético, ao observar a Figura 19, manteve-se entre 56 e 27 mg L^{-1} , com teor médio de nitrogênio amoniacal, durante os períodos das estratégias E-1 e E-2, de 44,7 mgL^{-1} e 51,66 mgL^{-1} respectivamente. A remoção durante as estratégias ocorreu de maneira distinta, a concentração de N-NH_4^+ no permeado variou entre 0,1 e 42 mg L^{-1} , sendo a média de remoção na E-1 de aproximadamente 40%, enquanto a E-2 alcançou 98% de remoção. Os parâmetros pH e oxigênio dissolvido foram mantidos próximos ao ideal, onde para a manutenção da atividade nitrificante o pH deve ser mantido entre 7,2 e 8,0 e a concentração de OD mínima para o processo é 2 mgL^{-1} . A temperatura ambiente variou durante o período experimental, porém manteve-se próxima a faixa ótima para nitrificação, 25 a 36°C (VON SPERLING, 2016). A Tabela 7 indica os valores médios dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura no BRM durante as estratégias.

Tabela 7 - Valores médios dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura nos tanques anóxico e aeróbio em cada estratégia operacional

Parâmetros	Unidade	Anóxico		Aeróbio	
		E-1	E-2	E-1	E-2
pH	-	7,37±2,18	7,18±0,16	7,34±1,48	7,67±0,11
OD	mg L ⁻¹	0,17±0,06	0,18±0,005	5,07±0,81	6,28±0,34
Temperatura	°C	21,36±1,56	21,80±1,80	21,38±1,44	22,30±1,44

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A queda de desempenho do processo de nitrificação durante a primeira estratégia pode ser explicada pela influência da salinidade e dos compostos tóxicos presentes no efluente sintético, tal como o azo corante. O sal é considerado um fator capaz de desestabilizar comunidades microbianas no tratamento de efluente (ASLAN; SIMSEK, 2012). Além disso, Moussa et al. (2006) avaliaram o efeito da salinidade no processo de nitrificação e concluíram que, para culturas adaptadas ou não ao sal, a atividade das bactérias oxidantes de amônia e das oxidantes de nitrito foi maior quando o aumento da carga de sal ocorreu de maneira gradual.

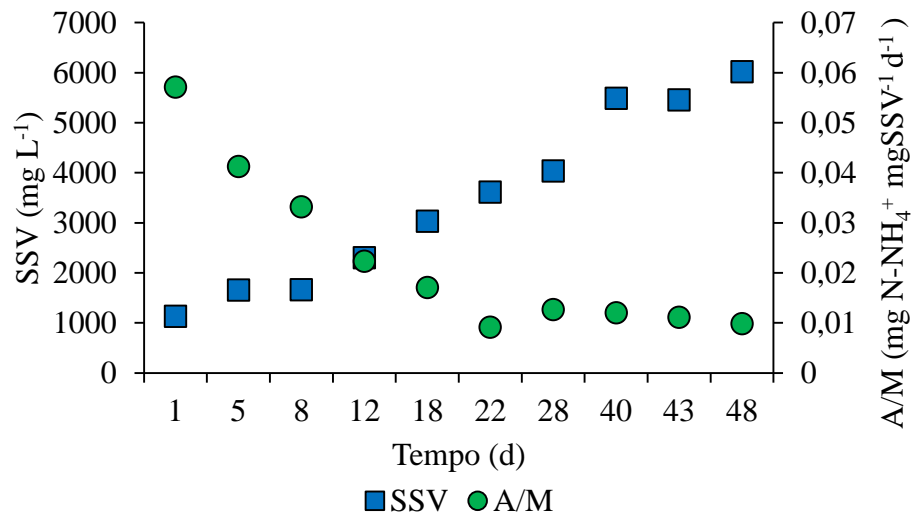
Como é possível perceber na figura 19 a atividade nitrificante teve eficiência próxima a 99% no primeiro ponto amostral, porém foi decaindo até ser praticamente nula. Mesmo mantendo o ambiente ideal para a nitrificação em termos de pH, alcalinidade, OD e temperatura, a carga de sal aplicada pode ter causado a queda da atividade nitrificante, considerando que não houve período de aclimação da biomassa. Portanto, apesar da alta eficiência no início da operação, a carga diária aplicada de sal pode ter causado a inibição do processo, justificando assim a queda gradual na remoção de nitrogênio amoniacal durante o período experimental da estratégia E-1. Dinçer e Kargi (2001) avaliaram o sal como inibidor da cinética do processo de nitrificação e concluíram que quanto maior a concentração de sais, menor será a resposta da atividade da biomassa e maior deverá ser a idade do lodo para aclimação dos microrganismos.

O processo de aclimação da biomassa nitrificante foi observado por Grilli et al. (2011), onde nos 20 dias iniciais do período experimental de um biorreator a membrana aplicado ao tratamento de efluente têxtil a eficiência média de remoção de amônia foi 65%, após a reabilitação da microbiota a eficiência passou a 95%.

Com redução da salinidade durante o período da estratégia E-2, a nitrificação foi reestabelecida e maiores remoções de N-NH₄⁺ foram alcançadas (>98%). Vale ressaltar que mesmo durante a E-2, a salinidade do efluente ainda se enquadrava dentro dos valores usualmente reportados para esse tipo de esgoto (TWARDOKUS, 2004). Aliado a redução da

salinidade, há que se considerar também o maior teor de SSV da estratégia E-2, que resultou em uma menor relação de A/M, considerando o nitrogênio amoniacal como substrato ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{ mg SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), conforme pode-se observar na Figura 20.

Figura 20– Comportamento da relação A/M, considerando nitrogênio amoniacal como substrato, durante o período experimental



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A Tabela 8 traz os valores de taxa de consumo de oxigênio (TCO) e taxa específica de consumo de oxigênio (TCOesp) das bactérias autotróficas do início da operação e ao final de cada estratégia.

Tabela 8 - Taxa de consumo de oxigênio (TCO) e taxa específica de consumo de oxigênio (TCOesp) das bactérias autotróficas durante o período experimental

Parâmetro	Unidade	Estratégia		
		Partida	E-1	E-2
TCO	$\text{mgO}_2 \text{ L h}^{-1}$	32,015	17,4	53,4
TCOesp	$\text{mgO}_2 \text{ gSSV h}^{-1}$	6,99	0,391	0,94

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Observa-se um considerável decaimento nos valores da TCO e TCOesp após a partida do reator. Além disso, verifica-se que as TCOs da estratégia E-1 foram aproximadamente três vezes menor em relação a estratégia E-2. Tais resultados indicam que a salinidade excessiva da primeira estratégia impactou, de fato, negativamente a atividade nitrificante. Com a redução da salinidade no efluente, o processo de nitrificação foi favorecido no BRM, dado que tanto a TCO volumétrica quanto a específica aumentaram substancialmente. Tais valores

de TCO mais elevados permitiram que o reator voltasse a remover eficientemente N-NH_4^+ durante o período da segunda estratégia operacional, tal como discutido anteriormente. Dessa forma, fica evidente que o desenvolvimento das bactérias oxidadoras de amônia foi fortemente influenciada pela salinidade do esgoto sintético. Diante desse cenário, sugere-se para trabalhos futuros uma investigação do aumento gradual da salinidade do efluente visando uma aclimação das nitrificantes no BRM, de tal forma que este reator seja capaz de suportar maiores cargas de salinidade sem prejuízos à sua eficiência.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos dados observados durante a operação e monitoramento do biorreator a membrana conclui-se que:

- A alta idade do lodo proporcionou um crescimento expressivo da biomassa em um curto período de tempo. A relação SSV/SST diminuiu ao decorrer do período experimental devido aos sólidos inorgânicos presentes no efluente. Este crescimento auxiliou nos processos de remoção de DQO, azo corante e nitrogênio amoniacal.
- A remoção do azo corante foi satisfatória após a aclimação da biomassa a carga diária aplicada, passando da média de 45% de remoção durante a E-1 para 65% de remoção no período da E-2. Além disso a remoção do azo corante coincidiu com o aumento da eficiência na remoção de DQO na câmara anóxica.
- O BRM apresentou uma excelente capacidade na remoção de matéria orgânica, com eficiência média de remoção de DQO de 96% na E-1 e 98% na E-2. A filtração pelas membranas conferiu uma remoção média de DQO de 316 mg.L⁻¹ na E-1 e 163 mg L⁻¹ na E-2, contribuindo para a reduzida concentração deste parâmetro no permeado.
- O processo de nitrificação foi inibido pela alta salinidade durante o período da E-1, porém, após a redução da salinidade a eficiência foi retomada na segunda estratégia operacional, apresentando a partir de então valores acima de 98% de remoção. A filtração exercida pela membrana foi essencial para a manutenção da eficiência de remoção de DQO acima de 90% e também auxiliou na remoção do azo corante.

Em geral, o biorreator a membrana apresentou excelentes resultados na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Além disso a alta idade do lodo proporciona a redução na vazão de descarte de lodo, o que é uma vantagem considerando o tratamento de efluentes industriais. A remoção de mais de 60% do azo corante através de tratamento biológico indica a viabilidade ambiental do biorreator a membrana operado em regime de pré-desnitrificação, sendo que a remoção de corantes têxteis é, normalmente, realizada através de tratamento químico.

REFERÊNCIAS

ABIT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. **Indústria têxtil e de confecção brasileira: Cenários, Desafios, Perspectivas e Demandas**. Brasília: ABIT, 2013. Disponível em: <www.abit.org.br>. Acesso em: 15 de agosto de 2018.

ASLAN, Sukru; SIMSEK, Erdal. Influence of salinity on partial nitrification in a submerged biofilter. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 118, p.24-29, ago. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.057>.

BASSIN, João Paulo. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. 2012. 230 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ufrj, Rio de Janeiro, 2012.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando a remoção de nitrogênio total**. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes do esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatação das membranas e estratégias de otimização**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

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).

BNDES – BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Panorama da cadeia produtiva têxtil e de confecções e a questão da inovação**. Brasília: BNDES, 2009. Disponível em <<http://www.bndes.gov.br/bibliotecadigital>>. Acesso em: 15 de agosto de 2018.

CHANG, Jo-shu et al. Kinetic characteristics of bacterial azo-dye decolorization by *Pseudomonas luteola*. **Water Research**, [s.l.], v. 35, n. 12, p.2841-2850, ago. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00581-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00581-9).

CHANG, S. Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: Filtration principles, operation, and membrane fouling. **Desalination**, v. 283, p. 31-39, 2011.

CHOI, Changkyoo et al. Effects of aeration on/off times and hydraulic retention times in an intermittently aerated membrane bioreactor. **Desalination And Water Treatment**, [s.l.], v. 57, n. 16, p.7574-7581, 7 abr. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1030112>.

ÇINAR, Özer et al. Effect of cycle time on biodegradation of azo dye in sequencing batch reactor. **Process Safety And Environmental Protection**, [s.l.], v. 86, n. 6, p.455-460, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2008.03.001>.

ÇINAR, Özer et al. The Effect of Oxygen on Anaerobic Color Removal of Azo Dye in a Sequencing Batch Reactor. **Clean - Soil, Air, Water**, [s.l.], v. 37, n. 8, p.657-662, ago. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.200900095>.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília: 2011.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 18 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: 2005.

CORREIA, V.M., STEPHENSON, T., Judd, S.J., 1994. Characterisation of textile wastewaters - a review. **Environ. Technol.** (United Kingdom) 15, 917–929. <https://doi.org/10.1080/09593339409385500>

DAVIS, M. **Water and wastewater engineering**. 1296 p. Mc.Graw-Hill, 2010.

DEZOTTI, Márcia; SANT'ANNA JUNIOR, Geraldo Lippel; BASSIN, João Paulo. **Processos biológicos avançados**: Para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DINÇER, Ali R.; KARGI, Fikret. Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater. **Enzyme And Microbial Technology**, [s.l.], v. 28, n. 7-8, p.661-665, maio 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0141-0229\(01\)00312-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0141-0229(01)00312-x).

EPA. **Textile processing industry**: EPA-625/778-002. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 1978.

EPA. **Nutrient control design manual**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2010.

FIELD, R. W. et al. Critical flux concept for microfiltration fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 100, n. 3, p. 259-272, 1995.

FREITAS, Kátya Regina de. **Caracterização e reuso de efluentes do processo de beneficiamento da indústria têxtil**. 2002. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

FU, H. et al. **Effects of aeration parameters on effluent quality and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor using BoxBehnken response surface methodology**. *Desalination* 302 (2012) 33–42.

GRILLI, Selene et al. Textile wastewater treatment in a bench-scale anaerobic-biofilm anoxic-aerobic membrane bioreactor combined with nanofiltration. **Journal Of Environmental Science And Health, Part A**, [s.l.], v. 46, n. 13, p.1512-1518, nov. 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10978526.2011.609078>.

GUARATINI, Cláudia C. I.; ZANONI, Maria ValniceB.. Corantes Têxteis. **Química Nova**, Araraquara, v. 1, n. 23, p.71-78, 2000.

HASSEMER, Maria Eliza Nagel. **Oxidação fotoquímica - uv/h₂O₂ - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 175 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

HONG, S. et al. Influence of hydraulic retention time on the nature of foulant organics in a high rate membrane bioreactor. **Desalination** v. 287, p. 116–122, 2012.

HUANG, Z.; ONG, S.L.; NG, H.Y. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. **Water Res.** v. 45, p.705-713, 2011.

Innocenti, L. et al..Effect of sludge age on the performance of a membrane bioreactor: influence on nutrient and metals removal. **Desalination**v.146, n.1–3, p.467–474, 2002.

JEGATHEESAN, Veeriah et al. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: A critical review. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 204, p.202-212, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.006>.

S. Judd, The status of membrane bioreactor technology, **Trends Biotechnol.**v. 26, n.2, p. 109-116, 2007.

JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment.** 2.ed. Oxford, UK: Elsevier, 2011.

JUDD, S.j.. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 305, p.37-45, dez. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.141>.

JULIASTUTI, S.R., BAEYENS, J., CREEMERS, C., Inhibition of nitrification by heavy metals and organic compounds: the ISO 9509 test. **Environmental Engineering Science**, v. 20, p. 79-90, 2003.

KELNNER, R.L. **Biorreator à membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2014.

LE-CLECH, P.; CHEN, V. ; FANE, A.G.T. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, p. 17-53, 2006.

LOURENÇO, N.D., NOVAIS, J.M., PINHEIRO, H.M..Reactive textile dye colour removal in a sequencing batch reactor. **Water Sci. Technol.** v. 42 n. 5–6, p. 321–328, 2001.

MASSÉ, A.; SPERANDIO, M.; CABASSUD, C. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. **Water Research**v. 40, p. 2405 – 2415, 2006.

MENG, F; SHI, B; YANG, F; ZHANG, H. Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. **Bioprocess Biosyst. Eng.** v. 30 p. 359-367, 2007.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda., 2016.

MOUSSA, M.s. et al. Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers. **Water Research**, [s.l.], v. 40, n. 7, p.1377-1388, abr. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.029>.

NIGAM, Poonam et al. Microbial process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes. **Process Biochemistry**, [s.l.], v. 31, n. 5, p.435-442, jun. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0032-9592\(95\)00085-2](http://dx.doi.org/10.1016/0032-9592(95)00085-2).

OCHOA, J. C. et al. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1–2, p. 397 LP-404, 2002. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/content/46/1-2/397.abstract>>.

PANDEY, Anjali; SINGH, Poonam; IYENGAR, Leela. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v.59, n. 2, p.73-84, mar. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.08.006>.

PAZ, Alicia et al. Biological treatment of model dyes and textile wastewaters. **Chemosphere**, [s.l.], v. 181, p.168-177, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.046>.

PEREIRA, Gislaíne de Souza. **Materiais e processos têxteis**. Araranguá: IFSC, 2009.

PROVENZI, G. **Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes**: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle de colmatação. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC, 2005. 154 p.

RADJENOVIC, J. et al. **Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology**. Environmental Chemistry, Vol. 5, (2008): 37–101.

SAHINKAYA, Erkan; YURTSEVER, Adem; ÇINAR, Özer. Treatment of textile industry wastewater using dynamic membrane bioreactor: Impact of intermittent aeration on process performance. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 174, p.445-454, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.10.049>.

SARASA, J. et al. Treatment of a wastewater resulting from dyes manufacturing with ozone and chemical coagulation. **Water Research**, v. 32, n. 9 (1998), p.2721-2727, jan 1998.

SESHADRI, Sanjay; BISHOP, Paul L.; AGHA, Amjad Mourad. Anaerobic/aerobic treatment of selected azo dyes in wastewater. **Waste Management**, [s.l.], v. 14, n. 2, p.127-137, jan. 1994. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0956-053x\(94\)90005-1](http://dx.doi.org/10.1016/0956-053x(94)90005-1).

SHAW, C.b; CARLIELL, C.m; WHEATLEY, A.d. Anaerobic/aerobic treatment of coloured textile effluents using sequencing batch reactors. **Water Research**, [s.l.], v. 36, n. 8, p.1993-2001, abr. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00392-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00392-x).

SINTEX - SINDICATO DAS INDÚSTRIAS DE FIAÇÃO, TECELAGEM E DO VESTUÁRIO DE BLUMENAU. **Indústria têxtil de Santa Catarina: Perspectivas e desafios para o crescimento**. Blumenau: SINTEX, 2015. Disponível em: <http://www.sintex.org.br/arquivos/249_ap_sintex-2015_final.pdf>. Acesso em: 15 de agosto de 2018.

SOUZA, Emerson. **Eletro-biorreator a membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de efluente**. 2018. 81 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina - Ufsc, Florianópolis, 2019.

STEPHENSON, T. et al. Membrane Fundamentals: The Membrane. **Membrane Bioreactors for wastewater treatment**. Londres: IWA publishing, 2000. cap.2, p.9-15.

STOLZ, A.. Basic and applied aspects in the microbial degradation of azo dyes. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [s.l.], v. 56, n. 1-2, p.69-80, 1 jul. 2001. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s002530100686>.

STRESSMANN, M. **Membrane fouling in constant permeate flux cross-flow microfiltration of biological solutions**. Thesis (PhD in Chemical Engineering) University of Waterloo. Waterloo, Canada, 2008.

TUNUSSI, José Leandro; ALEM SOBRINHO, Pedro. Remoção de cor e nitrificação de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbio-aeróbio. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA AIDIS, 28., 2002. Cancún: Água Latinoamérica, 2003. p. 1 - 7.

TWARDOKUS, R. G. **Reúso da água no processo de tingimento da indústria têxtil**. Florianópolis: UFSC, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias**, v.1. 4.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2011.p.317

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados**. v.4. 4.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

XU, Shengnan; WU, Donglei; HU, Zhiqiang. Impact of hydraulic retention time on organic and nutrient removal in a membrane coupled sequencing batch reactor. **Water Research**, [s.l.], v. 55, p.12-20, maio 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.046>.

ZEE, Frank P. van Der; VILLAVERDE, Santiago. Combined anaerobic–aerobic treatment of azo dyes—A short review of bioreactor studies. **Water Research**, [s.l.], v. 39, n. 8, p.1425-1440, abr. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.007>.

YIGIT, N.o. et al. Treatment of a denim producing textile industry wastewater using pilot-scale membrane bioreactor. **Desalination**, [s.l.], v. 240, n. 1-3, p.143-150, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.071>.

YURTSEVER, Adem et al. Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 192, p.564-573, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.024>.

YURTSEVER, Adem; CALIMLIOGLU, Beste; SAHINKAYA, Erkan. Impact of SRT on the efficiency and microbial community of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of textile industry wastewater. **ChemicalEngineeringJournal**, p.378-387, nov. 2016.