

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO OESTE – UNICENTRO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

LETICIA DINIZ

REMOÇÃO DE AZO CORANTE EM ELETROBIORREATOR A MEMBRANA OPERADO SOB
DIFERENTES IDADES DE LODO E TEMPOS DE EXPOSIÇÃO À CORRENTE ELÉTRICA.

IRATI

2022

LETICIA DINIZ

REMOÇÃO DE AZO CORANTE EM ELETROBIORREATOR A MEMBRANA OPERADO SOB
DIFERENTES IDADES DE LODO E TEMPOS DE EXPOSIÇÃO À CORRENTE ELÉTRICA.

Dissertação apresentada como requisito Parcial à obtenção de grau de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Tratamento de Águas de Abastecimento e Aguas residuárias, da Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO.

Orientador: Prof. Dr. Tiago José Belli
Coorientador: Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

IRATI

2022

Catálogo na Publicação
Rede de Bibliotecas da UNICENTRO

D585r Dimiz, Leticia
Remoção de azo corante em eletrobiorreator a membrana operado sob diferentes idades de lodo e tempos de exposição à corrente elétrica / Leticia Dimiz. -- Irati, 2022.
xi, 43 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Tratamento de Águas de Abastecimento e Águas residuárias, 2022.

Orientador: Tiago José Belli
Coorientador: Carlos Magno de Sousa Vidal
Banca examinadora: Tiago José Belli, Flavio Rubens Lapolli, André Aguiar Battistelli

Bibliografia

1. Eletrobiorreator a membrana. 2. Corante azo. 3. Idade do lodo. 4. Consumo de energia. 5. Eletrocoagulação. I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

| CDD 628.4



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE - UNICENTRO
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - PROPESP
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental
Associação ampla entre a UNICENTRO e UEPG



TERMO DE APROVAÇÃO

Leticia Diniz

Remoção de azo corante em eletrobiorreator a membrana operado sob diferentesidades de lodo e tempos de exposição à corrente elétrica.

Dissertação aprovada em 14/12/2022, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 TIAGO JOSE BELLI
Data: 16/02/2023 10:22:32-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>

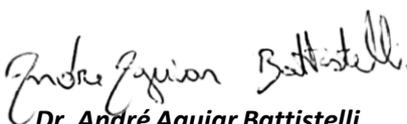
Dr. Tiago José Belli

Universidade do Estado de Santa Catarina
Orientador e Presidente da Banca

 Documento assinado digitalmente
Flávio Rubens Lapolli
Data: 16/12/2022 15:35:36-0300
CPF: ***.431.469-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Dr. Flávio Rubens Lapolli

Universidade Federal de Santa Catarina -
UFSCPrimeiro Examinador



Dr. André Aguiar Battistelli

UNICENTRO
Segundo Examinador

Irati-PR, 14 de dezembro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pelo dom da vida e por ter me proporcionado chegar até aqui. À minha família por toda dedicação e paciência, principalmente à minha mãe Glaucia, exemplo de mulher forte e guerreira.

Ao professor orientador Drº Profº Tiago José Belli, por me conceder a oportunidade e abrir portas para conhecer mais sobre essa área de pesquisa. Ao Drº Profº Carlos Magno de Sousa Vidal, que me incentivou a fazer o mestrado e a continuar na área de tratamento de águas residuárias. Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGESA-UNICENTRO/UEPG) pela estrutura e experiência.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoas de Nível Superior (CAPES) pela concessão da Bolsa do mestrado para promover o desenvolvimento do trabalho. Aos professores da PPGESA (Pós Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) pela coordenação que auxiliou nas dúvidas e concederam as oportunidades de concluir a dissertação.

E a todos os envolvidos na obtenção dos materiais necessários para a pesquisa e à aqueles que me ajudaram e estiveram comigo nessa jornada

*"Se quer viver uma vida feliz amarre-se a
uma meta não às pessoas nem às coisas"*

- Albert Einstein.

RESUMO

O desempenho de um eletrobiorreator a membrana precedido de etapa anóxica (A/O-EBRM) foi avaliado quanto ao tratamento de efluente contendo azo corante. O A/O-EBRM foi operado mediante três estratégias experimentais, nas quais diferentes idades do lodo (θ_c) (45 e 20 d) e modo de exposição à corrente elétrica (6´Ligado/30´Desligado e 6´Ligado/12´Desligado) foram avaliadas. O reator apresentou excelente desempenho no processo de descoloração para todas as condições experimentais, com eficiência média de remoção de corante variando de 94,3 a 98,2%. Testes em batelada revelaram que a taxa de remoção de corante (TRC) diminuiu de 16,8 para 10,2 mg L⁻¹ h⁻¹ quando a idade do lodo foi reduzido de 45 para 20 d. Quando o modo de exposição foi de 6´Ligado/12´Desligado, notou-se uma diminuição mais substancial da TRC para 1,5 mg L⁻¹ h⁻¹. Ao reduzir-se a idade do lodo para 20 d, observou-se uma pior condição de filtrabilidade do licor misto, com a taxa de incrustação de membrana de 0,979 kPa d⁻¹, enquanto que na estratégia III (exposição à corrente de 6´Ligado/12´Desligado) a taxa de incrustação obtida foi de 0,333 kPa d⁻¹. Uma relação custo-benefício mais atrativa em termos de remoção de corante foi obtida utilizando o modo de exposição 6´Ligado/30´Desligado, para o qual a demanda energética foi de 92 – 99% menor do que a observada para o modo 6´Ligado/12´Desligado.

Palavras-chave: eletrobiorreator a membrana, corante azo, idade do lodo, consumo de energia, eletrocoagulação.

ABSTRACT

The performance of an anoxic-oxic electro-membrane bioreactor (A/O-EMBR) on the treatment of an azo-dye containing wastewater was investigated. The A/O-EMBR was operated under three experimental conditions, in which different solids retention time (SRT) (45 and 20 d) and exposure mode to electric current (6'ON/30'OFF and 6'ON/12'OFF) were assessed. The reactor exhibited excellent performance on the decolorization process for all experimental conditions, with average dye removal efficiency ranging from 94.3 to 98.2%. Activity batch tests revealed that the dye removal rate (DRR) decreased from 16.8 to 10.2 mg L⁻¹ h⁻¹ when the SRT was reduced from 45 to 20 d. When the exposure mode was 6'ON/12'OFF, a more substantial decrease of DRR to 1.5 mg L⁻¹ h⁻¹ was noticed. By reducing the SRT to 20 d, a worse mixed liquor filterability condition was observed, with a membrane fouling rate (MFR) of 0.979 kPa d⁻¹, while using the exposure mode of 6'ON/12'OFF the MFR obtained was 0.333 kPa d⁻¹. A more attractive cost-benefit ratio in terms of dye removal was obtained by using the exposure mode of 6'ON/30'OFF, for which the energy demand was 92 – 99% lower than that observed for the mode of 6'ON/12'OFF.

Keywords: electro-membrane bioreactor, azo-dye, solid retention time, energy consumption, electrocoagulation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação da estrutura de um biorreator a membrana	5
Figura 2: (a) membrana externa ao BRM com membranas acopladas externamente (b) membrana submersa ao tanque de aeração e o filtrado.	6
Figura 3: Fases da colmatação da membrana	8
Figura 4: Representação de um eletrobiorreator a membrana	11
Figura 5: Representação esquemática da unidade experimental	14
Figura 6: Eletrodos utilizados	14
Figura 7: Concentrações de corante (a), DQO (b), NH_4^+-N (c) no afluente e efluente, bem como suas respectivas eficiências de remoção ao longo das estratégias experimentais.	20
Figura 8: Espectros de absorção UV-vis para amostras de afluentes e efluentes para cada estratégia	23
Figura 9: Valores médios de remoção de absorbância na faixa ultravioleta e (a) faixa visível (b) para cada período experimental.	24
Figura 10: Perfis de remoção de corantes obtidos nos testes em batelada realizados em condições aeróbicas e anóxicas ao final de cada estratégia experimental.	28
Figura 11: Teor de sólidos suspensos voláteis (VSS) e sólidos suspensos totais (TSS) nos tanques anóxicos e aeróbicos durante o período experimental.	32

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Especificações técnicas e imagem do módulo de membranas utilizado

15

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Condições de operação aplicadas ao sistema A/O-EMBR em cada estratégia do experimento.	16
Tabela 2: Composição do efluente têxtil sintético	16
Tabela 3: Concentração dos componentes do efluente sintético e as respectivas taxas de carregamento para cada estratégia experimental.	17
Tabela 4: Concentrações médias do efluente e respectivas eficiências de remoção para corante, DQO e NH_4^{+-}N nas condições de regime permanente de cada estratégia.	21
Tabela 5: Valores médios das taxas de carga e remoção de corante e a correspondente demanda de energia por massa de corante removida ligada ao processo de eletrocoagulação.	22
Tabela 6: Taxa de consumo de oxigênio (TCO) obtida nos testes respirométricos e taxa de remoção do corante (TRC) alcançada em condições anóxicas para cada estratégia experimental.	26
Tabela 7: Parâmetros relacionados à corrosão anódica, consumo de energia e custo operacional adicional atribuído ao processo de eletrocoagulação.	29
Tabela 8: Valores médios dos indicadores de incrustação para cada período experimental.	31

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A/M – Relação alimento/microrganismo
BRM – Biorreator a membrana
COV – Carga orgânica volumétrica
CST – Tempo de sucção capilar
DC – Corrente elétrica contínua
DQO – Demanda química de oxigênio
DQO_s – Demanda química solúvel de oxigênio
DQO_T – Demanda química total de oxigênio
EBRM – Eletrobiorreator a membrana
EC – Eletrocoagulação
EPS – Substância polimérica extracelular
IVL – Índice Volumétrico de lodo
IVL_d – Índice Volumétrico de lodo diluído
MFR – *Membrane Fouling Rate* - Taxa de incrustação da membrana
NH₄⁺-N – Nitrogênio Amoniacal
N_T – Nitrogênio Total
OD – Oxigênio dissolvido
ORP - *Oxidation-reduction potential* - Potencial de oxidação/redução
pH – Potencial hidrogeniônico
P_t – Fósforo Total
PTM – Pressão transmembrana
SAD_m – Aeração específica da membrana
SMP – Produto microbiano solúvel
SRT – *Solids Retention Time*
SST – Sólidos suspensos totais
SSV – Sólidos suspensos voláteis
TAM – Taxa de aeração da membrana
TCO – Taxa de consumo de oxigênio
TCO_e – Taxa de consumo de oxigênio específica
TDH – Tempo de detenção hidráulica
TRC – Taxa de remoção do corante
TRC_e – Taxa de remoção específica
USD – *United States Dollar*
VC – Velocidade de colmatação
 θ_c - idade do lodo

SUMÁRIO

1	<i>INTRODUÇÃO</i>	11
2	<i>OBJETIVOS</i>	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	<i>REFERENCIAL TEÓRICO</i>	15
3.1	BIORREADORES A MEMBRANA (BRM)	15
3.1.1	Características	15
3.1.2	Colmatação	17
3.1.3	Concentração de EPS e SMP	18
3.2	ELETROCOAGULAÇÃO	19
3.3	ELETROBIORREATOR - EBRM	21
4	<i>MATERIAIS E MÉTODOS</i>	23
4.1	UNIDADE EXPERIMENTAL E CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO REATOR	23
4.2	ESTRATÉGIAS E PARÂMETROS OPERACIONAIS	26
4.3	ENSAIOS EM BATELADA	27
4.3.1	Taxas de remoção de corante biológico sob condições aeróbicas e anóxicas.	27
4.3.2	Testes respirométricos.	28
4.4	MÉTODOS ANALÍTICOS E PROCEDIMENTO DE CÁLCULO	28
5	<i>RESULTADOS E DISCUSSÃO</i>	30
5.1	DESEMPENHO DE REMOÇÃO DO CORANTE	30
5.2	REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO AMONÍACAL	36
5.3	ENSAIOS EM BATELADA PARA DETERMINAÇÃO DAS TAXAS DE REMOÇÃO DE CORANTE EM CONDIÇÕES AERÓBICAS E ANÓXICAS	38
5.4	TAXA DE DISSOLUÇÃO ANÓDICA E CONSUMO DE ENERGIA	40
5.5	INCRUSTAÇÃO DE MEMBRANA E CARACTERÍSTICAS DE LICOR MISTO	42
6	<i>CONCLUSÕES</i>	45
7	<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	46

1 INTRODUÇÃO

A indústria têxtil apresenta um destaque especial devido ao seu grande parque industrial instalado gerar elevados volumes de efluentes, os quais, geram contaminação ambiental e diversos problemas pela sua composição complexa de reagentes químicos com compostos inorgânicos à polímeros, produtos orgânicos e também cor acentuada. O setor têxtil representa um grande valor na economia, mas seu processo gera poluição com dificuldades de remoção.

Na última década novos regulamentos ambientais têm sido aprovados e a implementação de tecnologias mitigadoras para os efluentes têxteis tem recebido considerável atenção devido a dados relatados sobre o potencial mutanogênico e genotóxico dos corantes. Uma vez que os processos convencionais de tratamento de águas residuárias não são completamente eficazes na remoção de corante da água, esses acabam sendo descartados no ambiente aquático juntamente com outros componentes químicos. Em unidade de tingimento têxtil, estima-se que 10-15% dos corantes são agregados ao efluente durante o processo de tingimento (RIBEIRO et al, 2002; ÇAVAS; ERGENE-GÖZÜKARA, 2003; AGTAS et al, 2021)

Os corantes são moléculas orgânicas altamente estruturadas e de difícil degradação biológica especialmente os que são solúveis em água. Cerca de 65-75% dos corantes utilizados são corantes azo, sendo o maior grupo de corante e frequentemente introduzidos no meio ambiente através da água colorida que é desperdiçada durante o processo de tingimento (RAPÓ et al., 2020). Alguns relatórios sugerem que todos os anos cerca de 20.000 toneladas de corantes têxteis são perdidos para o efluente devido ao processo inadequado de tingimento e esses corantes não são devidamente absorvidos no material de tingimento, levando à contaminação superficial e subterrânea das áreas ao entorno (HASSEMER; SENS, 2002; AGTAS et al, 2021; SHARMA et al., 2021).

A natureza recalcitrante dos efluentes têxteis contêm diversos compostos químicos, além do corante azo, metais pesados, sais, surfactantes, resultando em elevados valores de pH, DQO e cor, tornando as águas estaticamente inaceitáveis e inutilizáveis (KHANDARE; GOVINDWAR, 2015). Os azo corantes representam um problema ambiental quando são descarregados no ecossistema aquático não só pela cor, mas por causar problemas para saúde pública. O tratamento desse tipo de efluente acaba se tornando complexo devido à dificuldade na degradação de compostos tóxicos e a remoção da coloração provida dos corantes. Mediante a essa problemática, torna-se necessário a utilização de vários processos físicos, químicos e biológicos com finalidade de obter um padrão de qualidade de efluente para o lançamento adequado (YURTSEVER et al., 2020) exigido pela lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Os processos biológicos ganharam maior atenção por serem mais sustentáveis e ecologicamente corretos. Porém, a toxicidade de alguns corantes e outros componentes torna inviável

o uso desse processo. Com isso, apenas um reator biológico não garante um desempenho constante no tratamento de efluentes têxteis. Assim, o uso associado de processos físico-químicos ao processo biológico têm sido investigado a fim de melhorar a remoção do azo corante.

Diante desse cenário, a utilização da tecnologia de biorreatores à membrana tem sido promissora no que diz respeito à qualidade de efluente final. Sua configuração utiliza de processos biológicos através da biodegradação, juntamente com processos físicos e químicos. Os processos físicos são conhecidos pelo uso de membranas filtrantes com micro poros que auxiliam na remoção dos poluentes. A estrutura do BRM se assemelha com o tratamento de lodo ativado, contudo, o decantador secundário é substituído pelo módulo de membrana trazendo vantagens como menor área de implantação e baixa produção de lodo (JEGATHEESAN et al., 2016; JUDD; JUDD, 2011; LIN et al., 2012)

Apesar das inúmeras vantagens que esse sistema proporciona, existem algumas limitações como (i) a colmatção da membrana que está associada ao aumento de sólidos na superfície da membrana, necessitando de limpezas químicas e diminuindo a vida útil do módulo e (ii) as características recalcitrantes que o tornam tóxico, para este tipo de efluente, de difícil degradabilidade (BELLI et al, 2019).

Para os diferentes processos empregados em estudo, a eletrocoagulação (EC) em conjunto com a degradação biológica apresenta um resultado significativo no que se refere ao tratamento de efluentes têxteis. Este processo tem como finalidade gerar um coagulante *in situ* auxiliando na remoção dos poluentes a partir da oxidação eletrolítica (ZAMPETA et al., 2022). Durante o processo de EC pode-se encontrar fenômenos simultâneos como eletroforese, eletrosmose bem como diminuir a colmatção das membranas. (KHANDEGAR; SAROHA, 2014; VERMA, 2017; ENSANO et al., 2016).

Alguns estudos surgiram através da combinação do sistema de biorreator a membrana com eletrocoagulação dando origem ao eletrobiorreator a membrana (EBRM). Várias pesquisas têm demonstrado resultados vantajosos referente a união dos processos eletroquímicos e biológicos em câmara única. As vantagens desses sistemas apresentam a melhoria na desidratação do lodo, maior capacidade na remoção da matéria orgânica e maior estabilidade operacional devido a diminuição da colmatção da membrana (WEI et al., 2009; HASAN et al., 2014).

Inicialmente aplicado ao tratamento de esgoto sanitário (BATTISTELLI et al, 2018; 7; HASAN et al., 2014), essa configuração vem sendo utilizada também para o tratamento de efluente têxtil, tal como praticado por Belli et al. (2019). O uso do sistema anóxico/óxico (A/O) eletrobiorreator a membrana (EBRM) surge como uma alternativa promissora para obter a remoção de corantes via processo biológico eletroquimicamente assistido

Por ser uma configuração de reator relativamente nova, alguns parâmetros associados à operação do EBRM ainda precisam ser mais bem investigados, principalmente quando este reator é alimentado com efluentes industriais. Estudos anteriores se concentraram principalmente no uso de EBRM para tratar águas residuais municipais (HASAN et al., 2014; GIWA et al., 2015; BATTISTELLI et al., 2019; SU et al., 2020), enquanto seu uso para o tratamento de águas residuais industriais é pouco relatado na literatura. Até onde sabemos, parâmetros como idade do lodo (θ_c) e tempo de exposição à corrente elétrica ainda não foram investigados em EBRM tratando efluentes contendo corante azo. Como um dos principais parâmetros operacionais de qualquer biorreator de tratamento de águas residuais, a idade do lodo pode afetar o desempenho da biodegradação e o processo de incrustação da membrana em BRM (DERELI et al., 2014; YURTSEVER et al., 2017a).

Ao utilizar uma idade de lodo de 45 d, Ravadelli et al. (2021) observaram um elevado teor de biomassa em um EBRM ($27,1 \text{ g L}^{-1}$), o que resultou em uma maior viscosidade do licor misto e, conseqüentemente, em uma maior taxa de incrustação da membrana. Segundo esses autores, o uso de idades de lodo mais baixas para reduzir a concentração de sólidos no EBRM pode ser uma estratégia para minimizar os problemas de incrustação da membrana causados pela maior viscosidade sob alta idade do lodo. Para BRMs assistido eletroquimicamente, o tempo de exposição à corrente elétrica desempenha um papel crucial. Longos tempos de exposição podem intensificar a deterioração do ânodo sem nenhuma eficiência de remoção adicional, enquanto tempos de exposição curtos podem diminuir o desempenho de remoção de poluentes (TAFTI et al., 2015).

Portanto, o modo de aplicação da corrente elétrica é um parâmetro chave nos sistemas EBRM, pois afeta o desempenho do tratamento e o consumo de energia. No entanto, poucos estudos exploraram os efeitos do modo de exposição elétrica em EBRM. Investigações anteriores se concentraram em avaliar o impacto desse parâmetro operacional em sistemas EBRMs que tratam águas residuais municipais (TAFTI et al., 2015; SU et al., 2022), mas o efeito do modo de aplicação em EBRM alimentado com águas residuais contendo corante azo ainda precisa ser investigado. Um modo de exposição à corrente elétrica adequado é crucial não apenas para garantir um melhor processo de descoloração de efluentes têxteis, mas também para economia de energia. Considerando relevância de tais aspectos para a melhor operação dos EBRMs, destacam-se a seguir os objetivos do presente trabalho.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um eletrobiorreator a membrana precedido de etapa anóxica quanto à remoção de poluentes de efluente contendo azo corante.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o impacto da redução da idade do lodo e do aumento do tempo de exposição a corrente elétrica quanto à remoção de corante, DQO e nitrogênio amoniacal.
- Avaliar as condições de filtrabilidade do licor misto e do processo de colmatção das membranas a partir da redução da idade do lodo e do aumento do tempo de exposição da corrente elétrica.
- Avaliar o consumo energético e o desgaste do eletrodo mediante as diferentes condições operacionais testadas

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 BIORREADORES A MEMBRANA (BRM)

3.1.1 Características

A utilização dos biorreatores à membrana tem sido uma tecnologia de uso na separação dos sólidos por processo físico através das membranas e na biodegradação dos poluentes. É a união de processos químicos e biológicos com o auxílio de processos físicos que permitem o tratamento de efluentes contaminados (LE-CLECH, 2010).

Sua característica é similar à de lodos ativados, porém, com a substituição do decantador secundário por módulo de membrana filtrante, podendo ser de ultrafiltração (0,01-0,05 μ m) e microfiltração (01-0,4 μ m) (LINDAMULLA, 2021). Essa modificação proporciona um efluente com maior qualidade para o lançamento nos corpos hídricos (JORHEMEN et al., 2016) atuando de acordo com os padrões previstos em leis ambientais.

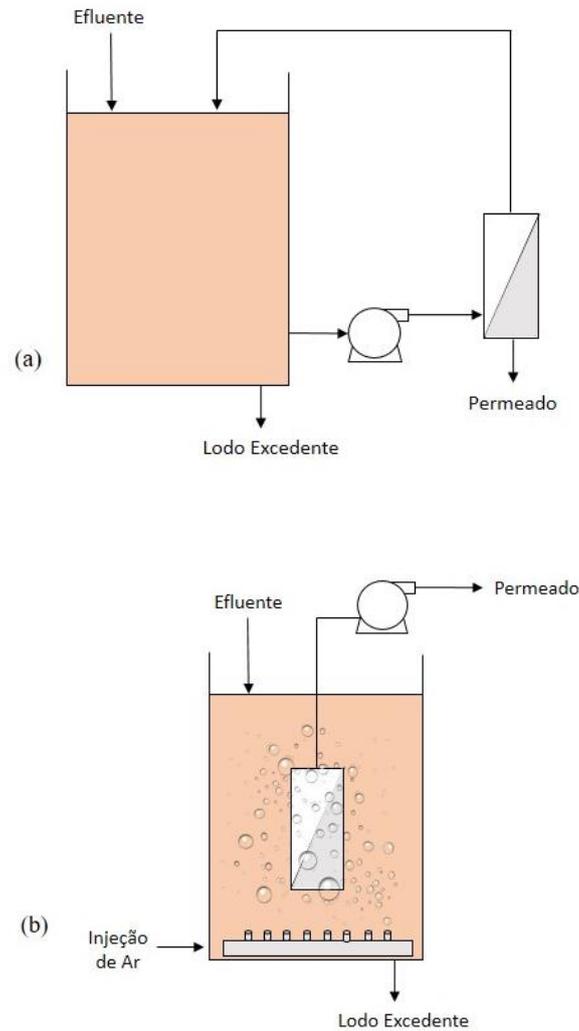
As vantagens desse sistema, apresentam um menor uso de área comparado a outros sistemas convencionais de tratamento, uma barreira física de retenção de sólidos, produz menor quantidade de lodo e gera um efluente final de boa qualidade. Meng et al. (2012) apontam que devido a essa menor produção de lodo, resulta em uma redução dos custos em relação ao sistema convencional.

A excelente qualidade do efluente em relação à matéria orgânica pode ser explicada pela intensificação das atividades microbiológicas de degradação, que resultam da total retenção de biomassa no interior do reator (LE-CLECH, 2010).

Neste contexto, os BRMs têm sido uma alternativa viável para o tratamento de águas industriais e até mesmo para reaproveitamento, caracterizando uma água para reúso (ARÉVALO et al, 2009)

Existem dois principais tipos de configuração do BRM, com o módulo externo (figura 2 (a)) onde o licor misto é direcionado ao modulo de membranas onde ocorre o processo de separação do permeado, seguindo a jusante do tratamento, e o concentrado, que retorna ao BRM. E com o módulo submerso (figura 2 (b)) a membrana se encontra submergida no licor misto, tornando uma configuração satisfatória e usualmente encontrada (GUPTA et al., 2008).

Figura 2: (a) membrana externa ao BRM com membranas acopladas externamente (b) membrana submersa ao tanque de aeração e o filtrado.



Fonte: Adaptado de MAESTRI, 2007.

A filtração através da membrana permite o aumento da concentração de microrganismos no biorreator potencializando melhorias na qualidade do efluente. O sistema de BRM pode ser utilizado para tratamentos de efluentes industriais, esgoto doméstico e de aterros sanitários (DINIZ, 2011).

No que diz respeito a composição das membranas, essas podem ser confeccionadas a partir de materiais orgânicos ou inorgânicos, dependendo da característica do efluente a ser tratado e das necessidades operacionais. Entre as principais conformidades do módulo de membrana utilizados no saneamento, é possível encontrar membranas do tipo fibra oca, onde a filtração ocorre de maneira tangencial propiciando uma menor colmatção. (JUDD; JUDD, 2011).

3.1.2 Colmatação

O processo de colmatação tem sido considerado a principal dificuldade para que a tecnologia de membranas seja aplicada em larga escala. Esse fenômeno ocorre devido a deposição de materiais sólidos sobre a superfície do material poroso, ocasionando o entupimento que dificulta a passagem da água. As interações químicas que ocorrem no licor misto estão diretamente ligadas com o potencial de colmatação (LE-CLECH et al., 2006)

É um processo físico devido a formação de uma camada de partículas conhecida também como “torta” (*cake*), constituída por deposição dos constituintes da suspensão biológica como microorganismos e matizes exopoliméricas. Acaba por causar a redução do fluxo do permeado e aumentar a frequência de limpeza das membranas, induzindo ao aumento dos custos de operação do sistema (LE-CLECH, 2010; SUN et al., 2011; ZHANG et al., 2014).

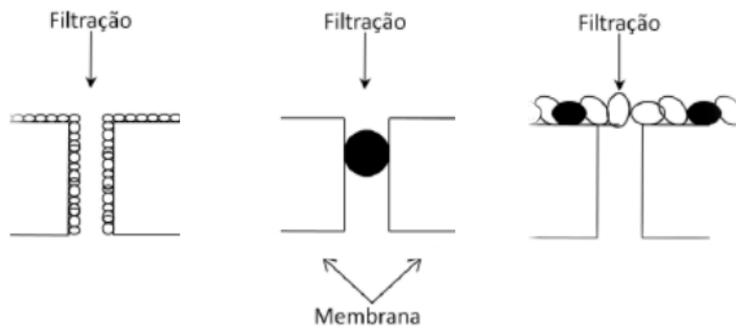
O termo colmatação pode ser atribuído a todos os mecanismos que causem a perda da permeabilidade da membrana, sendo estes: a deposição de partículas do licor misto, a obstrução dos poros da membrana por pequenas moléculas, e a formação da “torta”, que resultam em algumas necessidades adicionais, como: maior área filtrante, maior pressão transmembrana, maior frequência de limpeza química das membranas e maior consumo de energia (SUN et al., 2011; DREWS, 2010).

De acordo com Judd e Judd (2011) a concentração de partículas próximas da superfície da membrana e a formação do biofilme são causados pela polarização da concentração, que é definida como sendo a tendência das partículas se acumularem em uma camada líquida, fina e praticamente estagnada, próximo à superfície da membrana

Os processos de incrustação da membrana incluem principalmente a adsorção de compostos orgânicos das partículas existentes no meio. Isso causa o bloqueio dos poros e assim um aumento repentino na pressão transmembrana (PTM) pois o fluxo local é maior que o fluxo crítico; uma vez que a membrana está imersa no licor misto, suas substâncias podem influenciar no desempenho da filtração da membrana (SHAO et al, 2021).

Além da formação de biofilme, a colmatação também ocorre pelo entupimento dos poros da membrana, conforme ilustrado na figura 3.

Figura 3: Fases da colmatação da membrana



Fonte: Adaptado de Amaral, 2009

A fim de controlar o fenômeno da incrustação, diferentes métodos são estudados para obter um melhor desempenho no processo de filtração. Esses estudos apontam que as características do efluente e sua composição tem impactos significativos na formação e compactação do lodo (SOHN et al, 2021)

A colmatção pode ser classificada em duas categorias: reversível e irreversível. O fenômeno conhecido como reversível é caracterizado pelo depósito de materiais na superfície da membrana, podendo ser removida por meios físicos, como a retrolavagem ou relaxamento da filtração. A colmatção irreversível, por sua vez, é o depósito de materiais mais resistentes que são removidos somente através da limpeza química da membrana (JUDD; JUDD, 2011). Após o uso, a permeabilidade original da membrana nunca mais é recuperada, originando uma resistência residual que é definida por Judd e Judd (2006) como colmatção irrecuperável.

Assim sendo, para uma maior eficiência e estabilidade do sistema faz-se necessário a busca e a aplicação de métodos que levem ao controle e redução do processo de colmatção da membrana.

3.1.3 Concentração de EPS e SMP

As substâncias poliméricas extracelulares são produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas, estando presentes fora das células ou no interior dos flocos contidos no interior do reator (SHENG, 2010). A fração EPS é constituída majoritariamente por proteínas e polissacarídeos, porém, outras macromoléculas orgânicas também se destacam, como substâncias húmicas, lipídeos e ácidos nucleicos (FLEMMING; WINGENDER, 2001; TIAN, 2008).

Várias causas estão envolvidas com o fenômeno de incrustação que podem afetar diretamente na filtragem da membrana. As 3 principais da causas são: (a) estreitamento dos poros, atribuído a substâncias coloidais menos que os tamanho dos poros da membrana, (b) entupimento dos poros, devido a partículas com mesmo tamanho dos poros da membrana e (c) a formação da “torta” na superfície cobrindo toda a área de filtração (MENG et al., 2009; METCALF & EDDY, 2003).

Caso os compostos citados anteriormente estejam presentes dissolvidos no licor misto do reator, estes são denominados de produtos microbianos solúveis. A principal forma de liberação de SMP é o crescimento ou decomposição dos microrganismos, também podendo ser atrelada à condições anormais de operação do sistema (LASPIDOU; RITTMANN, 2002).

Segundo Drews (2010), dentre as diversas variáveis relacionadas ao aumento da colmatação das membranas em sistemas de tratamento de esgoto, a literatura aponta os EPS e SMP como determinantes no desenvolvimento de incrustações. Belli (2015) associa estes compostos com a colmatação devido à sua capacidade de adsorção e bloqueio dos poros da membrana, além de agir como base para a fixação de biofilme, acarretando na formação de torta.

A formação e concentração de EPS e SMP pode estar relacionada a parâmetros de implantação e operação do reator, como a idade do lodo e o tempo de detenção hidráulico (TDH). Van Der Broeck et al. (2012) apontam que com a idade do lodo elevada, o lodo é menos influenciado por tais compostos, porém, Belli (2015) aponta a existência de divergências na literatura tangendo a relação entre a idade do lodo e a concentração de EPS e SMP.

O tempo de detenção hidráulico afeta significativamente as propriedades do licor misto do reator, pois infere na carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, definindo a relação alimento/microrganismo (A/M). Esta variável está relacionada ao crescimento dos microrganismos, afetando assim, a produção de EPS e SMP. Portanto, sendo o TDH inversamente proporcional à carga orgânica volumétrica, um menor tempo de detenção hidráulico leva ao aumento da propensão da colmatação das membranas (HONG et al., 2012)

3.2 ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação (EC) tem ganhado destaque nos últimos anos frente à coagulação convencional e a outros processos que seriam utilizados como tratamento complementar aos tratamentos biológicos, principalmente em função da simplicidade operacional, redução na produção de lodo e elevada eficiência na remoção de poluentes sem adição de produtos químicos externos (MOUSSA et al., 2016).

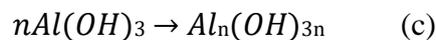
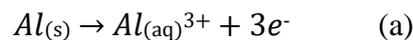
Os dois principais elementos nesse sistema são os eletrodos, um cátodo geralmente produzido de aço inoxidável e um ânodo de sacrifício, comumente feito de metais como ferro, zinco, níquel, sendo o alumínio mais indicado por possuir maior eficiência (LIN et al., 2005). Hasan et al. (2012) comentam que esse processo resulta em mudanças nas propriedades químicas, físicas e biológicas do licor misto, afetando o fenômeno de colmatação das membranas.

Uma corrente elétrica de corrente contínua deve ser aplicada entre os eletrodos para que sejam liberados íons livres para o meio, devido à eletrólise da superfície dos eletrodos e à oxidação

do ânodo de sacrifício. Segundo Elnenay et al., (2017), estes íons liberados no licor misto do reator se comportam como agentes coagulantes, pois reduzem a força de repulsão entre as cargas negativas dos produtos orgânicos coloidais, permitindo que as forças de Van der Waals levem à aglomeração e formação de flocos.

EC é um processo complexo onde ocorre a combinação sequencial ou paralela de diversos mecanismos, sendo eles eletroquímicos, químicos e físicos, que utilizam eletrodos metálicos para fornecer íons à uma solução (HAKIZIMANA et al., 2017). A tecnologia da EC tem sido aplicada no tratamento de diversos tipos de efluente por ser um método com baixo consumo de energia, eficiente na remoção de metais, cor, partículas coloidais, e poluentes inorgânicos solúveis, além de produzir menor quantidade de lodo (SOUZA et al., 2016).

Quando se utiliza eletrocoagulação com ânodo de alumínio. Íons Al^{3+} reagem com o ortofosfato, formando precipitados de fosfato insolúveis, possibilitando a remoção do efluente final. O íon Al^{3+} também reage com o radical hidroxila presente em água e essa formação de hidróxidos é caracterizado pela produção de coagulante *in situ* conhecido como flocos de varredura. Em pH próximo de 7, são formados os compostos apresentados nas equações a, b e c.



Devido à elevada capacidade de adsorção, esses compostos apresentam forte afinidade pelas partículas dispersas na solução e poluentes dissolvidos, e boa capacidade de neutralização de cargas, mostrando-se eficientes na remoção de partículas com cargas negativas (SAHU et al., 2014; JEGATHEESAN et al., 2016).

A aplicação de corrente elétrica, além do fenômeno de eletrocoagulação, induz outros mecanismos atuantes, que ajudam na degradação de poluentes e no controle da mobilidade e da deposição das partículas na superfície da membrana, dentre os quais cita-se a eletroforese, oxidação redução eletroquímica e eletrosmose (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011).

Giwa et al. (2015) e Ibeid et al., (2015) destacam que a eletrosmose consiste na liberação da água dos flocos, o que leva ao aprimoramento da espessura do lodo reduzindo o tamanho dos flocos e, conseqüentemente, o volume do lodo. Já a eletroforese ocorre quando as partículas são colocadas sobre a influência de um campo elétrico gerado entre dois eletrodos (cátodo e ânodo), o qual faz com que as partículas carregadas negativamente se dirijam para o eletrodo de carga oposta, afastando-as da superfície da membrana (AKAMATSU et al., 2010)

Desta forma, a eletrocoagulação aliada aos processos eletrocínéticos de eletrosmose,

eletroforese e eletroquímica são capazes de suprimir a colmatação da membrana e aprimorar o fluxo de permeado por meio da melhoria da filtrabilidade do licor misto, além de degradar poluentes do meio (IBEID et al., 2015).

Frente às necessidades e características citadas, os processos eletroquímicos aliados aos processos biológicos de tratamento de esgotos estão sendo vistos como soluções efetivas devido as suas elevadas eficiências, independência com relação à produtos químicos, e facilidades de controle do processo (HASAN et al., 2014).

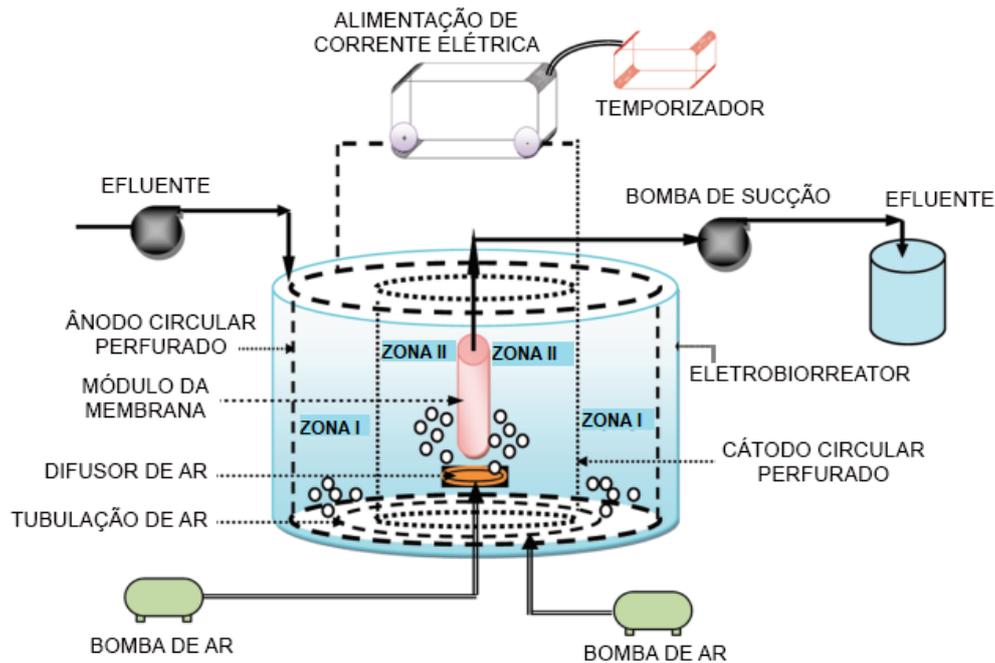
3.3 ELETROBIORREATOR A MEMBRANA- EBRM

Um eletrobiorreator a membrana consiste em um sistema híbrido compacto, com o intuito de tratamento de águas residuárias através da biodegradação, filtração de membranas e processos eletrocínéticos ocorrendo simultaneamente.

Após inúmeros estudos associando processos eletrocínéticos aos biorreatores a membrana, visando o controle da colmatação e o aprimoramento da remoção de nutrientes, Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) propuseram a tecnologia conhecida como eletrobiorreator a membrana (EBRM), a qual é baseada em um reator de câmara única que permite a aplicação simultânea de processos biológicos aeróbios, eletrocoagulação e separação por membranas.

No que tange a sua estrutura, o EBRM é composto por um módulo de membrana envolto por dois eletrodos perfurados (um cátodo e um ânodo), conectados a uma fonte de corrente contínua (CC), imersos em um reator (Figura 4). Devido à concepção, esse sistema pode ser dividido em zonas: a zona I que integra a porção entre a parede interna do reator e o cátodo; e a zona II que compreende a área entre o cátodo e o módulo de membrana (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010; HASAN et al., 2012).

Figura 4: Representação de um eletrobiorreator a membrana



Fonte: Adaptado de BANI-MELHEM E ELEKTOROWICZ, 2010.

Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) e Liu et al. (2012) enfatizam que a aplicação da eletrocoagulação em biorreatores a membrana, além de permitir a precipitação química de fósforo, reduz consideravelmente a colmatação das membranas por meio da redução da concentração de sólidos solúveis, e da formação de flocos com maiores dimensões, favorecendo assim a filtração do permeado.

Ibeid et al., (2013) constataram uma redução de três vezes no índice de colmatação comparando seu eletro biorreator a membranas piloto com um BRM convencional. Esta redução, gerada pelos processos eletrocinéticos, é ocasionada principalmente pela redução de produtos microbianos solúveis, como proteínas e polissacarídeos, e matéria orgânica coloidal, bem como pela modificação da estrutura e morfologia dos sólidos suspensos no reator devido à aplicação de uma corrente elétrica direta.

Para um melhor desempenho da eletrocoagulação em EBRM, diversos parâmetros operacionais devem ser otimizados, dentre os quais se destacam: densidade de corrente aplicada e modo de exposição à EC (Ligado/Desligado), material dos eletrodos, taxa de aeração, tempo de detenção hidráulica e idade do lodo, além de pH, alcalinidade e condutividade, fatores vinculados ao tipo de efluente tratado e que podem interferir no processo de tratamento.

Com relação à operação do EBRM, acredita-se que o tempo ótimo de retenção celular seja semelhante ao de um BRM, estando entre 20 e 50 dias (MENG et al., 2009). A densidade de corrente deve ser menor que 25 A/m^2 e o modo de exposição intermitente, para assegurar a atividade microbiana (WEI et al., 2011). Tomando-se estes cuidados, a eletrocoagulação se torna interessante,

pois proporciona melhores condições morfológicas ao licor misto, facilitando o processo de filtração devido à redução da colmatação. Além disto, Liu et al. (2012) comentam que o lodo de descarte deste tipo de tratamento não contém traços de coagulantes químicos e possui maior capacidade de desidratação, facilitando sua disposição final.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL E CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO REATOR

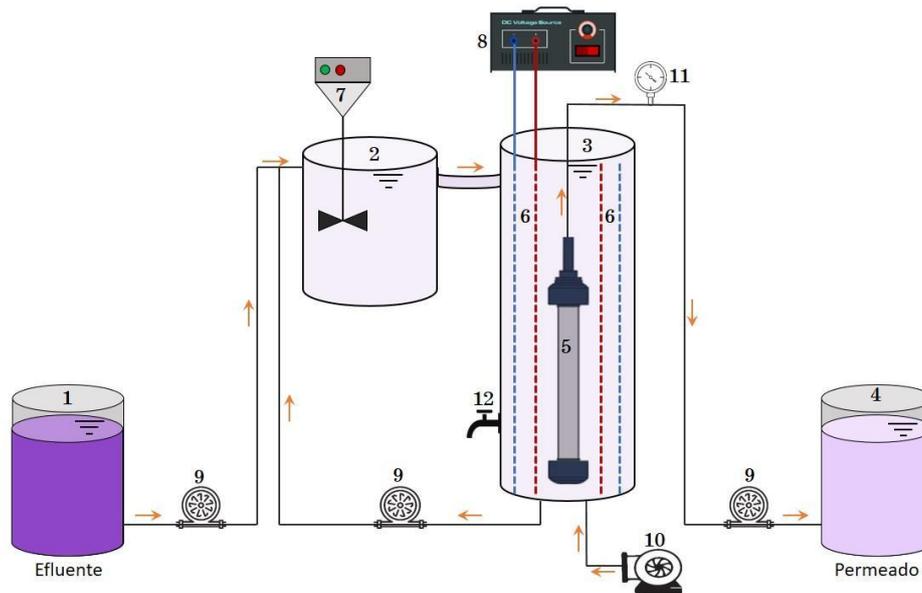
Os estudos foram conduzidos no Laboratório de Saneamento do departamento de Engenharia Civil da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), campus de Ibirama – SC, em parceria com o Laboratório de Saneamento Ambiental e Qualidade da Água do departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Centro Oeste (Unicentro), campus Irati – PR.

A pesquisa foi realizada em uma unidade experimental de escala laboratorial, denominada de A/O-EBRM. A unidade era composta por dois reatores trabalhando em série, sendo o primeiro reator operado em condições anóxica e o segundo em condições aeróbia. Dessa forma, o sistema A/O-EBRM foi operado com base no processo “Modified Ludzack-Ettinger” (MLE), constituído de um tanque anóxico (24,7 L) seguido de tanque aeróbio (51,5 L). O primeiro, constituído de material PVC rígido, era equipado de um misturador eletrônico de bancada (Fisatom, 713D) que higienizava a biomassa e o efluente contendo corante. O segundo tanque, construído de material acrílico, comportava um módulo de membrana de fibra oca (0,93 m² - SUEZ Water Technologies & Solutions), que operava de forma submersa. Nesse tanque também foram instalados os eletrodos, confeccionados em alumínio (ânodo) e aço inoxidável (cátodo), ambos em formato cilíndrico e submersos ao redor do módulo de membranas.

Uma fonte de alimentação digital DC, com variação de tensão de 0-30V e de corrente de 0-10A, foi usada para controlar a corrente elétrica aplicada aos eletrodos. Bombas peristálticas (Watson Marlon, 520) foram utilizadas para alimentação do reator (vazão de 92,16 L d⁻¹), lodo de reciclagem interna (500%) (SU et al., 2020) e processo de filtração (fluxo de 4,1 L m⁻² h⁻¹). A recirculação do licor misto era conduzida a partir do seu bombeamento pela parte inferior do tanque aeróbio em direção à parte superior do tanque anóxico. A partir do tanque anóxico o licor misto fluía por gravidade em direção ao tanque aeróbio, através de uma conexão em silicone entre os dois tanques.

O processo de permeação da membrana foi realizado em modo intermitente, com 9 min de sucção e 1 min de relaxamento por ciclo. Como resultado, o A/O-EBRM operou com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 horas, 6,5 horas para o reator anóxico e 13,5 horas para o reator aeróbio. A representação esquemática da unidade experimental encontra-se na figura 5.

Figura 5: Representação esquemática da unidade experimental

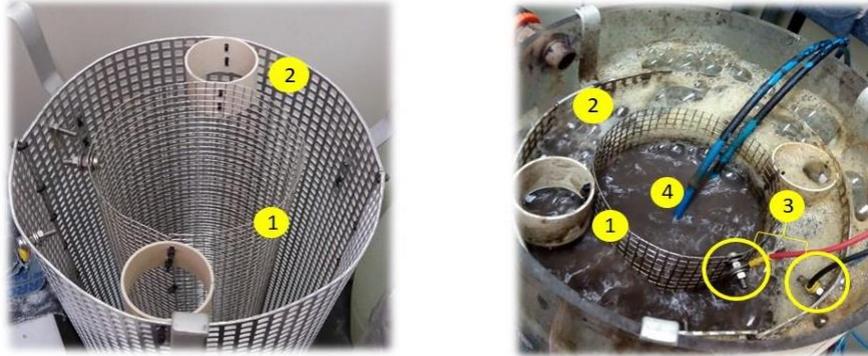


1) Tanque de alimentação; 2) Tanque anóxico; 3) tanque EBRM; 4) Tanque de armazenamento do permeado; 5) Módulo de membrana; 6) Eletrodos; 7) Agitador; 8) Fonte de alimentação CC; 9) Bombas peristálticas; 10) Aeração; 11) Manômetro. 12) Retirada do lodo.

A fim de minimizar o processo de incrustação, o ar foi introduzido entre as fibras da membrana usando uma demanda de aeração específica da membrana (SAD_m) de $0,51 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Para diminuir os problemas de passivação do eletrodo, outro dispositivo de aeração foi instalado no fundo do tanque aeróbio, exatamente abaixo do ânodo, utilizando uma taxa de aeração específica por área do eletrodo de $1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Um misturador mecânico foi fixado no tanque anóxico para garantir uma condição de mistura completa, evitando assim a sedimentação da biomassa.

Optou-se por utilizar eletrodos cilíndricos, devido ao formato do tanque aeróbio, com distância cátodo-ânodo de 5 cm (figura 6). Ambos possuíam terminações específicas para ligação de corrente elétrica.

Figura 6: Eletrodos utilizados



1) Cátodo (aço-inoxidável); 2) Ânodo (alumínio); 3) Ligação à fonte de energia elétrica; 4) Módulo da membrana

O processo de filtração foi realizado a partir de um módulo de membrana de fibra oca (quadro 1) com sentido da filtração de fora para dentro, onde os sólidos em suspensão ficam retidos no licor misto e permeado gerado durante a filtração segue até uma tubulação central a partir da qual é descartado como efluente tratado.

Quadro 1: Especificações técnicas e imagem do módulo de membranas utilizado

Propriedades	Especificações
Modelo/Fabricante	ZW10/ SUEZ
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 μm
Classificação	Ultrafiltração
Área filtrante	0,93 m ²
Diâmetro externo das fibras	2 mm



A pressão transmembrana (PTM) foi monitorada através de um vacuômetro digital (VDR 920), conectado a um sensor de pressão instalado junto com a tubulação do permeado. Os valores de PTM registrados foram usados para calcular a taxa de incrustação da membrana (MFR)

O A/O-EBRM foi inoculado com lodo proveniente da linha de recirculação de um sistema de lodos ativados convencional de uma estação de tratamento de efluentes (ETE), situada na indústria têxtil do município de Presidente Getúlio – SC. O A/O-EBRM foi então submetido a uma fase de aclimação da biomassa por 60 dias (dados não apresentados no trabalho).

4.2 ESTRATÉGIAS E PARÂMETROS OPERACIONAIS

Após o período de aclimação, o reator foi operado por 261 dias, divididos em três estratégias experimentais (I, II e III). No primeiro período (estratégia I), o A/O-EBRM foi operado por 135 dias com idade de lodo (θ_c) fixada em 45 d e exposto à corrente elétrica em modo intermitente de 6'Ligado/30'Desligado. Posteriormente, a idade do lodo foi reduzida para 20 d, mantendo o modo de aplicação de corrente elétrica em 6'Ligado/30'Desligado. Nestas condições, o reator foi operado por mais 80 dias (estratégia II). No último período experimental (estratégia III), que durou 46 dias, a idade do lodo foi reajustada para 45 d e o regime de aplicação de corrente elétrica foi configurado para 6'Ligado/12'Desligado. Durante todo o período experimental, o reator foi exposto à densidade de corrente elétrica de 10 A m^{-2} . A Tabela 1 resume as condições experimentais usadas em cada fase da pesquisa.

Tabela 1: Condições de operação aplicadas ao sistema A/O-EBRM em cada estratégia do experimento.

		Estratégia I	Estratégia II	Estratégia III
Idade do lodo	d	45	20	45
Exposição da corrente	min	6'Ligado/ 30'Desligado	6'Ligado/ 30'Desligado	6'Ligado/ 12'Desligado
Tempo de aplicação da corrente	h d^{-1}	4	4	8
Densidade da corrente	A m^{-2}	10	10	10
Tempo de duração de cada estratégia	d	126	85	49

O A/O-EBRM foi alimentado com efluente têxtil sintético, preparado de acordo com a composição apresentada na Tabela 2. A utilização de efluente sintético tinha por objetivo evitar que as cargas aplicadas ao sistema variassem ao longo dos dias operacionais, situação que usualmente ocorre quando se utiliza efluente têxtil em escara real.

Tabela 2: Composição do efluente têxtil sintético

Componente químico	Concentração
---------------------------	---------------------

NH ₄ Cl	50 mg L ⁻¹
HBO ₃	0,35 mg L ⁻¹
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,5 mg L ⁻¹
K ₂ HPO ₄	37 mg L ⁻¹
KH ₂ PO ₄	67 mg L ⁻¹
Na ₂ SO ₃ .5H ₂ O	0,164 mg L ⁻¹
CaCl ₂ .2H ₂ O	22 mg L ⁻¹
MgCl ₂	15 mg L ⁻¹
CuCl ₂ .2H ₂ O	0,038 mg L ⁻¹
FeCl ₃ .6H ₂ O	5 mg L ⁻¹
NiCl ₂ .6H ₂ O	0,09 mg L ⁻¹
CoCl ₂ .6H ₂ O	1 mg L ⁻¹
Remazol Violeta Brilhante 5R	50 mg L ⁻¹
Glucose	1000 mg L ⁻¹

A caracterização do efluente sintético em termos de corante RVB-5R, DQO, NH₄⁺-N, bem como a respectiva taxa de carregamento, são mostrados na Tabela 3.

Tabela 3: Concentração dos componentes do efluente sintético e as respectivas taxas de carregamento para cada estratégia experimental.

	Corante mg L ⁻¹	DQO mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N mg L ⁻¹	pH --	CCV mg L ⁻¹ d ⁻¹	COV mg L ⁻¹ d ⁻¹	CNV mg L ⁻¹ d ⁻¹
Estratégia I	49,6 ± 2,9	1446 ± 160	51,8 ± 2	6,9 ± 1,1	62,1 ± 3,8	1749 ± 89	62,7 ± 2,4
EstratégiaII	50,9 ± 2,2	1545 ± 155	50,8 ± 2	7,0 ± 0,6	64,1 ± 2,9	1870 ± 77	60,9 ± 2,5
EstratégiaIII	50,1 ± 2,1	1492 ± 105	50,4 ± 2	6,0 ± 0,7	63,2 ± 2,5	1799 ± 81	60,9 ± 2,1

CCV: carga de corante volumétrica; COV: carga orgânica volumétrica; CNV: Carga nitrogenada volumétrica.

4.3 ENSAIOS EM BATELADA

4.3.1 Taxas de remoção de corante biológico sob condições aeróbicas e anóxicas.

Ensaio em batelada sob condições aeróbicas e anóxicas foram realizados ao final das três estratégias experimentais. Os experimentos foram realizados em Erlenmeyer selado (500 mL), contendo 150 mL de efluente têxtil sintético (o mesmo utilizado para alimentar o reator) e 350 mL de licor misto retirado do sistema A/O-EBRM. Para obter condições anóxicas, nitrato de sódio (60 mg L^{-1}) foi adicionado a um dos Erlenmeyers. Um agitador magnético (Fisatom 754) foi usado nos testes anóxicos para evitar a sedimentação da biomassa e manter uma condição completamente misturada. Para os testes aeróbios, um aspersor de ar foi usado para fornecer oxigênio e garantir condições de mistura completas. Os experimentos foram conduzidos por 5 h, e amostras foram retiradas em intervalos de tempo regulares para posterior análise da concentração do corante. A concentração de biomassa também foi determinada para avaliar a taxa de remoção de corante específico.

4.3.2 Testes respirométricos.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) atribuída à atividade heterotrófica da biomassa foi avaliada por ensaios respirométricos em batelada. Amostras de lodo (500 mL) foram retiradas do tanque aeróbio do A/O-EBRM e transferidas para um Erlenmeyer, onde uma sonda de OD foi fixada para monitorar a concentração de oxigênio. Após um período inicial de aeração para saturação de oxigênio, *allylthiourea* foi adicionada ao frasco para inibir a atividade nitrificante. O frasco foi então enriquecido com acetato de sódio (200 mg L^{-1}) para estimular a atividade heterotrófica. Durante os experimentos em batelada, a temperatura e o pH foram controlados a 20°C e 7,5, respectivamente. Os valores de TCO foram obtidos pelas inclinações do consumo de oxigênio ao longo do tempo. O teor de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi determinado para obter os respectivos valores específicos de TCO (TCO_e). Os testes respirométricos foram realizados em triplicata no período final de cada estratégia experimental.

4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS E PROCEDIMENTO DE CÁLCULO

As concentrações de nitrogênio total (N_t), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), demanda química de oxigênio (DQO) e fosforo total (P_t) foram determinadas usando os métodos de Hach 10072, 10031, 8000, 10127, respectivamente. A concentração do corante foi medida através de um espectrofotômetro no comprimento de onda de 560 nm, no qual o corante RVB-5R apresenta a absorvância máxima (YUTSERVER et al, 2017). Sólidos suspensos voláteis (SSV) e os sólidos suspensos totais (SST) foram medidos através do *Standard Methods* (APHA, 2005). Os valores de pH e potencial de oxidação-redução (ORP), foram monitorados usando uma sonda portátil de ORP/pH (Orion Star A221, EUA), enquanto o valor de oxigênio dissolvido (OD) foi analisado usando um sensor óptico (YSI, ProODO, EUA). Os espectros UV-VIS do afluente e efluente do reator, bem

como amostras do licor misto e dos tanques anóxico e aeróbio, foram avaliados no espectrofotômetro Hach Lange DR5000.

Foram realizados testes experimentais paralelos, para medir a filtrabilidade do licor misto, em uma célula de filtração sem saída (Sartorius, 16510) pressurizada a 500 kPa. Os ensaios de filtração foram conduzidos por 20 min, usando uma membrana de microfiltração de fibra oca. O fluxo da permeabilidade da membrana, foi obtido a partir da Eq 1, para calcular a resistência específica da torta (RET) (POLLICE et al., 2008).

$$\alpha = \frac{2000A^2 \Delta P}{\mu C} \frac{t}{V} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde α é a resistência específica da torta (m.kg^{-1}); ΔP é a pressão aplicada à célula de filtração (kPa); μ é a viscosidade do permeado (Pa.s); C é a concentração de SST (kg.m^{-3}); t é o(s) tempo(s) de filtração e; V é o volume de permeado.

O índice volumétrico de lodo diluído (IVL_d), uma adaptação do teste IVL tradicional, foi avaliado diluindo amostras do licor misto misturado ao permeado do reator. O volume de lodo sedimentado após 30 min foi normalizado pelo teor de SST. O tempo de sucção capilar (CST) do licor misto amostrado do tanque anaeróbio foi determinado em um analisador eletrônico (304M CST, Triton).

A taxa de dissolução do eletrodo foi estimada com base na lei de Faraday, usando a Eq. 2 (LI et al., 2018).

$$m = \frac{M_w}{F_a Z} T I \quad \text{Eq. 2}$$

Onde m é a taxa de dissolução anódica ($\text{g Al}_3^+ \text{ d}^{-1}$); M_w é a massa molar do material do ânodo, que foi feito de alumínio ($26,98 \text{ g. mol}^{-1}$); F_a é a constante de Faraday ($96,485 \text{ C. mol}^{-1}$); Z é a valência do material do ânodo (+3); T é o tempo de aplicação da corrente elétrica por dia (14400 s) e I é a corrente elétrica aplicada aos eletrodos (3,19 A). A corrosão anódica por volume de permeado ($\text{mg. Al}_3^+ \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimada adicionando-se à Eq. 1 o fluxo diário de permeado, obtendo-se a Eq. 3.

$$W = \frac{M_w}{F_a Z Q} T I \quad \text{Eq. 3}$$

Onde W é a corrosão anódica por volume de permeado (g. m^{-3}) e Q é o fluxo diário de permeado ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$).

A estimativa do consumo de energia associada a eletrocoagulação foi calculada usando a Eq.

$$EC = \frac{U.I.T}{Q} \quad Eq. 4$$

Onde EC é o consumo de energia por volume de permeado produzido (kWh m^{-3}); U é a tensão aplicada aos eletrodos (V); I é a corrente elétrica (A); T é o tempo de processo de eletrocoagulação aplicado diariamente e Q é o volume de permeado produzido por dia ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$). Com base nas equações 3 e 4, o custo operacional adicional (USD m^{-3}) vinculado à eletrocoagulação pode ser estimado para o sistema A/O-EBRM. Nesta estimativa de custo, foram considerados o consumo de energia (eletricidade) e a corrosão do ânodo, conforme expresso na Eq. 5 (UDOMKITTAYACHAI et al., 2018)

$$C = aEC + bW \quad Eq. 5$$

Onde C é o custo operacional adicional atribuído à eletrocoagulação (USD m^{-3}); a é o custo unitário da eletricidade (USD kWh^{-1}); EC é o consumo de energia (kWh. m^{-3}); b é o custo unitário do material ânodo (USD kg^{-1}) e W é a corrosão do ânodo (kg. m^{-3}).

A carga volumétrica expressa em mAh L^{-1} (ROY et al., 2020), foi calculada levando em consideração a corrente aplicada (mA), a vazão do efluente (L d^{-1}) e o tempo de aplicação da corrente elétrica (T) ao longo de um dia de operação (h d^{-1}). Assim, a carga volumétrica pode ser calculada de acordo com a Eq. 6.

$$q = \frac{I \times T}{Q} \quad Eq. 6$$

Onde q é a carga elétrica (mAh L^{-1}); I é a corrente aplicada (mA); T é o tempo de aplicação por dia (h d^{-1}); Q é a taxa de fluxo de águas residuais.

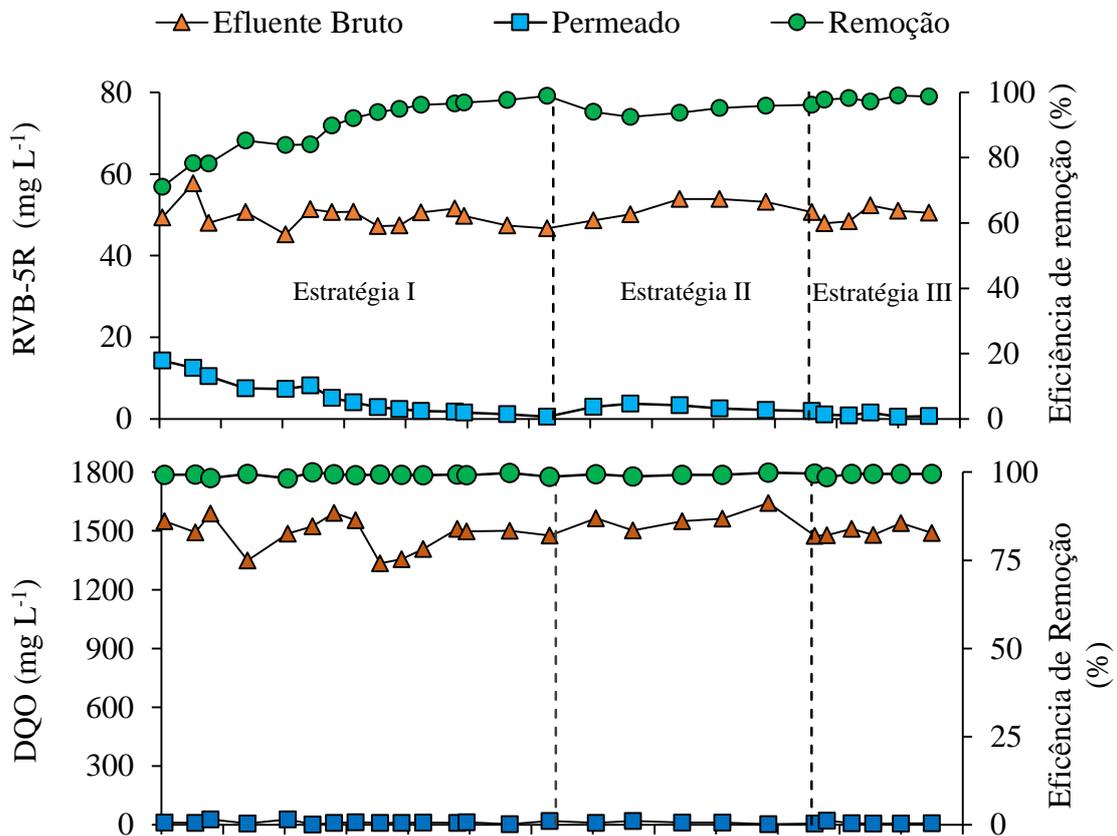
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DESEMPENHO DE REMOÇÃO DO CORANTE

Na figura 7 são apresentadas as concentrações de corantes no afluente e efluente do reator bem como as respectivas eficiências de remoção. Como pode ser observado na figura, a concentração de corante nas amostras de permeado diminuiu gradativamente durante o primeiro período experimental, atingindo um mínimo de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e eficiência máxima de remoção de 98% no dia 126 de operação. No segundo período experimental (dias 126-211), o reator apresentou desempenho ligeiramente inferior no processo de descoloração, com concentração de corante nas amostras de permeado entre $2,1 - 3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e eficiência de remoção de 92 – 95%. Ao retornar a idade do lodo para 45 dias associado ao tempo de exposição da corrente elétrica de 6' Ligado/12' Desligado

(estratégia III), o desempenho do reator em termos de remoção de corante aumentou novamente. A partir de então, as concentrações de corante do permeado variaram entre $0,5 - 1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e as eficiências de remoção do RVB-5R ficaram entre $97 - 99\%$. Considerando apenas o período em que o A/O-EBRM atingiu condições de estado estacionário em cada execução experimental (ou seja, quando a diferença de remoção do corante foi inferior a 5%) as concentrações médias de corante no permeado do reator foram $1,8 \pm 0,4$, $2,8 \pm 0,6$, e $0,9 \pm 0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, para as estratégias I, II e III, respectivamente (Tabela 4). Esses resultados indicam que o desempenho do reator na remoção do corante foi levemente impactado no período de idade do lodo menor.

Figura 7: Concentrações de corante (a), DQO (b), NH_4^+-N (c) no afluente e efluente, bem como suas respectivas eficiências de remoção ao longo das estratégias experimentais.



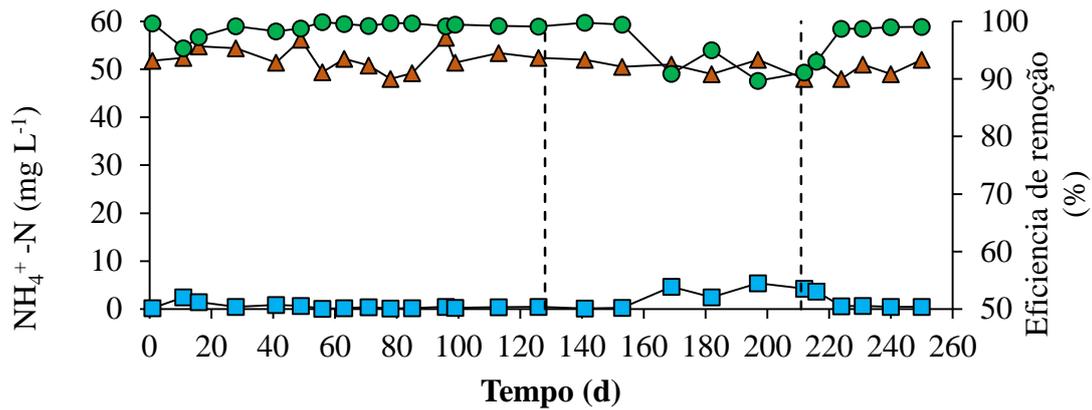


Tabela 4: Concentrações médias do efluente e respectivas eficiências de remoção para corante, DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nas condições de regime permanente de cada estratégia.

	Estratégia I		Estratégia II		Estratégia III	
	Efluente (mg L^{-1})	Remoção (%)	Efluente (mg L^{-1})	Remoção (%)	Efluente (mg L^{-1})	Remoção (%)
Corante	$1,8 \pm 0,4$	$96,4 \pm 1,3$	$2,8 \pm 0,6$	$94,3 \pm 1,3$	$0,9 \pm 0,4$	$98,2 \pm 0,7$
DQO	$11,3 \pm 2,9$	$99,2 \pm 0,5$	$11,2 \pm 3,9$	$99,3 \pm 0,5$	$7,5 \pm 0,6$	$99,4 \pm 0,4$
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$0,38 \pm 0,2$	$99,3 \pm 1,1$	$2,85 \pm 2,2$	$94,3 \pm 4,4$	$0,57 \pm 0,1$	$98,7 \pm 2,6$

Yurtsever et al. (2017) investigaram o impacto de diferentes idades de lodo no desempenho de um BRM anaeróbio seguido de BRM aeróbio na remoção do corante Remazol Violeta Brilhante. Embora o BRM anaeróbio não tenha sido impactado pela redução da idade do lodo de 60 para 30 d (>99%), os autores observaram um leve aumento de cor no BRM aeróbio. Esse mecanismo de recoloração também foi observado por Ravadelli et al. (2021) mas não foi mais detectado quando o BRM foi exposto à eletrocoagulação. Assim, o uso de um BRM assistido eletroquimicamente pode ser uma alternativa para atenuar o processo de recoloração inerente a alguns corantes azo.

A maior remoção de corante alcançada no A/O-EBRM pode ser atribuída à interação entre a molécula de corante e os cátions Al_3^+ liberados da dissolução anódica (AL-QODAH et al., 2019). O Al_3^+ reage prontamente com íons OH^- , formados a partir da eletrólise da água próxima ao cátodo, levando à formação de hidróxido de alumínio. Devido à sua grande área superficial, esse hidróxido metálico atua adsorvendo os compostos solúveis presentes no licor misto, como o corante azo RVB-5R. Assim, a integração da eletrocoagulação no sistema BRM pode garantir uma melhoria substancial no processo de remoção do corante.

Quando o A/O-EBRM foi operado com idade de lodo de 45 dias sob o maior tempo de exposição à corrente elétrica, ou seja, 6' Ligado/12' Desligado (estratégia III), a taxa de remoção de

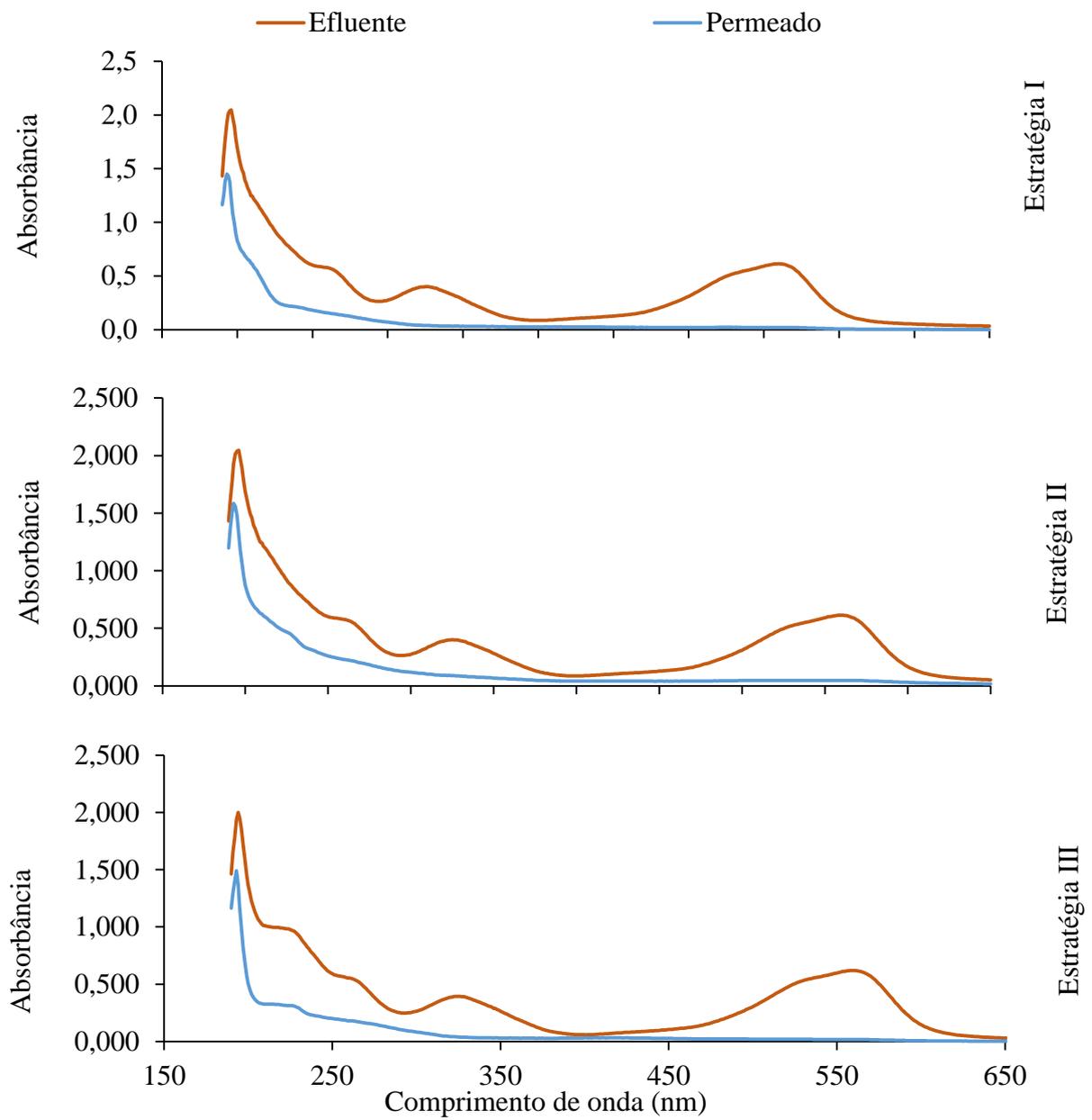
corante foi ligeiramente superior em comparação com as outras condições experimentais (Tabela 5). No entanto, o consumo de energia por massa de corante removido aumentou substancialmente. Como pode ser observado na Tabela 5, a demanda de energia aumentou para 43,6 kWh kg de corante⁻¹ removido durante a estratégia III, valor 92,9% e 99,1% superior aos observados nas estratégias I e II, respectivamente. Este resultado indica um custo-benefício pouco atrativo em termos de remoção do corante com tempo de aplicação de corrente elétrica de 8 h d⁻¹ sob o tempo de exposição de 6'Ligado/30'Desligado.

Tabela 5: Valores médios das taxas de carga e remoção de corante e a correspondente demanda de energia por massa de corante removida ligada ao processo de eletrocoagulação.

		Estratégia	Estratégia	Estratégia
		I	II	III
Taxa de carregamento do corante	mg L ⁻¹ d ⁻¹	59,2	62,3	60,3
Taxa de remoção de corante	mg L ⁻¹ d ⁻¹	47,3	48,9	49,1
Energia por massa de corante	kWh kg corante ⁻¹	22,6	21,9	43,6

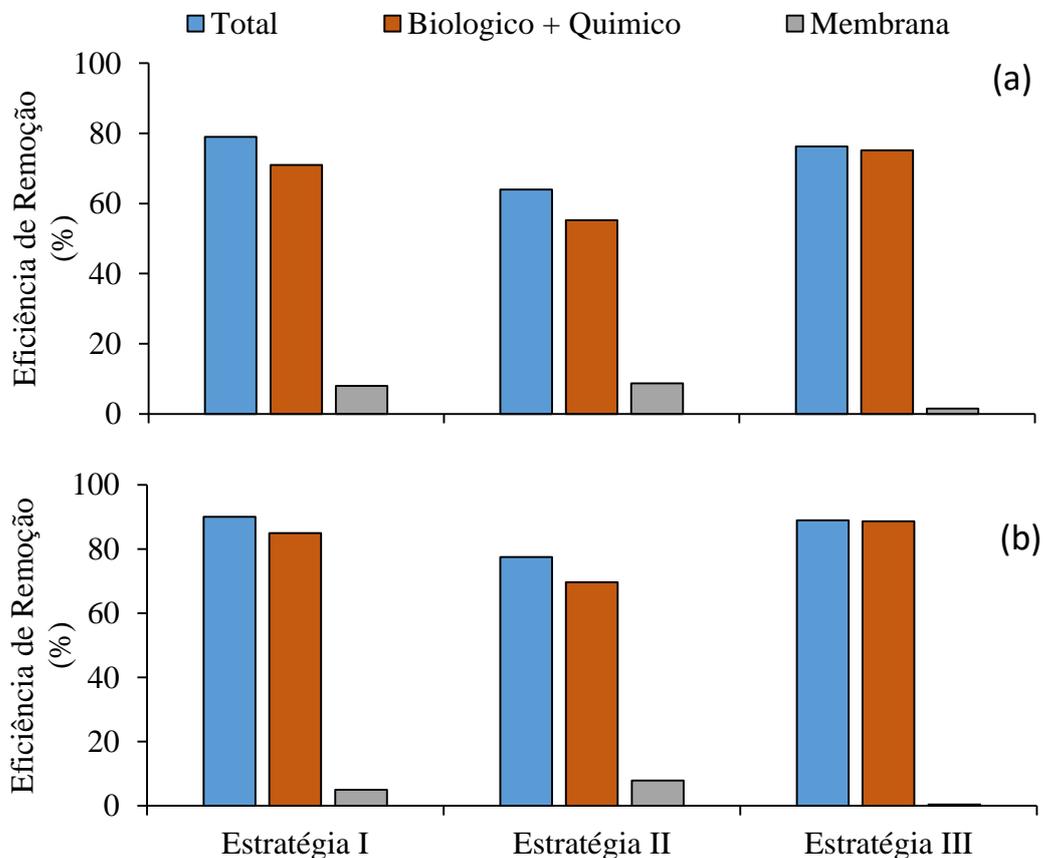
O espectro UV-Vis relativo às amostras de afluente e efluente é mostrado na Figura 8. Em comparação com os valores de afluente, a absorvância nas amostras de efluente diminuiu em todo o comprimento de onda analisado (190 - 650 nm) para as três estratégias experimentais. Uma diminuição substancial da absorvância foi observada perto da faixa de 550 nm, na qual ocorre a absorção máxima do corante RVB-5R (ÇINAR et al., 2008). Os resultados do espectro UV-Vis também revelaram a capacidade do reator em remover compostos aromáticos, dada a redução da absorvância na faixa de comprimento de onda entre 210 - 350 nm (OZDEMIR et al., 2013). Além disso, não foram detectados novos picos de absorção no espectro UV-Vis das amostras de permeado, sugerindo que não foram formados intermediários nas três condições de operação aplicadas ao A/O-EBRM.

Figura 8: Espectros de absorção UV-vis para amostras de afluentes e efluentes para cada estratégia.



Com base nos resultados de absorvância para amostras de afluente, efluente e licor misto de tanques anóxicos e aeróbios, foi estimada a eficiência total de redução de absorvância e a correspondente redução atribuída aos processos biológicos/eletrocoagulação e filtração por membrana (Figura 9). Dentro da faixa do espectro ultravioleta (250 - 400 nm) (Figura 9a), o A/O-EBRM alcançou eficiência total de redução de absorvância de 79, 64 e 76% para as estratégias I, II e III, respectivamente, enquanto que para a faixa do espectro visível (400 – 650 nm) (Figura. 9b), as reduções correspondentes foram de 90, 77 e 89%. Esses resultados indicam uma menor redução de absorvância tanto na faixa UV quanto na faixa visível quando o reator experimentou a redução de idade do lodo de 45 dias (estratégia I) para 20 dias (estratégia II). Além disso, o incremento do tempo de exposição à corrente elétrica para 8 h d⁻¹ (estratégia III) não melhorou significativamente o desempenho do reator na remoção de absorvância em relação ao período com 4 h d⁻¹ (estratégia I). Ao analisar os perfis de redução de absorvância atribuídos a processos biológicos/eletrocoagulação ou filtração por membrana, observa-se que o papel da membrana tornou-se ainda menos expressivo durante a estratégia III, durante a qual apenas 1,5% e 0,4% de redução de absorvância foram alcançadas para o UV e visível, respectivamente.

Figura 9: Valores médios de remoção de absorvância na faixa ultravioleta e (a) faixa visível (b) para cada período experimental.



Por outro lado, a redução da absorvância atribuída ao processo de biodegradação/eletrocoagulação aumentou durante a estratégia III, atingindo o maior valor observado para as três condições experimentais, ou seja, 75 e 88% para as faixas UV e visível, respectivamente. Assim, o maior tempo de exposição à corrente elétrica não só melhorou o processo de remoção do corante, mas também melhorou a remoção de compostos aromáticos (OZDEMIR et al., 2013). Tais resultados provavelmente estão ligados à intensificação dos mecanismos eletroquímicos à medida que o tempo de aplicação da corrente elétrica foi aumentado para 8 h d⁻¹. Com um maior tempo de exposição, a dissolução do ânodo é favorecida, resultando em maior liberação de Al₃⁺ para o licor misto e consequente intensificação dos mecanismos de coagulação/floculação. Por outro lado, a remoção do corante via processo biológico parece ser impactada negativamente com o modo de exposição de 8 h d⁻¹, conforme será discutido na seção 5.3.

5.2 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO AMONIAL

Durante todo o período experimental, o reator apresentou excelente desempenho na remoção do conteúdo orgânico (Figura 7), apresentando eficiências na remoção de DQO superiores a 99% nas três condições operacionais (Tabela 4). Essa alta redução de DQO é geralmente relatada para sistemas BRM assistidos pelo processo de eletrocoagulação, seja tratando de efluentes municipais (GIWA et al., 2016) ou industriais (LIU et al., 2017). A ocorrência de alguns processos eletroquímicos, como oxidação eletroquímica, eletrosmose e eletroforese, associados à intensa degradação microbológica característica dos sistemas BRM, pode explicar o desempenho do A/O-EBRM na remoção de matéria orgânica (ZAROUAL et al., 2006). Assim, independente da idade do lodo ou tempo de exposição à corrente elétrica, o A/O-EBRM foi capaz de produzir um efluente final com baixo teor orgânico, com DQO média de 11,3±2,9, 11,2±3,9 e 7,5±0,6 mg L⁻¹ para as estratégias I, II e III, respectivamente (Tabela 4). Ao reduzir a idade do lodo de 60 para 30 d, Yurtsever et al. (2017) também não observaram impacto significativo na remoção de matéria orgânica de efluentes têxteis em um processo sequencial composto por BRMs anaeróbios e aeróbios. No entanto, relataram maior teor orgânico no permeado de BRM aeróbio, com DQO de 58 ± 19 mg L⁻¹, valor superior ao intervalo de 7,5 – 11,3 mg L⁻¹ observado neste estudo. Assim, o BRM assistido eletroquimicamente é capaz de produzir permeado com menor teor de carbono orgânico, uma característica importante para fins de reúso de água no setor industrial.

Conforme observado nos testes de atividade respirométrica (Tabela 6), a biomassa heterotrófica apresentou taxa de consumo de oxigênio (TCO) semelhante durante as estratégias I e II, com valores médios de 236,1 e 230,2 mg O₂ L⁻¹h⁻¹, respectivamente. No entanto, a TCO_e foi aproximadamente 30% maior na estratégia II (17,8 mg O₂ gSSV⁻¹h⁻¹) do que na estratégia I (13,9 mg

$\text{O}_2 \text{ gSSV}^{-1}\text{h}^{-1}$). Tais resultados indicam que a redução da idade do lodo levou a um incremento na TCO.

Ouyang et al. (2009) relataram um comportamento semelhante em um BRM tratando águas residuais municipais, atribuindo a maior atividade heterotrófica ao aumento da relação A/M experimentado em condições de idade do lodo mais baixas. Por outro lado, as condições experimentais aplicadas na estratégia III resultaram nos menores valores de TCO e TCO_e , observados neste estudo. Pode-se inferir que o maior tempo de exposição à corrente elétrica teve um impacto adverso na atividade heterotrófica durante a estratégia III, como hipotetizado em estudo anterior (RAVADELLI et al., 2021). Assim, possíveis efeitos inibitórios relacionados à eletrocoagulação, como sensibilidade microbiana ao campo elétrico ou toxicidade de subprodutos (e.g., H_2O_2 ou Cl_2) (BANI-MELHEN; ELEKTOROWICZ, 2011), teria intensificado a medida que o tempo de exposição da corrente foi aumentado para 8 h d^{-1} na estratégia III. Estudo prévio com sistemas EBRM observou uma inativação parcial de bactérias heterotróficas quando o reator foi exposto a densidades de corrente superiores a $12,3 \text{ A m}^{-2}$ (WEI et al., 2011).

Tabela 6: Taxa de consumo de oxigênio (TCO) obtida nos testes respirométricos e taxa de remoção do corante (TRC) alcançada em condições anóxicas para cada estratégia experimental.

		Estratégia I	Estratégia II	Estratégia III
Taxa de consumo de oxigênio				
TCO	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	236,1	230,2	196,7
TCO_e	$\text{mg O}_2 \text{ gSSV h}^{-1}$	13,9	17,8	12,5
Taxa de remoção do corante				
TRC	$\text{mg RVB-5R L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	16,8	10,2	1,5
TRC_e	Mg RVB-5R gSSV	2,42	3,43	0,23

Ao contrário da remoção de DQO, o processo de nitrificação apresentou uma leve oscilação entre as diferentes condições de operação aplicadas ao reator (figura 7c). Como pode ser visto na Tabela 4, as eficiências médias de remoção de N-NH_4^+ obtidas no A/O-EBRM foram $99,3 \pm 1,1$; $94,3 \pm 3,4$ e $98,7 \pm 2,6$ para as estratégias I, II e III, respectivamente. Tais valores indicam uma ligeira diminuição no potencial de oxidação de amônia à medida que o valor de idade do lodo foi reduzido para 20 d (estratégia II). A menor eficiência de remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ na idade do lodo de 20 d pode ser atribuída à maior retirada de lodo do sistema, praticada neste período, o que possivelmente levou

a uma diminuição na quantidade total de bactérias nitrificantes no licor misto (BELLI et al., 2015). Como a idade do lodo foi ajustado para 45 d na estratégia III, a eficiência de remoção de amônia prontamente retornou a valores próximos a 99%, com concentrações de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ no permeado do reator inferiores a 1 mg L^{-1} . Este alto desempenho no processo de remoção de amônia sugere que a atividade nitrificante não foi impactada por efeitos inibitórios ligados à aplicação de corrente elétrica ou pela toxicidade associada à dissolução do alumínio, mesmo sob o maior tempo de exposição à eletrocoagulação (estratégia III). De fato, estudos anteriores observaram que o uso de processos eletroquímicos em reatores biológicos tem contribuído para uma melhora na atividade nitrificante (LI et al., 2018, QUIAN et al., 2017).

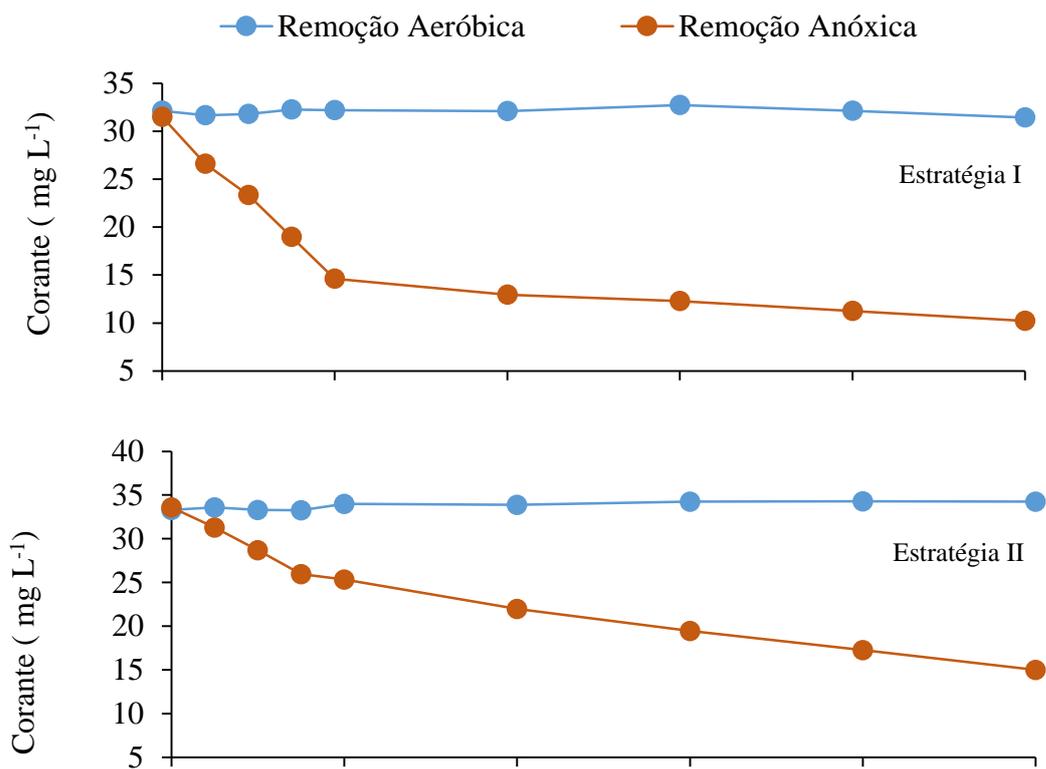
5.3 ENSAIOS EM BATELADA PARA DETERMINAÇÃO DAS TAXAS DE REMOÇÃO DE CORANTE EM CONDIÇÕES AERÓBICAS E ANÓXICAS

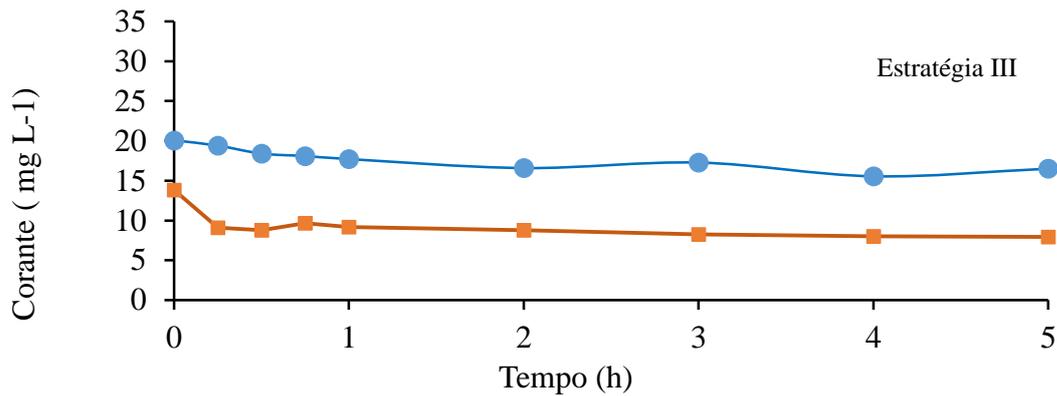
Os perfis de remoção de corantes obtidos nos experimentos em batelada conduzidos em condições aeróbicas e anóxicas são mostrados na figura 10. Como esperado, a remoção de corantes praticamente não ocorreu em condições aeróbicas, uma vez que a maioria dos corantes azo não são clivados na presença de oxigênio (SANTOS et al., 2004). Por outro lado, a concentração de RVB-5R diminuiu nos experimentos sob condição anóxica, exibindo uma taxa de remoção de corante (TRC) de 16,8, 10,2 e $1,5 \text{ mg RVB-5R L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, para as estratégias I, II e III, respectivamente. Tais resultados indicam a ocorrência do processo de biodescoloração em condições anóxicas, ambiente favorável à produção de enzimas azoredutase responsáveis pela clivagem do RVB-5R. Os resultados também revelam uma diminuição substancial nos valores de TRC da estratégia I para a III. No entanto, ao analisar a TRC específica, observou-se um comportamento diferente (Tabela 6). A redução da idade do lodo para 20 d (estratégia II) levou a um incremento no TRC_e (2,42 para $3,43 \text{ mg RVB-5R gSSV h}^{-1}$), enquanto o aumento do tempo de exposição à corrente elétrica, associado a idade do lodo de 45 d (estratégia III), resultou em TRC_e inferior ($0,23 \text{ mg RVB-5R gSSV h}^{-1}$). Esses resultados indicam que a redução da idade do lodo levou a uma menor capacidade de remoção volumétrica de corante, mas a uma maior taxa de biodescoloração específica de biomassa (ou seja, maior remoção por massa de SSV). Por outro lado, o incremento do tempo de exposição à corrente elétrica na estratégia III (6' Ligado/12' Desligado) impactou negativamente as taxas de remoção de corantes volumétricos e específicos. Este comportamento sugere um possível efeito inibitório na atividade de degradação biológica do corante quando o reator foi submetido a uma exposição mais prolongada à corrente elétrica. Diante disso, infere-se que a maior eficiência de remoção de corantes alcançada durante a estratégia III (Tabela 4) pode estar ligada à intensificação dos processos eletroquímicos neste período, o que parece ter impactado negativamente na remoção por meio de biodegradação, dada a menor

valor de TRC específico, para este período. Ao investigar o impacto do processo de eletrocoagulação na viabilidade bacteriana de um BRM, Wei et al. (2011) observaram que a porcentagem de células vivas caiu 29% quando a densidade de corrente foi aumentada para $24,7 \text{ A m}^2$. Assim, alguns parâmetros operacionais devem ser cuidadosamente avaliados para evitar impactos adversos na remoção do corante via processo biológico em sistemas EBRMs.

É interessante notar que, apesar da mesma quantidade de corante ser adicionada em cada teste, uma menor concentração de corante (entre $15 - 20 \text{ mg L}^{-1}$) foi detectada nos primeiros minutos do teste realizado durante a estratégia III, enquanto para as estratégias I e II, a concentração inicial estava entre $30 - 35 \text{ mg L}^{-1}$. Especula-se que essa diferença possa estar ligada à intensificação do mecanismo de coagulação do alumínio, tendo em vista o maior tempo de exposição à corrente elétrica praticado na última condição experimental.

Figura 10: Perfis de remoção de corantes obtidos nos testes em batelada realizados em condições aeróbicas e anóxicas ao final de cada estratégia experimental.





5.4 TAXA DE DISSOLUÇÃO ANÓDICA E CONSUMO DE ENERGIA

Através da Eq. 2, as taxas de dissolução anódica (m) foram estimadas em $3,81 \text{ g d}^{-1}$ para as estratégias I e II, e $7,62 \text{ g d}^{-1}$ para a estratégia III. Para esses valores, o consumo de ânodo correspondente por volume de permeado (W) foi estimado em $41,4$ e $82,9 \text{ g Al}_3^+ \text{ m}^{-3}$, respectivamente (Tabela 7). A maior dissolução do ânodo obtida durante a execução III mostra que não só a densidade de corrente elétrica determina a vida útil do ânodo, mas também o modo de exposição à corrente elétrica. Assim, uma exposição curta é mais interessante para prolongar a vida útil do eletrodo e reduzir os custos associados à sua substituição.

Tabela 7: Parâmetros relacionados à corrosão anódica, consumo de energia e custo operacional adicional atribuído ao processo de eletrocoagulação.

	Unidades	Estratégia I e II	Estratégia III
m	$\text{g Al}_3^+ \text{ d}^{-1}$	3,81	7,62
W	$\text{g Al}_3^+ \text{ m}^{-3}$	41,4	82,9
CE	kWh m^{-3}	1,07	2,14
C	USD m^{-3}	0,239	0,478
q	mAh L^{-1}	139,1	278,3

m : taxa de dissolução anódica por tempo; W : taxa de dissolução anódica por volume de permeado; CE : consumo de energia; C : custo operacional adicional; q : carregamento de carga elétrica.

As taxas de corrosão anódica observadas no presente estudo são substancialmente inferiores às observadas em experimentos de eletrocoagulação realizados sem associação com um processo biológico. Com essa configuração, Bener et al. (2019) relataram uma taxa de dissolução anódica de 550 g m^{-3} ao aplicar a densidade de corrente elétrica de 250 A m^{-2} para tratar efluentes têxteis. Considerando esses valores, pode-se inferir que o uso da eletrocoagulação integrada ao sistema BRM, conforme abordado em nosso estudo, torna-se mais atrativo para reduzir tanto a deterioração do anodo quanto a frequência de sua substituição.

Para as estratégias, o consumo de energia ligado à eletrocoagulação foi estimado em $1,07 \text{ kWh m}^{-3}$, enquanto para a estratégia III, o consumo foi de $2,14 \text{ kWh m}^{-3}$. Tais valores estão próximos da demanda de energia relatada em outros estudos realizados em sistemas EBRM para tratamento de chorume e águas residuais municipais (HASAN et al., 2014). No entanto, ao comparar esses resultados com outras configurações de eletrocoagulação não integradas em um sistema BRM, a demanda de energia de $1,07 - 2,14 \text{ kWh m}^{-3}$ é muito menor. Bazrafshan et al. (2016), usando um reator de eletrocoagulação em batelada para tratar efluentes têxteis reais, encontraram um consumo de energia elétrica de $9,3 - 84,3 \text{ kWh m}^{-3}$. Zampeta et al. (2022) estimaram a necessidade de energia de $2 - 29 \text{ kWh m}^{-3}$ em um reator de eletrocoagulação de fluxo contínuo para tratamento de efluentes de tinta de impressão, com uma densidade de corrente elétrica de $210 - 830 \text{ A m}^{-2}$. Para esta configuração do reator, os autores encontraram um custo operacional ótimo de $2,92 \text{ USD m}^{-3}$ (valor obtido considerando a relação de troca euro-dólar de $1 \text{ EUR} = \text{USD } 1,04$) para alcançar a máxima eficiência de tratamento (mais de 80% de remoção de cor, DQO e SSV). Para o presente estudo, em que foi considerada não só a demanda de energia (kWh m^{-3}), mas também a taxa de dissolução anódica (g d^{-1}), o custo operacional adicional (C) atribuído à eletrocoagulação foi estimado em $0,239 - 0,478 \text{ USD m}^{-3}$ (Tabela 7). Assim, os sistemas EBRM parecem ser uma alternativa mais interessante devido ao seu menor custo operacional em comparação aos reatores de eletrocoagulação de fluxo contínuo. Mesmo levando em consideração a demanda de energia relacionada ao processo de aeração, o custo operacional do sistema EBRM parece ser mais atrativo. Assumindo um consumo de energia de $0,6 - 1,2 \text{ kWh m}^{-3}$ para BRMs convencionais em escala real (IGLESIAS et al., 2017) e que o fornecimento de oxigênio representa até 60% da energia total, um custo adicional de $0,045 - 0,09 \text{ USD m}^{-3}$ seria estimado para processo de aeração em sistemas EBRM (considerando o custo de eletricidade de $0,125 \text{ USD kWh}^{-1}$) (PAPADOPOULOS et al., 2019), aumentando sua necessidade energética teórica para $0,284 - 0,568 \text{ USD m}^{-3}$.

Apesar do maior consumo de energia quando comparado ao BRM convencional (estimado em $0,07 - 0,15 \text{ USD m}^{-3}$), o BRM assistido eletroquimicamente compensaria fornecendo excelente remoções de DQO, nutrientes e compostos tóxicos, como corantes azo (ASIF et al., 2020). Além do alto desempenho do tratamento, a frequência de limpeza da membrana seria reduzida no EBRM devido à menor taxa de incrustação observada nesta configuração de reator (HUA et al., 2015). Como resultado, o custo dos produtos químicos necessários para a limpeza da membrana, que representa de 10 a 30% do custo operacional total de um BRM, pode ser reduzido (XIAO et al., 2019).

A/O-EBRM foi submetido a uma carga (q) de $139,1$ e $278,3 \text{ mAh L}^{-1}$ quando exposto à intermitência de corrente elétrica de 6'Ligado/30'Desligado (estratégia I e II) e 6'Ligado/12'Desligado (estratégia III), respectivamente. Roy et al (2020) investigaram o uso de cargas entre 100

e 400 mAhL^{-1} em um EBRM tratando lixiviado de aterro. Para a carga de 400 mAhL^{-1} , esses autores obtiveram uma remoção total de carbono orgânico de 99,8% e não observaram impacto significativo na diversidade da comunidade microbiana dentro do reator.

5.5 INCRUSTAÇÃO DE MEMBRANA E CARACTERÍSTICAS DE LICOR MISTO

Com base na evolução dos valores de PTM, a taxa de incrustação de membrana (MFR) correspondente foi calculada para cada condição experimental. Para as estratégias I, II e III, a MFR média foi de 0,484, 0,979 e 0,33 kPa d^{-1} , respectivamente (Tabela 8). Esses resultados indicam que a redução da idade do lodo de 45 d (estratégia I) para 20 d (estratégia II) levou a uma incrustação de membrana mais severa, com um valor de MFR 2,02 vezes maior nesta última condição. Por outro lado, quando o reator foi exposto ao carregamento de carga de 8 h d^{-1} associado a idade do lodo de 45 d (estratégia III), a incrustação da membrana foi atenuada, permitindo obter uma MFR 32% menor em relação ao observado na estratégia I. Os resultados obtidos nos testes de filtração em batelada indicaram o mesmo comportamento. Conforme observado para a MFR, a resistência específica da torta (α) aumentou substancialmente durante a estratégia II, exibindo um valor médio de $5,37 \times 10^{12} \text{ kg m}^{-1}$, enquanto para as estratégias I e III, os valores correspondentes foram $2,7 \times 10^{11}$ e $1,53 \times 10^{11} \text{ kg m}^{-1}$. Com base nestes resultados, pode-se inferir que o A/O-EBRM apresentou as piores condições de filtrabilidade quando operado em idade do lodo de 20 d, indicando que valores maiores de idade do lodo podem ser vantajosos para retardar o processo de incrustação da membrana e melhorar o desempenho do reator no tratamento de efluente

Em um estudo anterior realizado em um BRM aeróbio alimentado com efluente têxtil contendo RVB-5R, os testes de filtração revelaram uma resistência específica da torta em torno de $1,8 \times 10^{14} \text{ m kg}^{-1}$ (YURTSEVER et al., 2016). Esse valor é aproximadamente 33 vezes maior do que o observado em nosso estudo, mesmo considerando os dados da estratégia II, quando o A/O-EBRM apresentou a pior filtrabilidade ($\alpha = 5,37 \times 10^{12}$). Tais resultados sugerem que os EBRM podem proporcionar uma melhor filtrabilidade do licor misto em comparação com os BRMs convencionais. À medida que a eletrocoagulação é aplicada ao EBRM, os incrustantes carregados negativamente são neutralizados pelo Al_3^+ liberado da dissociação do ânodo. Como resultado desse mecanismo, a resistência à filtração causada tanto pelos sólidos suspensos quanto pelo sobrenadante do licor misto tende a diminuir (BATTISTELLI et al., 2018; BATTISTELLI et al., 2019). Além do processo de coagulação, outros mecanismos eletroquímicos podem ocorrer simultaneamente à medida que a eletrocoagulação é aplicada, como a eletroosmose e a eletroforese, que podem estar associadas à redução da resistência específica à filtração (IBEID et al., 2013).

Tabela 8: Valores médios dos indicadores de incrustação para cada período experimental.

	Unidades	Estratégia I	Estratégia II	Estratégia III
MFR	kPa d ⁻¹	0,48±0,1	0,98±0,3	0,33±0,2
α	m kg ⁻¹	2,70x10 ¹¹	5,37x10 ¹²	1,53x10 ¹¹
CST	s	20,3±2,1	42,3±8,8	21,7±1,7
IVL _d	g mL ⁻¹	20±5	44±6	29,6±6
DQOs	mg L ⁻¹	32±13	58±17	27±11

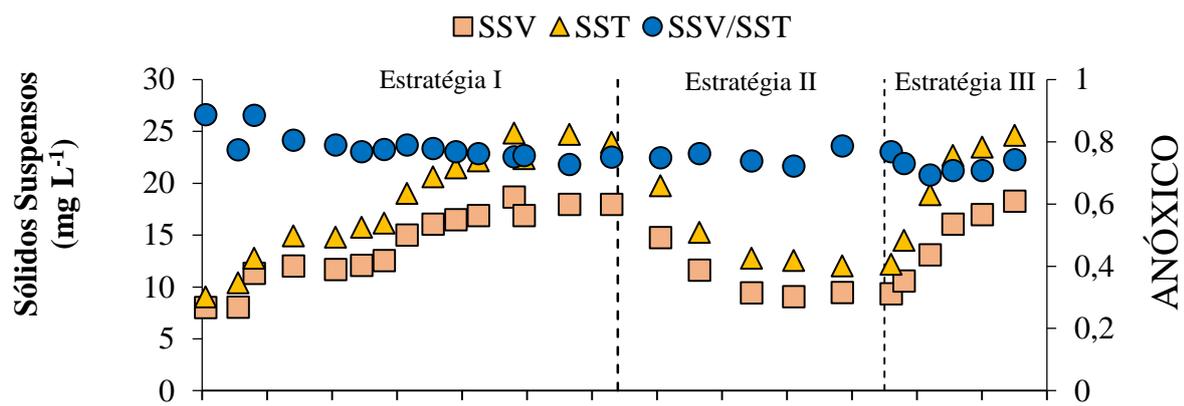
MFR: taxa de incrustação da membrana; α: resistência específica da torta; CST: tempo de sucção capilar; IVL_d: índice volumétrico de lodo diluído; DQOs: demanda química de oxigênio solúvel

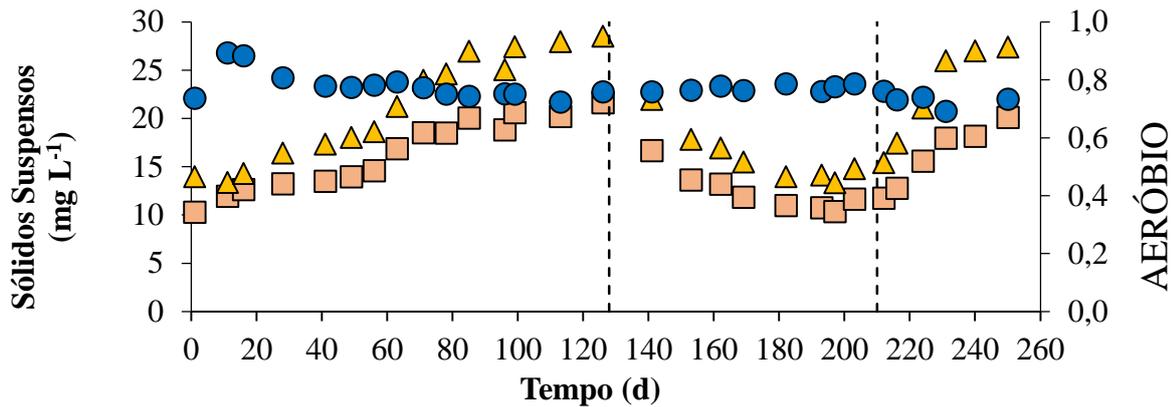
A filtrabilidade do licor misto também foi avaliada por meio dos ensaios de tempo de sucção capilar (CST) e índice volumétrico de lodo diluído (IVL_d). Como pode ser visto na Tabela 8, tanto o CST quanto o IVL_d aumentaram consideravelmente durante a estratégia II, sugerindo que o lodo do reator apresentou piores propriedades de desidratação e sedimentação quando a idade do lodo foi reduzido para 20 d. Da mesma forma, a DQO solúvel (DQO_s) do licor misto também foi maior na idade do lodo de 20 d (média de 58±17 mg L⁻¹). Sun et al. (2012) relataram uma forte correlação (R² = 0,91) entre a taxa de incrustação da membrana e a DQO_s do licor misto em um biorreator de membrana de leito móvel em escala laboratorial. Com base nos resultados de CST, IVL_d e DQO_s, pode-se concluir que o A/O-EBRM apresentou as piores condições de filtrabilidade do licor misto na idade de lodo de 20 d, explicando a maior taxa de incrustação de membrana observada durante este período.

A concentração de biomassa aumentou gradualmente no A/O-EBRM na idade do lodo de 45 dias na estratégia I (figura 11). Os valores máximos de SSV de 18 g L⁻¹ e 21,6 g L⁻¹ foram alcançados nos tanques anóxico e aeróbio, respectivamente. À medida que a idade do lodo foi reduzido de 45 para 20 d na estratégia II, o teor de biomassa diminuiu proporcionalmente, com concentrações de SSV de 9,5 g L⁻¹ e 10,38 g L⁻¹ nos tanques anóxico e aeróbio, respectivamente. Apesar dessa redução substancial no teor de SSV, o desempenho do reator em termos de remoção de matéria orgânica não foi afetado, enquanto a remoção de amônio e corante foram levemente impactados, conforme discutido nas seções 5.2 e 5.3. À medida que a idade do lodo voltou a 45 d na estratégia III, o teor de biomassa aumentou gradativamente, atingindo valores de SSV próximos aos observados na primeira condição experimental. Ao avaliar BRMs anaeróbios e aeróbicos para tratar efluentes têxteis sintéticos contendo Remazol Violeta Brilhante 5R, Yurtsever et al. (2015) relataram concentrações de SSV entre 1,5 – 5,5 g L⁻¹, faixa de valores inferior à observada em nosso estudo. Pode-se especular que o A/O-EBRM alcançou maiores valores de SSV devido ao fenômeno de eletroestimulação da

biomassa (THRASH et al., 2008) e à precipitação de matéria orgânica solúvel residual do licor misturado (RAVADELLI et al., 2021).

Figura 11: Teor de sólidos suspensos voláteis (VSS) e sólidos suspensos totais (TSS) nos tanques anóxicos e aeróbicos durante o período experimental.





Em contraste com os resultados relatados em outros estudos sobre o funcionamento dos EBRMs (BATTISTELLI et al., 2019; BOREA et al., 2017; IDEID et al., 2015), a relação SSV/SST apresentou pequena variação durante todo o período experimental. Para as estratégias I, II e III, a média da relação SSV/SST obtida no tanque aeróbio foi de 0,76, 0,77 e 0,72, respectivamente. Tais relações SSV/SST são superiores à faixa de 0,5 – 0,6 relatada por Hua et al. (2015) para um EBRM exposto a uma densidade de corrente elétrica de 20 A m^{-2} . Ao aplicar corrente elétrica com modo de exposição de 12 h d^{-1} , associado a uma densidade de corrente elétrica de 35 A m^{-2} , Ibeid et al. (2015) observaram que a razão SSV/SST diminuiu para 0,3 em um EBRM em escala de laboratório. Dado o grande acúmulo de inorgânicos que pode ocorrer nos EBRMs, tempos de aplicação de corrente elétrica excessivamente longos devem ser evitados, especialmente considerando a operação de longo prazo do reator.

6 CONCLUSÕES

Um eletrobiorreator a membrana precedido de tanque anóxico (A/O-EBRM) foi avaliado como alternativa para o tratamento de efluente contendo corante azo (RVB-5R). O A/O-EBRM foi submetido a diferentes idades de lodo e modos de exposição à corrente elétrica. O reator apresentou alta capacidade de remoção do corante RVB-5R independentemente da estratégia operacional utilizada, com eficiências médias variando de 94,3 a 98,2%. No entanto, os resultados obtidos a partir de ensaios de atividade em batelada revelaram que a taxa de remoção de corante (TRC) diminuiu 39% (de 16,8 para 10,2 $\text{mg RVB-5R L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) quando a idade do lodo foi reduzida de 45 para 20 d e 91% (16,8 para 1,5 $\text{mg RVB-5R L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) quando o modo de exposição foi ajustado de 6'Ligado/30'Desligado para 6'Ligado/12'Desligado. A redução substancial na TRC sob exposição

mais longa à corrente elétrica sugere um possível efeito inibitório na remoção do corante via biodegradação. Por outro lado, a filtrabilidade do licor misto foi melhorada nestas condições, levando a uma menor taxa de incrustação da membrana. Apesar da menor propensão à incrustação, o modo de exposição a corrente de 6´Ligado/12´Desligado inevitavelmente resultou em maior demanda de energia, estimada em 43,6 kWh kg corante⁻¹ removido, valor 99% superior ao observado com o modo de exposição 6´Ligado/30´Desligado. No geral, este estudo sugere que o uso de uma idade lodo maior (45 d) combinado com menor exposição à corrente elétrica (6´Ligado/30´Desligado) parece ser mais atraente para o tratamento de efluentes contendo corante azo em um A/O-EBRM, dado o menor custo operacional associado à eletrocoagulação e a boa remoção de DQO e N-NH₄⁺ com maior atividade biológica, evidenciado pelos testes respirométricos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGTAS, M.; DILAVER, M.; KOYUNCUA, I. Halloysite nanoclay doped ceramic membrane fabrication and evaluation of textile wastewater treatment performance. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 154, P. 72-80, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.08.010>

AKAMATSU, K.; LU, W.; SUGAWARA, T.; NAKAO, S. I. Development of a novel fouling suppression system in membrane bioreactors using an intermittent electric field. **Water research**, v. 44, n. 3, p. 825-830, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.026>.

AL-QODAH, Z.; AL-QUDAH, Y.; OMAR, W. On the performance of electrocoagulation-assisted biological treatment processes: a review on the state of the art. **Environmental Science and Pollution Research**, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019- 06053-6.

AMARAL, M. C. S. **Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana**. 2009. Tese (Doutorado em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

AMARAL, M. C. S. **Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana.** 2009. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

ARÉVALO J.; GARRALÓN G.; FIDEL P.; MORENO, B.; PÉREZ J.; GÓMEZ M. Á. Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study. **Desalination**. v. 243, p. 32-41, 2009. DOI: doi:10.1016/j.desal.2008.04.013

ASIF, B.; MAQBOOL, T.; ZHANG, Z. Electrochemical membrane bioreactors: State-of-the art and future prospects, **Science of the Total Environment**. v. 741, n. 1, p. 140233. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140233>.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Development of a Novel Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR): Performance for Fouling Reduction. **Environmental Science & Technology**. v. 44, n. 9, p. 3298-3304. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1021/es902145g>.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Performance of the submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) with iron electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal of Membrane Science**. v. 379, n. 1-2, p. 434-439, 2011. DOI: 10.1016/j.memsci.2011.06.017.

BATTISTELLI, A. A.; COSTA, R. E.; JUSTINO, N. M.; SILVEIRA, D. D.; LOBO-RECIO, M. Á.; BELLI, T. J.; LAPOLLI, F. R. Effect of Hydraulic Retention Time on Treatment Performance in an Anoxic/Oxic Electro-Membrane Bioreactor. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 11, p. 04018111, 2018.

BATTISTELLI, A.A.; BELLI, T.J.; COSTA, R.E.; JUSTINO, N.M.; SILVEIRA, D.D.; LOBO-RECIO, M.A.; LAPOLLI, F.R. Application of low-density electric current to performance improvement of membrane bioreactor treating raw municipal wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**. v. 16, p. 3949-3960. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1949-7>.

BATTISTELLI, André A.; COSTA, Rayra E.; JUSTINO, Naiara M.; SILVEIRA, Daniele D.; LOBO-RECIO, Maria Ángeles; BELLI, Tiago J.; LAPOLLI, Flávio R. Effect of Hydraulic Retention Time on Treatment Performance in an Anoxic/Oxic Electro-Membrane Bioreactor. **Journal of**

Environmental Engineering, [S. l.], v. 144, n. 11, p. 04018111, 2018. DOI: 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001455.

BAZRAFESHAN, E; ALIPOUR, M. R.; MAHVI, A. H. Textile wastewater treatment by application of combined chemical coagulation, electrocoagulation, and adsorption processes. **Desalination and Water Treatment**. v. 57, p. 9203–9215. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1027960>.

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

BELLI, T.J.; BATTISTELLI, A.A.; COSTA, R.E.; VIDAL, C.M.S.; SCHLEGEL, A.E.; LAPOLLI, F.R. Evaluating the performance and membrane fouling of an electro-membrane bioreactor treating textile industrial wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**. v. 16, p. 6817–6826. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02245-2>.

ÇAVAS, T.; ERGENE-GÖZÜKARA, S.; Micronuclei, nuclear lesions and interphase silver-stained nucleolar organizer regions (AgNORs) as cyto-genotoxicity indicators in *Oreochromis niloticus* exposed to textile mill effluente. **Mutation Research**, v. 538, p. 81-91, 2003. DOI:10.1016/S1383-5718(03)00091-3.

DERELI, R. K.; VAN DER ZEE, F. P.; HEFFERNAN, B.; GRELOT, A.; VAN LIER, J. B. Effect of sludge retention time on the biological performance of anaerobic membrane bioreactors treating corn-to-ethanol thin stillage with high lipid content. **Water Research** v. 49, p. 453–464. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.035>

DINIZ, L., M. **Biorreatores de Membrana (BRM): Um levantamento bibliográfico enfocando a aeração do sistema**. 2011 Monografia (Especialização em Tecnologia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors - Characterisation, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science** n. 363, p. 1-28. 2010. DOI: 10.1016/j.memsci.2010.06.046.

ELNENAY, A. M. H.; NASSEF, E.; MALASH, G. F.; MAGID, M. H. A. Treatment of drilling fluids wastewates by electrocoagulation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 26, n. 1; p. 203-208. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2016.03.005>.

ENSANO, B. M. B.; BOREA, L.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V.; LUNA, M. D. G. de; BALLESTEROS, F. C. Combination of electrochemical processes with membrane bioreactors for wastewater treatment and fouling Control: A review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, n. AUG, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00057>.

FLEMMING, H.; WINGENDER, J. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part II: Technical aspects. **Water Science & Technology**, v. 43, n. 6, p. 9-16, 2001. DOI: . 2001;43(6):9-16.

GIWA, A.; AHMED, I.; HASAN, S. W. Enhanced sludge properties and distribution study of sludge components in electrically-enhanced membrane bioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 78–85, 2015.

GIWA, A.; DAER, S.; AHMED, I.; MARPU, P. R.; HASAN, S. W. Experimental investigation and artificial neural networks ANNs modeling of electrically-enhanced membrane bioreactor for wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 11, p. 88-97, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.03.011>

GUPTA, N.; JANA, N.; MAJUMDER, C. B. Submerged membrane bioreactor system for municipal wastewater treatment process: An overview. **Indian Journal of Chemical Technology**, v. 15, n. 6, p. 604, 2008.

HASAN, S. W.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Correlations between transmembrane pressure (TMP) and sludge properties in submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) and conventional membrane bioreactor (MBR). **Bioresource Technology**, v.120, p 199-205, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.043>

HASAN, S. W.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Startup period investigation of pilot-scale submerged membrane electrobioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 97, p. 71–77, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.009>.

HASSEMER, M. E. N.; SENS, M. L. **Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.7, n.1, p. 30-36, 2002. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/79024>. Acesso em: 15 dez 2021.

HUA, L. C.; HUANG, C.; SU, Y. C.; NGUYEN, T. N. P.; CHEN, P. C. Effects of electro-coagulation on fouling mitigation and sludge characteristics in a coagulation-assisted membrane bioreactor,

Journal of Membrane Science. v. 495 p. 29-36, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.07.062>.

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Electroconditioning of activated sludge in a membrane electro-bioreactor for improved dewatering and reduced membrane fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 494, p. 136–142, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.07.051>.

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Modification of activated sludge properties caused by application of continuous and intermittent current. **Water Research**, [S. l.], v. 47, n. 2, p. 903–910, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.020>.

IGLESIAS, P.; SIMÓN, L.; MORAGAS, A.; ARCE, I.; RODA, R. Cost comparison of full scale water reclamation Technologies with na emphasis on membrane bioreactors. **Water Science and Technology**. v. 75, p. 2562-2570, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.132>.

IORHEMEN, O. T.; HAMZA, R. A.; TAY, J. H. Membrane Bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment and reclamation membrane fouling. **Membranes**. v. 6, n. 2, p. 33. 2016. DOI:10.3390/membranes6020033.

JEGATHEESAN, Veeriah; PRAMANIK, Biplob Kumar; CHEN, Jingyu; NAVARATNA, Dimuth; CHANG, Chia Yuan; SHU, Li. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: A critical review. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 204, p. 202–212, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.006>

JUDD, S. JUDD, C. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1^o ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2006.

JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 2^a ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2011.

KHANDARE, R. V.; GOVINDWAR, S. P. Phytoremediation of tectile dyes and effluents: Current scenario and future prospects. **Biotechnology Advances**, n.33, p.1697-1714. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.09.003>.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, Anil K. Electrochemical treatment of textile effluent containing acid red 131 dye. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 38–44, 2014. DOI: 10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000194.

- LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2711-2720, 2002. DOI: 10.1016/s0043-1354(01)00413-4
- LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 88, n. 6, p. 1253-1260, 2010.
- LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1, p. 17-53, 2006
- LI L.; DONG, Y.; QIAN, G.; HU X.; YE L.; Performance and microbial community analysis of bio-electrocoagulation on simultaneous nitrification and denitrification in submerged membrane bioreactor at limited dissolved oxygen. **Bioresource Technology**. n. 258, p. 168–176, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.121>.
- LIN, C. J.; LO, S. L.; KUO, C. Y.; WU, C. H. Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. **Journal of environmental engineering**, v. 131, n. 3, p. 491-495, 2005. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(491).
- LIN, H.; GAO, W.; MENG, F.; LIAO, B. Q.; LEUNG, K. T.; ZHAO, L.; CHEN, J.; HONG, H. Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: A critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 7, p. 677–740, 2012. DOI: 10.1080/10643389.2010.526494.
- LINDAMULLA, L.M.L.K.B; JEGATHEESAN, V.; JINADASA, K.B.S.N.; NANAYAKKARA, K.G.N.; OTHMAN, Z.; Integrated mathematical model to simulate the performance of membrane bioreactor. **Chemosphere**, n. 284, p. 131-319, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131319>.
- LIU, J.; LIU, L.; GAO, B.; YANG, F. Cathode membrane fouling reduction and sludge property in membrane bioreactor integrating electrocoagulation and electrostatic repulsion. **Separation and Purification Technology**, v. 100, p. 44-50, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.08.029>
- LIU, J.; YANG, H.; GOSLING, S. N.; KUMMU, M.; FLÖRKE, M.; PFISTER, S.; ALCAMO, J. Water scarcity assessments in the past, present, and future. **Earth's Future**, v. 5, n. 6, p. 545-559, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>
- MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reuso da água**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental. Área:

Tecnologia de Saneamento Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2007.

MENG, F.; CHAE, S. R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. **Water research**, v. 43, n. 6, p. 1489-1512, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.044>.

MENG, F.; CHAE, S. R.; SHIN, H. S.; YANG, F.; ZHOU, Z. Recent advances in membrane bioreactors: configuration development, pollutant elimination, and sludge reduction. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139-160, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0420>.

METCALF AND EDDY; **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4^a ed., Nova Iorque, McGraw Hill, 2003.

OUYANG, K.; LIU, J. Effect of sludge retention time on sludge characteristics and 809 membrane fouling of membrane bioreactor, **Journal of Environmental Sciences**. v. 21, n. 10, p. 1329–1335. 2009. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62422-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62422-5).

OZDEMIR, S.; K. CIRIK, K.; AKMAN, D.; SAHINKAYA, E.; CINAR, O.; Treatment of azo dye-containing synthetic textile dye effluent using sulfidogenic anaerobic baffled reactor, **Bioresource Technology**. v. 146, p. 135-143, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.066>.

PAPADOPOULOS, K. P.; ARGYRIOU, R.; ECONOMOU, C. N.; CHARALAMPOUS, N.; DAILIANIS, S.; TATOULIS, T. I.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Treatment of printing ink wastewater using electrocoagulation, **Journal of Environmental Management**. v. 237, p. 442–448. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.080>.

POLLICE, A.; LAERA, G.; SATURNO, D.; GIORDANO, C.; Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage, **Journal of Membrane Science**. n. 317, p.65-70, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.051>.

RAPÓ, E.; ARADI, L. E.; SZABÓ, Á.; POSTA, K.; SZÉP, R.; TONK, S. Adsorption of Remazol Brilliant Violet-5R Textile Dye from Aqueous Solutions by Using Eggshell Waste Biosorbent. **Scientific Reports**. v. 10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65334-0>

RAVADELLI, M.; COSTA, R.E. da; LOBO-RECIO, M.A.; AKABOCI, T.R.V.; BASSIN, J.P.; LAPOLLI, F.R; BELLI, T.J. Anoxic/oxic membrane bioreactor assisted by electrocoagulation for the treatment of azo-dye containing wastewater, **Journal of Environmental Chemical Engineering**. n. 9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105286>.

RIBEIRO, R. M.; BERGAMASCO, R.; GIMENES, M. L. Membranes synthesis study for colour removal of a textile effluente. **Desalination**, v. 145, p. 61-63, 2002. DOI [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00368-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00368-5).

ROY, D.; DROGUI, P.; RAHNI, M.; LEMAY, J.-F.; LANDRY, D.; TYAGI, R.D. Effect of cathode material and charge loading on the nitrification performance and bacterial community in leachate treating Electro-MBRs, **Water Research**. (2020) 115990. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115990>.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 4, p. 2397-2413, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>.

SANTOS, A. B. dos; BISSCHOPS, I. A. E.; CERVANTES, F. J.; VAN LIER, J. B. Effect of xtracelu redox mediators during thermophilic azo dye reduction by anaerobic granular sludge and comparative study between mesophilic (30 °C) and thermophilic (55 °C) treatments for decolourisation of textile wastewaters. **Chemosphere**. v. 55, n. 9, p. 1149-1157, 2004. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2004.01.031](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.031).

SHAO, Y.; ZHOU, Z.; JIANG, J.; JIANG, L.; HUANG, J; ZUO, Y.; REN, Y.; ZHAO, X.; Membrane fouling in anoxic/oxic membrane reactors coupled with carrier-enhanced anaerobic side-stream reactor: Effects of anaerobic hydraulic retention time and mechanism insights. **Journal of Membrane Science**. v. 637, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2021.119657>

SHARMA, J.; SHARMA, S.; SONI, V. Classification and xtracelu synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, n. 101802, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101802>.

SHENG, G. P.; YU, H. Q.; LI, X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 6, p. 882-894, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001>.

SU, F.; LIANG, Y.; LIU, G.; FILHO, C. R. M.; HU, C.; QU, J. Enhancement of Anti-fouling and Contaminant Removal in an Electro-Membrane Bioreactor: Significance of Electrocoagulation and Electric Field. **Separation and Purification Technology**. v. 248, n. 117077. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117077>.

SU, X.; XING, D.; SONG, Z.; DONG, W.; ZHANG, M.; FENG, L.; WANG, M.; SUN, F. Understanding the effects of electrical exposure mode on membrane fouling in an electric anaerobic

ceramic membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**. v. 659, n. 120756. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2022.120756>

SUN, C.; LEIKNES, T.; FREDRIKSEN, R.H.; RIVIERE, E. Comparison of membrane filtration performance between biofilm-MBR and activated sludge-MBR, **Desalination and Water Treatment**. V. 48, p. 285-293, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.698824>.

SUN, J.; RONG, J.; DAI, L.; LIU, B.; ZHU, W. xtracelul membrane fouling during hyperhaline municipal wastewater treatment using a pilot-scale anoxic/aerobic-membrane bioreactor system. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 10, p. 1619-1625, 2011

TAFTI, A.D.; SEYYED MIRZAILI, S.M.; ANDALIBI, M. R.; VOSSOUGH, M. Optimized coupling of an intermittent DC electric field with a membrane bioreactor for enhanced effluent quality and hindered membrane fouling. **Separation and Purification Technology**. v. 152, p. 7–13, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.004>

TIAN, Yu. Behaviour of bacterial xtracelular polymeric substances from activated sludge: a review. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 32, n. 1, p. 78-89, 2008. DOI: 10.1504/IJEP.2008.016900

UDOMKITTAYACHAI, N.; XUE, W.; XIAO, K.; VISVANATHAN, C.; TABUCANON, A.S.; Electroconductive moving bed membrane bioreactor (EcMB-MBR) for single-step decentralized wastewater treatment: Performance, mechanisms, and cost. **Water Research**. n. 188, 116547, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116547>.

VAN DEN BROECK, R; et al. The influence of solids retention time on activated sludge bioflocculation and membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR). **Journal of Membrane Science**, v. 401– 402, p. 48-55, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2012.01.028>

VERMA, Akshaya Kumar. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p. 168–172, 2017. DOI: 10.1016/j.jwpe.2017.11.001.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.1. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WEI, V.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Influence of electric current on bacterial viability in wastewater treatment. **Water Research**, v. 45, n. 16, p. 5058–5062, 2011. DOI: 10.1016/j.watres.2011.07.011.

WEI, V.; OLESZKIEWICZ, J. A.; ELEKTOROWICZ, M. Nutrient removal in na electrically enhanced membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 12, p. 3159–3163, 2009. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.625>.

XIAO, K.; LIANG, S.; WANG, X.; CHEN, C.; HUANG, X. Current state and challenges of full-scale 846 membrane bioreactor applications: A critical review, **Bioresource Technology**. v. 271, p. 473–481. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061>.

YURTSEVER, A.; CALIMLIOGLU, B.; GÖRÜR, M.; ÇINAR, Ö.; SAHINKAYA, E. Effect of NaCl concentration on the performance of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors treating textile wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 287, p. 456–465, 2016. DOI: 10.1016/j.cej.2015.11.061. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.061>.

YURTSEVER, A.; CALIMLIOGLU, B; SAHINKAYA, E.; Impact of SRT on the efficiency and microbial community of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of textile industry wastewater. **Chemical Engineering Journal**. n. 314, p. 378-387, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.156>.

YURTSEVER, A.; SAHINKAYA, E.; AKTAŞ, Ö.; UÇAR, D.; ÇINAR, Ö.; WANG, Zhiwei. Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 192, p. 564–573, 2015. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.06.024.

YURTSEVER, A.; SAHINKAYA, E.; ÇINAR, Ö. Performance and foulant characteristics of an anaerobic membrane bioreactor treating real textile wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 33, 2020. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.101088.

ZAMPETA, C.; MASTRANTONAKI, M.; KARSAOUNI, N.; FRONTISTIS, Z.; KOUTSOUKOS, P. G.; VAYENAS, D. V. Treatment of printing ink wastewater using a continuous flow electrocoagulation reactor. **Journal of Environmental Management**. v. 314, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115033>.

ZAROUAL, Z.; AZZI, M.; SAIB, N.; CHAINET, E. Contribution to the study of electrocoagulation 717 mechanism in basic textile effluent, **Journal of Hazardous Materials**, v. 131, n. 1-3, p. 73–78. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.09.021>.

ZHANG, K.; WEI, P.; YAO, M.; FIELD, R. W.; CUI, Z. Effect of the bubbling regimes on the performance and energy cost of flat sheet MBRs. **Desalination**. n. 283, p. 221-226. 2011. DOI: 10.1016/j.desal.2011.04.023.