

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR DO ALTO VALE DO ITAJAÍ (CEAVI)  
ENGENHARIA SANITÁRIA**

**AUGUSTO EDUARDO SCHLEGEL**

**ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL**

**IBIRAMA**

**2017**



**AUGUSTO EDUARDO SCHLEGEL**

**ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL**

Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária

Orientador: Tiago José Belli

**IBIRAMA  
2017**

S339e Schlegel, Augusto Eduardo. 1996 -  
Eletrobiorreator a membrana aplicado ao tratamento de  
efluente da indústria têxtil / Augusto Eduardo  
Schlegel. - 2017.  
83 p.: il.

Orientador: Tiago José Belli

Bibliografia: p. 77-83.  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) --  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Educação Superior do Alto Vale do Itajaí, Curso de  
Engenharia Sanitária, Ibirama, 2017.

1. Efluente Têxtil. 2. Eletrobiorreator a Membrana.  
3. Tratamento de Efluente - Têxtil. I. Tiago José Belli,  
orient.. II. Universidade do Estado de Santa Catarina  
- Curso de Engenharia Sanitária. III. Título.

CDD 628.2 20.ed.

**AUGUSTO EDUARDO SCHLEGEL**

**ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

**Banca Examinadora**

Orientador: Dr. Tiago José Belli  
CEAVI/UEDESC

Membro 1: Emerson Souza  
UFSC

Membro 2: Eduardo Bello Rodrigues  
CEAVI/UEDESC

Membro 3: Daiane Paula Cunha de Quadros  
CEAVI/UEDESC

Membro 3: Gleiva Leite  
Dalila Têxtil

Ibirama, 08/12/2017



## **AGRADECIMENTOS**

À toda minha família, em especial aos meus pais Wilfried e Rosenilda e irmãos Renan e Daniela, que me apoiaram nos momentos de alegria e de tristeza.

À Universidade do Estado de Santa Catarina, em especial ao campus CEAVI, por sua estrutura e suporte durante a graduação e a elaboração desta pesquisa. Ao corpo docente do CEAVI pelo conhecimento repassado durante toda a graduação.

À Universidade Federal de Santa Catarina, em especial ao professor Flávio R. Lapolli e ao André Aguiar Bastielli, por disponibilizarem os equipamentos e análises necessárias para esta pesquisa.

Ao orientador e professor Tiago Belli pela excelente oportunidade de crescimento pessoal e profissional, por sua disponibilidade incondicional para sanar as dúvidas e os problemas encontrados durante esta pesquisa.

À Mauana e à Ana Carolina pela enorme ajuda durante a pesquisa e elaboração deste trabalho.

À todos os colegas da turma 2013/1 de ESA do CEAVI, por estarem juntos durante esses 5 anos.

À todos os demais que não foram mencionados, mas que de alguma maneira contribuíram com este trabalho, o meu sincero agradecimento.





“A vida é uma jornada, não um destino.” (Aerosmith)



## RESUMO

O efluente têxtil possui compostos de difícil biodegradabilidade, dentre os quais se destacam os corantes. A remoção desses corantes em sistemas tradicionais, tal como os lodos ativados, é usualmente limitada, o que remete a necessidade de se estudar a aplicação de novas tecnologias no tratamento do efluente têxtil. Nesse, sentido, o presente estudo buscou avaliar o desempenho de um eletrobiorreator a membrana (EBRM) no tratamento de efluente da indústria têxtil. A operação do EBRM foi feita de maneira contínua durante 101 dias, com tempo de detenção hidráulica de 40 horas. O período operacional foi dividido em três estratégias (E-1 e E-2 e E-3). Durante a E-1 a operação do reator foi realizada sem a eletrocoagulação, enquanto na E-2 e E-3 a operação a operação foi conduzida mediante aplicação de corrente elétrica, sob densidade de corrente de 10 e 15 A.m<sup>-2</sup>, respectivamente. Os resultados obtidos demonstraram que a utilização da eletrocoagulação não afetou o desempenho do reator na remoção de matéria orgânica, sendo observado as eficiências médias de remoções de DQO 77%, 83% e 73% na E-1, E-2 e E-3, respectivamente. Por outro lado, o processo de nitrificação foi estimulado no período com eletrocoagulação, resultando em eficiências de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> acima de 90% durante as estratégias E-2 e E-3. Da mesma forma, observou-se um aumento significativo na remoção de fósforo com a aplicação da corrente elétrica, passando do valor médio de 9% na E-1 para os valores médios de 68% e 71% na E-2 e E-3, respectivamente. A remoção de cor também foi significativamente melhorada no EBRM a partir da aplicação da corrente elétrica, sendo observado valores médios 50 e 69% em E-2 e E-3, respectivamente, ao passo que na E-1 o valor médio foi de apenas 5%. A eletrocoagulação resultou em uma menor velocidade de colmatação (VC) da membrana, tornando menos frequente o processo de limpeza química das mesmas. Conforme a densidade de corrente foi aumentada de 10 para 15 A.m<sup>-2</sup>, a VC reduziu de 80 mbar.dia<sup>-1</sup> para 44 mbar.dia<sup>-1</sup>. De modo geral, entende-se que o EBRM configura-se como uma alternativa interessante ao tratamento do efluente da indústria têxtil.

**Palavras-chave:** Eletrobiorreator a membrana, densidade de corrente, remoção de cor, remoção de fósforo, colmatação da membrana.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Cadeia produtiva da indústria têxtil .....	26
Figura 2- Configurações possíveis de BRMs, quanto à alocação do módulo de membranas ..	28
Figura 3 – Reações da Eletrocoagulação do Alumínio. ....	32
Figura 4 – Representação esquemática da vista superior de um EBRM. ....	34
Figura 5 - Representação esquemática da unidade experimental. ....	39
Figura 6 - Unidade experimental .....	41
Figura 7 - Imagens frontal (a) e lateral (b) do módulo de membranas. ....	41
Figura 8 – Procedimento de coleta do efluente. ....	45
Figura 9 – Representação esquemática do equipamento utilizado para determinação do MFI. .....	50
Figura 10 – Procedimento para extração de Exopolímeros Transparentes. ....	51
Figura 11 – Teor de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e relação SSV/SST em cada uma das estratégia testadas. ....	54
Figura 12 – Valores de cor na entrada, saída e eficiência de remoção do EBRM. ....	56
Figura 13 – Demanda Química de Oxigênio na entrada e saída do EBRM e eficiência de remoção. ....	58
Figura 14 - Nitrogênio amoniacal na entrada e saída do tratamento e eficiência de remoção. ....	61
Figura 15 - Nitrato na entrada e saída do tratamento. ....	62
Figura 16 - Fósforo total na entrada e saída do tratamento e eficiência de remoção. ....	63
Figura 17 – Pressão transmembrana e velocidade de colmatação da membrana. ....	65
Figura 18 – Concentração de exopolímeros transparentes (TEP) do licor misto. ....	66
Figura 19 – Relação entre a velocidade de colmatação e concentração de exopolímeros transparentes no reator. ....	67
Figura 20 – Tempo de sucção capilar do licor misto. ....	68
Figura 21 – <i>Modified fouling index</i> do licor misto de cada estratégia operacional. ....	69
Figura 22 – Índice de incrustação da membrana do centrifugado em cada estratégia operacional. .....	70
Figura 23 – Índice volumétrico de lodo do licor misto do EBRM. ....	71
Figura 24 – Microscopia óptica do licor misto com aumento de 100x durante todas as estratégias operacionais. ....	72



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização do Efluente de Indústrias Têxteis .....	27
Tabela 2 – Especificações técnicas do módulo de membrana* .....	42
Tabela 3 - Condições Operacionais Constantes do EBRM .....	42
Tabela 4 – Estratégias Operacionais.....	43
Tabela 5 – Caracterização do efluente têxtil coletado junto a indústria.....	45
Tabela 6 – Pontos de amostragem e respectivos parâmetros analisados.....	47
Tabela 7 – Análises referentes ao potencial de incrustação do licor misto.....	48
Tabela 8 - Métodos de análise e frequência de amostragem dos diferentes parâmetros avaliados. .....	52
Tabela 9 - Taxa de crescimento da biomassa no EBRM.....	55
Tabela 10 - DQO retida em cada estratégia.....	60





## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- COV** – Carga Orgânica Volumétrica
- CC** – Corrente contínua
- IVL** – Índice Volumétrico de Lodo
- dIVL** – Índice Volumétrico de Lodo diluído
- BRM** – Biorreator à membrana
- EBRM** – Eletrobiorreator à membrana
- COD** – Carbono orgânico dissolvido
- DQO** – Demanda química de oxigênio
- DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- pH** – Potencial Hidrogênionico
- EPS** – Substância polimérica extracelular
- MFI** - Índice de incrustação da membrana
- CST** – Tempo de sucção capilar
- PTM** – Pressão Transmembrana
- N<sub>total</sub>** – Nitrogênio total
- P<sub>total</sub>** – Fósforo total
- SMP** – Produto microbiano solúvel
- SST** – Sólidos suspensos totais
- SSV** – Sólidos suspensos voláteis
- TDH** – Tempo de Detenção Hidráulico
- $\theta_c$**  – Idade do lodo



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	21
1.1	OBJETIVO GERAL.....	22
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	23
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	25
2.1	SETOR TÊXTIL BRASILEIRO .....	25
<b>2.1.1</b>	<b>Indústria Têxtil: Processos envolvidos na confecção de tecidos</b> .....	25
<b>2.1.2</b>	<b>Característica e composição dos efluentes da indústria têxtil</b> .....	26
2.2	BIORREADORES À MEMBRANA.....	28
<b>2.2.1</b>	<b>BRMs aeróbios para tratamento de efluente têxtil</b> .....	29
2.3	COAGULAÇÃO .....	30
<b>2.3.1</b>	<b>Eletrocoagulação</b> .....	30
2.4	ELETROBIORREADORES À MEMBRANA .....	33
<b>2.4.1</b>	<b>Aspectos operacionais em EBRM</b> .....	35
<i>2.4.1.1</i>	<i>Aplicação da corrente elétrica, densidade e modo de exposição</i> .....	35
<i>2.4.1.2</i>	<i>Tempo de detenção hidráulica</i> .....	36
<i>2.4.1.3</i>	<i>Idade do lodo</i> .....	36
<i>2.4.1.4</i>	<i>Pressão transmembrana</i> .....	37
<i>2.4.1.5</i>	<i>Concentração de sólidos</i> .....	37
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	39
3.1	UNIDADE EXPERIMENTAL .....	39
3.2	OPERAÇÃO DO EBRM.....	42
<b>3.2.1</b>	<b>Estratégias de Operação</b> .....	43
<b>3.3.1</b>	<b>Inoculação do reator</b> .....	44
<b>3.3.2</b>	<b>Alimentação do reator</b> .....	44
<b>3.3.3</b>	<b>Controle da idade do lodo.</b> .....	45
<b>3.3.4</b>	<b>Limpeza das membranas.</b> .....	46

<b>3.4.1</b>	<b>Desempenho do EBRM</b> .....	47
3.4.1.1	<i>DQO retida</i> .....	47
<b>3.4.2</b>	<b>Colmatação da membrana</b> .....	48
3.4.2.1	<i>Índice volumétrico de lodo diluído (IVLD)</i> .....	48
3.4.2.2	<i>Tempo de sucção capilar (CST)</i> .....	48
3.4.2.3	<i>Índice de Incrustação da Membrana (MFI)</i> .....	49
3.4.2.4	<i>Microscopia Óptica</i> .....	50
3.4.2.5	<i>Exopolímeros Transparentes (TEP)</i> .....	51
<b>3.4.3</b>	<b>Métodos analíticos</b> .....	51
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	53
4.1	<b>DESEMPENHO DO EBRM</b> .....	53
4.1.1	<b>Série de Sólidos</b> .....	53
4.1.2	<b>Remoção de cor</b> .....	56
4.1.3	<b>Remoção de DQO</b> .....	58
4.1.4	<b>Remoção de nitrogênio</b> .....	60
4.1.5	<b>Remoção de fósforo total</b> .....	63
4.2	<b>COLMATAÇÃO DA MEMBRANA</b> .....	64
4.2.1	<b>Velocidade de colmatação da membrana</b> .....	64
4.2.2	<b>Exopolímeros Transparentes (TEP)</b> .....	66
4.2.3	<b>Tempo de sucção capilar (CST)</b> .....	68
4.2.4	<b>Índice de Incrustação da Membrana (MFI)</b> .....	69
4.2.5	<b>Índice volumétrico de lodo</b> .....	71
4.2.6	<b>Microscopia Óptica</b> .....	72
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	75
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	77

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento inadequado de efluentes, sejam estes domésticos ou industriais, vem sendo apontado como um dos principais fatores responsáveis pela constante degradação ambiental de ecossistemas aquáticos. O setor industrial ganha destaque neste contexto pelo elevado consumo de água e utilização de diversos produtos químicos, resultando em efluentes complexos e diversos (PATWARDHAN, 2009).

O efluente têxtil destaca-se dentre os efluentes industriais por seu elevado volume e pelos diversos produtos químicos utilizados durante o processo de beneficiamento dos tecidos, que resultam em um efluente com presença de compostos persistentes constituídos por estruturas complexas, dentre os quais ressaltam-se os umectantes, dispersantes e corantes (JEGATHEESAN et al; 2016).

Dentre os compostos presentes no efluente têxtil, os corantes são os mais problemáticos, devido à sua constituição orgânica complexa e de difícil degradação biológica. Estas substâncias são facilmente detectadas mesmo que estejam presentes em baixas concentrações e, além do aspecto visual, muitas destas substâncias são bioacumulativas e carcinogênicas, portanto, a remoção destes compostos durante o tratamento do efluente é fundamental (JUSTINO, 2016; JEGATHEESAN et al; 2016).

Os sistemas convencionais de tratamento de efluente têxtil, com destaque para o de lodos ativados, não removem satisfatoriamente os corantes e outros compostos recalcitrantes durante o tratamento. Nesse sentido, percebe-se a necessidade em se buscar novas alternativas para o tratamento dos efluentes têxteis que sejam capazes de otimizar a remoção de corantes e outros produtos químicos recalcitrantes antes do seu lançamento nos ecossistemas aquáticos (BADANI et al; 2005)

Dentre as possíveis alternativas de tratamento, os biorreatores à membrana vêm apresentando bons resultados no tratamento de diversos tipos de efluente (IORHEMEN; HAMZA; TAY, 2016). Os biorreatores a membrana são conceitualmente descritos como a junção entre um processo de degradação biológica e a separação física de fases por membranas filtrantes, geralmente de microfiltração ou ultrafiltração (JUDD e JUDD, 2011). Este reator possui diversas vantagens sobre o sistema de lodos ativados convencionais, as principais são a maior segurança no processo de filtração em relação a decantação e a possibilidade de operar com maiores concentrações de biomassa no reator. Tais características levam à uma maior degradação da matéria carbonácea e conseqüente melhoria na eficiência do tratamento (IORHEMEN et al; 2016; BADANI et al; 2005; ROBINSON et al; 2001).

Apesar das vantagens apontadas, o processo de colmatção das membranas é apontado como o grande limitante dessa tecnologia (JUDD e JUDD, 2011), sobretudo devido aos gastos energéticos associados a limpeza dessas membranas. Nesse sentido, medidas que visam à atenuação da colmatção das membranas vêm sendo amplamente estudadas (Drews, 2010). Dentre elas, a aplicação de corrente elétrica contínua vem sendo atualmente considerada em operação conjunta aos BRMs. Diversos autores tem verificado que a associação da eletrocoagulação aos BRMs diminui a resistência à filtração nas membranas, seja pelo aumento do tamanho dos flocos, seja pela redução do carbono orgânico dissolvido (Hasan et al, 2014). Dessa associação, surgem então os modernos eletrobiorreatores à membrana (EBRM), caracterizados por operar com uma baixa velocidade de colmatção e reduzida necessidade de paradas para limpeza das membranas. Além disso, destaca-se também que o processo de coagulação que ocorre nesses reatores apresenta importante potencial para a remoção de contaminantes específicos, como os corantes presentes nos efluentes têxteis, via precipitação química.

Apesar do grande potencial, a tecnologia dos EBRMs ainda carece de maiores investigações, sobretudo quanto a sua aplicabilidade no tratamento de efluentes industriais. Vale salientar que o eletrobiorreator à membrana é uma tecnologia ainda recente, inexistindo na literatura, até o presente momento, trabalhos empregando tal configuração de reator no tratamento de efluente têxtil, tanto no Brasil como em outros países. Nesse contexto, a presente proposta de pesquisa tem por objetivo avaliar a utilização de um EBRM no tratamento de efluente têxtil, dando destaque ao desempenho do tratamento na remoção de cor e ao processo de colmatção das membranas. Por fim, destaca-se que a utilização dos biorreatores a membrana, seja ele associado a eletrocoagulação ou não, vêm ganhando força no setor de saneamento nacional, tendo em vista o elevado potencial de reuso do efluente final gerado por tal tecnologia. Dessa maneira, percebe-se recentemente uma mudança de postura em relação a aplicação dos BRMs como alternativa ao tratamento de efluentes no Brasil, os quais eram vistos anteriormente como inviáveis agora passam a ser uma demanda, tornando o estudo dessa tecnologia merecedora de maior atenção.

## 1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um eletrobiorreator à membrana (EBRM) no tratamento de efluente da indústria têxtil

## 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e cor no EBRM sem corrente elétrica e mediante a aplicação de corrente elétrica, nas intensidades de 10 e 15 A.m<sup>-2</sup>.

Avaliar a filtrabilidade do licor misto e o processo de colmatação das membranas durante a operação do EBRM.





## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 SETOR TÊXTIL BRASILEIRO**

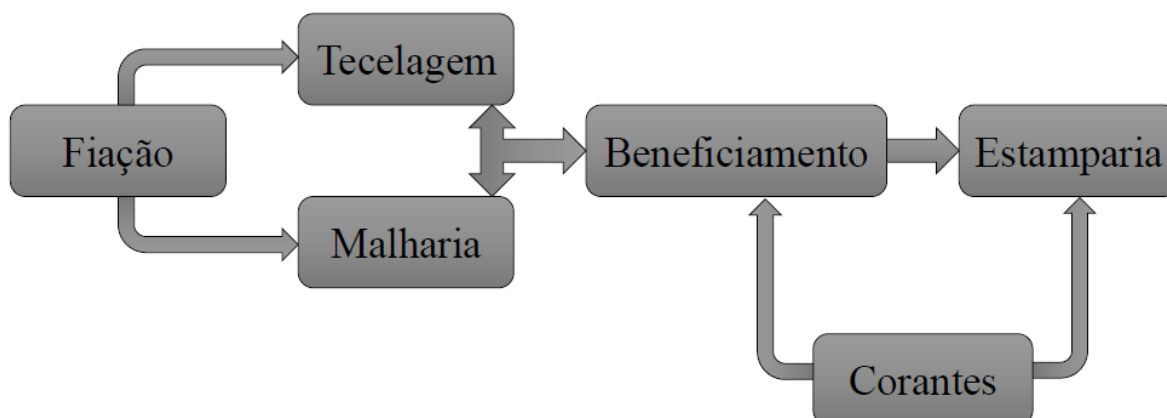
O setor têxtil brasileiro como o conhecemos hoje começou a se desenvolver ao final do século XIX, devido a suspensão de tarifas alfandegárias sobre o maquinário necessário para implantação de indústrias têxteis, que estimulou a criação de tecelagens. Neste período a maior parte das indústrias situava-se na região nordeste (FUJITA; JORENTE, 2015). Durante a Segunda Guerra Mundial a exportação de diversos bens ficou limitada, o que levou vários países que dependiam destes bens a desenvolverem suas próprias indústrias (COSTA, 2000). Este processo ocorreu no Brasil com o setor têxtil, que se desenvolveu tecnologicamente e se espalhou por todo o território nacional. Em 2010 o Brasil torna-se o quinto maior produtor têxtil do mundo, empregando aproximadamente 1,7 milhão de brasileiros (ABIT, 2013).

Segundo o IEMI e o SINTEX (2015), o Brasil possui diversos polos têxteis, sendo os de maior relevância situados em São Paulo, Rio de Janeiro e Santa Catarina. O estado catarinense emprega aproximadamente 300 mil pessoas no setor e gerou R\$ 22 bilhões de receita no ano de 2014.

#### **2.1.1 Indústria Têxtil: Processos envolvidos na confecção de tecidos**

A cadeia de produção têxtil engloba diversas etapas, podendo estas serem resumidas a fiação, tecelagem, malharia, beneficiamento e estamparia. A Figura 1 apresenta esta cadeia de forma esquemática.

Figura 1 – Cadeia produtiva da indústria têxtil



Fonte: Adaptado de Pereira (2009)

Conforme observa-se na Figura 1, a primeira etapa da cadeia produtiva têxtil é a fiação, que consiste em transformar as fibras, que são a matéria prima desta indústria, em fios. Em seguida os fios passam por tecelagem ou malharia, sendo a tecelagem o processo que dá origem a tecidos planos e a malharia o processo que dá origem a tecidos de malha. O tecido é posteriormente beneficiado, o que inclui, geralmente, alvejar e tingir o tecido, podendo existir outros processos dependendo do resultado desejado. Por fim o tecido é estampado (ABIT, 2013).

### 2.1.2 Característica e composição dos efluentes da indústria têxtil

Estima-se que os efluentes da indústria têxtil correspondam à aproximadamente 17-20% do lançamento de efluentes industriais no mundo, devido à grande demanda do mercado e ao grande consumo de água destas indústrias (JEGATHEESAN, 2016). Os efluentes da indústria têxtil variam em cada fábrica, devido à gama de produtos químicos e processos diferentes que pode ser utilizados em uma mesma etapa, porém, os compostos mais comumente utilizados por estas indústrias são sais, dispersantes, surfactantes, detergentes, formaldeído e corantes. Estes compostos são, em sua maioria tóxicos e recalcitrantes, ou seja, não biodegradáveis (JUSTINO, 2016).

Os corantes presentes no efluente das indústrias têxteis são os compostos mais problemáticos, devido à grande diversidade existente dentro de uma única indústria. O número de corantes comerciais ultrapassa os 100.000, sendo quase em sua totalidade artificiais.

Estes corantes podem ser segmentados de acordo com suas variações estruturais, sendo os mais comuns os ácidos, básicos, azo, diazo, e metálicos. De maneira geral, todos possuem moléculas complexas, o que torna a degradação biológica destes inviável (ROBINSON, 2001).

Dentre os corantes, os azo corantes merecem destaque por serem os mais comumente utilizados na indústria têxtil, sendo aproximadamente 60-70% dos corantes artificiais empregados nesta indústria. É estimado que 10-15% dos azo corantes sejam desperdiçados durante seu uso, sendo posteriormente incorporados ao efluente industrial. Estes corantes, se não removidos durante o tratamento do efluente entram em contato com o meio ambiente aquático, causando diversos problemas. Os principais problemas causados pelos azo corantes em ambientes aquáticos estão relacionados a sua toxicidade à biota e o caráter carcinogênico quando transformados em outros compostos, como por exemplo, aminas aromáticas (TAN, 2015).

Devido às diversas diferenças de processos produtivos, é difícil estabelecer um padrão para as características dos efluentes têxteis, no entanto, algumas características que se observam em vários estudos são apresentadas na Tabela 1

Tabela 1 - Caracterização do Efluente de Indústrias Têxteis

Parâmetro	Concentração
Temperatura	>40°C
pH	8 - 11
Cor Verdadeira (mg Pt. L <sup>-1</sup> )	300 - 2000
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	650-250
DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	1000 - 3000
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	75 - 300
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,2 - 0,35

Fonte: Adaptado de (CORREIA; STEPHENSON; JUDD, 1994; JUSTINO, 2016)

Cabe ressaltar acerca da Tabela 1 que a temperatura de saída do efluente é elevada, dificultando o imediato tratamento biológico. O pH alcalino pode necessitar de correção, conforme o tratamento utilizado. A cor do efluente é elevada e de natureza inorgânica, impossibilitando a remoção desta por tratamento biológico. A relação DBO<sub>5</sub>/DQO é, geralmente, ligeiramente abaixo do reportado como ideal para tratamento apenas biológico, devido a grande quantidade de compostos inorgânicos presentes neste efluente (CORREIA; STEPHENSON; JUDD, 1994) (JEGHATESAN, 2016) (JUSTINO, 2016).

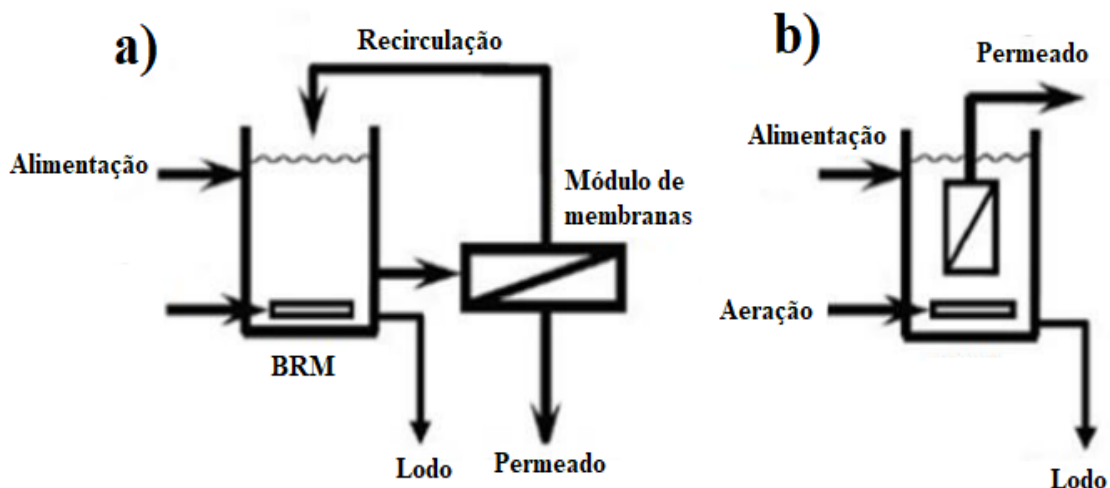
## 2.2 BIORREATORES À MEMBRANA

Os biorreatores à membrana para tratamento de efluentes são caracterizados pela combinação do processo de degradação biológica com da separação por membranas. Os modelos mais comuns de biorreatores utilizam-se da degradação aeróbia com microrganismos suspensos no licor misto (lodos ativados). As membranas utilizadas nestes reatores são, geralmente, de microfiltração ou ultrafiltração, pois, sua função é a separação sólido-líquido (JUDD E JUDD, 2011).

Os BRMs tornam independentes o tempo de retenção celular e o tempo de detenção hidráulica. Esta característica permite operar o reator com elevadas concentrações de sólidos, ou seja, elevadas concentrações de microrganismos. Esta condição permite que os reatores possuam menor área construída, ou ainda menores tempos de detenção hidráulica em relação aos sistemas convencionais, mantendo a eficiência do processo (VON SPERLING, 2014).

Sant'Anna (2013) aponta que existem duas configurações possíveis para os BRMs, quanto à disposição dos módulos de membrana, podendo estes estarem submersos no tanque de aeração, ou em um tanque externo ao tanque de aeração. A Figura 2 apresenta o modelo externo (2a) e o submerso (2b).

Figura 2- Configurações possíveis de BRMs, quanto à alocação do módulo de membranas



Fonte: Adaptado de Judd e Judd (2011)

O modelo submerso utiliza-se de uma bomba entre a membrana e o permeado, a qual gera um vácuo que faz com que o líquido escoe do BRM para o tanque de permeado. Esta

configuração possui como vantagem, no caso de sistema aeróbio, a utilização da aeração do sistema como auxiliar na mitigação da colmatação da membrana. Porém, a limpeza da membrana neste arranjo é complexa, já que é necessário o esgotamento do reator ou a remoção da membrana para que esta possa ser limpa (SANT'ANNA, 2013).

O modelo externo consiste em empregar um fluxo de licor misto paralelo à superfície da membrana, sendo o concentrado retornado ao tanque de aeração e o permeado segue para o reservatório de permeado. Este sistema traz maior simplicidade na limpeza da membrana, já que esta fica externa ao tanque de aeração, possibilita a atenuação da colmatação por meio do fluxo de licor misto paralelo à membrana, porém, aumenta a área necessária para construção do reator e pode ter maiores custos de bombeamento (JUDD e JUDD 2011).

### **2.2.1 BRMs aeróbios para tratamento de efluente têxtil**

A aplicação de BRMs aeróbios para tratamento de efluentes têxteis vem sendo estudada, aproximadamente, desde 2005, com satisfatórias eficiências na remoção de DQO, tais como Brik et al. (2006), que em seu estudo, utilizando efluente bruto de uma indústria têxtil obteve remoção de DQO entre 60-95%. Yurtsever et al. (2015), em uma pesquisa que se utilizava de efluente têxtil sintético, obteve 97% de remoção de DQO.

Porém, em relação a remoção de cor, vários estudos, como os de Schoeberl et al. (2005), Brik et al. (2006) e Yun et al. (2006) apontam que a remoção de cor nestes reatores se dá principalmente por adsorção das moléculas do corante na biomassa, já que os corantes tem características recalcitrantes.

A colmatação das membranas nestes reatores também mostrou-se um problema presente em vários estudos, sua origem se mostrou ser majoritariamente orgânica, advinda de substâncias poliméricas extracelulares, as quais são constituídas, em sua maioria, por proteínas e carboidratos (JEGHATESAN, 2016). As substâncias poliméricas extracelulares são liberadas pelos microrganismos durante a execução de todas as suas atividades, seja degradação de matéria orgânica, crescimento ou lise celular, porém, Jarusutthirak e Amy (2006) notaram que ocorre maior liberação destas substâncias durante o crescimento bacteriano. Estas substâncias são geralmente subdivididas em dois grupos, conhecidos como EPS e SMP. O EPS é constituído por materiais aderidos aos microrganismos não estando solubilizados no licor misto, já os SMPs são as substâncias solubilizadas no licor misto.

## 2.3 COAGULAÇÃO

Existem nos efluentes, diversas partículas, a maioria delas possui a mesma carga. O fato de possuírem a mesma carga faz uma partícula repelir a outra. Esta repulsão impede que as partículas possam se agregar. A coagulação pode ser definida como o processo de desestabilização de partículas coloidais, que faz com que as forças de repulsão sejam menores, permitindo a agregação das partículas. Este processo pode ocorrer de várias maneiras, porém, leva sempre à agregação de partículas, o que, dentro do licor misto significa aumento do tamanho do floco (HOLT et al. 2002).

A coagulação é uma das alternativas para reduzir a colmatação em membranas de BRMs. Segundo Molliah et al. (2001) a coagulação em BRMs faz com que a granulometria dos flocos aumente e a quantidade de substâncias solúveis diminua. Estas ações em conjunto facilitam a filtração por removerem partículas que atuam nos processos de colmatação de membranas.

Existem estudos que aplicam coagulantes químicos em BRMs para tratamento de efluentes têxteis, como o de Yan et al. (2012), em seu estudo em escala piloto de um BRM tratando efluente têxtil real notou que a adição de policloreto de alumínio, além de reduzir significativamente a colmatação possibilitou uma boa remoção de fosfato. Outro estudo, desenvolvido por Song et al (2008) demonstrou que a coagulação em biorreatores à membrana é eficiente na redução da colmatação, sendo o principal fator contribuinte para esta característica o aumento do tamanho médio das partículas do reator. Bui Xuan et al. (2012) avaliaram também a possibilidade da pré coagulação com policloreto de alumínio, seguido de um MBR, para tratamento de corantes têxteis. Neste estudo eles notaram que a pré coagulação melhora a remoção do corante e diminui a toxicidade do efluente para o tratamento biológico.

Apesar destas vantagens, a coagulação possui como principal limitante a necessidade de constante adição de produtos químicos. Estes produtos aumentam significativamente a produção de lodo durante o tratamento e podem ainda contaminar os corpos receptores devido ao possível residual que estes produtos podem produzir (HOLT et al. 2002).

### 2.3.1 Eletrocoagulação

A eletrocoagulação foi apontada no início do século XIX como uma tecnologia promissora, no entanto, devido ao custo mais elevado em relação aos coagulantes químicos, esta tecnologia deixou de ser explorada. Apesar disto, recentemente, a eletrocoagulação voltou

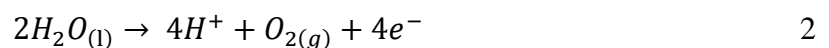
a ser utilizada em pequena escala, se mostrando uma tecnologia eficiente e com potencial ainda não explorado. (HOLT et al. 2002).

Segundo Holt et al. (2002) a eletrocoagulação é um processo que envolve múltiplos mecanismos que operam de maneira conjunta para a agregação das partículas e remoção dos compostos solúveis. A eletrocoagulação é, portanto, um processo complexo, mas de maneira sucinta pode ser descrita em três etapas, sendo elas a liberação de coagulante pela oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício, a desestabilização das partículas coloidais e a agregação das partículas desestabilizadas.

A eletrocoagulação é feita por meio de um circuito eletroquímico, o qual constitui-se, minimamente, de cátodo, ânodo e íons dissolvidos. O ânodo é o responsável por liberar as partículas de coagulante e, por este motivo, é geralmente chamado de ânodo de sacrifício, este é constituído de um metal, sendo os mais comuns ferro e alumínio. O cátodo não libera partículas, e, por este motivo deve ser feito de material não facilmente oxidável, sendo os mais comuns aço inoxidável e grafite. Os íons são necessários para que a corrente possa passar do ânodo para o cátodo, já que os dois não estariam em contato sem a presença destes (MOLLAH et al. 2001). Cabe ressaltar que segundo Jeghatesan (2016) os efluentes têxteis são ricos em íons, devido à presença de vários sais no mesmo, o que facilita o processo de eletrocoagulação.

Segundo Mollah et al. (2001) a eletrocoagulação consiste na aplicação de uma corrente elétrica do tipo contínua por eletrodos, sendo o polo positivo chamado de ânodo e o negativo de cátodo. A corrente elétrica passa pelo ânodo e faz com que este libere íons metálicos, estes íons tentam migrar em direção ao cátodo, porém, devido à presença de inúmeras partículas entre estes, os íons colidem com estas partículas desestabilizando-as. As Equações 1 a 4 apresentam a eletrocoagulação genérica de um metal (M) (MOLLAH et al. 2004).

Ânodo



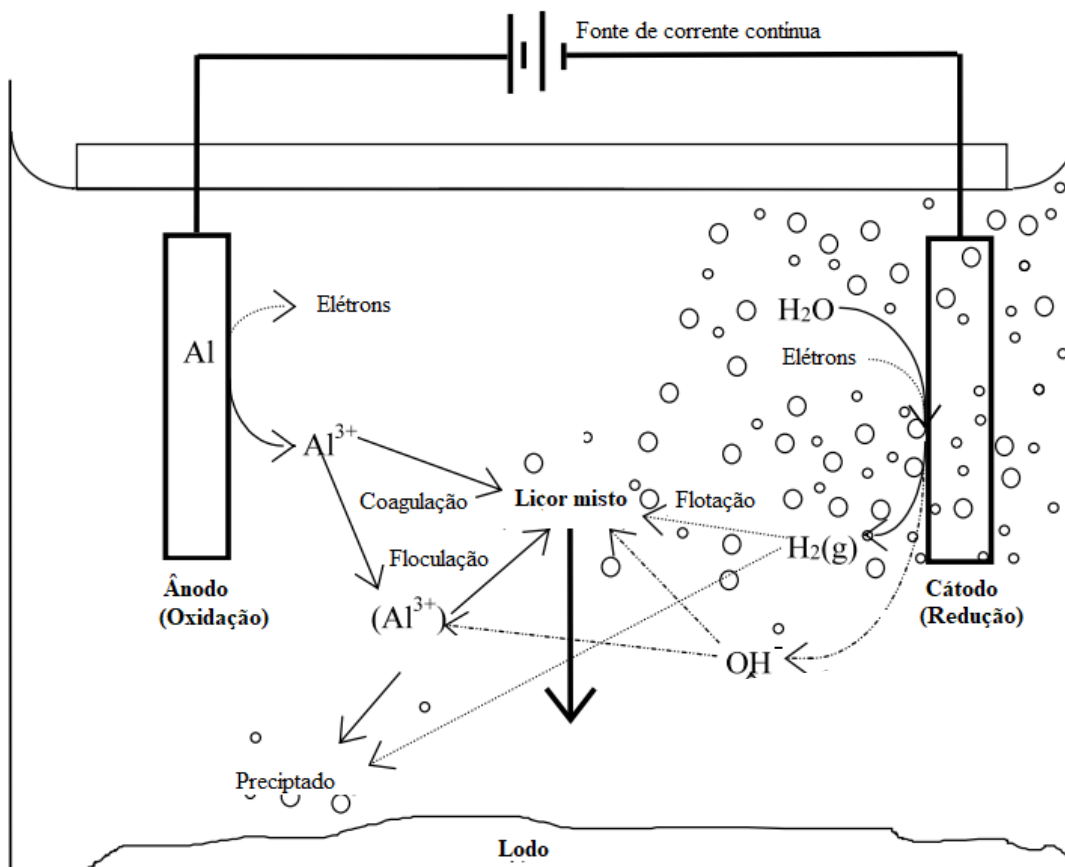
Cátodo



Conforme se pode observar na Equação 4 que, além de liberar íons por meio do cátodo, a eletrocoagulação proporciona a hidrólise da água e consequente liberação de hidroxilas (MOLLAH et al, 2004).

A Figura 3 apresenta de maneira resumida as reações ocorridas durante a eletrocoagulação de alumínio.

Figura 3 – Reações da Eletrocoagulação do Alumínio.

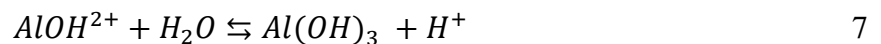
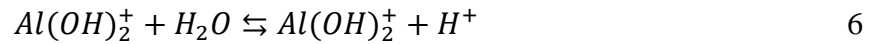
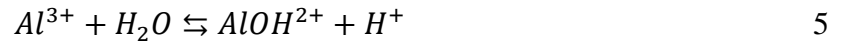


Fonte: adaptado de Holt et al. (2002)

Como se pode observar na Figura 3, o ânodo libera  $Al^{3+}$ , o que indica a oxidação do mesmo e caracteriza a coagulação. Estes íons vão em direção ao cátodo, porém encontram-se com partículas do licor misto e provocam a floculação do mesmo (HOLT et al 2002). Esta



floculação, no entanto, não é realizada pelo íon  $Al^{3+}$  somente, ela é realizada por seus produtos em meio aquoso, que são apresentados nas Equações 5 a 7.



O principal responsável pela coagulação é o  $Al(OH)_3$ , que possui carga neutra, é pouco solúvel em água e tem grande área superficial, tais características fazem dele um excelente agregador de partículas. A quantidade de  $Al(OH)_3$  gerada depende, principalmente, da concentração de metal liberada, do pH e de outras espécies que possam competir pelo alumínio no licor misto (HOLT et al, 2002).

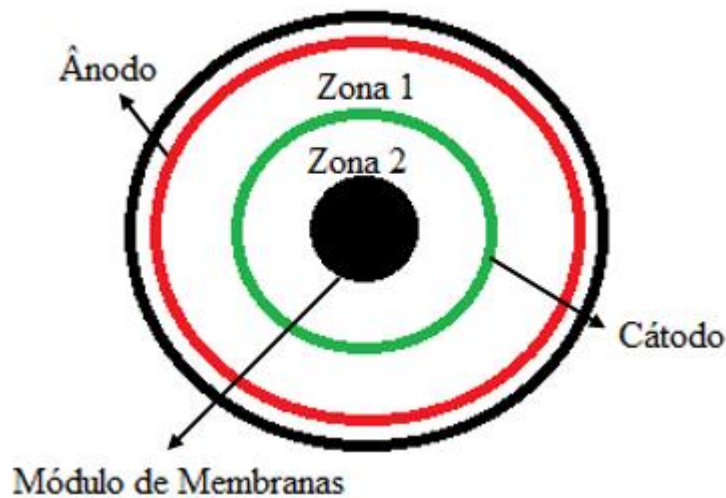
Como se pode notar, a eletrocoagulação possui diversos efeitos positivos sobre as características do licor misto, devido a diminuição de partículas dissolvidas e aumento do tamanho das partículas suspensas. Tais efeitos facilitam a filtração e conseqüentemente diminuem a colmatação das membranas, sendo portanto, vantajosas para aplicação em BRMs (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2010).

## 2.4 ELETROBIORREADORES À MEMBRANA

O eletrobiorreator à membrana (EBRM) pode ser definido como a união do biorreator a membrana e o processo de eletrocoagulação em um mesmo tanque. Apesar de a eletrocoagulação como atenuante da colmatação de membranas e remoção de fosforo já ser conhecida e estudada, a união destes processos em um mesmo tanque foi idealizada em 2010 por Bani-Melhem e Elektorowickz.

A configuração desenvolvida por Bani-Melhem e Elektorowickz (2010) consiste de um tanque cilíndrico, no qual são dispostos dois eletrodos perfurados, sendo eles o cátodo e o ânodo. Estes eletrodos são conectados a uma fonte de corrente contínua, a qual fornece energia para que ocorra o processo de eletrocoagulação. No centro do reator, internamente a ambos os eletrodos, é disposto o módulo de membranas. A Figura 3 ilustra esta configuração.

Figura 4 – Representação esquemática da vista superior de um EBRM.



Fonte: Adaptado de Bani-Melhem e Elektorowicz (2011)

Como pode-se observar na Figura 4, o EBRM pode ser dividido em duas zonas (1 e 2). A zona 1 é aonde ocorre a eletrocoagulação, pois, os íons de alumínio partem do ânodo em direção ao cátodo, no entanto, nesta zona também ocorre a degradação biológica. Na zona 2 ocorre a degradação biológica e a filtração pela membrana (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013).

Apesar de processos diferentes ocorrerem nas duas zonas, cabe ressaltar que com a perfuração dos eletrodos e a aeração constante obtém-se homogeneidade do licor misto em todo o reator. A homogeneidade do reator é um fator importante para a filtração do licor misto, já que, caso os íons de alumínio não se difundam pelo reator a eletrocoagulação não trará benefícios para a filtração do licor misto (BANI MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2010).

A aplicação de corrente juntamente com o BRM traz alguns benefícios ao tratamento de efluentes, se comparado somente ao BRM. O principal benefício é a melhoria na filtrabilidade do licor misto, o que ocorre em decorrência da melhoria das condições de desidratação do mesmo. Outro ponto positivo desta associação é a remoção de fósforo por meio de precipitação, processo mais estável e com maior simplicidade de operação, se comparado à remoção biológica de fósforo melhorada (EBPR) (BANI MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2010).

O EBRM, por tratar-se de uma tecnologia recente, há poucos trabalhos que buscam explorar as diversas condições e peculiaridades deste arranjo. Sendo que até a data de elaboração deste trabalho, ainda não existem publicações relacionadas a aplicação do mesmo para tratamento de efluentes da indústria têxtil.

## 2.4.1 Aspectos operacionais em EBRM

Em virtude da inexistência de bibliografia específica sobre eletrobiorreatores à membrana aplicados ao tratamento de efluentes da indústria têxtil, esta sessão será baseada em estudos de EBRM aplicados ao tratamento de esgoto doméstico e BRM aplicados ao tratamento de efluente têxtil.

### 2.4.1.1 Aplicação da corrente elétrica, densidade e modo de exposição

A aplicação da corrente é o fator que diferencia um BRM de um EBRM, o que faz deste parâmetro fundamental para atingir as condições operacionais ótimas. Em relação à aplicação da corrente existem duas variáveis fundamentais, a densidade de corrente e o modo de exposição da mesma.

A densidade de corrente é calculada por meio da razão entre a corrente aplicada, medida em amperes (A) e a área superficial do ânodo, medida em metros quadrados ( $m^2$ ). Este parâmetro reporta, de maneira indireta, a quantidade de metal liberada para um determinado tempo de aplicação. Esta taxa de aplicação varia de acordo com o mecanismo de separação que se deseja favorecer, caso se deseje um lodo pouco denso, ideal para flotação, densidades de até  $150 A/m^2$  podem ser aplicadas, já para a formação de um lodo mais denso, ideal para decantação ou filtração, são recomendadas densidades a partir de  $10 A/m^2$  (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013).

Existem diversos estudos utilizando eletrobiorreatores à membrana no tratamento de efluente doméstico, com diversas densidades de corrente aplicadas, Bani-melhem e Elektorowicz (2011) em seu estudo em escala piloto utilizaram densidades de corrente variando de  $38 A.m^{-2}$  até  $60 A.m^{-2}$ . Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013) em um estudo que utilizou diversas densidades de corrente, variando entre 5 e  $50 A.m^{-2}$  concluíram que para efluentes domésticos, densidades de corrente abaixo de  $12 A.m^{-2}$  tem menores remoções de SMP, já densidades entre 15 e  $35 A.m^{-2}$  obtiveram uma significativa melhoria no desaguamento do lodo, além de grandes remoções de SMP.

A exposição de microrganismos a correntes elétricas é um processo, que dependendo da intensidade e do modo de exposição, pode ser prejudicial ao desenvolvimento da comunidade microbiana. Para evitar este efeito, o modo de exposição deve ser intermitente. A intermitência de exposição mais utilizada em trabalhos como o de Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz

(2014) é de 5 ON/10 OFF, não havendo prejuízos visíveis a comunidade microbiana com este tempo de exposição.

#### *2.4.1.2 Tempo de detenção hidráulica*

O tempo de detenção hidráulica é definido como o tempo em que uma partícula de líquido fica retida na unidade de tratamento. Em relação ao tratamento de efluentes têxteis, existem vários estudos que visam encontrar o TDH ideal para o tratamento deste tipo de efluente no menor tempo possível. Huang et al. (2009) testou tempos de detenção hidráulica entre 6 e 22,5 horas, sendo observadas remoções de DQO da ordem de 80-90% com o menor TDH, não havendo significativa melhora com o aumento do mesmo. Já Konsowa et al. (2013), avaliou a performance de um BRM aplicado ao tratamento de efluente têxtil sintético com um TDH de 24 horas, sendo obtida uma eficiência de remoção de DQO acima de 95%. Há ainda estudos como o de Rondon et al. (2015), que aplicam TDHs extremamente altos, neste caso 74,4 horas, obtendo remoção praticamente completa da DQO.

#### *2.4.1.3 Idade do lodo*

A idade do lodo é definida como o tempo de permanência dos microrganismos no tanque de tratamento. Os biorreatores à membrana possuem, neste contexto, uma significativa vantagem em relação aos processos de decantação, pois, podem acumular maior quantidade de biomassa no reator devido à separação neste reatores ser realizada por filtração. Esta vantagem faz com que sejam adotados maiores idades do lodo, porém, após certo limite de concentração de biomassa, geralmente adotado de 15 g.L<sup>-1</sup>, ocorrem sérios problemas de colmatação das membranas (STEPHENSON et al., 2000).

Existem diversos estudos buscando encontrar a idade do lodo ideal para tratamento de efluentes têxteis em BRMs, alguns, como o de Saddoud et al. (2007) utilizam elevadíssimas idades do lodo, neste caso de mais de 140 dias, levando a uma severa colmatação da membrana. Jeghatesan et al. (2016), em sua revisão acerca de BRMs para o tratamento de efluentes da indústria têxtil, reporta que a idade do lodo utilizada pode ser de 5 a 140 dias, a depender das características do efluente, da concentração de biomassa que se consegue atingir no reator e do tempo de detenção hidráulica aplicado, porém, aponta também, que o ponto ótimo está, geralmente, próximo de 25 dias.

#### 2.4.1.4 Pressão transmembrana

A pressão transmembrana é definida como a diferença de pressão existente no interior e exterior da membrana. Esta diferença é gerada por uma bomba, a qual promove um vácuo, que possibilita o fluxo do permeado através da membrana. A PTM necessária depende basicamente de três fatores, o fluxo de permeado desejado, a permeabilidade da membrana e as características do efluente a ser filtrado. Todos estes fatores podem ser subdivididos em diversos outros, no entanto, deve-se destacar que ao longo do tempo de filtração mais um fator é adicionado, a colmatação da membrana. Devido a deposição de sólidos, há uma menor área de filtração da membrana, isto faz com que seja necessária uma maior pressão para manutenção do fluxo (JUDD e JUDD, 2011). Esta pressão não deve ultrapassar o limite do módulo de membranas, que é determinado pelo fabricante, e para membranas de micro e ultrafiltração está, geralmente, próximo de 0,7 bar.

#### 2.4.1.5 Concentração de sólidos

A concentração de sólidos é um parâmetro operacional essencial para a operação dos BRMs, por ser um método de monitoramento da quantidade de microrganismos e substâncias inorgânicas presentes no reator. Por se valerem do processo de filtração por membranas, que retém completamente os sólidos suspensos, os BRMs podem manter altas taxas destes, sendo esta uma das grandes vantagens sobre os decantadores convencionais (JUDD e JUDD 2011)

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) é o parâmetro mais convencionalmente monitorado para efeitos de colmatação das membranas. Diversos estudos de BRMs para tratamento de efluentes têxteis apontam concentrações diversas de SST. O estudo de Yun et al. (2006), tratando corantes têxteis com BRM, alcançou concentrações de SST entre 750 e 2800 mg.L<sup>-1</sup>. Já You et al. (2010) em um estudo aplicando BRM para tratamento de efluente sintético contendo azo corantes, atingiu uma concentração de 2100 mg.L<sup>-1</sup>. De modo geral, Jeghatesan (2016) aponta em sua revisão acerca de BRMs para tratamento de efluentes têxteis, diversas concentrações, variando de acordo com as características do efluente e a carga orgânica aplicada, porém, a maior parte se encontra entre 1000 e 5000 mg.L<sup>-1</sup>, valor considerado baixo se comparado com BRM aplicados ao tratamento de efluentes domésticos.

A relação SSV/SST em eletrobiorreatores à membrana possui características diferentes dos reatores que operam somente com processos biológicos, como o biorreator a membrana, por exemplo. No EBRM ocorre a adição constante de metal, que é inorgânico, contribuindo

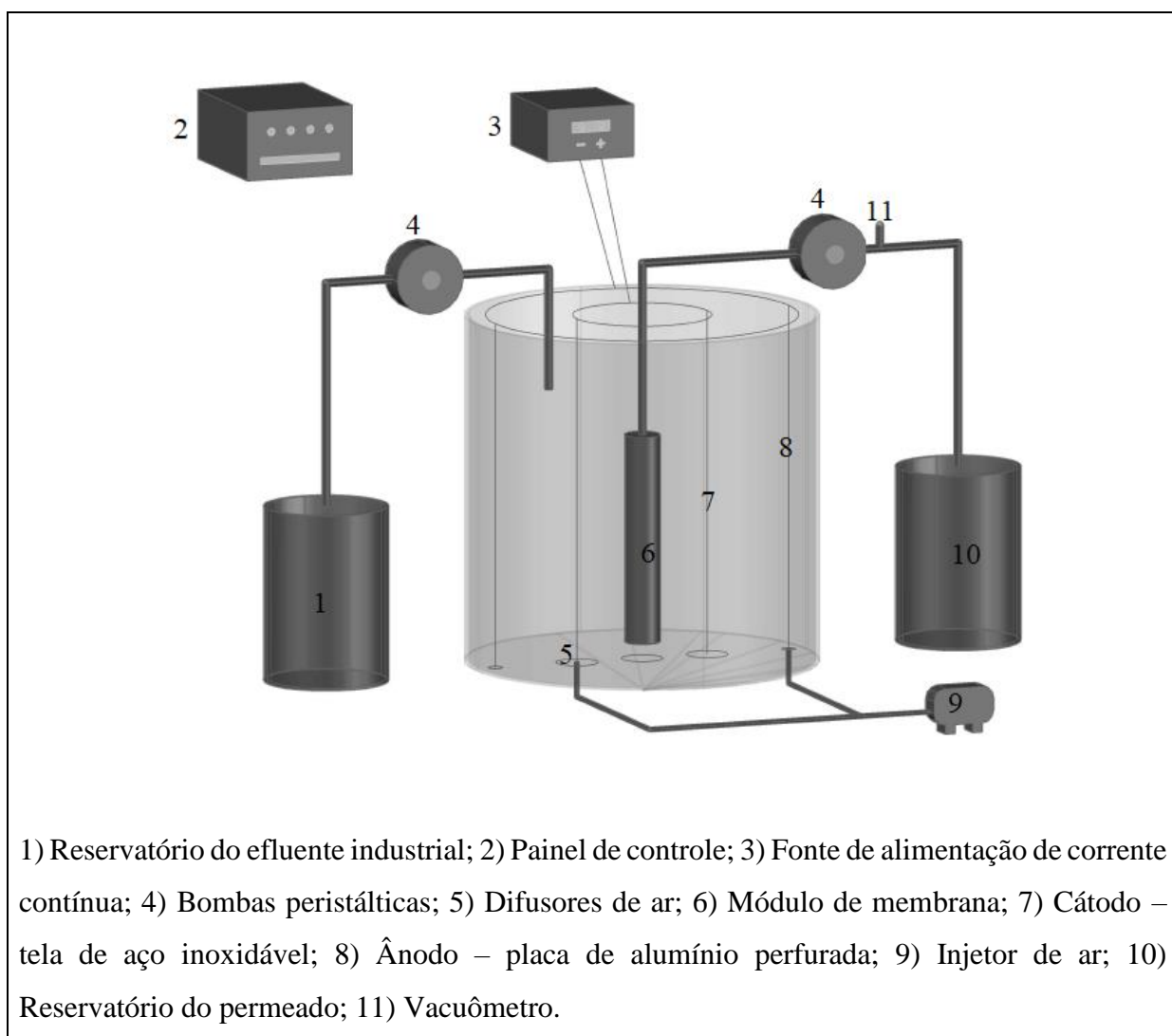
então para a queda da relação SSV/SST. Uma baixa relação SSV/SST pode tornar o meio tóxico para os microrganismos presentes neste, influenciando negativamente no processo biológico, por este motivo é essencial o monitoramento e controle deste parâmetro (BANI MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2011).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade experimental em escala piloto foi instalada na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), no Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), próximo ao Laboratório de Qualidade das Águas. A unidade experimental, denominada eletrobiorreator a membrana (EBRM) é constituída por um tanque em formato cilíndrico que possui 29,00 cm de diâmetro e 40,00 cm de altura, o que resulta em um volume total do tanque de 26,42 litros, sendo que o volume útil durante o período de experimentação foi de aproximadamente 17 litros. A Figura 5 apresenta de forma esquemática o reator.

Figura 5 - Representação esquemática da unidade experimental.



Para possibilitar a eletrocoagulação, foram instalados no interior do reator dois eletrodos cilíndricos (ânodo e cátodo), sendo o cátodo e o ânodo separados entre si por aproximadamente 5,00 cm. O ânodo, responsável por liberar as partículas de alumínio no sistema, foi posicionado próximo à parede interna do reator. Para não prejudicar a hidrodinâmica do reator e facilitar a circulação do licor misto, a placa de alumínio utilizada como anodo foi previamente perfurada, garantindo assim uma superfície vazada de aproximadamente 46%. O cátodo por sua vez, era constituído de uma tela de aço inoxidável e alocado internamente ao ânodo.

Ambos os eletrodos estavam conectados a uma fonte de corrente contínua com tensão variável entre 0 V e 12 V, o que permitiu o controle da densidade de corrente de acordo com a necessidade de cada estratégia.

Para a alimentação do sistema e retirada do permeado foram utilizadas duas bombas peristálticas (Watson Marlon, 523S), permitindo assim regular com precisão a vazão de entrada e saída do reator. O oxigênio foi difundido no licor misto por meio de difusores de ar conectados a um soprador de ar (Gardner Denver LP 80 HN). Os difusores foram alocados sob o cátodo e o ânodo visando a minimização da deposição de sólidos nessas unidades.

Para o monitoramento da pressão transmembrana (PTM) foi instalado um sensor de pressão na tubulação de saída do permeado. Este sensor foi conectado à um vacuômetro digital (VDR 920), permitindo o acompanhamento em tempo real da PTM.

A automação da operação do EBRM foi realizada por meio de um painel elétrico, controlado por temporizadores, para a aplicação da corrente de maneira intermitente e relés para o controle do nível do licor misto. A Figura 6 apresenta uma imagem frontal da unidade experimental utilizada na presente pesquisa.



Figura 6 - Unidade experimental utilizada na presente pesquisa.



Fonte: O Autor (2017)

A membrana utilizada para a filtração do licor misto é classificada como de ultrafiltração, sendo uma imagem desta membrana apresentada na Figura 7 e suas especificações apresentadas na Tabela 2.

Figura 7 - Imagens frontal (a) e lateral (b) do módulo de membranas.



Fonte: Adaptado de Belli (2015)

Tabela 2 – Especificações técnicas do módulo de membrana\*

Característica	Unidade	Especificação
Fabricante	--	Société Polymem
Material da Membrana	--	Polisulfona
Conformação	--	Fibra Oca
Número de fibras	--	72
Diâmetro dos poros	µm	0,08
Área filtrante	m <sup>2</sup>	0,09
Comprimento das fibras	cm	20
Comprimento do módulo	cm	25
Diâmetro externo das fibras	cm	2,52
Diametro interno das fibras	mm	1,40
Espaçamento entre as fibras	mm	2

\*Dados fornecidos pelo fabricante

### 3.2 OPERAÇÃO DO EBRM

Apesar do regime contínuo do EBRM, a filtração do licor misto era feita de maneira intermitente, sob regime de 9 min filtrando e 1 relaxando. Tal modalidade de filtração intermitente tem sido amplamente utilizada em biorreatores a membrana visando a minimização do processo de colmatção das membranas. (WU et al., 2008).

A operação do EBRM foi realizada durante os meses de novembro de 2016 a fevereiro de 2017, totalizando 101 dias de operação. Esta operação foi dividida em três estratégias, conforme descritas no item 3.2.1.

As condições operacionais adotadas para o EBRM são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Condições Operacionais Constantes do EBRM

Condições Operacionais		
Tempo de detenção hidráulica	Horas	40
Fluxo de permeado	L.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup>	4,72
Idade do lodo	Dias	30

Fonte: O Autor (2017)

O tempo de detenção hidráulica adotado foi de 40 horas, tendo por base os trabalhos de Konsowa et al. (2013) e Rondon et al. (2015) que também utilizaram BRMs aplicados ao tratamento de efluente têxtil. A idade do lodo foi mantida em 30 dias, sendo este valor próximo do ideal reportado por Jegatheesan et al. (2016) em sua revisão acerca de BRMs para tratamento de efluentes têxteis. O fluxo de permeado adotado está abaixo do recomendado pela literatura para tratamento de efluentes domésticos. Os valores recomendados estão entre 15 e 25 L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> (JUDD e JUDD, 2011). O efluente têxtil, no entanto, possui características que dificultam sua filtração, e por este motivo, Yun et al; (2006) e Feng et al. (2010) recomendam fluxos da ordem de 4,5 a 7,5 L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> para este tipo de efluente.

### 3.2.1 Estratégias de Operação

Durante a operação do EBRM foram adotadas três estratégias de operação, denominadas E-1, E-2 e E-3. Durante a estratégia E-1 não houve aplicação de corrente elétrica, portanto, o reator operou como um BRM convencional. Já durante as estratégias E-2 e E-3 fez-se uso do processo de eletrocoagulação, sob as densidade de corrente elétrica 10 e 15 A.m<sup>-2</sup> respectivamente. A Tabela 4 apresenta as condições da aplicação de corrente de cada estratégia.

Tabela 4 – Estratégias Operacionais.

Estratégias operacionais	Densidade de corrente	Regime de aplicação	Período experimental	Tempo experimental
E-1	0 A.m <sup>-2</sup>	-	De dia 1 até dia 29	29 Dias
E-2	10 A.m <sup>-2</sup>	6 ON/18 OFF	De dia 30 até dia 59	30 Dias
E-3	15 A.m <sup>-2</sup>	6 ON/18 OFF	De dia 60 até dia 101	42 Dias

Fonte: O Autor (2017)

A densidade de corrente e o modo de exposição aplicados neste estudo foram baseados em valores reportados para o tratamento efluentes domésticos, tendo em vista a inexistência na literatura de trabalhos de EBRM para efluente têxtil. Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2015) e Arian (2014) reportam que a densidade de corrente aplicada deve estar entre 5 e 20 A.m<sup>-2</sup> e o modo de exposição deve estar entre 5 ON/5 OFF e 5 ON/ 20 OFF para que haja boa eficiência com o mínimo gasto energético e de alumínio.

### 3.3 PARTIDA DO REATOR

#### 3.3.1 Inoculação do reator

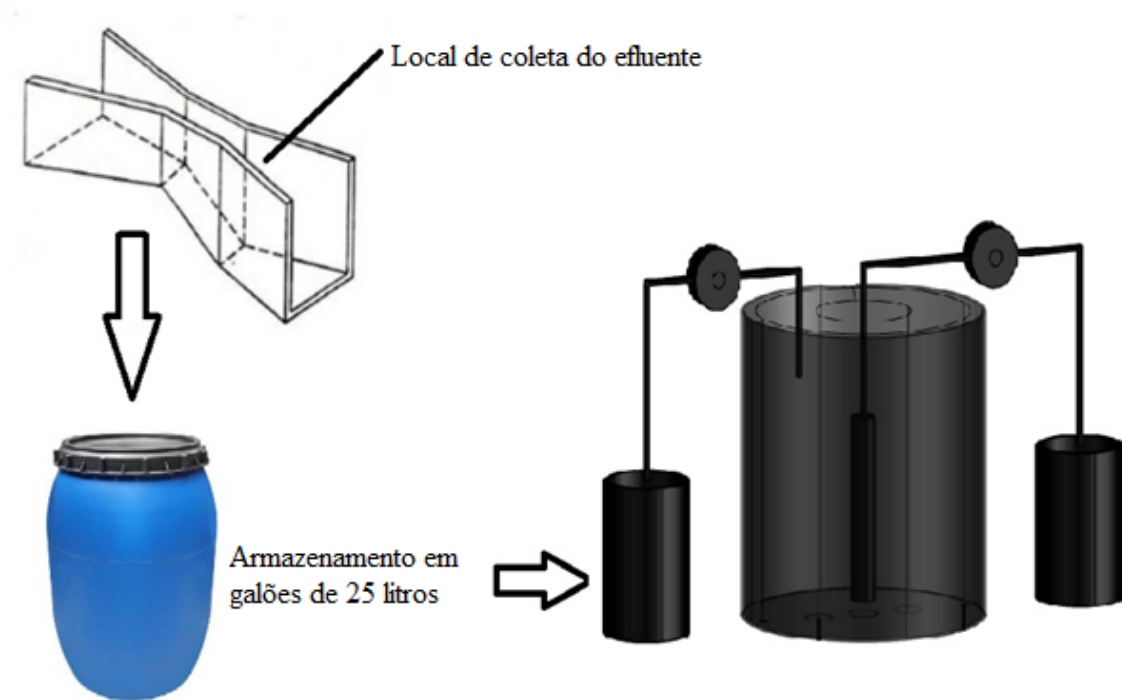
O EBRM foi inoculado com licor misto proveniente de um biorreator a membrana aplicado ao tratamento de efluente sanitário. Foram utilizados aproximadamente 5 litros deste licor misto no *start up* do reator. Após a transferência do licor misto para o reator, foi dada a partida do mesmo, adicionando o efluente a ser tratado até o preenchimento do reator.

#### 3.3.2 Alimentação do reator

O EBRM foi alimentado com efluente proveniente de uma indústria têxtil da região do Alto Vale do Itajaí. O efluente em questão era coletado junto a Calha Parshall da estação de tratamento de esgotos (ETE) da referida indústria e posteriormente armazenado em galões de 25 litros (Figura 8).

É importante mencionar que a montante da calha parshal o efluente em questão era submetido ao processo de pré-oxidação, a partir da aplicação de ozônio, visando a diminuição de sua toxicidade. Esta etapa de pré tratamento era fundamental para o bom funcionamento do posterior tratamento biológico utilizado na empresa.

Figura 8 – Procedimento de coleta do efluente da indústria têxtil.



Fonte: O Autor (2017)

A Tabela 5 apresenta a caracterização média de todas as 15 amostras do efluente têxtil coletado junto à indústria, em relação a cor, turbidez, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo.

Tabela 5 – Caracterização do efluente têxtil coletado junto a indústria.

Parâmetro	Concentração Média
Cor Verdadeira (mg Pt. L <sup>-1</sup> )	964,9
Turbidez (UNT)	340,0
DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	286
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	11,2
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	22,2

Fonte: O Autor (2017)

### 3.3.3 Controle da idade do lodo.

O controle da idade do lodo foi feito por meio do descarte diário de um determinado volume de lodo, o qual era removido do licor misto homogeneizado. Para determinar o volume de lodo a ser removido foi utilizada a Equação 8.

$$Idade\ do\ Lodo = \frac{Volume\ útil\ do\ reator}{Volume\ de\ descarte\ diário} = 30\ dias \quad 8$$

A partir da Equação 8, considerando-se o volume útil do reator de 17 litros, o volume a ser descartado diariamente era de 0,567 litros. Este descarte foi realizado a partir do trigésimo terceiro dia operacional.

### 3.3.4 Limpeza das membranas.

O fabricante do módulo de membranas recomenda a operação da mesma com um valor limite de PTM de 0,7 bar. Para que esse valor não fosse ultrapassado a membrana foi limpa sempre que a PTM se aproximou deste limite.

A limpeza da membrana foi feita externamente ao reator, sendo que durante o período em que a membrana estava sob o processo de limpeza um módulo reserva era utilizado para a filtração do licor misto.

O processo de limpeza da membrana era composto de uma pré lavagem com água destilada, seguida de imersão em hipoclorito de sódio (NaClO) na concentração de 200 ppm durante aproximadamente 2 horas. Após este processo, caso a membrana apresentasse incrustações, a mesma era submergida em uma solução de ácido cítrico com concentração de 20 g.L<sup>-1</sup>. Ao fim do processo de limpeza a membrana era lavada novamente com água destilada, com o objetivo de remover o composto em que foi submergida, em seguida a membrana era retornada ao reator.

## 3.4 MONITORAMENTO DO EBRM

O monitoramento do EBRM foi realizado com dois objetivos: (1) monitoramento do desempenho do EBRM no tratamento do efluente e (2) monitoramento da colmatação da membrana. Para atender ao primeiro objetivo, procedia-se a coleta das amostras em 3 pontos da unidade experimental: entrada (reservatório de efluente proveniente da indústria); reator (licor misto); e a saída (permeado). Posteriormente a coleta, as amostras eram analisadas no Laboratório de Química e de Microbiologia do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí e também no Laboratório de Reuso das Águas da Universidade Federal de Santa Catarina. O segundo objetivo, por sua vez, envolvia a acompanhamento dos valores da pressão

transmembrana, bem como a realização de ensaios de filtrabilidade de bancada com o licor misto do reator. A seguir são descritos em maiores detalhes a metodologia utilizada para atender aos objetivos mencionados.

### 3.4.1 Desempenho do EBRM

O desempenho do reator no tratamento do efluente têxtil foi monitorado a partir dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Pontos de amostragem e respectivos parâmetros analisados.

Pontos de amostragem	Parâmetros analisados
Entrada	DQO, COD, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , P <sub>total</sub> , Turbidez e Cor Verdadeira
Reator	DQO, COD, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , P <sub>total</sub> , SST, SSV, Turbidez e Cor Verdadeira
Saída	DQO, COD, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , P <sub>total</sub> , Turbidez e Cor Verdadeira

Fonte: O Autor (2017)

Cabe ressaltar que para a determinação dos valores de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e cor verdadeira as amostras da entrada e do reator foram previamente filtradas em uma membrana tamanho médio de poro de 0,45 µm, afim de eliminar possíveis compostos interferentes nas análises.

#### 3.4.1.1 DQO retida

A Demanda Química de Oxigênio retida refere-se à parcela da DQO que é retida pela membrana, neste caso, de ultrafiltração. Os valores de DQO retida foram calculados através da equação 9.

$$DQO_{retida} = DQO_{licor\ misto} - DQO_{permeado} \quad 9$$

### 3.4.2 Colmatação da membrana

A tabela 7 apresenta as análises realizadas para o monitoramento do potencial incrustante do licor misto, bem como as suas respectivas frequências.

Tabela 7 – Análises referentes ao potencial de incrustação do licor misto.

Análise	Frequência de análise
Índice volumétrico de lodo diluído (IVLD)	2 vezes por semana
Tempo de sucção capilar (CST)	2 vezes por semana
Índice de incrustação da Membrana (MFI)	1 vez por semana
Microscopia óptica	1 vez por semana
Exopolímeros transparentes (TEP)	1 vez por semana

Fonte: O Autor (2017)

#### 3.4.2.1 Índice volumétrico de lodo diluído (IVLD)

O índice volumétrico de lodo é um parâmetro amplamente utilizado no monitoramento de decantadores secundários, com o objetivo de avaliar a sedimentabilidade do licor misto. Porém, ele também pode ser empregado como análise auxiliar na avaliação do potencial de incrustação do licor misto, para monitoramento de biorreatores à membrana (BELLI, 2015).

Para que se possa realizar o IVL sem diluição, o volume máximo em que se encontram os sólidos deve ser de 200 ml, porém, durante parte do período experimental, este valor foi superado, a partir deste momento a análise utilizada foi o IVL diluído, descrito por Jenkins *et al* (2003). A análise consiste em diluir o licor misto no permeado do próprio reator, sendo a diluição realizada de modo a garantir que o volume máximo de lodo sedimentado após 30 minutos seja menor que 200 ml.

#### 3.4.2.2 Tempo de sucção capilar (CST)

O tempo de sucção capilar (CST) foi originalmente desenvolvido para avaliar a resistência de lodos ativados ao desaguamento, porém, mais recentemente, como reportam De La Torre e Drews (2008) esta análise vem sendo utilizada como auxiliar na avaliação da filtrabilidade de licores mistos de BRMs, sendo que, via de regra, quanto maior o valor do CST



maior a resistência a filtração pela membrana e mais intenso é o processo de colmatação da mesma.

A metodologia utilizada para a determinação do CST do licor misto do EBRM foi descrita por APHA (1998), nomeada como APHA 2010G, sendo utilizado um aparelho padrão CST, modelo 304 da fabricante Triton Electronics Ltd.

O ensaio consiste em retirar uma amostra do licor misto homogeneizado e verte-la no reservatório localizado no centro do equipamento. A amostra percorre então o papel filtro de maneira radial, sendo que quando a mesma ultrapassa o R1, o cronômetro do equipamento inicia a contagem e quando ela ultrapassa o R2 a contagem é encerrada e obtém-se o CST.

#### 3.4.2.3 Índice de Incrustação da Membrana (MFI)

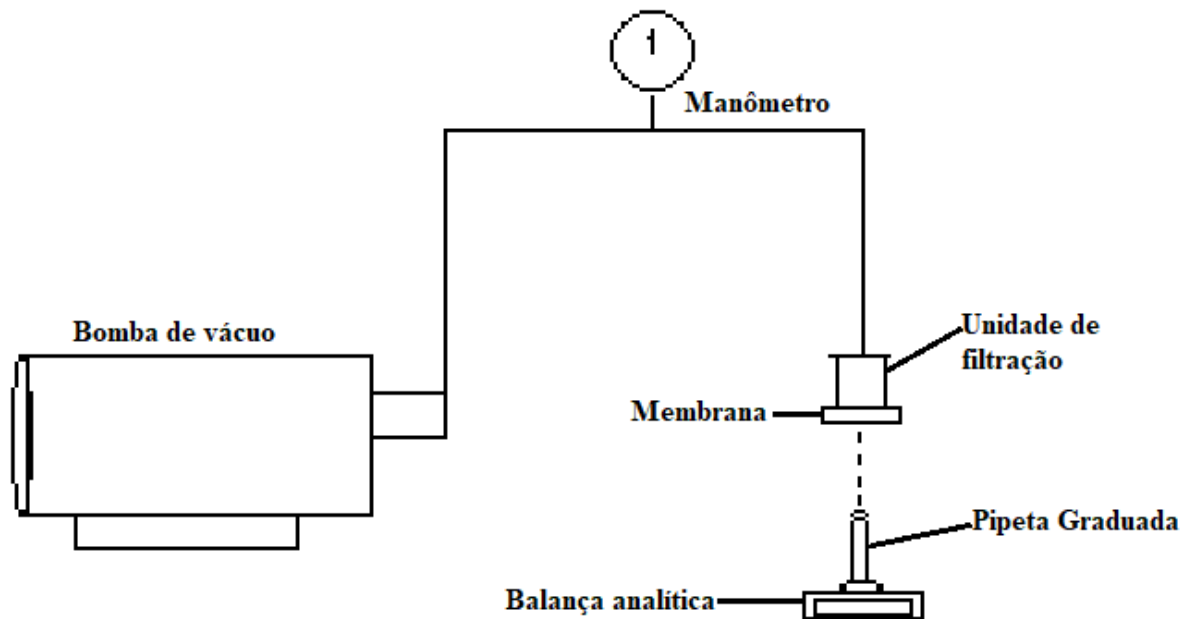
O índice de Incrustação da Membrana é um ensaio de filtração frontal, que visa avaliar a filtrabilidade do licor misto. O referido índice foi desenvolvido por Schippers e Verdouw (1980) e baseia-se na aderência superficial das partículas retidas durante a filtração do licor misto.

Nesta pesquisa o MFI foi determinado para o licor misto do EBRM e para o sobrenadante gerado a partir deste licor misto após uma centrifugação a 5000 RPM durante 10 minutos. O objetivo da análise do sobrenadante é verificar a diferença do potencial incrustante do licor misto com presença ( $MFI_{\text{Licor misto}}$ ) e ausência ( $MFI_{\text{Centrifugado}}$ ) de sólidos suspensos.

Para realizar os ensaios de bancada foi utilizado o aparato experimental apresentado na Figura 9. O ensaio consistiu em preencher um reservatório de acrílico de uma unidade de filtração de bancada com capacidade de 250 ml com o licor misto (ou o licor misto centrifugado). Após o preenchimento da unidade com licor misto, este era filtrado por uma membrana plana de acetato de celulose com diâmetro nominal de poro de 0,2 micrômetros.

O processo de filtração era mantido por 20 minutos a uma pressão constante de 0,167 bar, mantida por uma bomba de vácuo. Para monitoramento do fluxo de permeado utilizou-se de uma balança analítica, a qual era posicionada sob a unidade de filtração para coletar o líquido proveniente da unidade de filtração. A massa observada na balança era anotada a cada 30 segundos, esta massa foi convertida em volume e com a razão entre o tempo e o volume filtrado obtém-se o fluxo de filtração ao longo do tempo do ensaio.

Figura 9 – Representação esquemática do equipamento utilizado para determinação do MFI.



Fonte: O Autor (2017)

Para se obter o valor do MFI foram plotados gráficos, nos quais a relação tempo sobre volume ( $t/V$ ) é plotada contra o volume, sendo o tempo em segundos e o volume em mL (Equação 10). Da parte retilínea destes gráficos retira-se o coeficiente angular, o qual é denominado MFI (SCHIPPERS e VERDOUW, 1980).

$$\text{MFI} = \frac{t/V}{V} \quad 10$$

#### 3.4.2.4 Microscopia Óptica

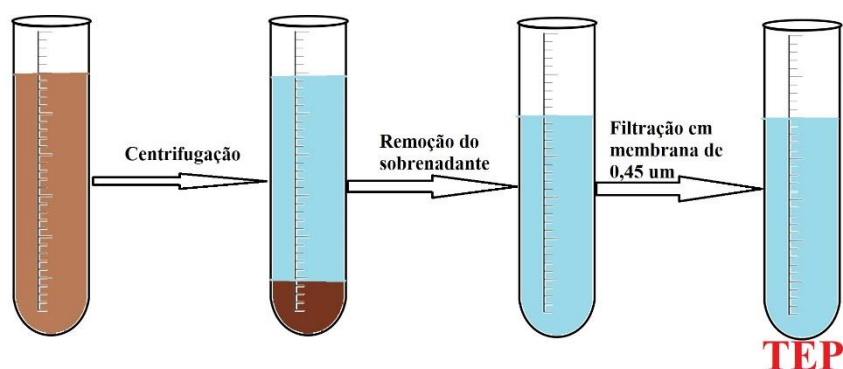
A microscopia óptica foi feita com periodicidade no mínimo semanal. Esta análise consiste na coleta de uma pequena amostra do licor misto do EBRM homogeneizado, sendo esta transferida para uma lâmina, que posteriormente é coberta por uma lamínula. A amostra é, em seguida, posicionada no microscópio óptico (L 1000 B), que possui aumento de 10 a 100 vezes, permitindo observar características dos flocos e microorganismos de maior dimensão, como rotíferos e bactérias filamentosas, por exemplo.

### 3.4.2.5 Exopolímeros Transparentes (TEP)

Os exopolímeros transparentes são uma fração ácida dos polissacarídeos, em sua maioria pegajosos, o que os torna indicadores importantes de colmatação (DE LA TORRE, 2008)

A separação dos exopolímeros transparentes é semelhante ao processo de obtenção do Produto Microbiano Solúvel, pois, as TEP são uma fração do SMP. A extração de SMP foi realizada neste trabalho conforme estudos anteriores realizados no Laboratório de Reuso de Águas da Universidade Federal de Santa Catarina e pode ser observado na Figura 10 (BELLI, 2015; CECATO, 2015).

Figura 10 – Procedimento para extração de Exopolímeros Transparentes.



Fonte: O Autor (2017)

O procedimento consiste na coleta de 4 tubos de ensaio de licor misto homogeneizado, sendo o procedimento da Figura 10 a representação de um dos 4 tubos. Os tubos são submetidos a centrifugados à 5000 RPM durante 10 minutos. Após a centrifugação o sobrenadante é retirado com o uso de uma pipeta. Este sobrenadante é filtrado em uma membrana de 0,45 micrometros. Esta amostra é reservada para posterior análise de TEP.

A análise dos exopolímeros transparentes foi desenvolvida por De La Torre (2008) e consiste na adição de 0,055% (m/v) de corante azul ciano e 4,5 mL de solução tampão de acetado na concentração de 0,2 mol.L<sup>-1</sup> à amostra. Esta amostra é agitada por um minuto e posteriormente centrifugada por 10 minutos. Após este procedimento a absorbância da amostra é lida por um espectrofotômetro (HACK 5000) em um comprimento de onda de 602 nm.

### 3.4.3 Métodos analíticos

Os demais parâmetros monitorados e seus respectivos métodos analíticos são apresentados na Tabela 8, bem como a frequência de monitoramento

Tabela 8 - Métodos de análise e frequência de amostragem dos diferentes parâmetros avaliados.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método de Análise</b>	<b>Frequência</b>
DQO	Método colorimétrico de refluxo fechado, utilizando Kit Hach (método 8000) e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR5000.	Semanal
Fósforo Total	Método colorimétrico, utilizando Kit Hach e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR5000.	Semanal
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Método colorimétrico, utilizando Kit Hach e leitura em espectrofotômetro Hach modelo DR5000.	Semanal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Leitura direta em cromatógrafo Dionex	Semanal
Série de sólidos	Método Gravimétrico	2 vezes por semana
Cor Verdadeira	Filtração em membrana de 0,45 µm seguido de leitura em espectrofotômetro (λ=600nm) Hach modelo DR5000.	Semanal
Pressão Trans Membrana	Vacuômetro VDR 920	Diariamente
Densidade de corrente	Multímetro Digital (Power DT-830B).	Continuamente

Fonte: O Autor (2017)

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

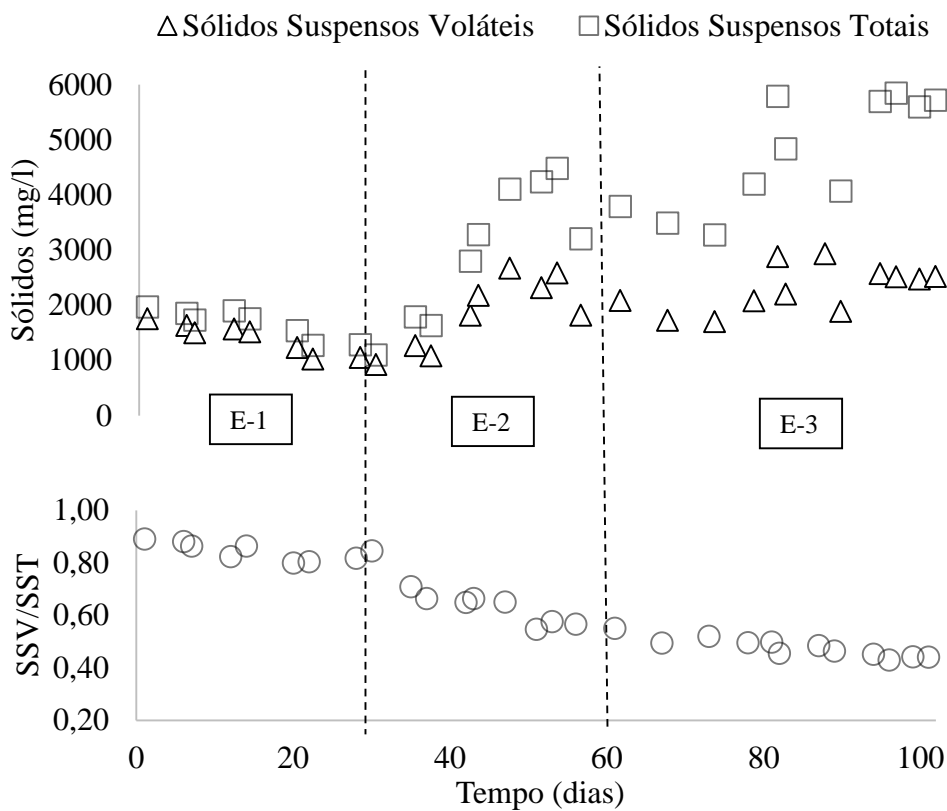
A apresentação dos resultados obtidos a partir da presente pesquisa é dividida em duas seções. A seção 4.1 disserta sobre os parâmetros relacionados ao desempenho do EBRM, sendo eles, remoção de cor, DQO, nitrogênio, fósforo e série de sólidos. A seção 4.2 discorre acerca dos parâmetros referentes a colmatação da membrana, os quais são, pressão transmembrana, velocidade de colmatação da membrana, tempo de sucção capilar, microscopia óptica, exopolímeros transparentes, índice volumétrico de lodo e índice de incrustação da membrana.

### **4.1 DESEMPENHO DO EBRM**

#### **4.1.1 Série de Sólidos**

Na Figura 11 são apresentadas as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no licor misto do EBRM observadas ao longo do período operacional.

Figura 11 – Teor de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e relação SSV/SST em cada uma das estratégia testadas.



Fonte: O Autor (2017)

Observa-se que a concentração de sólidos em suspensão no EBRM apresenta uma tendência de decaimento durante o período relativo à estratégia E-1, atingindo um teor de SST de  $1055 \text{ mg L}^{-1}$  no dia operacional 28. Por outro lado, com o aplicação da corrente elétrica, nota-se que a concentração de biomassa tende a aumentar no EBRM, apresentando ao final das estratégias E-2 e E-3 valores de SSV de 1820 e  $2525 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente. Tais resultados indicam que a utilização da eletrocoagulação favoreceu o crescimento da biomassa no reator. Acredita-se que tal comportamento esteja relacionado ao fenômeno conhecido como eletrobioestimulação, ainda não muito estudado, porém também reportado por Zeyoudi et. al.(2015), que demonstraram em sua pesquisa um aumento na concentração de sólidos com aplicação de baixas densidades de corrente. Ressalta-se que há a necessidade de maiores estudos acerca deste comportamento, para que se possa compreender melhor as razões desta ocorrência e os limites de corrente para que isto ocorra.

É possível observar também que a relação SSV/SST decaiu ao longo da operação do reator, apresentando valores médios de 0,84, 0,65 e 0,47 para as estratégias E-1, E-2 e E-3

respectivamente. Tal decaimento pode ser atribuído ao acréscimo de matéria inorgânica ao licor misto decorrente do processo de dissociação da placa de alumínio, durante a eletrocoagulação. Este mesmo comportamento foi observado por Bani-Melhem et al (2011) que ao avaliar o desempenho de um EBRM no tratamento de efluente doméstico notou que o reator obteve a concentração de 2100 a 3500 mg.L<sup>-1</sup> de SST sem a eletrocoagulação e uma relação SSV/SST entre 0,83 e 0,71. Com a adição da eletrocoagulação os valores de SST subiram para 2100 mg.L<sup>-1</sup> a 5000 mg.L<sup>-1</sup> e a relação SSV/SST permaneceu abaixo de 0,70. Tais valores indicam que o processo de eletrocoagulação pode alterar as características do licor misto, tornando, por consequência, o lodo excedente a ser descartado mais inorgânico. A adição do alumínio é benéfica por facilitar a remoção de vários compostos não biodegradáveis por precipitação ou complexação. No entanto, o excesso de alumínio pode inibir a atividade microbiana, logo, a densidade de corrente aplicada deve ser a mínima capaz de remover satisfatoriamente os compostos desejados (IBEID; ELEKTOROWICZ e OLESZKIEWICZ, 2013)

Na Tabela 9 é apresentada a taxa de produção de sólidos ( $P_x$ ) no EBRM para cada uma das estratégias testadas.

Tabela 9 - Taxa de crescimento da biomassa no EBRM

	SSV Inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV Final (mg.L <sup>-1</sup> )	Produção de Sólidos (mg.d <sup>-1</sup> )	SSV/SST
E-1	1755	930	-30	0,84
E-2	1270	1820	30	0,65
E-3	2090	2525	40	0,47

Fonte: O Autor (2017)

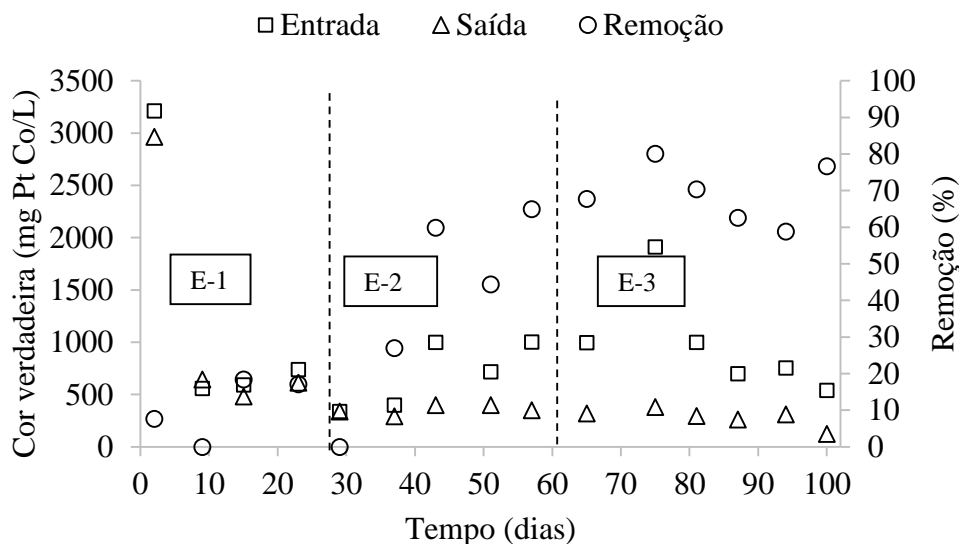
Nota-se que durante a primeira estratégia a produção de sólidos voláteis foi negativa, apresentando um valor de  $P_x$  de -30 mg.dia<sup>-1</sup>. Isto indica que o decaimento da biomassa nesse período em questão foi superior ao seu crescimento, conforme já evidenciado pelos valores de SSV reportados na Figura 10(a). Acredita-se que tal comportamento esteja associado a presença de compostos tóxicos no efluente têxtil, que prejudicaram por sua vez a metabolização de seu conteúdo orgânico durante os primeiros 30 dias de operação do EBRM, tal como reportado por Spangli et al. (2010). Por outro lado, durante a segunda e terceira estratégia os valores de  $P_x$  foram positivos, calculados em 30 mg.dia<sup>-1</sup> e 40 mg.dia<sup>-1</sup>, respectivamente. Este crescimento indica que a biomassa se adaptou melhor às novas condições do licor misto, o que possibilitou sua multiplicação. Guo et al. (2010) em seu estudo sobre a performance de um BRM com a

aplicação de diferentes tipos de coagulante reportam uma taxa de crescimento de  $33 \text{ mg.dia}^{-1}$  com a adição de cloreto férrico e  $0,24 \text{ mg.dia}^{-1}$  com a adição de policloreto de alumínio, o que demonstra que a aplicação de diferentes tipos e dosagens de coagulantes pode levar a diferentes taxas de crescimento da biomassa.

#### 4.1.2 Remoção de cor

Na Figura 12 são apresentados os valores da cor verdadeira do efluente têxtil (entrada) e do permeado do EBRM (saída), bem como a eficiência de remoção da mesma ao longo do período operacional.

Figura 12 – Valores de cor na entrada, saída e eficiência de remoção do EBRM.



Fonte: O Autor (2017)

Os valores de cor na entrada do reator referem-se ao efluente têxtil em sua forma bruta e, por este motivo, possuem grande variabilidade. Isso ocorre devida a grande variedade de corantes aplicados nos tecidos durante o seu beneficiamento, que são alterados de acordo com cada linha de produção.

Verificou-se que sem a ação da eletrocoagulação (E-1) a remoção de cor foi praticamente nula, com valores de cor na saída do reator muito próximos aos da entrada. Por outro lado, com a aplicação da eletrocoagulação (E-2 e E-3) o reator apresentou maior desempenho na remoção de cor, alcançando as eficiências médias de 50% e 69% na E-2 e E-3, respectivamente, correspondendo aos valores médios de cor no efluente tratado de 361 e 275



mg PtCo.L<sup>-1</sup>. É importante ressaltar que a legislação ambiental brasileira não estipula um valor limite para a cor em lançamento de efluentes. Contudo, a legislação CONAMA 357/2005 reporta o valor limite de 75 mg PtCo.L<sup>-1</sup> de cor para corpos hídricos de Classe 2 após a zona de mistura do efluente. Portanto, para que se pudesse lançar este efluente em mananciais desta classe, considerando que não há presença de cor no corpo receptor, seria necessário um manancial com vazão 3,8 e 2,7 vezes maior que a de efluente para E-2 e E-3 respectivamente.

A baixa remoção de cor na E-1 está relacionada a sua origem em efluentes têxteis, que é decorrente, em sua maioria, de corantes não biodegradáveis que se apresentam na forma dissolvida, dificultando assim sua remoção por membranas de ultrafiltração. Já, a notória melhora na remoção da cor observada nas E-2 e E-3 deveu-se aos processos de complexação das moléculas do corante com o alumínio fornecido pela eletrocoagulação e por sua posterior precipitação, permitindo que o corante, anteriormente dissolvido, passe a ser retido pela membrana de filtração (YAN et al; 2012).

Nota-se também que o melhor desempenho na remoção de cor observado na E-3 quando comparado a E-2 já era esperado, tendo em vista que o aumento da densidade de corrente proporciona maior adição de alumínio ao EBRM, aumentando portanto a taxa de coagulação. Nesse sentido, Pala (2002) em seu estudo sobre aplicação de coagulantes na remoção de cor de efluentes têxteis também reporta uma relação direta entre o aumento da dosagem de coagulante e a remoção de cor.

A complexação de corantes também é citada por Kuokkanen et al (2013), que em sua revisão sobre eletrocoagulação aplicada no tratamento de diferentes tipos de efluente citam estudos que atingiram remoção de cor de até 98% para o efluente têxtil. Segundo esses mesmo autores, essa maior remoção é resultado da dissociação da eletrocoagulação aos processos biológicos, que passam a permitir aplicação de altíssimas densidades de corrente, aumentando assim a taxa de complexação e precipitação dos corantes. Contudo, altas densidades de corrente devem ser evitadas, pois além de acarretarem na maior produção de lodo, alteram as características do mesmo, que passam a possuir altas concentrações de metal, podendo necessitar de tratamento e disposição final diferenciada do lodo biológico (KUOKKANEN et al., 2013; A PALA, 2002).

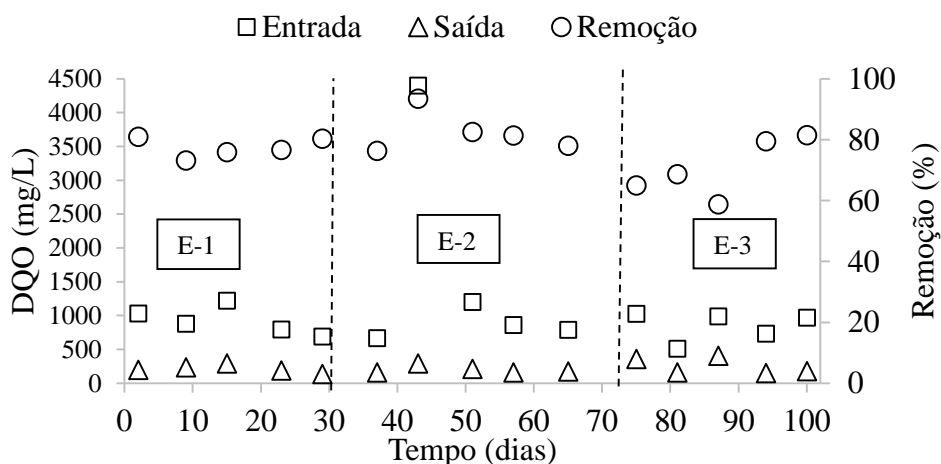
Apesar do uso da eletrocoagulação associada a processos biológicos ser uma tecnologia avançada, a remoção de cor no presente estudo não atinge eficiências superiores a 80%. Este fato é atribuído a extrema complexidade na remoção de corantes em efluentes têxteis (SPAGNI et al, 2010). Diversos estudos apontam que apesar do uso de diferentes tecnologias, os corantes são compostos de difícil remoção, com destaque para os processos de degradação biológicos,

que são ineficientes para esta finalidade, portanto, para alcançar maiores eficiências é recomendada a adoção de pós tratamentos com adsorventes ou ainda filtração em membranas de nanofiltração (ZHENG et al., 2013; YAN et al., 2012; JEGHATESAN et al; 2016).

#### 4.1.3 Remoção de DQO

A Figura 13 apresenta os resultados obtidos quanto a Demanda Química de Oxigênio (DQO) no efluente (entrada) e no permeado (saída), bem como as respectivas eficiências de remoção alcançadas.

Figura 13 – Demanda Química de Oxigênio na entrada e saída do EBRM e eficiência de remoção.



Fonte: O autor (2017)

Nota-se que há grande variabilidade na DQO de entrada, sendo o mínimo em torno de  $510 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e máximo próximo a  $4500 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Percebe-se também que a eficiência de remoção de DQO é elevada, apresentando valor médio de 77% na E-1, 83% na E-2 e 72% na E-3, com respectivos valores médios de DQO no permeado de  $213 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $198 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e  $239 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .

Apesar da variabilidade elevada dos valores de entrada, a saída permaneceu praticamente constante durante todas as estratégias, o que indica estabilidade do sistema frente às variações de carga de entrada. No entanto há um residual de DQO, mesmo com o tempo de detenção hidráulica alto, sendo este residual de aproximadamente  $220 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  em média. Isto ocorre devido à baixa biodegradabilidade de alguns compostos presentes no efluente têxtil,

advindos principalmente dos produtos químicos utilizados durante o beneficiamento do tecido (HUANG et al; 2009).

A aplicação de corrente elétrica é reportada por Tafti et al. (2015) como um potencializador da remoção de matéria orgânica. Esta afirmação é devido à capacidade da coagulação de fazer com que compostos de alto peso molecular estejam mais disponíveis para os microrganismos, facilitando sua degradação.

Um estudo sobre biorreatores a membrana para tratamento de efluente têxtil feito por Schoeberl et. al. (2005) teve uma remoção de DQO da ordem de 80%, sempre mantendo um residual de DQO, comportamento semelhante ao encontrado neste estudo. Já Qu et al. (2009), que estudou o desempenho de um BRM aplicado ao tratamento de efluente sintético composto majoritariamente por corantes, encontrou uma remoção de apenas 50% da DQO. Segundo o autor, sua baixa eficiência na remoção de DQO é devido à utilização de corantes não biodegradáveis como composição majoritária de seu efluente.

Em um estudo envolvendo um EBRM para tratamento de efluente doméstico Bani-Melhem e Elektorowicz (2011) encontraram remoções de DQO da ordem de 75% a 95%. Isto mostra que a tecnologia possui alto potencial de remoção da DQO, independentemente das características do efluente a ser tratado. Isto demonstra o alto potencial da tecnologia na remoção de DQO. Tal característica é proporcionada pela associação do tratamento biológico ao tratamento químico e à filtração por membranas, que conferem três possíveis rotas distintas de remoção da DQO.

#### *4.1.3.1 DQO retida*

A Tabela 10 apresenta os valores médios de remoção da DQO por meio da filtração por membranas em cada estratégia.

Tabela 10 - DQO retida em cada estratégia.

	E-1	E-2	E-3
Valor 1	80 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	0 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	24 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Valor 2	-38 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	10 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	40 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Valor 3	32 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	10 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Valor 4	20 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	10 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	392 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Valor 5			10 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Valor 6			58 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Média	24 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	68 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	89 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>

Fonte: O Autor (2017)

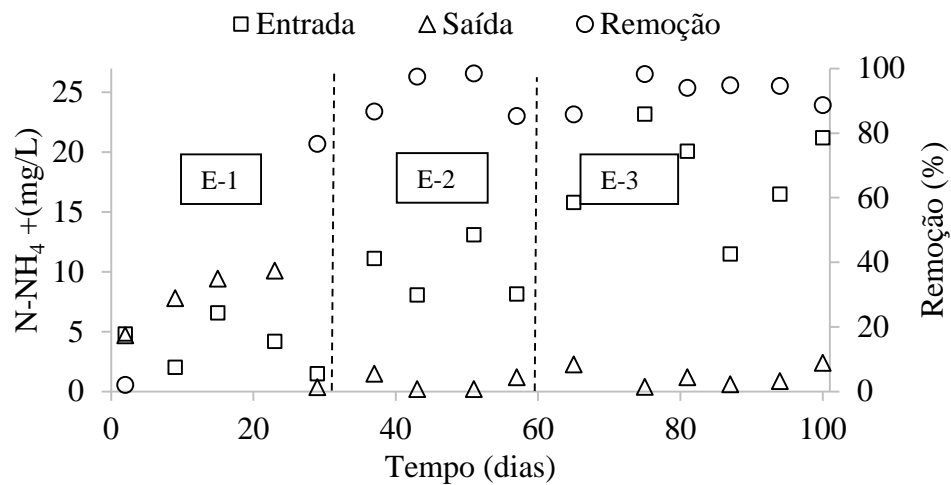
Nota-se que há um aumento da DQO retida da primeira para a terceira estratégia, e que a membrana possui papel significativo na remoção da DQO em todas as estratégias. A causa mais provável do aumento da retenção de DQO pelas membranas com a eletrocoagulação é que este processo aumenta o tamanho dos compostos, fazendo com que compostos que não seriam retidos pela membrana sem a coagulação passem a ser retidos, aumentando assim a importância e a eficiência do processo de filtração pela membrana (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICKZ, 2010)

Diversos outros estudos como o de Hua et. al. (2015) e Bani-melhem e Smith (2012) apontam a eletrocoagulação como um processo que neutraliza as cargas negativas dos íons presentes no efluente por meio da liberação de íons de alumínio, fazendo com que as partículas se aglutinem e aumentem de tamanho, o que corrobora para a melhoria na filtração por meio do aumento do tamanho das partículas. Este fator é bastante benéfico para o tratamento, devido ao aumento na retenção de DQO que ele pode proporcionar.

#### 4.1.4 Remoção de nitrogênio

Na figura 14 é apresentada a concentração de nitrogênio amoniacal na entrada e saída do reator, bem como sua eficiência de remoção durante todas as estratégias de operação.

Figura 14 - Nitrogênio amoniacal na entrada e saída do tratamento e eficiência de remoção.



Fonte: O Autor (2017)

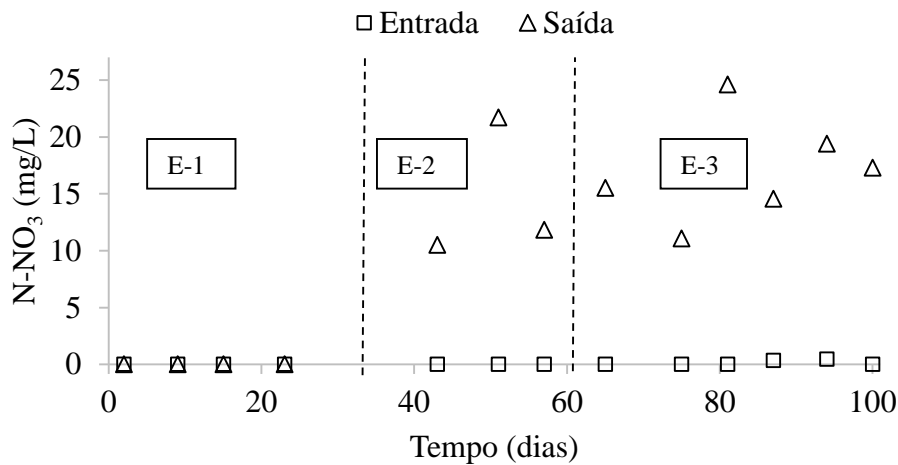
Nota-se que inicialmente há um acúmulo de nitrogênio amoniacal no EBRM, porém, após um período esta começa a ser removida do reator. Isto indica que inicialmente não existia nitrificação no tratamento, e que a mesma começou a ocorrer por volta do dia experimental 29, ou seja, no final da E-1. A partir do início da nitrificação há a remoção de amônia no sistema com alta eficiência, sendo que na segunda estratégia os valores são em média de 92%, já na E-3 o valor médio é de 91,63%.

O acúmulo inicial de nitrogênio amoniacal no EBRM pode ser devido à grande toxicidade do efluente. Esta toxicidade inibiu o crescimento das bactérias nitrificantes até certo período. Após o período de inibição as bactérias nitrificantes iniciaram a degradação da amônia, mantendo-se estáveis até o final do período experimental. Não se sabe qual composto causou esta inibição, pois, não foram feitas análises acerca das quantidades de metais e demais compostos inibidores presentes no efluente de entrada, porém, tem-se conhecimento de que diversos corantes possuem metais em sua composição, inclusive cobre, que é apontado por Aslan e Sozudogru (2017) como forte inibidor da atividade nitrificante.

A alta eficiência de nitrificação após o início da eletrocoagulação pode ser justificada pelo fenômeno da eletrobioestimulação, que faz com que as bactérias responsáveis pela oxidação da amônia sejam estimuladas, degradando maior quantidade do composto e aumentando assim a eficiência de remoção do mesmo (ZEYOUNDI et al; 2015)

A Figura 15 mostra a concentração de nitrato encontrada na entrada e na saída do reator, em todas as estratégias operacionais.

Figura 15 - Nitrato na entrada e saída do tratamento.



Fonte: O Autor (2017)

Nota-se que praticamente não há nitrato no efluente que entra no sistema, fator esperado devido à presença de nitrogênio reportada neste tipo de efluente ser majoritariamente amoniacal (BELTRAME, 2000).

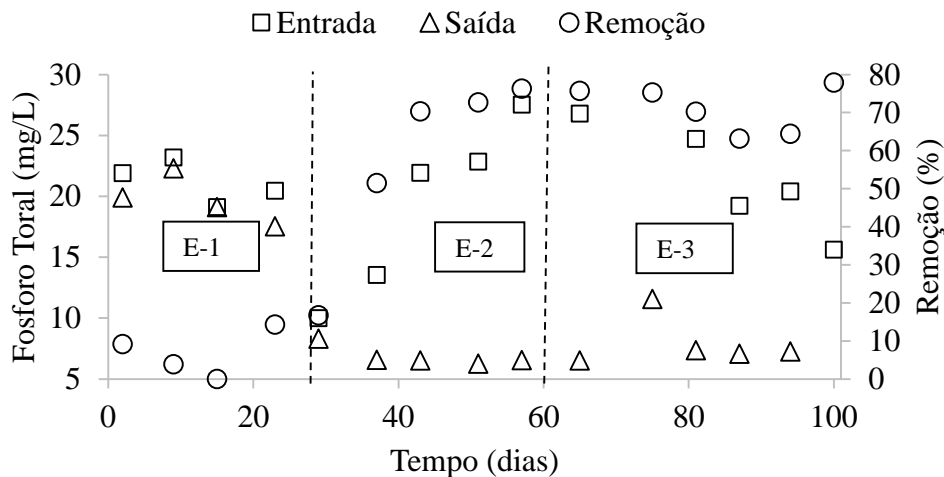
Observa-se também, que nos primeiros dias de experimento não há nitrato na saída do tratamento. Após este período o nitrato apresenta valores entre 10 e 25 mg.L<sup>-1</sup> na saída do tratamento. Como não há entrada de nitrato por meio do efluente, deduz-se que o nitrato na saída é produzido dentro do reator, na Figura 12 percebe-se que não há remoção de amônia durante os primeiros dias de experimento, ou seja, a amônia não era oxidada à nitrato, por este motivo não havia nitrato na saída do tratamento. Com o início da nitrificação (reportada pela remoção de amônia na Figura 13 ocorre a produção de nitrato e presença deste na saída do tratamento.

O nitrato não é removido em sistemas de tratamento aeróbio devido ao processo de desnitrificação ocorrer apenas em ambiente redutor. O ambiente ideal para remoção deste composto é o anóxico, no qual há a ausência de oxigênio e a presença do nitrato que se quer remover. Neste ambiente o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso e sai do sistema (VON SPERLING, 2014).

#### 4.1.5 Remoção de fósforo total

Na Figura 16 é apresentada a concentração de fósforo total na entrada e na saída do tratamento, assim como a eficiência de remoção observada ao longo dos dias operacionais.

Figura 16 - Fósforo total na entrada e saída do tratamento e eficiência de remoção.



Fonte: O Autor (2017)

Pode-se observar que há baixa remoção de fosfato durante a E-1, com média é de 9%, enquanto na E-2 a remoção média alcançada foi de 68%, na E-3 foi de 71%, havendo portanto um aumento significativo na remoção deste parâmetro com a aplicação da corrente elétrica.

Em relação ao fósforo total, a baixa eficiência quanto à remoção deste composto na E-1 era esperada, tendo em vista que nesta etapa o fósforo era removido apenas via síntese celular, o que representa usualmente valores entre 2 a 5% em massa de SSV (BELLI, 2015). Com o início da E-2, a remoção de fosforo aumentou para aproximadamente 67,7% em média, enquanto na terceira estratégia é de 71,08%, valores significativamente superiores à E-1. Tal aumento se justifica pelo fato da eletrocoagulação estimular remoção pelo processo químico, via precipitação deste nutriente. Esta estimulação ocorre por duas rotas principais, sendo estas a precipitação do fósforo por meio de sua reação com o hidróxido de alumínio, que torna o fósforo insolúvel e este composto é facilmente retido pela membrana e a deposição do composto no cátodo, que também o separa do licor misto, possibilitando sua remoção (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2011).

Em seu estudo Bani-Melhem e Elektorowicz (2011) aplicaram um eletrobiorreator a membrana para tratamento de efluente doméstico. Foi reportado neste estudo uma remoção de

fosforo crescente, partindo de valores próximos a 90% e chegando em 98% de remoção do composto. A diferença entre a remoção de fósforo dos dois estudos pode ser justificada pela densidade de corrente utilizada no estudo de Bani-Melhem e Elektorowicz (2011) ter sido significativamente mais alta, chegando até  $50A.m^{-2}$ . A densidade de corrente influencia diretamente na precipitação do fósforo porque é linearmente correspondente à liberação de alumínio por meio da eletrocoagulação. Apesar de poder haver um ganho de desempenho na remoção de fósforo deve-se atuar com cautela no aumento deste parâmetro, já que altas correntes podem prejudicar a atividade biológica podendo influenciar negativamente em outros aspectos do reator, como remoção da DQO (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013).

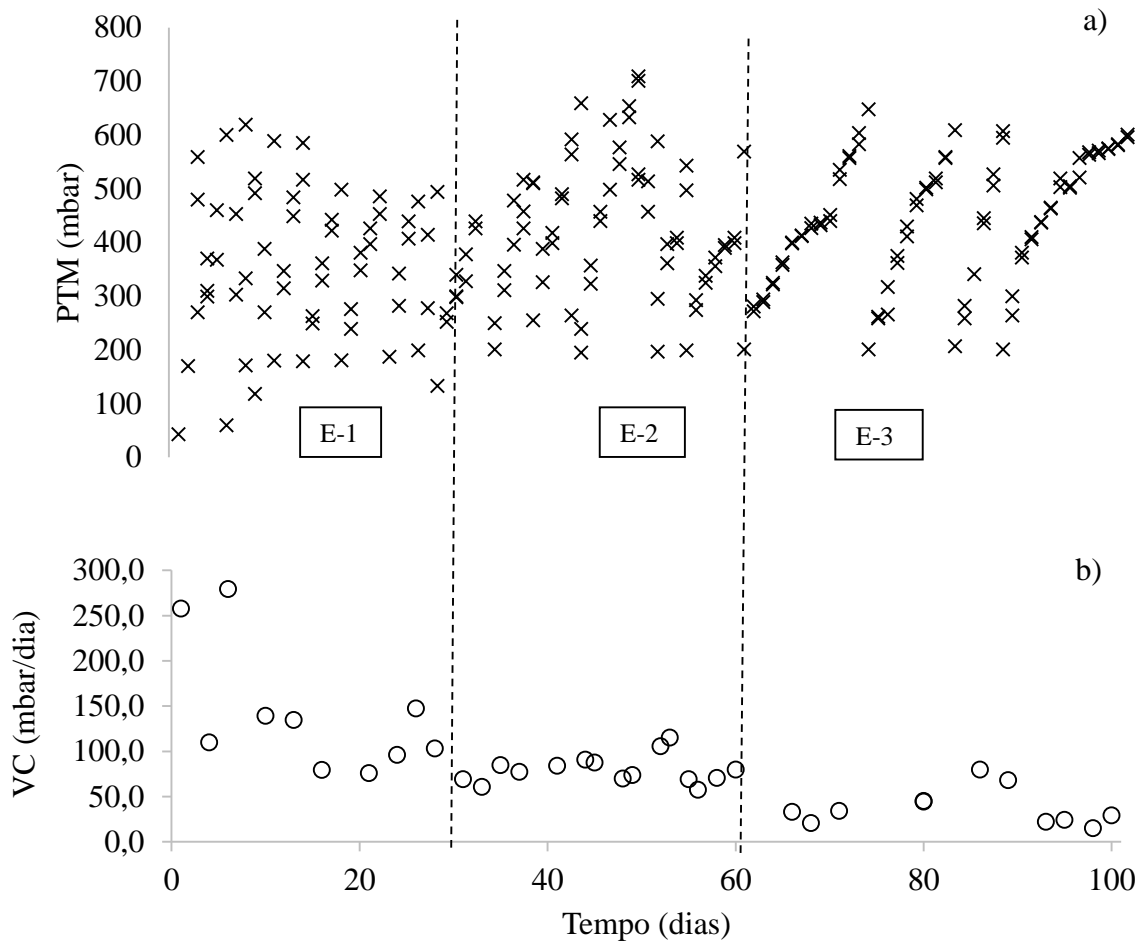
## 4.2 COLMATAÇÃO DA MEMBRANA

### 4.2.1 Velocidade de colmatação da membrana

A Figura 17 apresenta a pressão transmembrana velocidade de colmatação da membrana durante todo o período experimental.



Figura 17 – Pressão transmembrana (a) e velocidade de colmatação da membrana (b).



Fonte: O Autor (2017)

Observa-se que a colmatação da membrana apresenta uma tendência decrescente ao longo dos dias operacionais do reator. O valor médio da VC obtida durante a estratégia E-1 foi de  $142,52 \text{ mbar}\cdot\text{dia}^{-1}$ , enquanto na E-2 e E-3 os valores observados foram de  $80,7$  e  $43,85 \text{ mbar}\cdot\text{dia}^{-1}$ , respectivamente. Tais resultados indicam que a utilização da eletrocoagulação melhorou a filtrabilidade do licor misto, resultando em velocidades de colmatação  $43,38$  e  $69,23\%$  menores na estratégia E-2 e E-3, respectivamente, em comparação ao que foi observado na E-1.

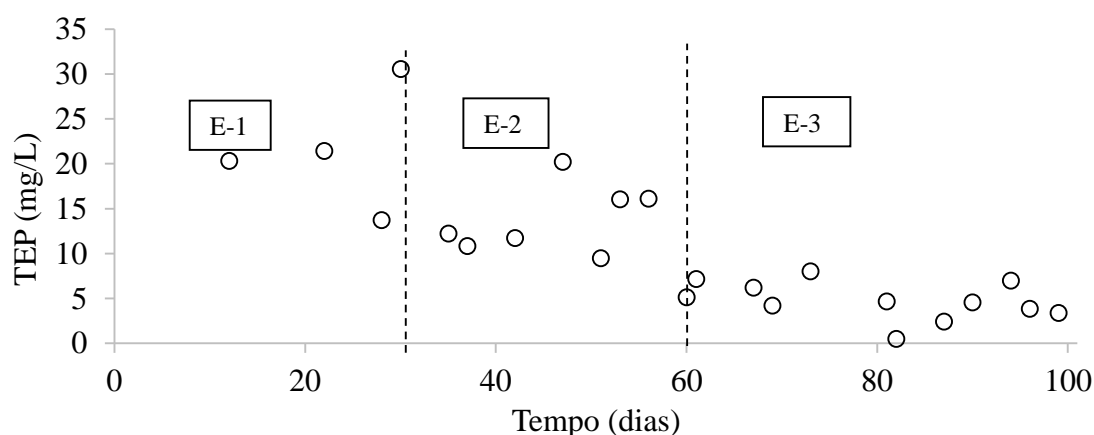
Outros estudos utilizando biorreatores à membrana para tratamento de efluentes têxteis também reportam significativa redução da colmatação das membranas com adição de coagulantes a base alumínio, tal como reportando no trabalho de Thanh, Dan e Binh (2012). Tais autores verificaram uma VC de quase  $50\%$  menor se comparado com o BRM sem adição de coagulante. Hai et al. (2008) atribuem tais resultados a diminuição da quantidade de

partículas dissolvidas no licor misto dos BRMs, bem como ao aumento do tamanho dos tamanhos dos flocos ocasionado pelo processo de coagulação. Jeghatesan et al. (2016) em sua revisão acerca de BRMs para tratamento de efluente têxtil reportam que a coagulação é um método de redução da colmatação com bons resultados. Dessa forma, o processo de coagulação convencional, ou mesmo o eletroquímico, conforme praticado nessa pesquisa, se apresenta como uma alternativa interessante quando se almeja otimizar o desempenho do tratamento ou minimizar o processo de colmatação das membranas.

#### 4.2.2 Exopolímeros Transparentes (TEP)

A Figura 18 apresenta as concentrações de exopolímeros transparentes (TEP) observadas ao longo da operação do EBRM.

Figura 18 – Concentração de exopolímeros transparentes (TEP) do licor misto.



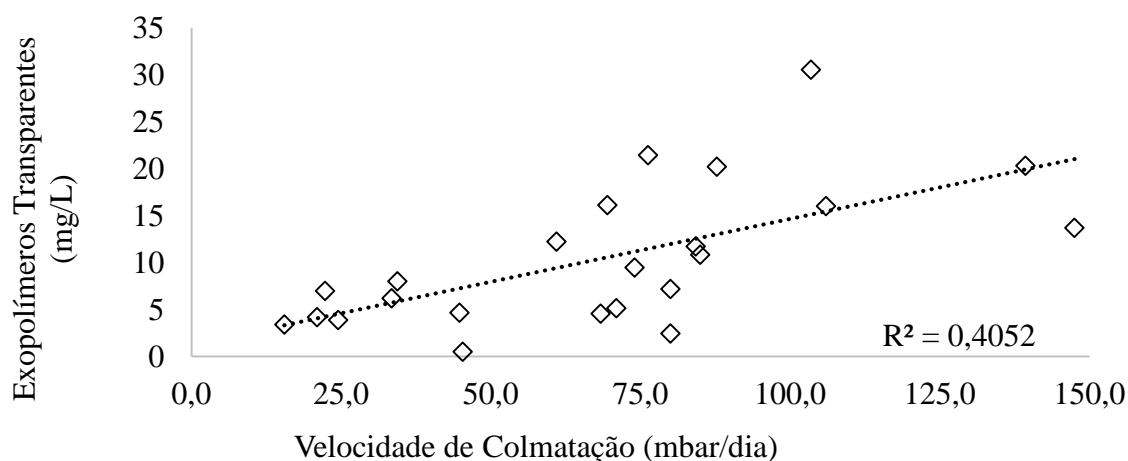
Fonte: O Autor (2017)

Observa-se que a concentração de TEP possui tendência decrescente ao longo dos dias operacionais do reator. O valor médio da concentração de TEP durante a E-1 foi de  $21,52 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto nas estratégias E-2 e E-3 os valores observados foram de  $12,73 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $4,74 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente. Tais resultados indicam que a utilização da eletrocoagulação diminuiu a concentração de TEP em 40,84% e 77,97% na E-2 e E-3, respectivamente, em comparação com o que foi observado na E-1. A redução dos valores de TEP com a implantação e aumento da dosagem de corrente é decorrente da capacidade de remoção de substâncias dissolvidas, incluindo os exopolímeros transparentes, do licor misto, por meio da eletrocoagulação (BANI MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2010).

A redução destas substâncias dissolvidas no licor misto, segundo De LaTorre et al (2008) é bastante benéfica para a redução da colmatação da membrana, já que em seu estudo foi encontrada uma forte correlação entre o aumento da concentração de TEP e a taxa de colmatação da membrana.

Já se sabe que o processo de *fouling* das membranas está diretamente ligado aos produtos microbianos solúveis, pois, existem vários estudos que relacionam estes parâmetros (DREWS, 2010; KIM; DEMPSEY, 2013). No entanto, o TEP foi amplamente estudado acerca de sua relação com a colmatação de membranas. Para avaliar a correlação entre o TEP e a colmatação da membrana foi elaborada uma regressão linear da entre a velocidade de colmatação e a concentração de exopolímeros transparentes no licor misto, a qual é apresentada na Figura 19.

Figura 19 – Relação entre a velocidade de colmatação e concentração de exopolímeros transparentes no reator.



Fonte: O Autor (2017)

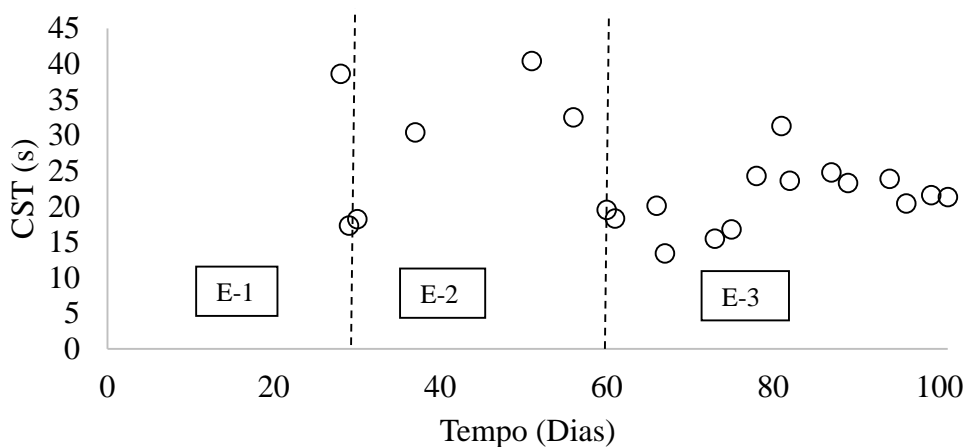
É perceptível que existe uma correlação significativa entre o aumento da concentração de TEP e o aumento da colmatação da membrana. A correlação destes parâmetros mostra que o TEP pode ser um importante agente na investigação de processos de colmatação de membranas, bem como pode desempenhar um papel nesta colmatação, que ainda não é completamente compreendido. Meng et al (2013) reportam em seu estudo acerca do *biofouling* e sua relação com o TEP que estas substâncias podem ter um papel fundamental na formação do *fouling*, com ênfase para o início da formação da torta, porém, afirmam também, que a compreensão total do papel dos exopolímeros transparentes para a colmatação de membranas

está distante de ser completamente compreendido. De LaTorre et al. (2008) corroboram com esta afirmação em seu estudo acerca da utilização do TEP como parâmetro de monitoramento para a colmatação de membranas, no qual apresenta a correlação da concentração de TEP no licor misto com diversos parâmetros de monitoramento da colmatação de membranas, e encontra um  $R^2$  de 0,46 para a correlação entre o decaimento do fluxo crítico e a concentração de TEP.

#### 4.2.3 Tempo de sucção capilar (CST)

O tempo de sucção capilar é um indicador popularmente utilizado para avaliar a facilidade de desaguamento do lodo em sistemas de lodos ativados, sendo utilizado também como parâmetro auxiliar na avaliação da colmatação de membranas. A Figura 20 apresenta os valores do tempo de sucção capilar do licor misto do EBRM durante o período experimental.

Figura 20 – Tempo de sucção capilar do licor misto.



Fonte: O Autor (2017)

Devido à baixa quantidade de análises durante as duas primeiras estratégias, não se pode afirmar se há diferença significativa entre o CST de cada estratégia, porém, nota-se que durante as duas primeiras estratégias valores extremos próximos a 40 s foram registrados, não sendo encontrados valores superiores a 32 s na terceira etapa. O valor médio do CST de todo o experimento foi de 23,6 s. Em um estudo avaliando o efeito da mudança de idade do lodo na performance de um biorreator à membrana para tratamento de efluente doméstico A Police et al. 2008 observaram CSTs entre 5 e 25 segundos. Já Cecato (2015) encontrou tempos de sucção capilar próximos a 50 s com a idade do lodo de 30 dias, com concentração de SST próxima a

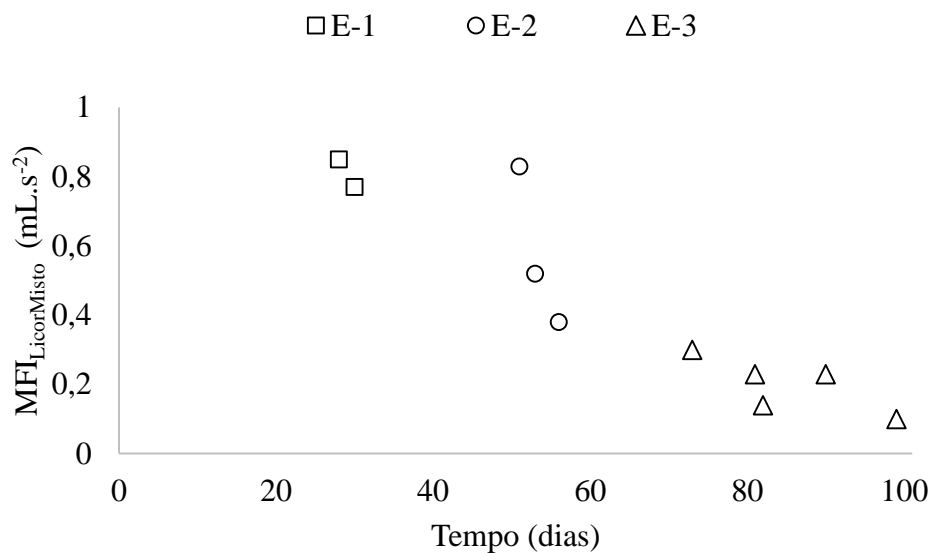
10 g.L<sup>-1</sup>, em seu estudo avaliando o desempenho de um EBRM para tratamento de efluentes domésticos. A diferença reportada entre o presente estudo e o de Cecato (2015) pode ser devido a maior concentração de SST, que produz uma maior resistência ao desaguamento do licor misto.

O CST é considerado um importante indicador da resistência do licor misto à filtração e vem sendo utilizado para avaliar os efeitos de mudanças no licor misto sobre a mesma (POLICE et al. 2008). Porém, neste estudo não foi possível observar uma relação direta deste parâmetro com a colmatação da membrana, devido principalmente ao baixo número de amostras durante as duas primeiras estratégias.

#### 4.2.4 Índice de Incrustação da Membrana (MFI)

A Figura 21 apresenta o índice de incrustação do licor misto de cada estratégia operacional.

Figura 21 – *Modified fouling index* do licor misto de cada estratégia operacional.



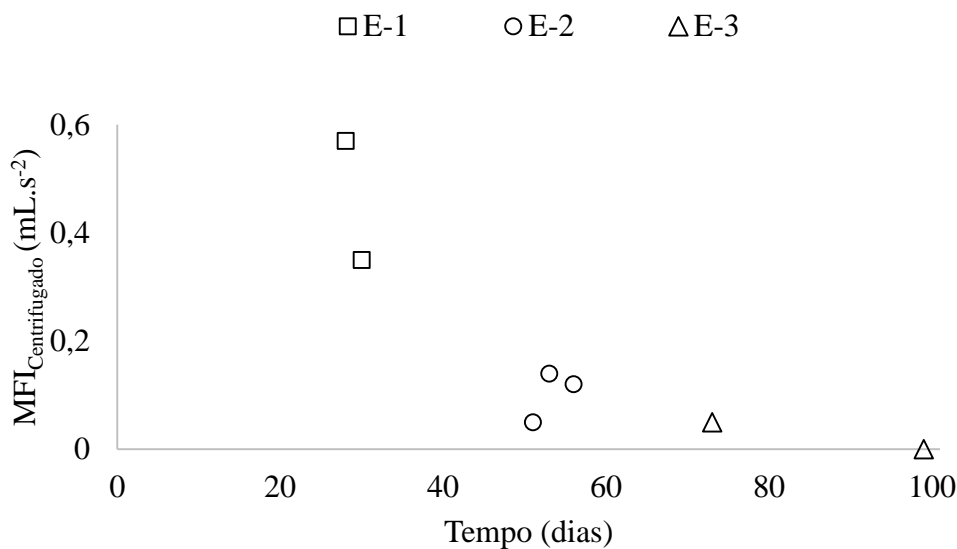
Fonte: O Autor (2017)

Durante a E-1, os valores de MFI foram próximos à 0,8 s.mL<sup>-2</sup>. Tal valor situa-se ligeiramente abaixo do reportado por Belli (2015), o qual obteve valores entre 1 e 2 mL.s<sup>-2</sup>, com a idade do lodo mantida em 40 dias. Este valor, ligeiramente menor, encontrado no presente estudo, pode ser devido à menor concentração de SST, porém, também pode ser proveniente de outras características do reator, como menor carga orgânica aplicada, dentre outras. Ressalta-

se que o valor de MFI encontrado na primeira etapa indica uma boa filtrabilidade do licor misto mesmo sem o auxílio da eletrocoagulação. Durante a E-2 o valor médio do  $MFI_{\text{LicorMisto}}$  foi de  $0,58 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-2}$ , o que indica uma melhoria significativa na filtrabilidade deste. Já na terceira estratégia, este valor é ainda menor, sendo a média de  $0,19 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-2}$ . Cecato (2015) em seu estudo acerca de EBRM aplicado ao tratamento de efluentes domésticos, com idade do lodo de 30 dias, reporta valores próximos a  $0,33 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-2}$ , o que corrobora para os valores encontrados neste estudo e indica que o EBRM tem um grande potencial na redução da colmatação de membranas, com variados tipos de efluente.

Além do MFI do licor misto, também foi analisado o MFI ausente de partícula de suspensão, ou seja o MFI centrifugado. A Figura 22 apresenta o índice de incrustação da membrana do centrifugado em cada estratégia operacional.

Figura 22 – Índice de incrustação da membrana do centrifugado em cada estratégia operacional.



Fonte: O Autor (2017)

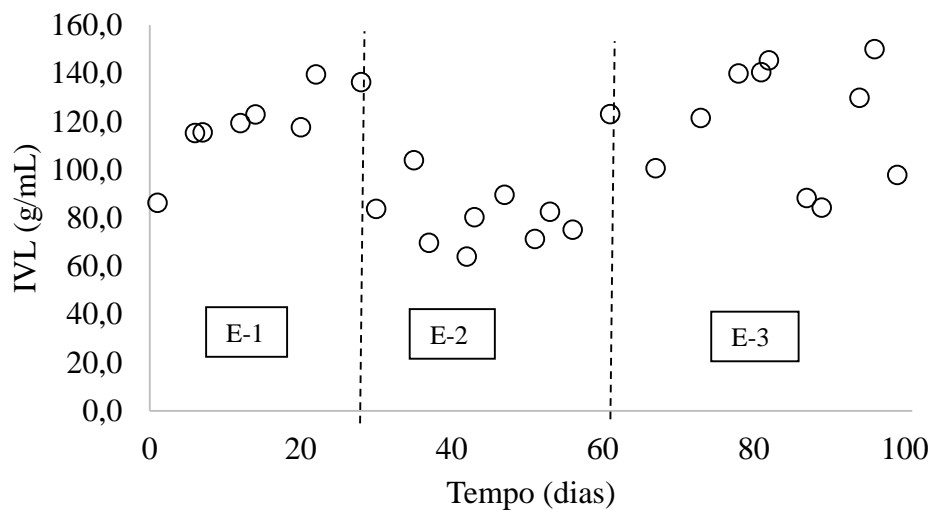
O MFI do centrifugado durante a primeira etapa ficou, na média, em  $0,46 \text{ L}\cdot\text{s}^{-2}$ . Este valor é semelhante ao reportado por Belli et al. (2015) em seu estudo sobre BRMs para tratamento de efluente doméstico, com idade do lodo de 40 dias. Após a aplicação de corrente elétrica há uma brusca diminuição dos valores do  $MFI_{\text{Centrifugado}}$ , sendo na E-2, o MFI obteve o valor médio de  $0,1 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-2}$ , e na E-3 foi muito próximo de  $0 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-2}$ . Esta mesma tendência foi observada por Cecato (2015), que apresentou valores da ordem de  $0,0002$  para o  $MFI_{\text{Centrifugado}}$  com idade do lodo de 30 dias. Estes valores indicam que após a centrifugação do licor misto, praticamente não há substâncias que colmatam a membrana. Isto é esperado devido à alta

capacidade de aglutinar partículas proporcionada pela eletrocoagulação (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2010)

#### 4.2.5 Índice volumétrico de lodo

A Figura 23 apresenta o índice volumétrico de lodo do licor misto em cada estratégia operacional.

Figura 23 – Índice volumétrico de lodo do licor misto do EBRM.



Fonte: O Autor (2017)

O valor médio do IVL durante a E-1 foi de  $119,1 \text{ g.mL}^{-1}$ , em média. Na segunda estratégia houve uma queda para  $80,6 \text{ g.mL}^{-1}$ , enquanto na E-3, o valor médio foi de  $120,1 \text{ g.mL}^{-1}$ . Estes dados mostram que a sedimentabilidade do licor misto foi semelhante na E-1 e E-3, porém, superior na E-2.

A principal hipótese para a piora do IVL da E-2 para a E-3 é a de que houve uma mudança nas características do licor misto pelo excesso de alumínio, que o tornou menos denso, este fenômeno ocorre com maior frequência no tratamento de água, quando há dosagem de alumínio em excesso e este tem dificuldade em sedimentar (DI BERNARDO, 2002).

Thanh et al. (2014) em um estudo acerca dos efeitos da coagulação em um BRM aplicado ao tratamento de efluente têxtil apontam valores de IVL próximos a  $140 \text{ g.mL}^{-1}$  para o BRM sem coagulação. Já para a coagulação com sulfato de alumínio, este valor está próximo de  $76 \text{ g.mL}^{-1}$ . Para coagulação com PAC os valores do IVL deste estudo ficaram próximos a

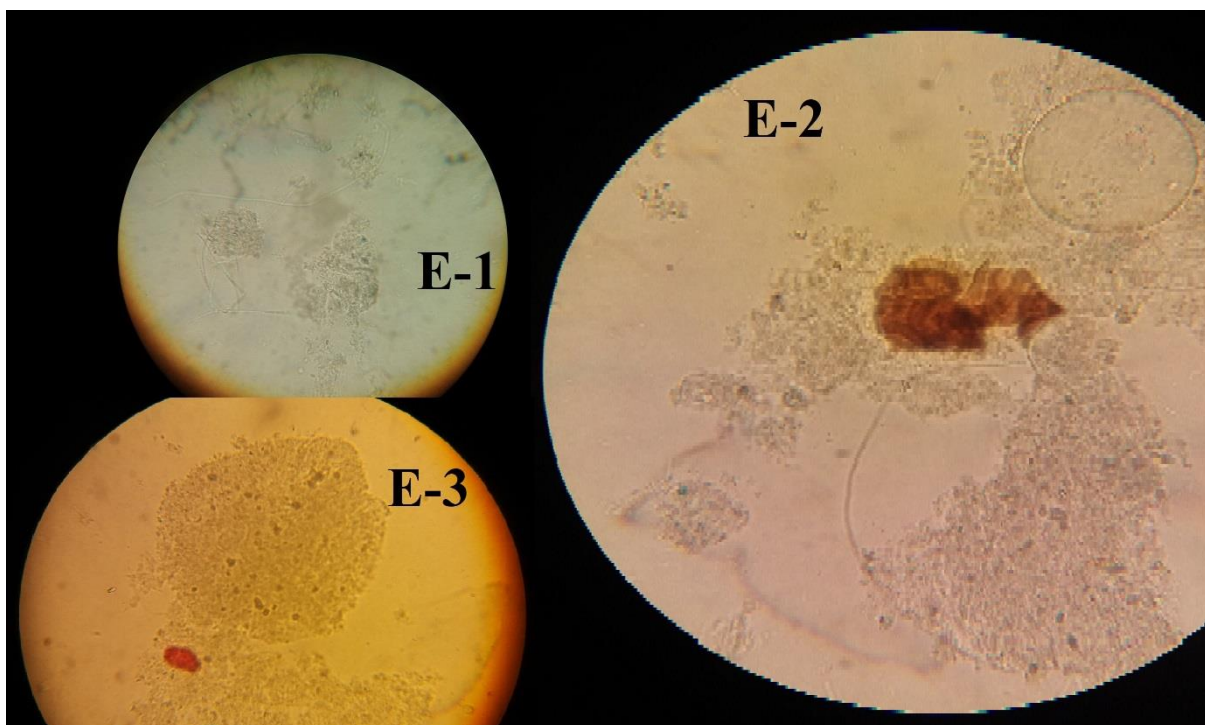
130 g.mL<sup>-1</sup>. Estes valores são próximos aos reportados no presente estudo e reforçam que a depender do tipo e dosagem de coagulante, podem haver variações no IVL.

De modo geral os valores reportados em todas as estratégias indicam um lodo passível de sedimentação, mas apenas durante a E-2 os valores estão dentro do ideal para este processo, que é reportado por Metcalf e Eddy (2016) como sendo aproximadamente 100 g.mL<sup>-1</sup>.

#### 4.2.6 Microscopia Óptica

A Figura 24 apresenta imagens de microscopias ópticas feitas com a lente de aumento de 100x em cada estratégia operacional

Figura 24 – Microscopia óptica do licor misto com aumento de 100x durante todas as estratégias operacionais.



Fonte: O Autor (2017)

Por meio desta análise, notou-se que durante a E-1 os flocos eram dispersos e com maiores quantidades de filamentosas em relação às outras etapas, no entanto, não caracterizando bulking filamentoso. Na segunda estratégia, com o início da eletrocoagulação o tamanho dos flocos aumentou significativamente. A tendência de crescimento do tamanho dos flocos se manteve da segunda para a terceira estratégia. O crescimento de flocos com a aplicação de corrente elétrica era esperado, pois, a eletrocoagulação faz com que haja hidróxido de alumínio



no meio, este composto tem alta área superficial e, por este motivo, agrega partículas, aumentando o tamanho destas (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2011). Por fim destaca-se que durante a E-3 os flocos aparentavam ser menos densos apesar de maiores, com presença de espaços vazios nestes, o que corrobora para a menor sedimentabilidade do lodo observada por meio do IVL nesta pesquisa.



## 5 CONCLUSÕES

Tendo como base os dados obtidos durante a operação e monitoramento do eletrobiorreator à membrana (EBRM), conclui-se que:

A remoção de DQO é elevada em todas as estratégias, porém, devido à característica recalcitrante do efluente há um residual de, em média 200 mg.L<sup>-1</sup>.

A amônia é removida satisfatoriamente do reator a partir do dia experimental 29, com eficiência acima de 90% após este período. O nitrato não foi satisfatoriamente removido do reator, este comportamento é esperado devido à ausência de ambiente redutor no EBRM.

A cor também não foi satisfatoriamente removida durante a E-1, sendo a média próxima a 5%. Durante a segunda estratégia este valor subiu para 50% e na terceira estratégia para 69,39%. Isto comprova que a aplicação do alumínio é eficiente na remoção de cor e que maiores densidades de corrente levam a maiores remoções deste parâmetro.

A remoção de fósforo sem eletrocoagulação é baixa, sendo em média 9%, e após a eletrocoagulação este valor aumenta para aproximadamente 70%. Este comportamento comprova a eficiência da precipitação química do fósforo que ocorre durante o período de aplicação da corrente elétrica.

A velocidade de colmatação da membrana diminui da primeira para a terceira estratégia, o que comprova a eficiência da aplicação da eletrocoagulação na minimização da colmatação da membrana.

Os valores de TEP se mostraram correlatos com a velocidade de colmatação da membrana. Isto significa que este parâmetro pode ser utilizado no monitoramento deste fenômeno e pode ainda ser um dos responsáveis pelo mesmo.

A microscopia óptica possibilitou uma melhor observação do comportamento do licor misto durante o monitoramento do reator, permitindo maior compreensão acerca dos dados obtidos em outras análises.

De maneira geral, o estudo pode demonstrar a aplicabilidade do eletrobiorreator a membrana no tratamento de efluentes têxteis, com satisfatória redução na colmatação e aumento na remoção de cor e fósforo, se comparado ao BRM. Porém, são necessários maiores estudos acerca de parâmetros operacionais como a idade do lodo e a dosagem e tempo de exposição da corrente elétrica com este tipo de efluente.

## 6 REFERÊNCIAS

ABIT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E CONFECÇÃO. **Indústria Têxtil e de Confecção Brasileira**. Brasília. ABIT, 2013, p.44.

ANDRADE, Laura Hamdan de. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso**. 2011. 231 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

A PALA,. Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives. **Water Research**, [s.l.], v. 36, n. 11, p.2920-2925, jun. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00529-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00529-2).

A POLLICE, et al. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 317, n. 1-2, p.65-70, 5 jun. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.051>.

ARIAN, Zohreh. **New configuration of submerged electro-bioreactor (SMEBR) for nutrient removal in water recovery**.2014. 105 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Concordia University, Montreal, 2014.

BADANI, Z. et al. Treatment of textile waste water by membrane bioreactor and reuse. **Desalination**, [s.l.], v. 185, n. 1-3, p.411-417, nov. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.088>.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Development of a novel submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR): Performance for fouling reduction. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 3298–3304, 2010.

BANI-MELHEM, Khalid; ELEKTOROWICZ, Maria. Performance of the submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) with iron electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 379, n. 1-2, p.434-439, set. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2011.06.017>.

Brik, M., Schoeberl, P., Chamam, B., Braun, R., Fuchs, W., 2006. Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor. **Process Biochem**. 41, 1751–1757.

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

BELTRAME, Leocadia Terezinha Cordeiro. **Caracterização de efluente têxtil e proposta de tratamento**. 2000. 179 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal,

Bui Xuan, T., Nguyen Phuoc, D., Nguyen Thanh, B., 2012. Fouling mitigation in a submerged membrane bioreactor treating dyeing and textile wastewater. **Desalination Water Treat.** 47 (1–3), 150–156.

CORREIA, Venceslau M.; STEPHENSON, Tom; JUDD, Simon J.. Characterisation of textile wastewaters - a review. **Environmental Technology**, [s.l.], v. 15, n. 10, p.917-929, out. 1994. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593339409385500>.

COSTA, Shirley; BERMAN, Debora; HABIB, Roseane Luz. **150 anos da indústria têxtil brasileira**. Rio de Janeiro: SenaiCetiq/Texto&Arte, 2000.

CECATO, Leonardo Dalri. **Avaliação da filtrabilidade e do potencial de incrustação do licor misto de um eletrobiorreator a membrana**. 2015. 74 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

LATORRE, T. de et al. Monitoring of transparent exopolymer particles (TEP) in a membrane bioreactor (MBR) and correlation with other fouling indicators. **Water Science & Technology**, [s.l.], v. 58, n. 10, p.1903-1909, nov. 2008. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2008.752>.

DI BERNARDO, Luiz; DI BERNARDO, Angela; CENTURIONE FILHO, Paulo Luiz. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2002

DREWS, Anja. Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 363, n. 1-2, p.1-28, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2010.06.046>.

EATON, Andrew D. Standard methods: for the examination of water & wastewater. 22st ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2012 xxxvii, [1272] p. ISBN 0875530478.

ELEKTOROWICZ, M.; ARIAN, Z.; IBEID, S. Submerged membrane electro-bioreactor for water recovery. **Monographs of the Environmental Engineering Committee**, v. 119, p. 93-98, 2014.

FUJITA, Renata Mayumi Lopes; JORENTE, Maria José. A Indústria Têxtil no Brasil: uma perspectiva histórica e cultural. **Moda Palavra**, Santa Catarina, v. 8, n. 1, p.153-174, jan. 2015. Semestral.

GUO, Wenshan et al. Effect of different flocculants on short-term performance of submerged membrane bioreactor. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 70, n. 3, p.274-279, 12 jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2009.10.003>.

HOLT, Peter K ; Barton, Geoffrey W ; Wark, Mary ; Mitchell, Cynthia A. Colloids and Surfaces A. **Physicochemical and Engineering Aspects**, 2002, Vol.211(2), pp.233-248

HUANG, R.R., Hoinkis, J., Hu, Q., Koch, F., 2009. Treatment of dyeing wastewater by hollow fiber membrane biological reactor. **Desalination Water Treat.** 11 (1–3), 288–293. Huang, Z., Ong,

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Modification of activated sludge properties caused by application of continuous and intermittent current. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 903-910, 2013

IBEID, Sharif; ELEKTOROWICZ, Maria; OLESZKIEWICZ, Jan A.. Electro-conditioning of activated sludge in a membrane electro-bioreactor for improved dewatering and reduced membrane fouling. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 494, p.136-142, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.07.051>.

IEMI; SINTEX. **Indústria Têxtil de Santa Catarina, Perspectivas e Desafios para o Crescimento**; 48 slides; 2015.

IORHEMEN, Oliver; HAMZA, Rania; TAY, Joo. Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling. **Membranes**, [s.l.], v. 6, n. 2, p.33-46, 15 jun. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/membranes6020033>.

JARUSUTTHIRAK, Chalor; AMY, Gary. Role of Soluble Microbial Products (SMP) in Membrane Fouling and Flux Decline. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.969-974, fev. 2006. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es050987a>.

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

JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G.T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. (2003) 190 pages, 3rd edition, IWA Publishers.

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

JUSTINO, Naiara Mottim. **Processo Foto-Fenton Solar Mediado Por Ferrioxalato (Feox/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Uv) Aplicado Ao Tratamento De Efluente Têxtil**. 2016. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

KIM, Hyun-chul; DEMPSEY, Brian A.. Membrane fouling due to alginate, SMP, EfOM, humic acid, and NOM. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 428, p.190-197, fev. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2012.11.004>.

KONSOWA, A.H., Eloffy, M.G., El-Taweel, Y.A., 2013. Treatment of dyeing wastewater using submerged membrane bioreactor. **Desalination Water Treat**. 51 (4–6), 1079–1090.

MENG, Shujuan et al. Transparent exopolymer particles (TEP) and their potential effect on membrane biofouling. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [s.l.], v. 97, n. 13, p.5705-5710, 24 maio 2013. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-013-4979-6>.

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

MOLLAH, M. Yousuf A ; Schennach, Robert ; Parga, Jose R ; Cocke, David L. Eletrocoagulation (EC) – Science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, 2001, Vol.84(1), pp.29-41

MOLLAH, M. Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.



PATWARDHAN, A. D. **Industrial Waste Water Treatment.**: Phi Learning, 2009.  
Falta local ([s.l.]

PEREIRA, Gislaine de Souza. **Materiais e processos têxteis.** Araranguá: Instituto Federal de Santa Catarina, 2009. 94 p.

ROBINSON, Tim et al. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 77, n. 3, p.247-255, maio 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524\(00\)00080-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(00)00080-8).

RONDON, H., El-Cheikh, W., Boluarte, I.A.R., Chang, C.Y., Bagshaw, S., Farago, L., Jegatheesan, V., Shu, L., 2015. Application of enhanced membrane bioreactor (eMBR) to treat dye wastewater. **Bioresour. Technol.** 183, 78–85.

SANT'ANNA JR., Geraldo Lippel. **Tratamento biológico de efluentes:** fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010 453 f.

SADDOUD, A., Ellouze, M., Dhouib, A., Sayadi, S., 2007. Anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater in Tunisia. **Desalination** 207, 205–215.

SCHIPPERS, J. C.; VERDOUW, J. The Modified Fouling Index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, v.32, p. 137–148, 1980.

SCHOEBERL, P., Brik, M., Bertoni, M., Braun, R., Fuchs, W., 2005. Optimization of operational parameters for a submerged membrane bioreactor treating dyehouse wastewater. **Sep. Purif. Technol.** 44, 61–68.

SONG, K.G., Kim, Y., Ahn, K.H., 2008. Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor. **Desalination** 221, 467–474.

SMOLLEN, Mayla. Dewaterability of municipal sludge 1: a comparative study of specific resistance to filtration and capillary suction time as dewaterability parameters. **Water Sa**, v. 3, n. 12, p.127-132, jul. 1986.

SPAGNI, Alessandro et al. Treatment of a simulated textile wastewater containing the azo-dye reactive orange 16 in an anaerobic-biofilm anoxic–aerobic membrane bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v. 64, n. 7, p.676-681, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.08.004>.

SPERLING, Marcos Von. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: UFMG- Escola de Biblioteconomia, 1995. 240 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias ; 1). ISBN (Broch.).

STEPHENSON, T.; JUDD, S.; JEFFERSON, B.; BRINDLE, K. **Membrane Bioreactors for wastewater treatment**. Londres: IWA publishing, p. 179, 2000.

TAFTI, Alireza Dehghani et al. Optimized coupling of an intermittent DC electric field with a membrane bioreactor for enhanced effluent quality and hindered membrane fouling. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 152, p.7-13, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.004>.

TAN, Liang et al. Aerobic decolorization, degradation and detoxification of azo dyes by a newly isolated salt-tolerant yeast *Scheffersomyces spartinae* TLHS-SF1. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 203, p.287-294, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.058>.

THANH, Bui Xuan; DAN, Nguyen Phuoc; BINH, Nguyen Thanh. Fouling mitigation in a submerged membrane bioreactor treating dyeing and textile wastewater. **Desalination And Water Treatment**, [s.l.], v. 47, n. 1-3, p.150-156, set. 2012. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2012.696799>.

WU, Jinling et al. Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling in membrane bioreactor. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 324, n. 1-2, p.26-32, 31 out. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2008.06.057>.

YAN, Z.S., Wang, S.H., Kang, X.K., Ma, Y., 2012. Enhanced removal of organics and phosphorus in a hybrid coagulation/membrane bioreactor (HCMBR) for real textile dyeing wastewater treatment. **Desalination Water Treat.** 47 (1–3), 249–257.

YUN, M.A., Yeon, K.M., Park, J.S., Lee, C.H., Chun, J., Lim, D.J., 2006. Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment. **Water Res.** 40, 45–52.

YURTSEVER, A., Sahinkaya, E., Aktas, O., Ucar, D., Cinar, O., Wang, Z., 2015. Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater. **Bioresour. Technol.** 192, 564–573.

YOU, S.J., Damodar, R.A., Hou, S.C., 2010. Degradation of Reactive Black 5 dye using anaerobic/aerobic membrane bioreactor (MBR) and photochemical membrane reactor. **J. Hazard. Mater.** 177 (1–3), 1112–1118.

ZHENG, Jinping et al. Color removal and COD reduction of biologically treated textile effluent through submerged filtration using hollow fiber nanofiltration membrane. **Desalination**, [s.l.], v. 314, p.89-95, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/1>