

**AVALIAÇÃO DA FILTRABILIDADE E DO POTENCIAL DE
INCRUSTAÇÃO DO LICOR MISTO DE UM
ELETROBIORREATOR A MEMBRANA**

Leonardo Dalri Cecato



Leonardo Dalri Cecato

**AVALIAÇÃO DA FILTRABILIDADE E DO POTENCIAL DE
INCRUSTAÇÃO DO LICOR MISTO DE UM
ELETROBIORREATOR A MEMBRANA**

Trabalho submetido à banca examinadora como parte dos requisitos para Conclusão do Curso em Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
Coorientador: Eng. André Aguiar Battistelli

Florianópolis
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Cecato, Leonardo Dalri

Avaliação da filtrabilidade e do potencial de incrustação do licor misto de um eletrobiorreator a membrana / Leonardo Dalri Cecato ; orientador, Flávio Rubens Lapolli ; coorientador, André Aguiar Battistelli. - Florianópolis, SC, 2016.

72 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

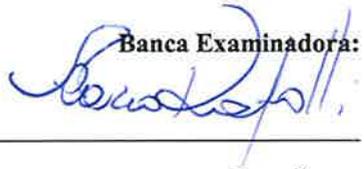
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Eletrobiorreator a membrana. 3. Eletrocoagulação. 4. Colmatação. 5. Potencial de Incrustação. I. Lapolli, Flávio Rubens. II. Battistelli, André Aguiar. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Leonardo Dalri Cecato

**AVALIAÇÃO DA FILTRABILIDADE E DO POTENCIAL DE
INCRUSTAÇÃO DO LICOR MISTO DE UM
ELETROBIORREATOR A MEMBRANA**

Trabalho submetido à banca examinadora como parte dos
requisitos para Conclusão do Curso em Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental – TCC II.

Banca Examinadora:



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof.ª Maria Eliza Nagel Hassemer, Drª
Universidade Federal de Santa Catarina



Rayra Emanuely Da Costa, Doutoranda
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis
2016

Dedico este trabalho aos meus pais,
Angelita e Renato, e aos meus avós,
Teresinha e Elyseu.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, aos meus pais, pelo amor, apoio e por todos os seus esforços para me propiciar a melhor educação possível e tudo o que eu sempre precisei.

Aos meus avós, pelo eterno carinho, aprendizado e lembranças inesquecíveis das minhas aventuras em Nova Trento.

Às pessoas que me trouxeram felicidade ao longo destes ótimos anos de graduação.

Ao Professor Lapolli, pela orientação neste TCC e em projetos passados, bem como por abrir portas para novos rumos do conhecimento dentro da Engenharia Sanitária e Ambiental.

Ao meu coorientador, André, pela parceria e disponibilidade infinita, independente do dia ou hora.

À Universidade Federal de Santa Catarina e à cidade de Florianópolis, por me acolher em um ambiente de simplicidade, liberdade e beleza natural.

RESUMO

Os EBRMs – Eletrobiorreatores a Membrana unem processos de degradação microbiana, filtração em membranas e fenômenos eletrocinéticos em um reator de câmara única, produzindo um efluente de alta qualidade. O principal gargalo desta tecnologia de tratamento de esgotos é caracterizado pela ocorrência da colmatação das membranas filtrantes, diminuindo o fluxo de permeado, gerando assim aumento dos custos de operação do sistema. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a filtrabilidade e o potencial de incrustação do licor misto de um eletrobiorreator a membrana tratando esgoto sanitário sob duas idades de lodo: 30 e 15 dias. O EBRM piloto estudado possuía volume útil de 16 litros, com módulo de membrana microfiltrante submerso, de área igual a 0,178 m², com cátodo de aço inoxidável e ânodo constituído de alumínio. A operação do reator se deu com uma densidade de corrente elétrica de 10 A/m², módulo de exposição seguindo 6 minutos ligado para 18 minutos desligado e período de filtração de 400 segundos, alternado com 60 segundos de relaxamento da membrana. O monitoramento do EBRM foi realizado 2 vezes por semana, ao longo de um mês, para cada idade de lodo estudada. Foi possível identificar resultados estatisticamente iguais para o $MFI_{licor\ misto}$ – Índice de Incrustação da Membrana, SMP – Produtos Microbianos Solúveis e resistências parciais, além de proximidade de valores para EPS – Substâncias Poliméricas extracelulares e RST – Resistência Específica da Torta, ao se comparar as idades de lodo avaliadas. Os valores de CST – Tempo de Sucção Capilar obtidos foram superiores para θ_c 30 dias, não estando associados à redução da filtrabilidade da membrana, sendo possível enquadrar o lodo como possuindo capacidade de desaguamento mecânico satisfatório. Os resultados encontrados indicam que a inclusão da eletrocoagulação levou à redução da ocorrência da colmatação, devido à similaridade de valores obtidos entre as idades de lodo estudadas, estando estes abaixo dos encontrados na literatura para BRMs – Biorreatores a membrana convencionais.

PALAVRAS CHAVE: ELETROBIORREATOR A MEMBRANA; ELETROCOAGULAÇÃO; COLMATAÇÃO; FILTRABILIDADE; POTENCIAL DE INCRUSTAÇÃO.

ABSTRACT

The SMEBR – Submerged Membrane Electro-bioreactor combine processes of microbial degradation, membrane filtration and electrokinetic phenomena in a single chamber reactor, producing a high quality effluent. The main bottleneck of this sewage treatment technology is characterized by the occurrence of fouling on the membranes, reducing the permeate flow, thus generating increased system operating costs. In this context, the objective of this work was to evaluate the filtrability and the fouling potential of the mixed liquor of a submerged membrane electro-bioreactor treating domestic sewage under two sludge ages: 30 and 15 days. The SMEBR pilot studied had a useful volume of 16 liters, with a submerged microfiltration membrane module, with an area equal to 0,178 m², with a stainless steel cathode and an anode made of aluminum. The operation of the reactor occurred with an electric current density of 10 A/m², exposure module following 6 minutes ON and 18 minutes OFF and filtration period of 400 seconds, alternated with 60 seconds of membrane relaxation. The monitoring of the SMEBR was performed twice a week, over a month, for each sludge age studied. It was possible to identify statistically equal results for MF_{mixed liquor} – Membrane Fouling Index, SMP – Soluble Microbial Products and partial resistances, as well as proximity values for EPS – Extracellular Polymeric Substances and SCR – Specific Cake Resistance, when comparing the sludge ages evaluated. The values of CST – Capillary Suction Time obtained were higher for 30 days, not being associated to the reduction of membrane filtrability, and also being possible to fit the sludge as having satisfactory mechanical dewatering capacity. The results indicate that the inclusion of the electrocoagulation led to a reduction in the occurrence of fouling, due to the similarity of values obtained between the sludge ages studied, being these lower than those found in the literature for MBR – conventional membrane bioreactors.

KEY WORDS: SUBMERGED MEMBRANE ELETRO-
BIOREACTOR; ELETROCOAGULATION; FOULING;
FILTERABILITY; FOULING POTENTIAL.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Funcionamento de uma membrana filtrante.....	28
Figura 2 – Limpeza física e química e o seu resultado em uma membrana.	31
Figura 3 – Métodos de limpeza de uma membrana.....	32
Figura 5 – Conformidades de BRMs de módulo externo e módulo submerso.	35
Figura 5 – Representação simplificada de um EBRM.	38
Figura 6 – Representação gráfica do EBRM.....	41
Figura 7 – Imagem real do EBRM.	42
Figura 8 – Representação gráfica da vista superior do EBRM.....	42
Figura 9 – Imagem real da vista superior do EBRM.....	43
Figura 10 – Imagem do módulo da membrana.....	43
Figura 11 – EBRM em operação.....	44
Figura 12 – Aparato experimental utilizado na determinação do MFI..	47
Figura 13 – Ensaio MFI com licor misto in natura.	48
Figura 14 – Aparato experimental utilizado na determinação das resistências à filtração.	50
Figura 15 – Ensaio CST.	53
Figura 16 – Correlação entre o MFI do licor misto e a concentração de sólidos suspensos totais para cada dia experimental.	57
Figura 17 - Valores de RST em relação à massa de SST	58
Figura 18 – Valores médios de SMP segundo proteínas e polissacarídeos.	59
Figura 19 – Valores médios de EPS segundo proteínas e polissacarídeos.	60
Figura 20 - Resultados obtidos para o CST para θ_c igual a 30 e 15.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tamanho dos poros e pressão aplicada para diferentes tipos de filtração.....	29
Tabela 2 – Características do EBRM.	40
Tabela 3 – Parâmetros de operação do EBRM.....	45
Tabela 4 – Numeração e data das análises conforme idade de lodo.....	46
Tabela 5 – Dados experimentais concedidos e seus respectivos métodos de análise.	54
Tabela 6 – Resultados obtidos para o MFI do licor misto e do seu sobrenadante.....	55
Tabela 7 – Valores médios da resistência de filtração devido aos sólidos em suspensão, compostos solúveis e coloidais.....	61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

θ_c = Tempo de Retenção Celular ou Idade do lodo;
 μm = Micrômetro;
A = Ampere;
Al = Alumínio;
A/M = Relação alimento/microrganismo;
BRM = Biorreator a Membrana;
COD = Carbono orgânico dissolvido;
cP = Centipoise;
EBRM = Eletro-biorreator a membrana;
EC = Eletrocoagulação;
EPS = *Extracellular Polymeric Substances*, em português: Substâncias poliméricas extracelulares;
 H^+ = Hidrogênio;
LaRA = Laboratório de Reúso de Águas;
LIMA = Laboratório Integrado de Meio Ambiente;
MFI = *Modified fouling index*, em português: Índice de incrustação do licor misto;
Min = Minutos;
 O_2 = Oxigênio;
OH $^-$ = Radical Hidroxila;
PEI = Polietierimida;
pH = Potencial hidrogeniônico;
 R_{coloidal} = Resistência da fração coloidal do licor misto;
 $R_{\text{coloidal+solúvel}}$ = Resistência da fração coloidal e solúvel do licor misto;
 R_{membrana} = Resistência da membrana;
RPM = Rotações por minuto;
 $R_{\text{solúvel}}$ = Resistência da fração solúvel do licor misto;
 $R_{\text{sólidos}}$ = Resistência dos sólidos em suspensão do licor misto;
 R_{torta} = Resistência da torta;
 R_{total} = Resistência total;
SMP = *Soluble Microbial Products*, em português: Produtos microbianos solúveis;
SST = Sólidos suspensos totais;
SSV = Sólidos suspensos voláteis;
TDH = Tempo de detenção hidráulica;
UFSC = Universidade Federal de Santa Catarina.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	25
2.1 OBJETIVO GERAL	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1 MEMBRANAS FILTRANTES	27
3.2 COLMATAÇÃO	29
3.3 SUBSTÂNCIAS POLIMÉRICAS EXTRACELULARES (EPS) E PRODUTOS MICROBIANOS SOLÚVEIS (SMP)	32
3.4 BIORREADORES A MEMBRANA	34
3.1 ELETROCOAGULAÇÃO	36
3.2 ELETROBIORREATOR A MEMBRANA	37
4. METODOLOGIA	40
4.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO ELETROBIORREATOR A MEMBRANA	40
4.2 ENSAIOS LABORATORIAIS	45
4.2.1 Monitoramento do EBRM	45
4.2.2 Índice de Incrustação do Licor Misto (MFI)	46
4.2.3 Ensaio de filtração em unidade de bancada	49
4.2.4 Tempo de sucção capilar	52
4.2.5 Determinação de SMP e EPS	53
4.2.6 Dados complementares	54
4.2.7 Tratamento estatístico dos dados	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1 ÍNDICE DE INCRUSTAÇÃO DO LICOR MISTO	55
5.1.1 Resistência específica da torta	57
5.1.2 Monitoramento de SMP e EPS	59
5.2 RESISTÊNCIAS À FILTRAÇÃO	61

5.3	TEMPO DE SUCCÃO CAPILAR	62
6.	CONCLUSÕES	65
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

1. INTRODUÇÃO

A Lei das Águas infere que devemos garantir às gerações atual e futura a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos devidos usos (PNRH, 1997). Todavia, o modelo de desenvolvimento atual não caminha ao encontro desta situação. Segundo a FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (2015), por volta de 40% da população global sofre com a escassez de água atualmente, sendo que há previsão de aumento dessa proporção para dois terços até 2050. A projeção da ONU Organização das Nações Unidas (2015) prevê para este mesmo ano de 2050 o aumento da demanda global hídrica em 55%. Além disto, no Brasil, somente 40,8% dos esgotos gerados possuem algum tipo de tratamento (SNIS, 2016).

Uma das formas de garantir o desenvolvimento sustentável, no que tange a qualidade hídrica, é a utilização de tecnologias avançadas de tratamento de águas residuárias. Dessa forma, é possível alcançar altas eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes, bactérias e demais poluentes, sendo o efluente final passível de ser reutilizado.

Dentre estas tecnologias se encontra o EBRM – Eletrobiorreator a Membrana, caracterizado por ser um sistema híbrido compacto, criado para tratar esgotos, que une biodegradação microbiana, filtração por membranas e fenômenos eletrocinéticos ocorrendo simultaneamente em um reator de câmara única, (ELECTOROWICZ et al, 2014).

Os EBRMs utilizam processos eletrocinéticos para realizar a coagulação, diferenciando-se dos tradicionais BRMs – Biorreatores a Membrana, onde a coagulação pode ser aplicada através da adição de produtos químicos. Este processo é chamado de eletrocoagulação, e tem como benefícios a precipitação do fósforo e a minimização dos fatores negativos provenientes da coagulação química, além de melhorar as condições morfológicas do licor misto do reator, facilitando a sua filtração e diminuindo a colmatação (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010; LIU et al., 2012).

Com a redução do custo das membranas, o principal fator limitante nos EBRMs é a colmatação. De modo simplificado, podemos descrever a colmatação como sendo o entupimento dos poros do material filtrante. A sua ocorrência leva à redução da capacidade de filtração e aumento dos custos de operação, portanto, encontrar uma solução economicamente viável para minimizá-la é um desafio (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013).

O presente trabalho de conclusão de curso faz parte de um projeto de tese de doutorado que vem desenvolvendo e operando um EBRM em

escala piloto tratando esgoto sanitário. O trabalho está sendo executado no LaRA – Laboratório de Reúso de Água, no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Este estudo tem como objetivo avaliar a filtrabilidade e potencial de incrustação do licor misto do eletrobiorreator a membrana monitorado, enquanto trata esgoto sanitário sob duas idades de lodo: 30 e 15 dias.

Com isto, pretende-se obter condições para o estabelecimento de parâmetros de projeto e operação de um EBRM em fluxo contínuo, conferindo maior conhecimento sobre esta forma de tratamento, para que seja possível o progresso para maiores escalas de estudo e futuras aplicações em escala real, indo ao encontro de políticas de reúso de água e a conservação dos recursos hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a filtrabilidade e o potencial de incrustação do licor misto de um eletrobiorreator a membrana no tratamento de esgoto sanitário sob duas idades de lodo: 30 e 15 dias.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Monitorar o índice de incrustação do licor misto (*MFI – modified fouling index*) e a respectiva resistência específica da torta.
- b) Quantificar a resistência à filtração devido às componentes solúveis ($R_{\text{solúvel}}$), coloidais (R_{coloidal}) e ao material em suspensão ($R_{\text{sólidos}}$) do licor misto do reator durante a sua operação.
- c) Monitorar a capacidade de desidratação do licor misto do reator durante a sua operação através do CST (*Capillary Suction Time*)

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

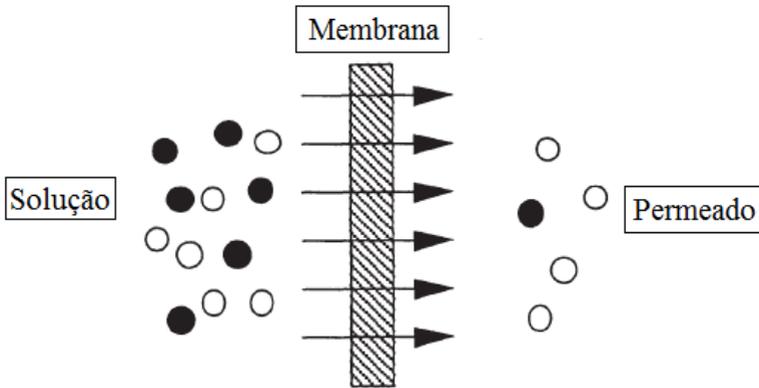
3.1 MEMBRANAS FILTRANTES

Uma membrana filtrante se comporta como uma barreira seletiva, onde certos compostos são capazes de ultrapassá-la enquanto outros ficam retidos nos seus poros e na sua superfície, que se torna saturada com partículas de tamanho superior aos poros da membrana. Conforme a aplicação dada a esta tecnologia, tem-se interesse no material retido ou no permeado (REIF, 2006). No saneamento, as membranas podem ser empregadas no tratamento de águas para abastecimento, filtrando elementos maléficis ao ser humano, bem como no tratamento de esgotos, retendo poluentes prejudiciais ao meio. O produto deste tipo de tratamento é de qualidade elevada, devido a capacidade de separar poluentes de tamanho extremamente reduzido, como por exemplo, bactérias. Devido a tal qualidade, o reúso de esgotos tratados com esta tecnologia é viável e economicamente interessante.

A eficiência de uma membrana é determinada considerando-se dois parâmetros. O primeiro é a seletividade da membrana, diretamente relacionada ao tamanho dos seus poros, que infere no tipo de partícula que será retida no processo de filtração. O segundo parâmetro é o fluxo de permeado que ultrapassa a membrana, definido pelo volume que flui pela membrana por unidade de área e tempo. O fluxo pode ser expresso em volume, pelas unidades $L.m^{-2}.h^{-1}$, $L.m^{-2}.dia^{-1}$, $m^3.m^{-2}.h^{-1}$, entre outras conversões. É possível também demonstrar o fluxo em unidade de massa ou mols, utilizando a densidade do permeado e o seu peso molecular (MULDER, 1996).

A Figura 1 representa o processo de filtração através de uma membrana.

Figura 1 – Funcionamento de uma membrana filtrante.



Fonte: Adaptado de (MULDER, 1996).

Mulder (1996) também comenta a respeito da classificação de uma membrana, podendo esta ser realizada segundo diferentes pontos de vista. A maneira mais clara e primordial de realizar a classificação de uma membrana é considerando a sua natureza, podendo esta ser biológica ou sintética.

As membranas nasceram com configuração e utilidade diferentes das empregadas atualmente no saneamento. No ano de 1856, Schmidt's utilizou membranas construídas a partir de corações bovinos, com 1-50 nm de porosidade, para separar acácia solúvel, momento este considerado como o primeiro experimento de ultrafiltração. Tal fato motivou outros pesquisadores com diferentes estudos, como Thomas Graham's, que em 1861 inseriu membranas na separação de gases, e Bechhold que em 1907 propôs pela primeira vez o termo ultrafiltração. Comercialmente, em 1925 Sartorius Werke GmbH foi o primeiro fornecedor de membranas com microfiltração. Porém, suas vendas foram majoritariamente para laboratórios e outras instituições de pesquisa (JUDD; JUDD, 2011).

Entre as principais conformidades de módulos de membranas utilizados no saneamento é possível encontrar os módulos de membrana do tipo fibra oca, onde ocorre a filtração com escoamento tangencial, propiciando uma menor colmatação das membranas. Outro fator que reduz o fenômeno da colmatação é a presença de aeração na membrana, acarretando no arraste de partículas, proporcionando um processo de autolimpeza. Além dos módulos de membranas do tipo fibra oca, é possível citar as seguintes conformidades: placas planas, tubulares, tubos capilares e em espiral (MULDER, 1996; JUDD; JUDD, 2011).

Como dito anteriormente, as membranas são comumente diferenciadas pelo tamanho dos seus poros, característica que está diretamente relacionada à sua seletividade na filtração, aplicabilidade e custo. Os processos de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa são utilizados conforme a exigência de separação de partículas e solutos da solução a ser filtrada, sendo que quanto mais seletiva for a membrana, maior será o gasto energético necessário para manter processo de filtração (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; METCALF; EDDY, 2003). A Tabela 1 apresenta a correlação entre o tipo de filtração, o tamanho dos poros das membranas e a pressão aplicada.

Tabela 1 – Tamanho dos poros e pressão aplicada para diferentes tipos de filtração.

	Tamanho do poro	Pressão aplicada (atm)	Exemplo de material retido
Microfiltração	20 nm - 1µm	1-3	Material em suspensão, bactérias
Ultrafiltração	5-20 nm	2-7	Coloides, macromoléculas
Nanofiltração	2-5 nm	5-20	Macromoléculas
Osmose inversa	Não detectável	30-150	Todo material solúvel e em suspensão

Fonte: MADAENI (1999), KUNZ et al. (2002).

3.2 COLMATAÇÃO

A colmatação tem sido considerada como a principal barreira para que a tecnologia de membranas seja implantada em larga escala, estando relacionada ao material no qual a membrana foi confeccionada, às características do efluente e às condições operacionais do tratamento. Este fenômeno consiste na obstrução dos poros da membrana, reduzindo assim o fluxo de permeado e aumentando custos operacionais, devido ao maior gasto energético e de produtos químicos para realizar limpezas (JUDD; JUDD, 2011; LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006; MENG et al., 2009).

É possível destacar algumas maneiras de reduzir a ocorrência deste fenômeno, porém apenas de forma simplificada, devido à complexidade do processo de colmatação. Um destes métodos consiste no pré-

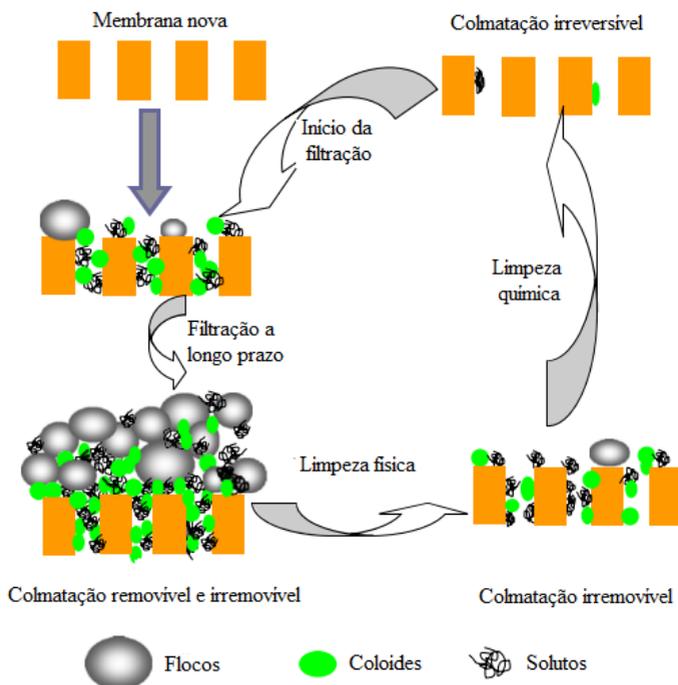
tratamento da solução a ser filtrada, podendo abranger tratamento térmico, ajuste de pH, cloração, e outros processos de filtração. Muitas vezes a aplicação de pré-tratamento não é tratada com a devida importância, enquanto muito tempo e esforço é alocado em limpezas constantes das membranas. Porém, simples ações a montante do sistema de filtração podem interferir positivamente na redução da colmatação, como por exemplo, o ajuste de pH, que pode reduzir a colmatação ocasionada pelas proteínas presentes na solução a ser filtrada (MULDER, 1996).

Mulder (1996) adiciona que além da aplicação de pré-tratamento, mudanças nas propriedades e condições de funcionamento da membrana podem reduzir os efeitos da colmatação. A utilização de membranas hidrofílicas, por exemplo, contribui para a diminuição da ocorrência da colmatação, pois proteínas são adsorvidas mais facilmente em membranas hidrofóbicas. Além disto, a utilização de velocidades de escoamento superiores e membranas de fluxo mais baixo infere em uma maior turbulência em torno da membrana, reduzindo o acúmulo de partículas em sua superfície.

Meng et al. (2009) comenta que certos estudos classificam a colmatação de uma membrana em reversível, sendo aquela que pode ser revertida aplicando limpeza física, e irreversível, podendo ser revertida apenas com limpeza química. Porém, o autor considera dividir a colmatação em três tipos: removível, irremovível e irreversível. Neste caso, a colmatação removível é aquela que pode ser facilmente revertida através da limpeza física, geralmente correlacionada a formação de torta. Já a colmatação irremovível necessita de limpeza química, estando de forma geral atribuída à obstrução dos poros. A colmatação irreversível é aquela que não pode ser removida por nenhum tipo de limpeza, permanecendo na membrana.

A Figura 2 apresenta a aplicação de diferentes tipos de limpeza e o seu resultado em uma membrana.

Figura 2 – Limpeza física e química e o seu resultado em uma membrana.

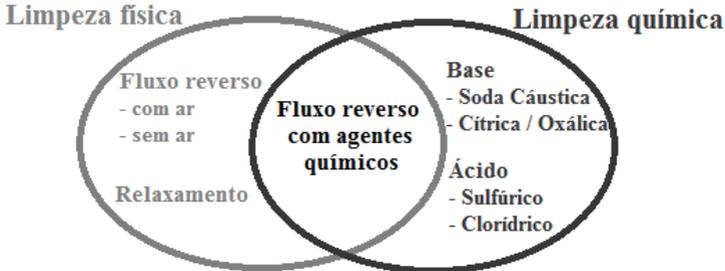


Fonte: Adaptado de Meng et al. (2009).

Em biorreatores à membrana, a limpeza física é comumente realizada através da aplicação de fluxo reverso ou pelo relaxamento das membranas. A primeira opção consiste na reversão do fluxo de permeado, contrário ao processo normal de filtração. Já o relaxamento das membranas se dá pela interrupção do processo de filtração enquanto a aeração da membrana é mantida. Além disto, cabe ressaltar que usualmente estes procedimentos são realizados de forma simultânea. A limpeza física é menos onerosa que a química, tendo tempo de execução inferior, não utilizando produtos químicos e possuindo menor risco de causar a degradação da membrana. Por outro lado, a limpeza física se limita à reverter a colmatação removível. Para uma limpeza mais aprofundada, passível de reverter a colmatação irreversível, é necessário aplicar a limpeza química, utilizando ácidos minerais ou orgânicos, soda cáustica ou hipoclorito de sódio, sendo este último o mais aplicado em BRMs (JUDD; JUDD, 2011).

A Figura 3 apresenta os métodos de limpeza de uma membrana e alguns exemplos utilizados em BRMs.

Figura 3 – Métodos de limpeza de uma membrana.



Fonte: Adaptado de JUDD; JUDD, 2011.

Kraume e Drews (2010) comentam que a demanda de energia para remediar a colmatção das membranas ocupa atualmente o primeiro lugar nos gastos de manutenção de sistemas que utilizam esta tecnologia. Com a obstrução dos poros da membrana, o fluxo de permeado reduz, bem como é necessária uma maior diferença de pressão para continuar a filtração. A demanda de energia aumenta devido à necessidade de elevar a aeração da membrana, visando retardar a colmatção, além de ser necessário aumentar a atividade de bombas de sucção. A utilização de produtos químicos, interrupção do tratamento para relaxamento da membrana ou fluxo inverso de permeado para remover a camada de lodo da superfície das membranas também contribuem para os gastos na manutenção. Todavia, Yang, Cicek e Ilg (2006) afirmam que a colmatção é o tópico relacionado às membranas com maior número de publicações na América do Norte, indicando preocupação com o assunto, bem como desenvolvimento de novas tecnologias para reduzir a sua ocorrência.

3.3 SUBSTÂNCIAS POLIMÉRICAS EXTRACELULARES (EPS) E PRODUTOS MICROBIANOS SOLÚVEIS (SMP)

As substâncias poliméricas extracelulares (EPS - *Extracellular Polymeric Substances*) e os produtos microbianos solúveis (SMP - *Soluble Microbial Products*) se caracterizam por serem uma mistura complexa de carboidratos, proteínas, polissacarídeos, lipídeos, DNA e

substâncias húmicas, constituintes dos flocos e do biofilme (BITTON, 2015).

As substâncias poliméricas extracelulares são produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas, estando presentes fora das células ou no interior dos flocos contidos no interior do reator (SHENG, 2010). A fração EPS é constituída majoritariamente por proteínas e polissacarídeos, porém, outras macromoléculas orgânicas também se destacam, como substâncias húmicas, lipídeos e ácidos nucleicos (FLEMMING et al., 2001; TIAN, 2008). Segundo Laspidou e Rittmann (2001), as substâncias poliméricas extracelulares propiciam a agregação dos microrganismos em flocos, a retenção de água e a adesão em superfícies, facilitando a formação de biofilme.

Caso os compostos citados anteriormente estejam presentes dissolvidos no licor misto do reator, estes são denominados de produtos microbianos solúveis. A principal forma de liberação de SMP é o crescimento ou decomposição dos microrganismos, também podendo ser atrelada à condições anormais de operação do sistema (LASPIDOU; RITTMANN, 2001).

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

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

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

levam à uma maior produção de EPS e SMP, aumentando a ocorrência da colmatação das membranas (BELLI, 2015).

3.4 BIORREADORES A MEMBRANA

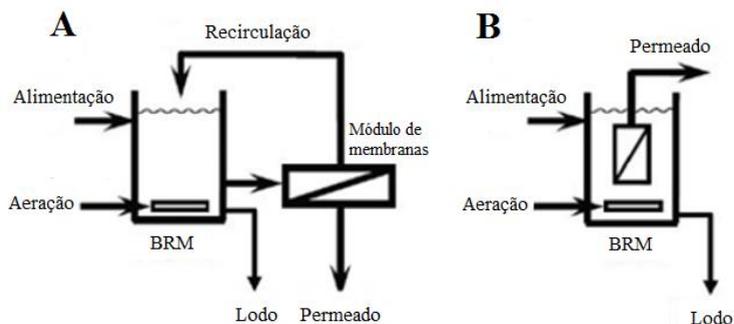
O tratamento de esgotos por biorreatores a membranas (BRMs) são a junção da degradação microbiana por lodos ativados com a separação das fases líquida e sólida por membranas. Tal configuração de tratamento leva a inúmeras vantagens quando comparada ao tratamento de esgotos com lodos ativados convencional. Como exemplos destas vantagens temos a redução considerável da área construída requerida, devido a não necessidade de decantador secundário; aumento da qualidade do efluente, pois a separação por membranas retém majoritariamente os sólidos suspensos e colônias de bactérias, promovendo a clarificação e desinfecção; possibilidade de operação com alta concentração de sólidos bem como elevado tempo de retenção destes, propiciando condições para o desenvolvimento de microorganismos de crescimento lento, além da redução do tamanho do reator e da produção de lodo (LE-CLECH, 2010).

Meng et al. (2012) afirma que a menor produção de lodo desde tipo de sistema impacta diretamente na redução dos custos de operação, e sugere maiores estudos tangendo a colmatação da membrana, objetivando equilibrar o alto teor de sólidos no interior do reator com o controle da obstrução dos poros da membrana, levando assim a gastos inferiores no gerenciamento do lodo devido à sua menor produção.

Existem atualmente duas conformidades de BRM, diferenciadas pelo posicionamento do módulo de membranas. Nos BRMs de módulo externo, o licor misto do reator é direcionado ao módulo de membranas, onde ocorre o processo de separação do permeado, que segue a jusante do tratamento, e o concentrado, que retorna ao BRM. Já no caso dos módulos submersos, a membrana se encontra submersa no licor misto do reator. A conformidade de módulo de membrana submerso é mais usual em BRMs devido às condições operacionais satisfatórias, fluxo de permeado praticamente constante, aumento da pressão transmembrana relativamente baixo e gasto energético reduzido, devido à ausência de recirculação, presente nos módulos externos (METCALF; EDDY, 2003; GUPTA; JANA e MAJUMDER, 2008; SILVA, 2009).

A Figura 5 apresenta as conformidades de BRMs de módulo externo e submerso.

Figura 4 – Conformidades de BRMs de módulo externo e módulo submerso.



Fonte: Adaptado de Judd e Judd (2011).

Além do tratamento de esgotos sanitários, Yang, Cicek e Ilg (2006) comentam que, devido à dificuldade de tratamento por métodos convencionais, os BRMs podem ser aplicados também à efluentes industriais, sendo o reúso do produto final viável em termos financeiros devido à sua alta qualidade. Complementando, Dohare e Trivedi (2014) afirmam que os BRMs podem ser empregados no tratamento de efluentes químico, têxtil, da indústria de papel de celulose, alimentícia e petrolífera, entre outras aplicações.

Judd (2006), cita como fatores que favorecem a utilização dos BRMs a redução da área disponível para construção de estações de tratamento nas cidades; a criação a nível mundial de regulamentações, o surgimento e crescimento de escassez de água, leis e normas ambientais cada vez mais restritivas; a redução do custo das membranas e a otimização constante do processo, dando credibilidade à tecnologia e tornando-a uma escolha inteligente.

Os primeiros biorreatores a membrana foram comercializados por Dorr-Oliver no final dos anos sessenta, combinando ultrafiltração externa com o processo de tratamento de esgotos por lodos ativados em navios (BEMBERIS, HUBBARD, & LEONARDET, 1971 apud JUDD; JUDD, 2011). Mais tarde, em 1989, no Japão, estudos em biorreatores a membranas imersas com ultrafiltração realizados por Yamamoto, Hiasa, Mahmood, & Marsuo contribuíram para que o governo instigasse o programa de reciclagem de água.

Como exemplo de investimento em uma ETE utilizando BRM, Judd e Judd (2011) relaciona os custos de implantação e operação para

diferentes cenários. O primeiro cenário seria quando a estação funciona de forma híbrida, onde o BRM trataria uma vazão diária constante, e o excedente seria remetido ao tratamento por lodos ativados convencional. A segunda situação é quando a estação com BRM é dimensionada para uma vazão máxima equivalente à três vezes a vazão média. Constatou-se que a situação de planta híbrida segue o cenário ideal, onde não há subutilização do potencial de tratamento instalado, pois nesta ocasião o custo total sobre a implantação e operação, em um tempo de vida da estação igual a 30 anos, é 54% inferior. Para não utilizar outro tipo de tratamento para a vazão excedente, ou aumentar o número de membranas, pode-se considerar a instalação de um tanque de equalização, conferindo então uma vazão constante. Neste caso percebeu-se, em comparação com a segunda situação, que o custo total sobre a estação reduziu 21%, devido à redução de 9,2% no valor de implantação, 20% no de operação e aumento de 22% na utilização média da estação.

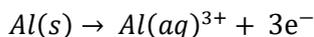
Portanto, é possível perceber que os biorreatores à membrana possuem potencial claro de utilização no tratamento de efluentes, tanto domésticos como industriais, principalmente quando se visa o reúso para fins não potáveis. Os principais gargalos para a implantação em larga escala desta tecnologia estão concentrados no custo das membranas e nos gastos energéticos relacionados à redução da ocorrência da colmatação, fator amplamente estudado.

3.1 ELETROCOAGULAÇÃO

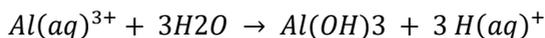
A eletrocoagulação é uma alternativa aos processos de coagulação tradicionais, necessitando de um sistema em forma de circuito eletroquímico, formado majoritariamente por dois elementos. O primeiro elemento se caracteriza pelos eletrodos, um cátodo geralmente produzido de aço inoxidável ou grafite e um ânodo de sacrifício, comumente feito de metais como ferro, zinco, níquel ou alumínio, sendo o alumínio indicado por possuir maior eficiência (CHEN, 2004 e LIN et al., 2005).

Uma corrente elétrica de corrente contínua deve ser aplicada entre os eletrodos para que sejam liberados íons livres para o meio, devido à eletrólise da superfície dos eletrodos e à oxidação do ânodo de sacrifício. Segundo Metcalf e Eddy (2003), estes íons liberados no licor misto do reator se comportam como agentes coagulantes, pois reduzem a força de repulsão entre as cargas negativas dos produtos orgânicos coloidais, permitindo que as forças de Van der Waals levem à aglomeração e formação de flocos.

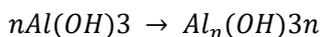
Quando se utiliza eletrocoagulação com ânodo de alumínio, íons Al^{3+} reagem com o ortofosfato, formando precipitados de fosfato insolúveis, possibilitando sua remoção do efluente final. O íon Al^{3+} também reage com o radical hidroxila presente em água, resultando nos compostos apresentados nas equações 1, 2 e 3 abaixo, quando o pH está próximo da neutralidade (MOLLAH et al., 2004).



Equação 1.



Equação 2.



Equação 3.

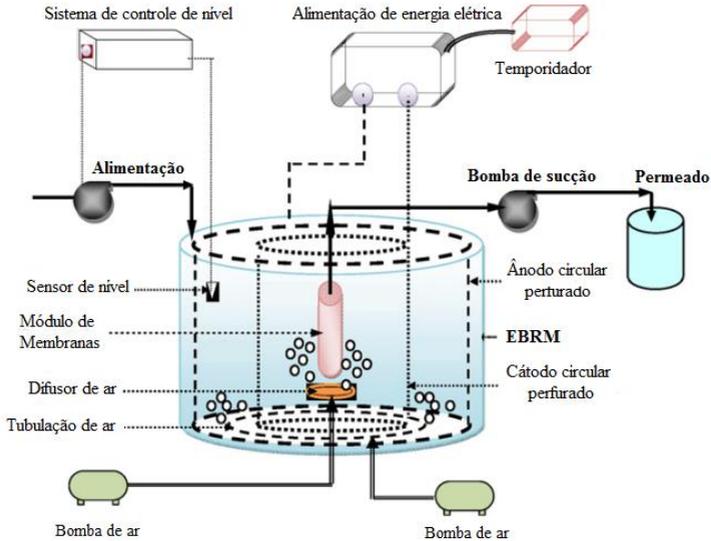
Quando comparada com a coagulação química, a eletrocoagulação traz vantagens, como por exemplo, a não adição de produtos químicos, menor produção de lodo e melhoria das características morfológicas do lodo, reduzindo assim gastos com produtos químicos e disposição final de resíduos sólidos. Porém, a aplicação de corrente elétrica em um sistema de lodos ativados deve ser realizada com cautela, para não afetar a atividade microbiana, fundamental na degradação da matéria orgânica e no tratamento de esgotos em geral (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010).

3.2 ELETROBIORREATOR A MEMBRANA

Um eletrobiorreator a membrana consiste em um sistema híbrido compacto, criado para tratar esgotos, que une biodegradação microbiana, filtração por membranas e fenômenos eletro cinéticos em um reator de câmara única, ocorrendo simultaneamente. Experimentos vem mostrando grande eficiência na remoção de DQO, DBO, amônia, nitratos e fósforo, sem a utilização de produtos químicos. Como vantagens tem-se a redução do índice de colmatção das membranas, aumento da facilidade de desaguar o lodo e possibilidade de remoção de metais e outros poluentes de difícil remoção, facilitando a recuperação da água presente no esgoto para ser reutilizada em locais áridos e/ou isolados e em grandes cidades (ELECTOROWICZ et al., 2014).

A Figura 5 representa, de forma simplificada, um eletrobiorreator a membrana.

Figura 5 – Representação simplificada de um EBRM.



Fonte: Adaptado de Bani-Melhem e Elektorowicz (2010)

Com relação à operação dos EBRMs, acredita-se que o tempo ótimo de retenção celular seja semelhante ao de um BRM, estando entre 20 e 50 dias (MENG et al., 2009). A densidade de corrente deve ser menor que 25 A/m^2 e o modo de exposição intermitente, para assegurar a atividade microbiana (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2011). Tomando-se estes cuidados, a eletrocoagulação se torna interessante, pois proporciona melhores condições morfológicas ao licor misto, facilitando o processo de filtração devido à redução da colmatação. Além disto, Liu et al. (2012) comenta que o lodo de descarte deste tipo de tratamento não contém traços de coagulantes químicos e possui maior capacidade de desidratação, facilitando sua disposição final.

Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013) constataram uma redução de três vezes no índice de colmatação comparando seu eletrobiorreator a membranas piloto com um BRM convencional. Esta redução, gerada pelos processos eletrocinéticos, foram ocasionadas principalmente pela redução de produtos microbianos solúveis, como proteínas e polissacarídeos, e matéria orgânica coloidal, bem como pela modificação

da estrutura e morfologia dos sólidos suspensos no reator devido à aplicação de uma corrente elétrica direta.

A remoção do fósforo por precipitação química é uma das grandes vantagens deste tipo de tratamento. O fósforo pode ser encontrado em esgotos domésticos majoritariamente na forma de ortofosfato e pode ser removido também via processos biológicos, porém estes nem sempre atingem eficiências satisfatórias (KIM; DENG; BENJAMIN, 2008). Com isso, a precipitação química via coagulação/eletrocoagulação e posterior precipitação do fósforo são preferíveis quando se deseja maiores remoções deste nutriente.

Kim et al. (2010) encontrou remoções de até 90% de $P-PO_4^{3-}$ ao unir eletrocoagulação e BRM no tratamento de esgotos domésticos. Segundo Von Sperling (2005), o fósforo está diretamente ligado à eutrofização de corpos d'água, podendo levar ao crescimento desenfreado de macrófitas e algas, mortandade de peixes, maus odores e aumento da toxicidade da água. Indiretamente, o custo de tratamento da água para abastecimento se acentua, devido a necessidade de remover algas, cor, sabor e odor da água bruta bem como utilizar maiores quantidades de produtos químicos e lavar filtros com maior frequência. O problema pode ser estendido ao abastecimento de água para indústrias, pois a presença de algas pode comprometer sistemas de resfriamento.

4. METODOLOGIA

O presente trabalho de conclusão de curso foi realizado no campus universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), junto ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA).

Este estudo faz parte do projeto de pesquisa de doutorado, desenvolvido junto ao LaRA, referente ao desenvolvimento e aplicação de um eletrobiorreator a membrana para tratamento de esgoto sanitário. A coleta de dados para esta pesquisa ocorreu ao longo do segundo semestre de 2015, sendo fornecidos dados complementares pelo doutorando para possibilitar a discussão dos resultados obtidos.

4.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO ELETRO-BIORREATOR A MEMBRANA

O sistema experimental, em escala piloto, encontra-se instalado nas dependências do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, estando relacionado à outros estudos já realizados e ou em andamento no Laboratório de Reúso de Águas.

O EBRM estudado possui módulo de membranas instalado do tipo submerso na conformação de fibra-oca (PAM-membranas), constituído de Polieterimida (PEI). As dimensões do reator piloto bem como a área filtrante do módulo de membranas se encontram Tabela 2.

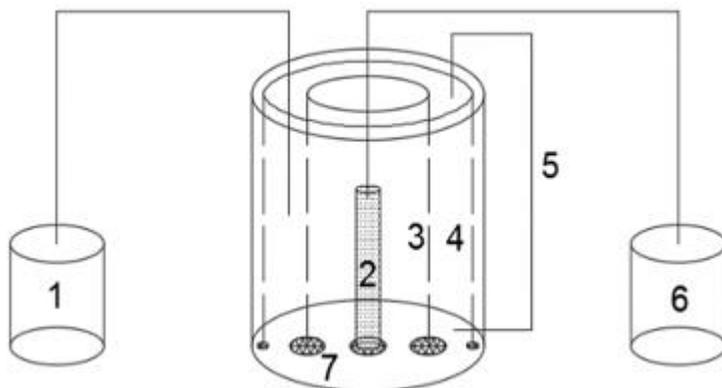
Tabela 2 – Características do EBRM.

Parâmetro	Valor
Diâmetro (cm)	30,0
Altura (cm)	40,0
Volume total (L)	28,3
Volume útil (L)	16,0
Área filtrante (m ²)	0,178
Diâmetro do poro da membrana (µm)	0,3

Seguindo os estudos de Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) e Hasan (2014), foram inseridos no interior do reator dois eletrodos cilíndricos, com espaço de 5,0 cm entre si. O ânodo, constituído de

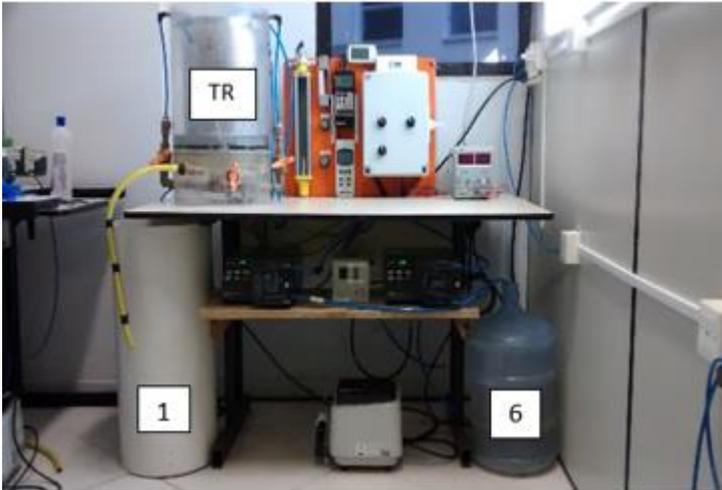
alumínio, foi instalado em torno da superfície interna do reator, possuindo 45% da superfície perfurada. O cátodo, constituído de aço inoxidável, foi alocado entre a membrana e o ânodo. Os eletrodos foram conectados a uma fonte de alimentação ajustável de corrente contínua para a aplicação da corrente elétrica no reator. A injeção de oxigênio se deu por meio de difusores de ar instalados próximos aos eletrodos. Esses difusores também desempenharam a função, em conjunto com outro difusor acoplado à base da membrana, de reduzir os efeitos de colmatção. O reator contou, também, com um sistema de recirculação do licor misto, a fim de promover um regime de mistura completa adequado. Por fim, a operação do reator foi controlada por meio de um painel de controle automatizado. Na Figura 6 tem-se a representação gráfica simplificada do EBRM, na qual são retratados: (1) Reservatório de esgoto; (2) membrana microfiltrante; (3) Cátodo de aço inoxidável; (4) Ânodo de alumínio; (5) Canal de Recirculação de licor misto; (6) Reservatório de Permeado; (7) Difusores de ar. Já a Figura 7 apresenta o reator em imagem real, onde TR representa o Tanque Reacional (EBRM), que contém os elementos citados na representação gráfica e, assim como na figura anterior, (1) Reservatório de esgoto e (6) Reservatório de Permeado.

Figura 6 – Representação gráfica do EBRM



Fonte: Autor (2015).

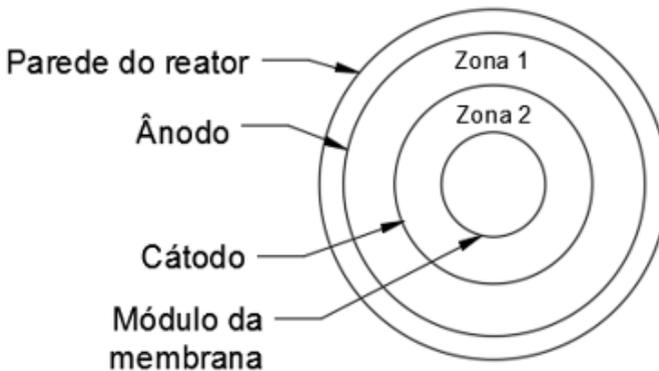
Figura 7 – Imagem real do EBRM.



Fonte: Autor (2015).

As Figuras 8 e 9 apresentam a vista superior do reator de estudo. Na Figura 8, tem-se a Zona 1, onde predominam os processos de degradação biológica e da eletrocoagulação, e a Zona 2, na qual ocorrem os processos de degradação biológica e filtração através da membrana microfiltrante. A Figura 9 mostra a vista superior do reator, antes do início da operação.

Figura 8 – Representação gráfica da vista superior do EBRM



Fonte: Bani-Melhem e Elektorowicz (2011)

Figura 9 – Imagem real da vista superior do EBRM.



Fonte: Battistelli (2015).

O módulo da membrana é ilustrado pela Figura 10. A proteção contra choques mecânicos está parcialmente removida, para possibilitar uma melhor visualização das membranas tipo fibras ocas. A Figura 11, por sua vez, apresenta o EBRM em operação.

Figura 10 – Imagem do módulo da membrana.



Fonte: Autor (2015).

Figura 11 – EBRM em operação.



Fonte: Autor (2015)

Para o início da operação do EBRM foram inoculados 16,0 L de licor misto, advindo do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgoto sanitário urbano, cujo tratamento é do tipo lodos ativados de aeração prolongada. A amostra coletada foi submetida à sedimentação e retirada do sobrenadante visando estabilizar a concentração de sólidos para um valor próximo de 4000 mg.L^{-1} . A alimentação do sistema foi realizada utilizando efluente sanitário proveniente de um ponto de coleta da rede de esgoto urbano.

A operação do EBRM se deu em regime de fluxo contínuo, contudo, com período de funcionamento intermitente de modo a promover o relaxamento das membranas, com o intuito de diminuir os efeitos da colmatação. O controle do pH foi realizado com a adição de bicarbonato de sódio. Este se faz necessário pois o processo de nitrificação consome a alcalinidade do meio, reduzindo o pH no tanque reacional e no permeado. Com esta correção manteve-se uma situação próxima a neutralidade. Os valores do modo de exposição e da densidade de corrente elétrica adotados seguiram indicações de Wei; Elektorowicz e Oleskiewicz (2011). Os principais parâmetros de projeto e operação do EBRM estão representados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros de operação do EBRM.

Parâmetro	Valor
Densidade de corrente elétrica (A/m ²)	10
Modo de exposição (min)	6 Ligado/ 18 Desligado
Período de filtração (s)	400
Período de relaxamento (s)	60
Tempo de retenção celular (dias)	30/15
Fluxo de permeado (L/m ² .h)	5,15
Tempo de detenção hidráulico (horas)	20
Taxa de aeração (L.min ⁻¹)	7 - 8

4.2 ENSAIOS LABORATORIAIS

4.2.1 Monitoramento do EBRM

O monitoramento e os respectivos ensaios realizados no eletrobiorreator a membrana foram realizados ao longo do segundo semestre de 2015, em duas diferentes idades de lodo: 30 e 15 dias, respectivamente. Foram realizados os experimentos, descritos nos tópicos seguintes, ao longo de um mês para cada estratégia operacional utilizada, duas vezes por semana, totalizando 8 dias experimentais por idade de lodo observada. A Tabela 4 mostra as datas de realização das amostragens realizadas nas duas diferentes condições de operação do EBRM em relação a idade de lodo.

Tabela 4 – Numeração e data das análises conforme idade de lodo

Idade do Lodo	Análise	Data
30 dias	1	31/08/2015
	2	03/09/2015
	3	08/09/2015
	4	10/09/2015
	5	16/09/2015
	6	17/09/2015
	7	21/09/2015
	8	24/09/2015
15 dias	9	09/11/2015
	10	12/11/2015
	11	16/11/2015
	12	19/11/2015
	13	24/11/2015
	14	26/11/2015
	15	30/11/2015
	16	03/12/2015

4.2.2 Índice de Incrustação do Licor Misto (MFI)

Este experimento foi proposto inicialmente por Schippers e Verdouw (1980), sendo aplicado nos processos que envolvem filtração por membrana para determinar o potencial de incrustação de determinado fluido. Segundo Zhang et al. (2008), o índice de incrustação da membrana (MFI – *Modified fouling index*) consiste em um experimento laboratorial de bancada capaz de estimar o potencial de incrustação do licor misto de um BRM, sendo este diretamente proporcional à colmatação gerada.

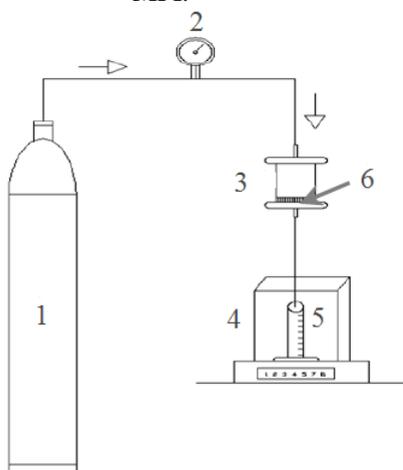
O experimento foi realizado com periodicidade igual a duas vezes por semana, ao longo de um mês, para cada idade de lodo estudada. Garantiu-se que os períodos de análises ocorressem em momentos onde a concentração de Sólidos Suspensos Totais estivesse constante no licor misto do reator, não interferindo assim nos resultados obtidos. Em cada

dia experimental foi realizado o MFI com amostras de licor misto *in natura* e também com o seu sobrenadante, obtido após dupla centrifugação à 10000 rpm, durante 10 minutos, possibilitando o cálculo do MFI na ausência de sólidos em suspensão.

O ensaio de determinação do MFI é realizado em unidade de filtração de bancada, caracterizada por uma membrana de acetato de celulose, com porosidade igual à $0,2\ \mu\text{m}$ e diâmetro de 47 milímetros, acoplada a um kitassato. Para realiza-lo, uma amostra de 250 ml é pressurizada à uma pressão constante de 0,167 bar, com o auxílio de um cilindro de ar sintético ao longo de 20 minutos. O permeado é coletado por um béquer apoiado sobre uma balança analítica, permitindo registrar a massa de permeado e possibilitando assim a sua posterior conversão em volume, necessária para o cálculo do fluxo de filtração. O registro da massa acumulada de permeado é realizado a cada 30 segundos.

A Figura 12 apresenta um esquema do aparato experimental utilizado na determinação do MFI.

Figura 12 – Aparato experimental utilizado na determinação do MFI.



1. Cilindro de ar sintético
2. Manômetro
3. Unidade de filtração
4. Balança analítica
5. Recipiente para coleta do permeado
6. Compartimento da membrana

Fonte: BELLI (2015).

A Figura 13 apresenta a execução do ensaio com uma amostra de licor misto *in natura*.

Figura 13 – Ensaio MFI com licor misto *in natura*.



Fonte: Autor (2015)

Para cada amostra é possível plotar um gráfico de tempo de filtração/volume de permeado (t/V) versus o volume de permeado (V). O MFI é obtido através do coeficiente angular da reta originada, em $s.mL^{-1}$ (SCHIRPPERS e VERDOUW, 1980).

Wang et al. (2007) comenta que a partir do MFI pode-se calcular a resistência específica da torta depositada sobre a membrana, nos ensaios realizados com amostras de licor misto *in natura*. A resistência específica da torta pode ser calculada segundo a Equação 4.

$$RST = \frac{2000A^2\Delta P}{\mu C} MFI$$

Equação 4.

Onde:

RST: Resistência específica da torta

A: Área de filtração da membrana (m²)

ΔP: Diferença de Pressão (kPa)

C: Teor de SST (kg.m⁻³)

μ: Viscosidade dinâmica do permeado (Pa.s)

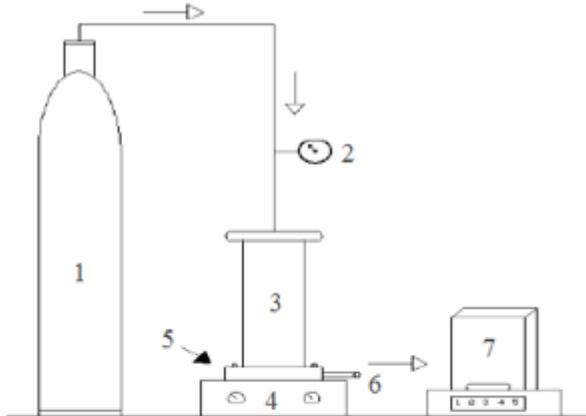
MFI: coeficiente angular da reta originada pela plotagem de (t/V)/V obtidos em cada experimento.

4.2.3 Ensaio de filtração em unidade de bancada

O ensaio de filtração em unidade de bancada objetiva identificar a contribuição das diferentes frações do licor misto do reator na resistência à filtração. É possível dividir estas frações e as suas respectivas resistências ocasionadas pela fração solúvel ($R_{\text{solúvel}}$), resistência ocasionada pela fração dos sólidos em suspensão ($R_{\text{sólidos}}$) e a resistência ocasionada pela fração coloidal (R_{coloidal}) (BELLI, 2015).

A metodologia utilizada neste experimento considerou informações de Xiao, Shen e Huang (2013), Belli (2015) e Pan et al. (2010). O ensaio foi realizado mensalmente, em unidade de bancada pressurizada à 0,167 bar, com auxílio de um cilindro de ar sintético. Após coletar uma amostra do licor misto do reator, esta era submetida à filtração em membrana de acetado de celulose de porosidade igual à 0,2μm, sob agitação constante de 300 rpm, possibilitando assim dividi-la nas frações de interesse. A Figura 14 apresenta um esquema do aparato experimental utilizado na determinação das resistências à filtração.

Figura 14 – Aparato experimental utilizado na determinação das resistências à filtração.



1. Cilindro de ar sintético
2. Manômetro
3. Unidade de filtração
4. Agitador magnético
5. Compartimento da membrana
6. Coleta do permeado
7. Balança analítica

Fonte: Belli (2015).

É possível dividir o procedimento de determinação das resistências envolvidas no processo de filtração em cinco etapas. Esta metodologia aplica princípios da Lei de Darcy (Equação 5), pois esta é empregada na descrição do fluxo em meios capilares, semelhante ao ocorrido em processos de filtração em membranas.

$$R_{Total} = \Delta P / (\mu \cdot F)$$

Equação 5.

Onde:

R_{Total} : Resistência total da membrana (m^{-1})

ΔP : Diferença de Pressão (Pa)

μ : Viscosidade Dinâmica do Líquido (Pa.s)

F: Fluxo de filtração em escala da bancada ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$).

É possível verificar a seguir os cinco passos para a determinação das resistências envolvidas no processo de filtração.

1 - Determinação da resistência da própria membrana ($R_{Membrana}$) através da filtração com água ultrapura, segundo a Equação 6.

$$R_{Membrana} = \frac{\Delta P}{\mu \cdot F_{\text{água ult.}}}$$

Equação 6.

2 - Determinação da resistência total (R_{Total}) através da filtração utilizando licor misto do reator, segundo a Equação 7.

$$R_{Total} = \frac{\Delta P}{\mu \cdot F_{lodo}}$$

Equação 7.

A partir da R_{Total} , é possível calcular a resistência da torta (R_{Torta}) através da subtração da R_{Total} da $R_{Membrana}$, de acordo com a Equação 8.

$$R_{Torta} = R_{Total} - R_{Membrana}$$

Equação 8.

3 - Inicialmente, o lodo é centrifugado à 10000 rpm durante 10 minutos. O sobrenadante obtido é então submetido ao ensaio de filtração. Desta forma, é possível obter a resistência devido ao material coloidal e solúvel ($R_{coloidal+solúvel}$), de acordo com a Equação 9.

$$R_{coloidal+solúvel} = \frac{\Delta P}{\mu \cdot F_{sobrenadante}} - R_{Membrana}$$

Equação 9.

4 - Após centrifugação do licor misto, o sobrenadante obtido é previamente filtrado em membrana de 0,45 μm e em seguida submetido à filtração. É possível obter a R_{sol} , segundo a Equação 10.

$$R_{solúvel} = \frac{\Delta P}{\mu \cdot F_{sol}} - R_{Membrana}$$

Equação 10.

5 - Por fim, a $R_{coloidal}$ poderá ser calculada através da subtração da $R_{coloidal+solúvel}$ pela $R_{solúvel}$. Obtendo $R_{coloidal}$ e $R_{solúvel}$, é possível calcular $R_{Sólidos}$, segundo a Equação 11.

$$R_{Sólidos} = R_{torta} - R_{coloidal} - R_{solúvel}$$

Equação 11.

4.2.4 Tempo de sucção capilar

O tempo de sucção capilar (*Capillary suction time – CST*) é um método utilizado desde os anos setenta para caracterizar a facilidade de filtração de lodos. Esta variável interfere diretamente no processo de desaguamento para o seu posterior descarte, sendo que quanto menor a umidade do lodo descartado, mais econômico o seu descarte se torna.

Segundo Lee et al. (1996), o CST vem sendo amplamente utilizado e aceito para a determinação da facilidade de desidratação de lodos ativados, sendo um baixo valor do tempo de sucção capilar um indicador de alta capacidade de filtragem e desaguamento do lodo.

Para quantificar o CST do lodo do EBRM em questão foi realizado o ensaio com o auxílio do aparelho Triton Electronics Limited modelo 304M CST. O experimento consiste em inserir uma amostra de licor misto do reator, de aproximadamente 30ml, na fonte cilíndrica central do aparelho, sobre papel filtro padrão para o experimento. O CST é dito como sendo o tempo necessário para a água percorrer uma distância fixa entre dois eletrodos, posicionados sobre o papel filtro (APHA, 2005). A realização do ensaio pode ser visualizada na Figura 15.

Figura 15 – Ensaio CST.



Fonte: Tirada pelo autor.

4.2.5 Determinação de SMP e EPS

A metodologia laboratorial para o levantamento das frações EPS e SMP contida no licor misto do reator foi realizada conforme estudos prévios desenvolvidos no LaRA – Laboratório de Reúso de Águas (KELLNER, 2014; BELLI, 2015).

O procedimento inicia com a coleta de uma amostra de 42 mL de licor misto do reator com subsequente centrifugação a 1000 rpm durante 15 minutos. O sobrenadante obtido é então filtrado em membrana de acetato de celulose de porosidade igual a 0,45 μm . Após a filtração o sobrenadante contém majoritariamente produtos microbianos solúveis (SMP) e é então reservado para posterior análise. O lodo depositado ao fundo do tudo *falcon*, utilizado na centrifugação, é ressuspenso utilizando-se uma solução de NaCl a 0,05% e aquecido a 60° C por 30 minutos. Após o aquecimento é realizado novamente o processo de centrifugação, com posterior filtração do sobrenadante, que neste caso é composto essencialmente de substâncias poliméricas extracelulares (EPS).

Após obter as amostras através dos métodos supracitados determina-se a concentração de proteínas e polissacarídeos presentes

tanto nos SMP quanto nos EPS. O método proposto por Lowry et al. (1951) é utilizado para quantificar a concentração de proteínas de cada amostra, através do emprego de albumina de soro bovino como referência para elaboração da curva padrão, baseando-se na formação de um complexo azul por ação do reagente de *Folin*. No caso da quantificação de polissacarídeos, utilizou-se a metodologia proposta por Dubois et al. (1956), empregando glicose como padrão e se baseando na reação fenol-ácido sulfúrico, resultando em um composto de cor amarela. Por fim, ambos os compostos coloridos são lidos em espectrofotômetro HACH DR5000, sob os comprimentos de onda de 760 nm para proteínas e 490 nm para polissacarídeos.

4.2.6 Dados complementares

Para ter-se uma discussão mais embasada e concisa dos resultados obtidos nos experimentos propostos foram utilizados dados experimentais de Battistelli (2015). Esses dados e seus respectivos métodos de análise estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Dados experimentais concedidos e seus respectivos métodos de análise.

Parâmetro	Método de Análise
SST e SSV (mg.L ⁻¹)	Método Gravimétrico
SMP e EPS (mg.L ⁻¹)	Método de Lowry et al. (1951) com leitura em espectrofotômetro HACH DR 5000
Viscosidade (cP)	Leitura em Viscosímetro Brokfield DV-I

4.2.7 Tratamento estatístico dos dados

Para uma melhor análise dos dados obtidos, foram aplicadas análises de variância *one way* – ANOVA. Através da utilização do Teste de Tukey, as médias obtidas nos parâmetros analisados em cada idade de lodo foram comparadas par a par, possibilitando identificar se as mesmas eram ou não estatisticamente iguais, ao nível de 5% de significância. Dessa maneira, quando a comparação entre duas médias resultar em valores de *p* superiores à 0,05, estas serão consideradas estatisticamente iguais. Caso *p* seja inferior à α 0,05, as médias serão estatisticamente diferentes.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ÍNDICE DE INCRUSTAÇÃO DO LICOR MISTO

Os resultados encontrados para o MFI do licor misto do reator e o seu sobrenadante, obtido após centrifugação, estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Resultados obtidos para o MFI do licor misto e do seu sobrenadante.

Idade do Lodo	Análise	MFI Licor Misto (s.mL ⁻¹)	MFI Sobrenadante (s.mL ⁻¹)
30 dias	1	0,3799	0,0004
	2	0,3382	0,0006
	3	0,3	0
	4	0,3107	0,0003
	5	0,3129	0,0006
	6	0,3553	0,00009
	7	0,3653	0,0002
	8	0,3205	0
	Média	0,33535	0,00027375
	Desvio Padrão	0,028957111	0,000244537
15 dias	9	0,3683	0,0017
	10	0,3458	0,0002
	11	0,3648	0,00007
	12	0,2541	0,0002
	13	0,1898	0
	14	0,1858	0,0003
	15	0,2567	0,0003
	16	0,2914	0,00002
Média	0,2820875	0,00034875	
Desvio Padrão	0,073325155	0,000558351	

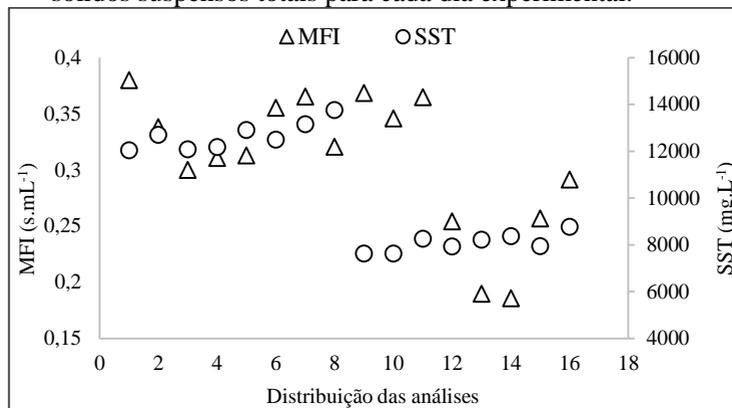
Apesar dos resultados aparentemente apresentarem valores inferiores de MFI para a idade do lodo 15 dias, a análise estatística dos dados revela que não existe diferença significativa entre as médias do MFI correspondente à θ_c igual a 30 dias e 15 dias. A aplicação do teste de Tukey evidencia que as médias são estatisticamente iguais, com p igual a 0,0767 para o licor misto e 0,733 para o sobrenadante, ambos superiores ao valor de α ao nível de significância de 5%.

O MFI é utilizado em estudos com membranas como um dos parâmetros de avaliação do potencial de incrustação dos seus poros com determinado líquido. Belli (2015) obteve valores de MFI para o licor misto na ordem de 1 a 2 s.mL⁻¹, enquanto monitorava o seu BRM em bateladas sequenciais, com θ_c igual a 40 dias. Portanto, ao analisar os valores de MFI obtidos no presente EBRM é possível perceber que a presença da eletrocoagulação contribuiu para o aumento da filtrabilidade do licor misto do reator, indo ao encontro de estudos prévios envolvendo EBRMs, como por exemplo, Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014), que obtiveram redução de 81% no MFI sete semanas após a aplicação da EC no processo de tratamento.

Foi possível observar valores consideravelmente baixos para o $MFI_{\text{sobrenadante}}$, muito próximos ou iguais a zero, demonstrando a extrema facilidade de filtração após a retirada da parte sólida do licor misto através da centrifugação, fato observado com clareza ao longo dos experimentos, onde o sobrenadante permeava pela membrana, sofrendo apenas a resistência característica dos aparatos experimentais. Os baixos valores do $MFI_{\text{sobrenadante}}$ podem estar relacionados as concentrações reduzidas de SMP, no licor misto do reator, acarretando em menor colmatação da membrana.

A Figura 16 apresenta a correlação entre o MFI do licor misto e a concentração de sólidos suspensos totais para cada dia experimental.

Figura 16 – Correlação entre o MFI do licor misto e a concentração de sólidos suspensos totais para cada dia experimental.

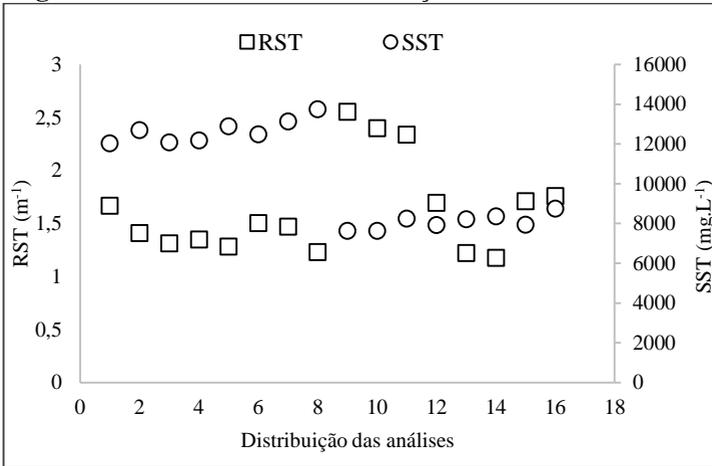


Considerando iguais as médias para o MFI obtidas em ambas as idades do lodo, pode-se concluir que o MFI e a concentração de sólidos são independentes entre si. Além disto, foi possível trabalhar com uma concentração superior de SST dentro do reator, encontrando valores semelhantes para o MFI. Estes fatores são positivos para o tratamento, pois ao se trabalhar em idades de lodo e concentrações de SST superiores, são reduzidas a produção de lodo excedente e a relação alimento/microrganismo, além de favorecer a existência de microrganismos de crescimento lento, como por exemplo, as bactérias Nitrosomonas e Nitrobacter, responsáveis pela etapa de nitrificação (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; BELLI, 2011). Innocenti et al. (2002) constaram em seu BRM uma redução de 84% na produção de biomassa com o aumento da idade do lodo, além de melhorar a eficiência de remoção de nutrientes e metais pesados.

5.1.1 Resistência específica da torta

Com os valores do MFI foi possível avaliar o comportamento da resistência específica da torta (RST). A aplicação do teste de Tukey demonstrou que as médias de RST para as diferentes idades de lodo diferem estatisticamente entre si, sendo p igual a 0,0226, estando abaixo do valor de α ao nível de significância de 5%.

A Figura 17 apresenta os valores de RST em relação à concentração de SST, para cada dia experimental monitorado.

Figura 17 - Valores de RST em relação à massa de SST

Os resultados encontrados indicam a independência dos valores de RST com a concentração de SST no licor misto do reator. É possível perceber uma constância de valores de RST ao longo da idade de lodo 30 dias, juntamente com concentrações de SST em torno de 13000 mg.L⁻¹. Já para 15 dias tem-se resultados mais elevados de RST no início do período avaliado, sendo que estes valores decrescem ao longo do tempo, variando ao fim dos experimentos de forma semelhante aos encontrados para 30 dias, observando-se concentrações de SST por volta de 8000 mg.L⁻¹.

Os resultados elevados dos dias experimentais 9, 10 e 11 podem estar atrelados à recente modificação na idade do lodo e as consequentes alterações nas características do licor misto. Cabe ressaltar que ambos os resultados se encontram abaixo de valores de RST obtidos em estudos com BRMs. As médias para as idades de lodo 30 e 15 dias foram iguais a 1,40 e 1,86 m⁻¹, respectivamente, sendo bastante próximas. Tal fato pode estar relacionado à semelhança de valores de MFI encontrados para as idades de lodo avaliadas, sendo este diretamente proporcional à RST, como pode ser visto na Equação 4.

Belli (2015) obteve valores de aproximadamente 10 m⁻¹ para a RST em uma idade de lodo de 40 dias, tendo grande variação de valores, entre 10 e 38 m⁻¹, enquanto operava seu BRM com 15 dias. Considerando estudos anteriores envolvendo EBRMs, Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014) verificaram a redução de 81% nos valores de RST após incluir a eletrocoagulação no tratamento. Estes são

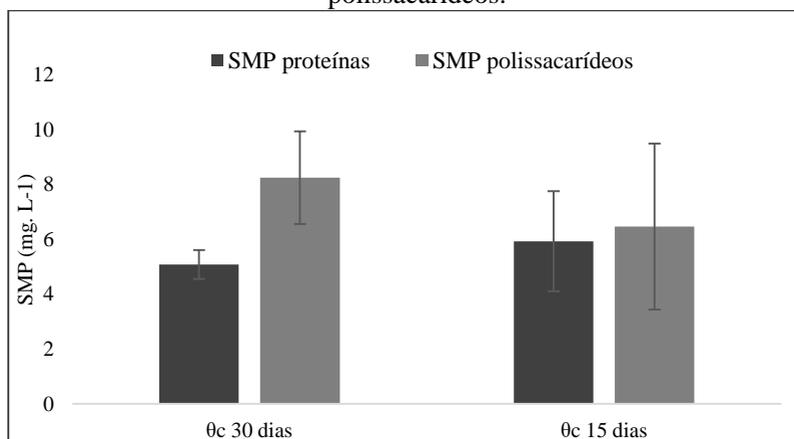
indicativos de que a presença da EC resultou em valores inferiores de RST para ambas as idades de lodo, quando comparadas à BRMs convencionais, seguindo estudos prévios com eletrobiorreatores à membrana.

5.1.2 Monitoramento de SMP e EPS

Vários podem ser os fatores que acarretam na colmatação de uma membrana. Estudos indicam, conforme comentado na seção 3.3, que entre os principais responsáveis estão os produtos microbianos solúveis e as partículas poliméricas extracelulares. Portanto, foi observada a variação das concentrações de SMP e EPS nas diferentes idades de lodo estudadas, objetivando identificar a interferência da eletrocoagulação nestes tipos de substâncias.

A Figura 18 apresenta a concentração média de SMP, avaliada em termos de proteínas e polissacarídeos, no licor misto do reator, para cada θ_c monitorado.

Figura 18 – Valores médios de SMP segundo proteínas e polissacarídeos.



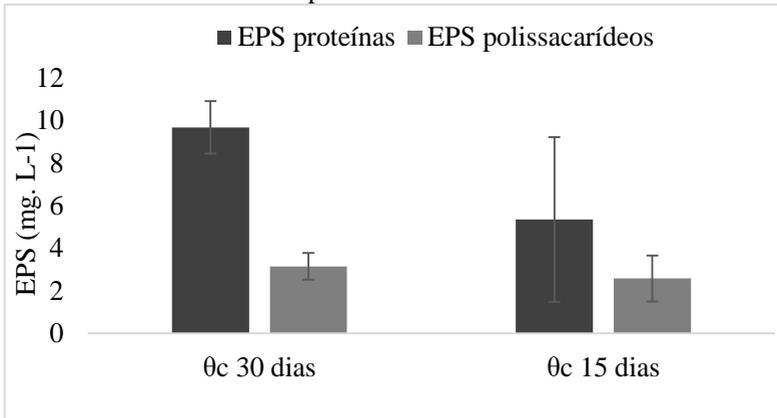
Aplicando o teste de Tukey para comparar as médias das frações de proteínas e polissacarídeos de cada θ_c , observou-se que em ambos os casos as médias podem ser consideradas estatisticamente iguais, ao nível de significância de 5%, com p igual a 0,228 para proteínas e 0,168 para polissacarídeos.

Tendo isto em vista, não foi possível identificar uma relação entre o MFI de cada idade de lodo e a sua respectiva concentração de SMP, devido à ausência de diferença significativa entre os dados coletados. Porém, pode-se observar que os valores de SMP obtidos são inferiores aos encontrados em estudos envolvendo BRMs convencionais. Belli (2015), obteve concentrações totais de SMP de aproximadamente 35 mg.L⁻¹ para θ_c de 20 dias, e 23 mg.L⁻¹ para θ_c de 40 dias. Shariati et al. (2011) encontraram concentrações de SMP que variavam entre 20 e 30 mg.L⁻¹. Portanto, é possível inferir que a eletrocoagulação conferiu características ao tratamento que reduziram a quantidade de SMP no licor misto do EBRM.

O teste de Tukey foi aplicado de forma semelhante para as médias envolvendo as frações de proteína e polissacarídeos das EPS. Neste caso, a comparação entre as médias das frações de polissacarídeos são estatisticamente iguais, por possuírem p igual a 0,221. Já para a fração de proteínas, as médias são estatisticamente diferentes, tendo p igual a 0,0093, estando abaixo do nível de significância de 5%.

A Figura 19 apresenta a concentração média de EPS em relação à massa de SSV, avaliada em termos de proteínas e polissacarídeos, no licor misto do reator, para cada θ_c monitorado.

Figura 19 – Valores médios de EPS segundo proteínas e polissacarídeos.



Percebe-se um aumento da concentração de proteínas nas EPS conforme a idade do lodo aumenta, enquanto a concentração de polissacarídeos permanece constante. Além disto, a variação nas concentrações de proteínas na idade de lodo 15 dias é superior à

encontrada para θ_c 30 dias, período este em que ocorreu maior uniformidade nos dados.

Kellner (2014) obteve concentrações médias de EPS, em um BRM operando com idades de lodo superiores à 40 dias, iguais a $41,5 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$ e $15,7 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$ para proteínas e polissacarídeos, respectivamente, chegando a uma concentração total de EPS igual a $57,2 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$. Já Ng e Hermanowicz (2005) comentam que a concentração total de EPS no seu biorreator a membrana variou entre 25 e $60 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$.

Considerando pesquisas com EBRMs, Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014) dizem que a colmatação da membrana possui uma correlação linear com a fração de polissacarídeos das EPS, e que a sua remoção do licor misto limitou a obstrução dos poros das membranas. A fração proteínas também se mostrou importante na ocorrência da colmatação, sendo que ao fim da operação do EBRM, encontrou-se 63% de eficiência total de remoção de EPS.

Novamente, a presença da eletrocoagulação conferiu características positivas ao licor misto do reator em relação a sua filtrabilidade, apresentando valores de EPS inferiores a estudos realizados com BRMs convencionais e seguindo outros monitoramentos com EBRMs. As EPS carregam consigo cargas negativas, sendo a fração proteica considerada como a principal contribuinte para o aumento dessas cargas no licor misto. É possível que os íons Al^{3+} , liberados após a inclusão da eletrocoagulação no tratamento, neutralizem as cargas negativas, contribuindo assim para uma menor colmatação da membrana (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014).

5.2 RESISTÊNCIAS À FILTRAÇÃO

Os resultados médios da resistência total e das resistências fracionadas ($R_{\text{solúvel}}$, R_{coloidal} e $R_{\text{sólidos}}$), obtidos a partir da filtração do licor misto do EBRM para cada idade de lodo, mediante ensaio de bancada, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores médios da resistência de filtração devido aos sólidos em suspensão, compostos solúveis e coloidais

Idade do lodo	$R_{\text{solúvel}}$	R_{coloidal}	$R_{\text{sólidos}}$	R_{total}
30 dias	3,18E+10	1,97E+10	1,64E+11	2,15E+11
15 dias	1,25E+10	2,57E+10	1,78E+11	2,16E+11

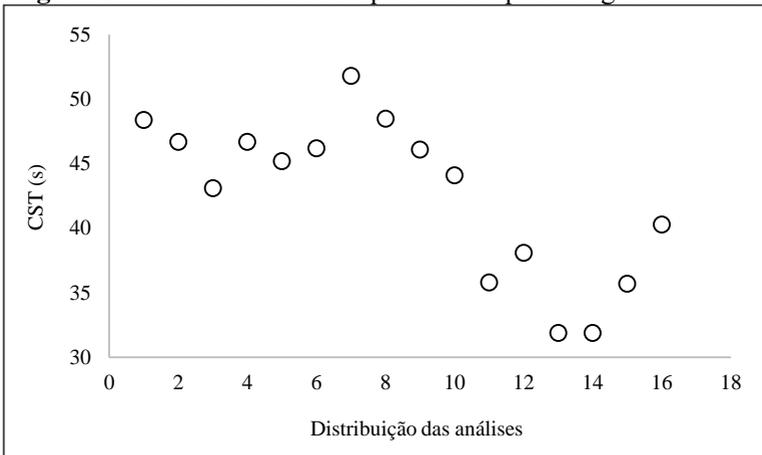
Nota-se que a R_{total} obtida possui valores muito próximos, indicando um potencial de incrustação da membrana semelhante entre as duas idades de lodo. Além disto, os valores apresentados para a R_{total} e as resistências fracionadas são inferiores, quando comparadas com BRMs, indo ao encontro dos resultados apresentados anteriormente. Belli (2015) obteve resultados médios de R_{total} iguais à $3,92E+12$ e $6,16E+12$ para o seu BRM operando com θ_c igual a 40 e 20 dias, respectivamente. Xiao, Shen e Huang (2013) indicam valores de R_{total} variando entre $3E+12$ e $4E+12$. Já Bani-Melhem e Elektorowicz (2011) constataram uma redução de 40% na resistência total ao aplicar a eletrocoagulação no seu EBRM.

Considerando as frações $R_{solúvel}$, $R_{coloidal}$ e $R_{sólidos}$, o teste de Tukey não indicou diferença estatística entre as médias obtidas, podendo concluir que o potencial de incrustação de ambas as idades de lodo estudadas são semelhantes, seguindo os resultados apresentados para o $MFI_{Licor\ Misto}$, $MFI_{sobrenadante}$, RST e SMP .

5.3 TEMPO DE SUCCÃO CAPILAR

Os resultados encontrados para o CST do licor misto do reator, conforme cada idade de lodo estudada, estão dispostos na Figura 20.

Figura 20 - Resultados obtidos para o CST para θ_c igual a 30 e 15.



É possível perceber que a idade de lodo igual a 15 dias obteve valores inferiores para o CST, fato confirmado pelo Teste de Tukey, que indicou as médias encontradas como estatisticamente diferentes, com p igual a 0,0006, considerando α igual a 0,05.

O CST é utilizado como indicador da facilidade de filtração e desidratação de lodos. Contudo, os resultados do MFI indicam que a filtrabilidade do licor misto do reator são semelhantes, para ambas idades de lodo estudadas, levando a crer que os valores superiores de CST para θ_c igual a 30 dias se devem à maior concentração de sólidos dentro do reator nesta estratégia operacional, fator que reduz a sua capacidade de desaguamento e conseqüentemente aumenta o CST.

A comparação dos resultados encontrados com demais autores é dificultada pela variação de metodologias utilizadas, sendo que pequenas alterações no experimento geram grandes diferenças de valores, como por exemplo, o formato ou comprimento do recipiente onde o lodo é depositado.

Todavia, Lin et al. (1996) indicam forte correlação entre o comportamento da RST e do CST, fato que pode ser observado no presente estudo. Além disto, os resultados estão de acordo com levantamentos prévios realizados em lodos ativados, estando os valores encontrados, majoritariamente, abaixo de 50 segundos, caracterizando assim um lodo passível de desaguamento mecânico satisfatório (SMOLLEN, 1986).

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados encontrados e conclusões obtidas, é sugerida a utilização da idade de lodo 30 dias para a operação do EBRM estudado. Tal hipótese é baseada na equidade estatística dos valores médios encontrados para o $MFI_{\text{licor misto}}$, SMP e resistências parciais, além da proximidade de valores para EPS e RST, ao se comparar as idades de lodo avaliadas. Estes dados indicam a similaridade das características do licor misto do reator, enquanto operando com θ_c igual a 30 e 15 dias, sendo assim possível trabalhar em uma idade de lodo superior, gozando dos seus benefícios, tendo potencial de incrustação do licor misto e filtrabilidade da membrana similares aos encontrados em um θ_c inferior. Os valores de CST foram superiores para a idade de lodo 30 dias, porém estes resultados não estão associados à redução da filtrabilidade da membrana, e se encontram na faixa de valores que indicam capacidade de desaguamento mecânico satisfatório. Por fim, a introdução da eletrocoagulação foi benéfica ao tratamento e operação do EBRM monitorado, pois para todos os parâmetros analisados, detectou-se valores ou concentrações inferiores, quando comparados com estudos prévios em BRMs convencionais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ed., Washington, 2005.

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

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.

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 Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nitrogênio total**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2011.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3th edition. Gainesville, Florida: Wiley, 2005.

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de gerenciamento de Recursos Hídricos e estabelece outras providências.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11–41, 2004.

CHEN, G. W.; LIN, W. W.; LEE, D. J. Capillary suction time (CST) as a measure of sludge dewaterability. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 3–4–4 pt 2, p. 443–448, 1996.

DOHARE, E. D.; TRIVEDI, E. R. **A Review on Membrane**

Bioreactors: An Emerging Technology for Industrial Wastewater Treatment. v. 4, n. 12, p. 226–236, 2014.

DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors-Characterisation, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science**, v. 363, n. 1–2, p. 1–28, 2010.

DUBOIS, M., GILLES, K. A., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., SMITH, P. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.

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.

FAO, F. AND A. O. OF THE U. N. **Towards a water Critical Perspectives for Policy-makers**, 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/docs/FAO_WWC_white_paper_web.pdf>

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

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

HASAN, S. W.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 97, p. 71-77, 2014.

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

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Novel electrokinetic approach reduces membrane fouling. **Water Research**, v. 47, n. 16, p. 6358–6366, 2013.

INNOCENTI, L. et al. Effect of sludge age on the performance of a membrane biorreactor: influence on nutrient and metals removal.

Desalination, p. 467–474, 2002.

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

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

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

KIM, H. G. et al. Effect of an electro phosphorous removal process on phosphorous removal and membrane permeability in a pilot-scale MBR. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 629–633, 2010.

KIM, J.; DENG, Q.; BENJAMIN, M. M. Simultaneous removal of phosphorus and foulants in a hybrid coagulation/membrane filtration system. **Water Research**, v. 42, n. 8–9, p. 2017–2024, 2008.

KRAUME, M.; DREWS, A. Membrane Bioreactors in Waste Water Treatment - Status and Trends. **Chemical Engineering & Technology**, v. 33, n. 8, p. 1251–1259, 2010.

KUNZ, A. et al. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78–82, 2002.

LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. Non-steady state modeling of extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. **Water Research**, v. 36, n. 8, p. 1983–1992, 2001.

LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 88, n. 6, p. 1253–1260, 2010.

LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1–2, p. 17–53, 2006.

LIN, C. J.; LO, S. L.; KUO, C. Y.; WU, C. H. Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. **Journal of environmental engineering**, v. 131, n. 3, p. 491-495, 2005.

LIU, J. et al. Cathode membrane fouling reduction and sludge property in membrane bioreactor integrating electrocoagulation and electrostatic repulsion. **Separation and Purification Technology**, v. 100, p. 44–50, 2012.

LOWRY, O. H., ROSEBROUGH, N. J., FARR, A. L. AND RANDALL, R. J. Protein Measurement With The Folin Phenol Reagent. **The Journal Of Biological Chemistry**. V. 193, n. 1, p. 265- 275, 1951.

MADAENI, S. . The application of membrane technology for water disinfection. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 301–308, 1999.

METCALF & EDDY, **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, MacGraw-Hill, 4th edition, 2003.

MENG, F. et al. Recent Advances in Membrane Bioreactors: Configuration Development, Pollutant Elimination, and Sludge Reduction. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139–160, 2012.

MENG, F. et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

MOLLAH, M. Y. A et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1–3, p. 199–210, 2004.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1996.

NATIONS, U. **Water for a sustainable world Water for a sustainable**, 2015. Disponível em:
<<http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>>

NG, H. Y.; HERMANOWICZ, S. W. Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. **Water research**, v. 39, n.6, p. 981-92, 2005.

PAN, J. R. et al. Effect of sludge characteristics on membrane fouling in membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 349, n. 1–2, p. 287–294, 2010.

REIF, O. W. Microfiltration membranes: Characteristics and manufacturing. **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology**, v. 98, p. 73–103, 2006.

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.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. 1ª Ed, ABES, São Paulo, 2001.

SHARIATI, S. R. P.; BONAKDARPOUR, B.; ZARE, N., ASHTIANI, F. Z. The effect of hydraulic retention time on the performance and fouling characteristics of membrane sequencing batch reactors used for the treatment of synthetic petroleum refinery wastewater. **Bioresource technology**, v. 102, n.17, p. 7692-7699, 2011.

SHENG, G. P.; YU, H. Q.; LI, X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review. **Biotechnol Advances**, v. 28, n. 6, p. 882–894, 2010.

SILVA, M. K. **Biorreatores com Membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS). Porto Alegre, 2009.

SMOLLEN, M. Dewaterability of municipal sludges - a comparative study of specific resistance to filtration and capillary suction time as dewaterability parameters. **Water SA**, 1986.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – (2014). Brasília, MCIDADES, 2016.

TIAN, Y. Behaviour of bacterial extracellular polymeric substances from activated sludge: a review. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 32, n. 1, p. 78, 2008.

UNITED NATIONS. Water for a Sustainable World. **The United Nations World Water Development Report 2015**. Disponível em:

<http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>. Acesso em: Setembro de 2015.

VAN DEN BROECK, R. et al. The influence of solids retention time on activated sludge bioflocculation and membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR). **Journal of Membrane Science**, v. 401–402, p. 48–55, 2012.

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

WANG, X. M.; LI, X. Y.; HUANG, X. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (SMBR): Characterisation of the sludge cake and its high filtration resistance. **Separation and Purification Technology**, v. 52, n. 3, p. 439–445, 2007.

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

XIAO, K.; SHEN, Y.; HUANG, X. An analytical model for membrane fouling evolution associated with gel layer growth during constant pressure stirred dead-end filtration. **Journal of Membrane Science**, v. 427, p. 139–149, 2013.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1–2, p. 201–211, 2006.

ZHANG, H. FENG et al. Effect of ferric chloride on fouling in membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 63, n. 2, p. 341–347, 2008.