

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

André Aguiar Battistelli

**ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO
TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS
OBJETIVANDO A REMOÇÃO DE NUTRIENTES E O
CONTROLE DA COLMATAÇÃO**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Florianópolis
2018

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

Battistelli, André Aguiar
ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO
TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS OBJETIVANDO A
REMOÇÃO DE NUTRIENTES E O CONTROLE DA COLMATAÇÃO /
André Aguiar Battistelli ; orientador, Flávio
Rubens Lapolli, 2018.
230 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,
2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Biorreator a
membrana. 3. Processos eletroquímicos. 4. Tratamento
de efluentes. 5. Reúso. I. Lapolli, Flávio Rubens.
II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.
III. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CENTRO TECNOLÓGICO



TERMO DE APROVAÇÃO

**“Eletrobiorreator a membrana aplicado ao tratamento de efluentes sanitários
objetivando a remoção de nutrientes e o controle da colmatação”**

André Aguiar Battistelli

A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapoli
(Orientador)

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer

Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

Prof. Dr. Tiago José Belli

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer
(Coordenadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
Agosto/2018

Aos meus pais e irmã, por serem a base
de tudo.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela oportunidade em ingressar neste grupo de pesquisa, pela grande acessibilidade, pela confiança em mim depositada e por sempre acreditar em meu potencial. Além disso agradeço por todo conhecimento repassado, inclusive aquele que extrapola o conteúdo desta tese e pode ser aplicado na vida com um todo.

Aos meus pais, Neuro e Deyse, pelo apoio incondicional ao longo desses anos, pelos valores e exemplos transmitidos e, principalmente, por toda experiência de vida que me possibilitaram ter até chegar aqui. À minha irmã, Mariana, pela importância que tem em minha vida. Sou muito feliz por fazer parte desta família, amo vocês!

À Naiara Mottim Justino, por tudo que direta ou indiretamente contribuiu na conclusão deste trabalho. Sou muito grato pela parceria e por todo aprendizado adquirido ao longo desses anos, afinal, a gente sabe que não importa qual o resultado e sim o caminho trilhado.

Ao aluno de iniciação científica, Luigi Luckner Bogoni, e ao estagiário, Gean Severo Cembranel, pela amizade e pela grande contribuição nas atividades laboratoriais e operação do reator. Afinal, ao longo de todo o período de estudo, foram cerca de 150 km percorridos com o carrinho para transportar aproximadamente 9000 L de esgoto do ponto de coleta para o reator, além de mais de 100 sequências de análise e muitas horas de audiência para a Itapema FM. Agradeço também aos colegas Maycon, Vini, Túlio e Gusta por sempre auxiliarem no que foi preciso. Valeu pela parceria rapeize, tamo junto!

Ao Prof. Dr. Tiago Belli, pelo grande auxílio ao longo de toda a pesquisa. As dicas e conselhos repassados contribuíram muito para que eu pudesse estar aqui hoje! Obrigado pela ajuda na montagem e operação do reator, na realização das análises e na redação dos artigos científicos. Mesmo que de maneira não oficial, acredito que o teu papel nessa pesquisa foi equivalente à de um ótimo coorientador. Agradeço também por aceitar participar da banca avaliadora e contribuir um pouco mais para o aprimoramento do trabalho final.

Ao Leonardo Dalri Cecato, aluno de TCC e posteriormente colega de laboratório, por todo o auxílio prestado durante a execução dessa pesquisa. À Daniele da Silveira, por toda a ajuda relacionada às análises de biologia molecular. E à Rayra da Costa, por compartilhar comigo o

espaço para instalação da unidade experimental, os diversos problemas com os reatores e os dias intermináveis de coleta, obrigado por tudo!

Aos demais colegas do LaRA, Carol, Emerson, Hioná, Dámaris, Rolando, Fabiola e Prof. Dr^a. Maria Ángeles Lobo-Recio pela convivência, ajuda, troca de informações e trabalhos realizados em conjunto.

Ao senhor Hélio Pinheiro, por aplicar seus conhecimentos e enorme criatividade na construção e adaptação das unidades experimentais utilizadas nessa pesquisa.

À Prof. Dr^a. Maria Elisa Magri, pelo auxílio com as análises para determinação de adenovírus.

À galera da Daniela, Henrique, Tonon, Mayara, Bruna, Camila Teles, Jonas, Gio, Pedro, Silvana, Paulo, Adriano e Camila Trein. A amizade de vocês, as tardes/noites de cantinho do sabor e os finais de semana compartilhados foram super importantes ao longo desses anos.

À atlética de engenharia sanitária e ambiental (AESAs), por todo o aprendizado e momentos de descontração proporcionados.

Aos membros da banca avaliadora, Prof. Dr^a. Maria Eliza Nagel Hassemer e Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal, pela disponibilidade e auxílio no aprimoramento deste trabalho. Agradeço, também, pela contribuição de vocês em minha formação como um todo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina por toda estrutura física e intelectual disponibilizada. Em especial à equipe do LabTOX pelo auxílio na realização dos ensaios toxicológicos, e do LIMA, por toda assistência em diversas análises.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelas bolsas de mestrado e doutorado e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão dos recursos necessários ao desenvolvimento desta pesquisa.

“Na essência, não somos inferiores nem superiores a ninguém. A verdadeira autoestima e a autêntica humildade surgem dessa compreensão”. (Eckhart Tolle, 2000).

RESUMO

Os eletrobiorreatores a membrana (EBRM) são considerados uma tecnologia com elevado potencial para o tratamento de efluentes sanitários, uma vez que promovem a união entre processos eletroquímicos, de biodegradação e de filtração por membranas em um único reator. Entretanto, sabe-se que o bom desempenho desses sistemas está atrelado à otimização de alguns parâmetros operacionais, tais como o modo de exposição e densidade de corrente, idade do lodo (θ_c) e tempo de detenção hidráulica (TDH). Nesse contexto, investigou-se no presente estudo a eficiência e a estabilidade de um EBRM empregado no tratamento de efluentes sanitários sob diferentes condições operacionais, com ênfase na remoção de nutrientes e avaliação da colmatação da membrana. Para tanto, foram realizados ensaios preliminares de bancada objetivando a otimização das condições elétricas de operação do sistema. Em seguida, o trabalho foi dividido em três etapas. Na Etapa 1 um EBRM em escala piloto foi avaliado sem a aplicação de corrente elétrica, para fins de comparação. Na Etapa 2 foram avaliados os efeitos da aplicação da corrente elétrica e da variação da θ_c (30, 15 e 8 dias) no desempenho de um EBRM em escala piloto. Já na Etapa 3 avaliou-se os efeitos da variação do TDH (30, 20 e 15 horas) no desempenho de um EBRM precedido por uma câmara anóxica (EBRM Ax/Ae), além do potencial de reúso do permeado produzido. Os resultados obtidos nos ensaios preliminares indicaram que, de modo a garantir elevada eficiência e reduzir o consumo de energia, a densidade de corrente de 10,0 A m⁻² sob modo de exposição intermitente de 6 min ligada / 18 min desligada foi considerada a ideal para aplicação do processo eletroquímico. Avaliando-se comparativamente os resultados obtidos na Etapa 1 e no início da Etapa 2, verificou-se que a aplicação da corrente elétrica de forma otimizada permitiu aumentar significativamente a remoção de fósforo e reduzir expressivamente a colmatação da membrana. Além disso, observou-se que a taxa de crescimento dos microrganismos e as atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa foram favorecidas pela ocorrência dos processos eletroquímicos. Durante o desenvolvimento da Etapa 2, observou-se, também, que a variação da idade do lodo não afetou o desempenho do reator quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes, porém, a colmatação da membrana foi mais expressiva na menor θ_c avaliada. Por outro lado, a taxa de crescimento dos microrganismos e as atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa foram favorecidas com a redução da θ_c . Logo, concluiu-se que as melhores condições

operacionais foram obtidas com θ_C de 15 dias. Durante a Etapa 3, constatou-se que as eficiências de remoção de matéria orgânica e fósforo não foram afetadas pela variação do TDH, ao passo que a remoção de nitrogênio total aumentou de 81 para 90 % com a redução do TDH de 30 para 15 h, o que foi atribuído ao aumento da disponibilidade de substrato, à maior diversidade de bactérias desnitrificantes e ao aumento da abundância relativa das bactérias do gênero *Nitrospira*. Em contrapartida, a colmatação da membrana também foi mais expressiva no menor TDH avaliado. Em função disso, concluiu-se que as melhores condições de operação foram obtidas com TDH de 20 horas. Por fim, constatou-se, ainda, que o permeado produzido apresentou elevado potencial para reúso não potável.

Palavras-chave: biorreator a membrana; processos eletroquímicos; idade do lodo; tempo de detenção hidráulica; tratamento de esgoto sanitário; reúso.

ABSTRACT

Membrane electrobioreator (EMBR) is a technology with the potential of treating sanitary effluents since they promote the union between electrochemical, biodegradation and membrane filtration processes in a single reactor. However, it is known that the high performance of these systems is related to the optimization of some operational parameters, such as exposure mode and current density, sludge retention time (SRT) and hydraulic retention time (HRT). In this context, we investigated the efficiency and stability of an EMBR applied in sanitary wastewater treatment under different operating conditions, with emphasis on nutrient removal and evaluation of membrane fouling. In order to do that, preliminary bench tests were carried out aiming at the optimization of the electrical conditions for the system operation. Then, the work was divided into three stages. In run 1, a pilot scale EMBR was evaluated without the application of an electric current, for comparison purposes. In run 2, we evaluated the effects of the application of an electric current and the variation of SRT (30, 15 and 8 days) on the performance of a pilot scale EMBR. Lastly, we assessed the effects of the HRT variation (30, 20 and 15 hours) on the performance of an EMBR preceded by an anoxic tank in run 3. Besides that, the reuse potential of its produced permeate was evaluated. The results obtained in the preliminary tests indicated that a 10.0 Am^{-2} current density under intermittent exposure mode of 6 min on / 18 min off was ideal for the application of the electrochemical process, ensuring high efficiency and reduced energy consumption. By comparing the results obtained in run 1 and at the beginning of run 2, we verified that the electric current application in an optimized mode allowed to increase phosphorus removal and reduce membrane fouling in a substantially way. In addition, it was observed that the microorganisms' growth rate and the biomass autotrophic and heterotrophic activities were favored by the electrochemical processes introduction. During the development of run 2, it was also observed that the sludge retention variation did not affect the reactor's performance regarding the removal of organic matter and nutrients. However, membrane fouling was more expressive at the lowest SRT evaluated. On the other hand, the growth rate of the microorganisms and the autotrophic and heterotrophic activities of biomass were favored by the reduction of SRT. Therefore, it was concluded that the best operational conditions were obtained with a SRT of 15 days. During run 3, it was found that the removal efficiencies of organic matter and phosphorus were not affected by the variation of HRT, while the total

nitrogen removal increased from 81 to 90% with HRT reduction from 30 to 15 hours. This efficiency improvement was attributed to the increase in substrate availability, besides the greater diversity of denitrifying bacteria and the rise of the relative abundance of Nitrospira genus bacteria. However, membrane fouling was also higher in the lowest HRT. Given this information, it was concluded that the best operational conditions were obtained with a 20 hours HRT. At last, it was found that the reactor's permeate had a high potential for non-potable reuse.

Keywords: membrane bioreactor; electrochemical processes; sludge retention time; hydraulic retention time; sanitary wastewater treatment; reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Configurações básicas de BRM: com módulo externo (a) e com módulo submerso (b).....	34
Figura 2.2 - Mecanismos de incrustação das membranas. a) formação da torta; b) adsorção; c) bloqueios dos poros; d) polarização	39
Figura 2.3 - Diferentes estágios de colmatção e respectivas limpezas realizadas para restituição do fluxo	42
Figura 2.4 - Representação esquemática de um EBRM circular: vista superior.....	44
Figura 2.5 - Representação do processo de eletrocoagulação	48
Figura 2.6 - Representação esquemática dos processos de eletroforese (a) e eletrosmose (b)	50
Figura 2.7 - Exemplo de determinação do fluxo crítico.....	58
Figura 2.8 - Representação esquemática do processo de pré-desnitrificação	65
Figura 3.1 - Fluxograma das etapas do estudo	70
Figura 3.2 - Representação esquemática do sistema elétrico da unidade de bancada experimental. C1) circuito 1; C2) circuito 2; C0) biorreator sem aplicação de corrente elétrica; P: painel de comandos elétricos.....	71
Figura 3.3 - Unidade experimental em escala de bancada. 1) fonte de alimentação ajustável; 2) painel de controle; 3) sistema de aeração; 4) eletrobiorreatores.....	72
Figura 3.4 – Representação esquemática da unidade piloto experimental - EBRM.....	76
Figura 3.5 – Imagem real do EBRM. a) vista frontal do aparato experimental; b) vista superior do tanque de aeração.	77
Figura 3.6 – Módulo de membranas utilizado no experimento.....	78
Figura 3.7 – Representação esquemática do EBRM Ax/Ae. 1) entrada de esgoto; 2) tanque anóxico; 3) misturador; 4) placa de PVC; 5) linha de recirculação do licor misto; 6) tanque aeróbio	79
Figura 3.8 - Representação esquemática da captação e armazenamento do esgoto sanitário utilizado para alimentação do reator.	85
Figura 3.9 - Equipamento utilizado para determinação do CSTn	95
Figura 4.1 - Superfície de resposta em função da desejabilidade combinada (D).....	107
Figura 4.2 - Diagrama de Pareto dos efeitos padronizados para a desejabilidade combinada	108
Figura 4.3 – $TCOE_{NH_4}$ e $TCOE_{HET}$ da biomassa antes (controle) e após (eletrocoagulada) a aplicação da corrente elétrica.....	109

Figura 4.4 - Tempo de mistura para as diferentes taxas de aeração da membrana (TAM) testadas.....	111
Figura 4.5 - Permeabilidade hidráulica do módulo utilizado	113
Figura 4.6 - Comportamento da PTM (▲) para cada fluxo imposto (●) durante o ensaio para determinação do fluxo crítico da membrana	113
Figura 4.7 - Concentração de DQO no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	116
Figura 4.8 - Concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) no licor misto do reator (●) e no permeado (□) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	117
Figura 4.9 - Concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	118
Figura 4.10 - Taxas de consumo de oxigênio específicas das bactérias oxidadoras de amônia ($TCOE_{NH_4}$) e nitrato ($TCOE_{NO_2}$) obtidas para as estratégias E_{SE} e $E_{\theta C30}$	119
Figura 4.11 - Concentração de nitrogênio total (N_{total}) no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	120
Figura 4.12 - Concentração de fósforo total no esgoto afluente (■), concentração de fosfato no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	121
Figura 4.13 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (▲) e relação SSV/SST (□) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	122
Figura 4.14 - Evolução da relação A/M ao longo ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	123
Figura 4.15 - Microrganismos observados no licor misto do sistema durante a E_{SE} . a) <i>Epistylis sp</i> ; b) Rotífero; c) <i>Litonotus sp</i> ; e d) Vorticella (aumento de 400x).	125
Figura 4.16 - Abundância relativa bacteriana ao nível de filo ao final de cada estratégia.....	126
Figura 4.17 - Abundância relativa bacteriana ao nível de gênero ao final de cada estratégia	128
Figura 4.18 - Evolução da pressão transmembrana (PTM) (a) e da velocidade de colmatação da membrana (VC) (b) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	129
Figura 4.19 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado (CSTn) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	134

Figura 4.20 - Boxplot da resistência específica à filtração (REF) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	135
Figura 4.21 - Imagens de microscopia óptica do licor misto ao final da E_{SE} (a) e ao final da $E_{\theta C30}$ (b) (aumento de 40x)	135
Figura 4.22 - Boxplot do índice volumétrico de lodo diluído (IVLD) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	136
Figura 4.23 - Evolução do teor de sólidos (■) e da viscosidade (▲) do licor misto durante a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$	137
Figura 4.24 - Concentração de $DQO_{solúvel}$ no licor misto (■) e no permeado (□) ao longo do período experimental	140
Figura 4.25 - Evolução da relação A/M (▲) e do teor de SSV (□) do licor misto ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas	141
Figura 4.26 - Evolução da taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) das bactérias heterotróficas aeróbias ($TCOE_{HET}$) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas	142
Figura 4.27 - Concentração de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) no esgoto afluente (■) e no permeado (□), bem como as respectivas eficiências de remoção (▲) obtidas ao longo das diferentes idades de lodo	144
Figura 4.28 - Boxplot da concentração média de nitrato ($N-NO_3^-$) no permeado para as diferentes idades de lodo avaliadas	145
Figura 4.29 - Taxas de consumo de oxigênio específicas (TCOE) das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia (■) e de nitrito (□), obtidas para as diferentes idades de lodo avaliadas	145
Figura 4.30 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (□) e relação SSV/SST (▲) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas	148
Figura 4.31 - Evolução da relação SSV/SST durante as estratégias $E_{\theta C30}$ (a), $E_{\theta C15}$ (b) e $E_{\theta C8}$ (c).....	149
Figura 4.32 - Abundância relativa bacteriana, no nível de filo, para as diferentes idades de lodo estudadas.....	150
Figura 4.33 - Abundância relativa bacteriana, no nível de gênero, para as diferentes idades de lodo estudadas.....	151
Figura 4.34 - Evolução da pressão transmembrana (a) e da velocidade de colmatação (b) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas	153
Figura 4.35 - Valores médios de proteínas (□) e carboidratos (■) da fração EPS ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas	157
Figura 4.36 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos para as diferentes idades de lodo avaliadas ..	158
Figura 4.37 - Boxplot das resistências específicas à filtração (REF) para as diferentes idades de lodo avaliadas	159

Figura 4.38 - Boxplot do índice volumétrico do lodo diluído (IVLD) para as diferentes idades de lodo avaliadas.....	159
Figura 4.39 - Boxplot do tamanho médio dos flocos para as diferentes idades de lodo avaliadas.....	161
Figura 4.40 - Concentração de $DQO_{solúvel}$ no esgoto (■), no tanque anóxico (■) e no tanque aeróbio (□), nos diferentes TDH avaliados..	163
Figura 4.41 - Concentração de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) no esgoto afluente (■) e no permeado (□), bem como as respectivas eficiências de remoção (▲) obtidas ao longo das diferentes estratégias avaliadas ...	165
Figura 4.42 - Boxplot da concentração média de nitrato ($N-NO_3^-$) no tanque anóxico do EBRM Ax/Ae, para cada TDH avaliado.....	168
Figura 4.43 - Velocidade de consumo de nitrato (VCN) obtida para cada TDH avaliado.....	169
Figura 4.44 - Evolução da relação DQO/N_{total} ao longo das diferentes estratégias operacionais.....	169
Figura 4.45 - Boxplot da concentração média de nitrato ($N-NO_3^-$) no permeado em cada TDH avaliado	170
Figura 4.46 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (□) do licor misto e relação SSV/SST (▲) ao longo dos diferentes TDH avaliados.....	173
Figura 4.47 - Evolução da relação alimento/microrganismo (A/M) ao longo dos diferentes TDH avaliados.....	173
Figura 4.48 - Abundância relativa bacteriana, no nível de filo, para os diferentes TDH estudados.....	174
Figura 4.49 - Abundância relativa bacteriana, no nível de gênero, para os diferentes TDH estudados.....	175
Figura 4.50 - Evolução da pressão transmembrana (a) e da velocidade de colmatação (b) ao longo dos diferentes TDH avaliados	177
Figura 4.51 - Valores médios da concentração de proteínas (■) e carboidratos (■) da fração EPS ao longo dos diferentes TDH.....	181
Figura 4.52 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos para os diferentes TDH avaliados	182
Figura 4.53 - Evolução do tamanho médio das partículas ao longo dos diferentes TDH avaliados.....	184
Figura 4.54 - Boxplot do índice volumétrico diluído (IVLD) do licor misto, para os diferentes TDH avaliados	184
Figura 4.55 - Distribuição percentual média do consumo de energia de cada componente do EBRM Ax/Ae.....	189
Figura 4.56 - Aspecto do eletrodo de alumínio após três meses de operação.....	191

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Principais trabalhos publicados sobre EBRM aplicados ao tratamento de esgotos sanitários.....	46
Tabela 2.2 - Padrões para reúso não potável estabelecidos pelos órgãos regulatórios dos Estados Unidos e da Itália.....	67
Tabela 2.3 - Padrões para reúso não potável sugeridos no MCRE.....	68
Tabela 3.1 - Valores médios de SST, REF, SMP e fósforo das amostras de licor misto padronizadas.....	73
Tabela 3.2 - Planejamento fatorial 2^2 , com ponto central em triplicata, elaborado para a otimização das condições operacionais elétricas (modo de exposição e densidade de corrente) do EBRM.....	74
Tabela 3.3 - Estratégias operacionais utilizadas em cada etapa do trabalho. θ_c - idade do lodo. TDH - tempo de detenção hidráulica. E_{SE} - período sem aplicação de corrente elétrica.....	80
Tabela 3.4 - Estratégias avaliadas na Etapa 3 do estudo, bem como os diferentes TDH e os respectivos fluxos de permeado empregados.....	83
Tabela 3.5 - Características do esgoto sanitário ao longo de cada estratégia operacional (valores médios e desvio padrão).....	86
Tabela 3.6 - Volume diário de lodo descartado de acordo com as respectivas condições experimentais empregadas em cada estratégia ..	87
Tabela 3.7 - Análises realizadas nos diferentes pontos amostrados.....	90
Tabela 3.8 - Métodos de análise empregados.....	91
Tabela 3.9 - Análises complementares realizadas para o monitoramento das características do licor misto do reator.....	92
Tabela 3.10 - Ensaios realizados para a avaliação do potencial de incrustação do licor misto, bem como a frequência de análise.....	94
Tabela 3.11 - Análises e cálculos realizados para avaliação da atividade e composição da biomassa.....	96
Tabela 4.1 - Remoção de fósforo e SMP, e porcentagem de melhoria do REF para cada ensaio do planejamento fatorial proposto.....	104
Tabela 4.2 - Planejamento fatorial 2^2 elaborado para realização dos ensaios, apresentando como resposta a desejabilidade combinada.....	106
Tabela 4.3 - Valores do coeficiente transferência de oxigênio (K_{1a}) obtidos para as diferentes vazões de ar e respectivas taxas de aeração da membrana (TAM) testadas.....	112
Tabela 4.4 - Taxa de consumo de oxigênio (TCO) endógena e heterotrófica, teor de SSV e taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) obtidas para as estratégias E_{SE} e $E_{\theta C30}$	118

Tabela 4.5 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_p/SMP_C e EPS_p/EPS_C , durante a E_{SE} e E_{0C30}	132
Tabela 4.6 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a VC e as propriedades do licor misto	132
Tabela 4.7 - Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e valores médios de DQO no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção cada idade de lodo avaliada.....	139
Tabela 4.8 - Carga nitrogenada volumétrica (CNV) aplicada e valores médios de N_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção obtidas para cada idade de lodo avaliada.....	143
Tabela 4.9 - Carga de fósforo volumétrica (CPV) aplicada e valores médios de P_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada idade de lodo avaliada	146
Tabela 4.10 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_p/SMP_C e EPS_p/EPS_C , em cada estratégia avaliada	154
Tabela 4.11 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a VC e as propriedades do licor misto	155
Tabela 4.12 - Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e valores médios de DQO no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada estratégia operacional	162
Tabela 4.13 - Carga nitrogenada volumétrica (CNV) e valores médios de N_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada estratégia operacional.....	165
Tabela 4.14 - Valores médios de pH e oxigênio dissolvido (OD) nos tanques aeróbio e anóxico para as diferentes estratégias avaliadas.....	166
Tabela 4.15 - Taxas de consumo de oxigênio específicas das bactérias heterotróficas ($TCOE_{HET}$) e das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia ($TCOE_{NH_4}$) e de nitrito ($TCOE_{NO_2}$), além da velocidade de consumo de amônia (VCA) para cada estratégia avaliada.....	167
Tabela 4.16 - Carga de fósforo volumétrica (CPV) e valores médios de P_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção obtidas para cada estratégia operacional	171
Tabela 4.17 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_p/SMP_C e EPS_p/EPS_C , em cada estratégia avaliada	179
Tabela 4.18 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a VC e as propriedades do licor misto	180
Tabela 4.19 - Parâmetros de qualidade do permeado do EBRM Ax/Ae e diferentes padrões para reúso não potável	187

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

θ_c = Idade do lodo;

ζ = Potencial zeta;

∞ = infinito

A = Âmpere;

A/M = Relação alimento microrganismo;

ANA = Agência Nacional de Águas

A/M = Relação alimento/microrganismo;

Ax/Ae = Anóxico/aeróbio;

BOA = Bactérias oxidantes de amônia;

BON = Bactérias oxidantes de nitrato;

BRM = Biorreator a Membrana;

CAPEX = Despesas de capital;

CASAN = Companhia Catarinense de Águas e Esgotos;

CC = Corrente contínua;

CNV = Carga nitrogenada volumétrica;

COV = Carga orgânica volumétrica;

CPV = Carga de fósforo volumétrica;

CNRH = Conselho Nacional dos Recursos Hídricos

cP = Centipoise;

CSTn = *Normalized capillary suction time*: tempo de sucção capilar normalizado

D = Desejabilidade combinada;

di = Desejabilidade;

EBPR = *Enhanced Biological Phosphorus Removal*: remoção biológica aprimorada de fósforo.

EBRM = Eletrobiorreator a membrana;

EPAR = Estação de produção de água de reúso;

EPS = *Extracellular Polymeric Substances*: substâncias poliméricas extracelulares;

EPS_p/EPS_C = Relação proteínas/carboidratos das EPS

ETE = Estação de tratamento de efluentes;

F_a = constante de *Faraday*

FIESP = Federação das Indústrias do Estado de São Paulo

HAdV = adenovírus humano

I = corrente elétrica

IVLD = Índice volumétrico de lodo diluído;

J_c = Fluxo crítico;

K_{La} = Coeficiente de transferência de oxigênio;

LAC = Lodos ativados convencionais;
LaRA = Laboratório de Reúso de Águas;
LETA = Laboratório de Experimentação de Tecnologias Avançadas;
LIMA = Laboratório Integrado de Meio Ambiente;
Lp = Permeabilidade hidráulica;
MCRE: Manual de Conservação e Reúso em Edificações
MF = Microfiltração;
NDS = Nitrificação e desnitrificação simultânea;
NMP = Número mais provável;
OAF = Organismos acumuladores de fosfato;
OH• = Radical hidroxila;
OPEX = Custos de operação;
PTM = Pressão Transmembrana;
REF = Resistência específica à filtração;
RPM = Rotações por minuto;
SMP = *Soluble Microbial Products*, em português: Produtos microbianos solúveis;
SMP_P/SMP_C = Relação proteínas/carboidratos dos SMP
SST = Sólidos suspensos totais;
SSV = Sólidos suspensos voláteis;
TAM = Taxa de aeração da membrana
TCO = Taxa de consumo de consumo de oxigênio;
TCOE = Taxa de consumo de consumo de oxigênio específica;
TDH = Tempo de detenção hidráulica;
UF = Ultrafiltração;
UFC = Unidades formadora de colônia;
UFP = Unidades formadoras de placa;
USEPA = Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos;
V = Volt;
VC = Velocidade de colmatação da membrana;
VCA = Velocidade de consumo de amônia;
VCN = Velocidade de consumo de nitrato;
Yobs = coeficiente de produção celular.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO, PROBLEMAS DE PESQUISA, HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	27
1.1	INTRODUÇÃO	27
1.2	PROBLEMAS DE PESQUISA	30
1.3	HIPÓTESES.....	30
1.4	OBJETIVOS	31
1.4.1	Objetivo geral.....	31
1.4.2	Objetivos específicos	31
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	33
2.1	BIORRETORES A MEMBRANA (BRM) APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	33
2.1.1.	Definição e Características	33
2.1.2.	Aspectos históricos e aplicação da tecnologia	35
2.2	COLMATAÇÃO DAS MEMBRANAS	38
2.2.1	Substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP)	40
2.2.2	Controle da colmatação das membranas	41
2.3	COAGULAÇÃO QUÍMICA	42
2.4	ELETROBIORRETORES A MEMBRANA (EBRM)	44
2.4.1	Processos eletroquímicos ocorridos no EBRM.....	47
2.5	ASPECTOS OPERACIONAIS EM EBRM	51
2.5.1	Densidade de corrente aplicada e modo de exposição.....	51
2.5.2	Taxa de aeração (TAM).....	53
2.5.3	Tempo de detenção hidráulica (TDH).....	54
2.5.4	Idade do lodo (θ_c).....	55
2.5.5	Pressão transmembrana (PTM).....	57
2.5.6	Fluxo crítico (J_c).....	58
2.6	REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM EBRM.....	59
2.6.1	Remoção de fósforo	59
2.6.2	Remoção biológica do nitrogênio.....	61
2.7	REÚSO NÃO POTÁVEL DE EFLUENTES TRATADOS .	66
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	69
3.1	ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA	71
3.1.1	Unidade de bancada.....	71
3.1.2	Inóculo.....	72
3.1.3	Procedimento experimental.....	73
3.1.4	Métodos analíticos.....	75
3.2	ENSAIOS EM ESCALA PILOTO	76

3.2.1	Aparato experimental.....	76
3.2.2	Estratégias Operacionais.....	79
3.2.3	Parâmetros de partida e operação do EBRM	84
3.2.4	Métodos analíticos.....	90
3.2.5	Ensaio de bancada para avaliação do potencial de incrustação do licor misto.....	93
3.2.6	Ensaio para avaliação das características e comportamento da biomassa.....	96
3.2.7	Ensaio complementar para avaliação do potencial de reúso do permeado.....	99
3.2.8	Tratamento estatístico dos dados	101
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
4.1	SEÇÃO I: OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES ELÉTRICAS DE OPERAÇÃO.....	104
4.1.1	Avaliação da remoção de fósforo e da melhoria das condições de filtrabilidade do licor misto.....	104
4.1.2	Otimização das condições operacionais	106
4.1.3	Efeitos da aplicação da corrente elétrica na biomassa ..	109
4.1.4	Síntese dos Resultados	110
4.2	SEÇÃO II: ENSAIOS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO REATOR EM ESCALA PILOTO 111	
4.2.1	Síntese dos Resultados	114
4.3	SEÇÃO III: EFEITOS DA APLICAÇÃO DA CORRENTE ELÉTRICA NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES, NA ATIVIDADE E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA E NA REDUÇÃO DO POTENCIAL INCRUSTANTE DO LICOR MISTO.....	115
4.3.1	Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes	115
4.3.2	Avaliação das características da biomassa	122
4.3.3	Avaliação do potencial de incrustação do licor misto	129
4.3.4	Síntese dos resultados	138
4.4	SEÇÃO IV: EFEITOS DA VARIAÇÃO DA IDADE DO LODO NO DESEMPENHO DO EBRM.....	139
4.4.1	Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes	139
4.4.2	Avaliação das características da biomassa	148
4.4.3	Avaliação do potencial de incrustação do licor misto	153
4.4.4	Síntese dos resultados	161
4.5	SEÇÃO V: EFEITOS DA VARIAÇÃO DA TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NO DESEMPENHO DO EBRM AX/AE	

4.4.5	Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes	162
4.4.6	Avaliação das características da biomassa.....	172
4.4.7	Avaliação do potencial de incrustação do licor misto	177
4.4.8	Síntese dos resultados	185
4.5	SEÇÃO VI: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO, CONSUMO ENERGÉTICO DO SISTEMA E DURABILIDADE DOS ELETRODOS	186
4.5.1	Potencialidade de reúso do efluente tratado no EBRM Ax/Ae	186
4.5.2	Análise do consumo energético do reator	189
4.5.3	Avaliação da durabilidade dos eletrodos	190
4.5.4	Síntese dos resultados	192
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	193
5.1	CONCLUSÕES	193
5.2	RECOMENDAÇÕES	195
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	197
7	APÊNDICES.....	225
8	ANEXOS.....	227

1 INTRODUÇÃO, PROBLEMAS DE PESQUISA, HIPÓTESES E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico acelerado, aliado a diversificação das atividades humanas nas últimas décadas, vem resultando em maior demanda pela água, e, conseqüentemente, em maior geração de efluentes. Nesse contexto, no que se refere aos efluentes sanitários, a atual situação do Brasil é bastante crítica. Segundo dados do Atlas Esgotos (ANA, 2017), pouco mais da metade da população urbana brasileira (55%) tem acesso a serviços de tratamento de esgoto considerados adequados e somente 42,6% dos esgotos gerados no país são submetidos a algum tipo de tratamento, sendo o restante lançado diretamente nos corpos receptores ou no solo.

A disposição inadequada de efluentes sanitários não tratados ou submetidos a um tratamento insatisfatório tem sido considerada um dos maiores problemas relacionados à degradação dos corpos hídricos, uma vez que promovem grande aporte de nutrientes e matéria orgânica, contribuindo diretamente no fenômeno da eutrofização, que pode causar a diminuição do nível de oxigênio na água e gerar grandes prejuízos ao ecossistema aquático (METCALF; EDDY, 2014). Destacam-se, ainda, os sérios riscos à saúde da população atrelados ao uso desses mananciais como fonte de abastecimento, devido à contaminação por patógenos. Constitui-se assim um panorama no qual são necessárias melhorias nas tecnologias aplicadas ao tratamento de efluentes, com intuito de garantir a qualidade ambiental dos corpos receptores e, sempre que possível, promover a prática do reúso.

Como alternativa a essa necessidade, os biorreatores a membrana (BRM) mostram-se aptos a produzir efluentes de excelente qualidade. De maneira geral, os BRM aeróbios operam de forma semelhante aos processos de lodos ativados convencionais (LAC), sendo, no entanto, a etapa de sedimentação substituída pelo processo de filtração com membranas (JUDD; JUDD, 2011). Essa concepção traz algumas vantagens ao sistema, como: a redução da área necessária aos reatores, devido a não necessidade de uma unidade específica para a sedimentação; e a total retenção de biomassa no interior do reator, que intensifica a ação de degradação microbiológica da matéria orgânica e nutrientes (PARK; CHANG; LEE, 2015). Em contrapartida, apesar das vantagens reportadas, um dos principais fatores limitantes na utilização desses

sistemas é a colmatação das membranas, que resulta na perda de fluxo de permeado ou no aumento da pressão transmembrana durante o processo de filtração, elevando o custo de operação (MENG et al., 2017).

Dentre as alternativas utilizadas para o controle da colmatação das membranas, a modificação das características do licor misto, de modo a aumentar sua filtrabilidade, tem sido bastante empregada (MISHIMA; NAKAJIMA, 2009; JI et al., 2010; WANG, H. et al., 2014). Nesse viés, a aplicação de correntes elétricas de baixa intensidade de modo a promover o processo de eletrocoagulação vem ganhando destaque nos últimos anos frente aos processos de coagulação tradicionais, principalmente em função da simplicidade operacional dos sistemas, da menor produção de lodo e da elevada capacidade de aglomeração de poluentes sem a necessidade de inserção de produtos químicos (MOLLAH, 2004; SAHU et al., 2014). Outra vantagem significativa da aplicação da eletrocoagulação é a ampliação da capacidade de remoção de fósforo do sistema, uma vez que a remoção desse nutriente em BRM é normalmente realizada por meio de processos biológicos, os quais são bastante suscetíveis a falhas no desempenho (OEHMEN et al., 2007; KIM et al., 2008).

Dessa forma, a aplicação de correntes elétricas de baixa intensidade em unidades de tratamento de efluentes utilizando membranas, tendo em vista o controle da colmatação e a remoção de fósforo, tem sido alvo de diversas pesquisas (CHEN et al., 2007; CHEN; YANG; ZHOU, 2007; WEI; OLESZKIEWICZ; ELEKTOROWICZ, 2009; AKAMATSU et al., 2010; KIM et al., 2010). Nesse sentido, estudos recentes têm demonstrado que os reatores que promovem a união entre processos eletroquímicos, biológicos e de separação por membranas em uma única unidade, denominados eletrobiorreatores a membrana (EBRM), apresentam diversas vantagens frente aos BRM convencionais, tais como: a melhoria das condições de desidratação do lodo, elevada capacidade de remoção de fósforo e matéria orgânica e, sobretudo, uma maior estabilidade operacional devido à minimização da colmatação (IBEID, ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013b; LIU et al., 2013; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; ZHANG, J. et al., 2015). Em função das vantagens reportadas, os EBRM têm sido vistos como uma tecnologia com elevado potencial de aplicação para o tratamento de efluentes (ENSANO et al., 2016).

Entretanto, sabe-se que a aplicação de processos eletroquímicos em BRM é um processo complexo, devido ao possível efeito adverso que a corrente elétrica e os subprodutos gerados podem causar à comunidade

microbiana (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWIC, 2011). Logo, é evidente a necessidade de otimizar as condições operacionais elétricas desses sistemas, de modo a reduzir a colmatação da membrana e maximizar a remoção de nutrientes sem causar efeitos negativos ao processo biológico. É importante ressaltar, ainda, que a elevada eficiência dos EBRM está atrelada à determinação de alguns outros parâmetros ideais de operação, dentre os quais pode-se destacar a idade do lodo (θ_c) e o tempo de detenção hidráulica (TDH), uma vez que estes interferem diretamente em diversos aspectos relativos ao sistema, tais como a filtrabilidade do licor misto e a capacidade de remoção de nutrientes (PARK; CHANG; LEE, 2015). Em vista disso, cabe salientar que, embora existam diversos estudos voltados à otimização do TDH e da θ_c em BRM convencionais (DENG et al., 2016; ISMA et al., 2014; MANNINA et al., 2018), pouca informação é encontrada na literatura sobre os EBRM, o que evidencia a necessidade do desenvolvimento de pesquisas nessa temática.

Nesse contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar a eficiência e a estabilidade de um EBRM empregado no tratamento de efluentes sanitários sob diferentes condições operacionais, com ênfase na remoção de nutrientes e na avaliação da colmatação da membrana, buscando, deste modo, o aprimoramento de uma tecnologia inovadora para o tratamento de efluentes sanitários. O presente estudo insere-se na linha de pesquisa voltada ao tratamento de efluentes líquidos empregando processos de separação por membranas, que vem sendo realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) nos últimos anos (ANDRADE, 2001; PELEGRIN, 2004; PROVENZI, 2005; MAESTRI, 2007; CAMPELLO, 2009; BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BERNADELLI, 2014; BELLI, 2015; COSTA, 2018). Por fim, vale salientar que existem poucos relatos na literatura pertinente sobre a aplicação de eletrobiorreatores a membrana no Brasil até o momento, sendo este estudo um dos pioneiros desse tipo de sistema.

1.2 PROBLEMAS DE PESQUISA

Com base nas informações elencadas na introdução foram identificados os seguintes problemas de pesquisa relacionados aos eletrobiorreatores a membrana:

- Qual a condição operacional ideal para aplicação de correntes elétricas em EBRM de modo a melhorar o desempenho do reator sem causar efeitos adversos à biomassa?
- Quais os efeitos da variação da idade do lodo no desempenho do EBRM?
- Quais os efeitos da variação do tempo de detenção hidráulica no desempenho do EBRM?
- Qual o potencial de reúso do permeado produzido no EBRM?

1.3 HIPÓTESES

Considerando os problemas identificados, o delineamento da pesquisa foi realizado com base nas seguintes hipóteses:

- *Primeira hipótese:* A aplicação de correntes elétricas de forma otimizada em EBRM reduz o potencial incrustante do licor misto e favorece a remoção de fósforo no reator, sem causar efeitos adversos à comunidade microbiana;
- *Segunda hipótese:* A redução da idade de lodo favorece a remoção de nitrogênio total no EBRM, porém, aumenta o potencial de incrustação do licor misto;
- *Terceira hipótese:* A redução do tempo de detenção hidráulica favorece a remoção de nitrogênio total no EBRM, porém, aumenta o potencial de incrustação do licor misto;
- *Quarta Hipótese:* O permeado produzido no EBRM apresenta elevada qualidade, sendo passível de aplicação para reúso direto não potável.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um eletrobiorreator a membrana (EBRM) em escala piloto aplicado ao tratamento de efluentes sanitários, objetivando a remoção de nutrientes e o controle da colmatação da membrana.

1.4.2 Objetivos específicos

- Investigar os efeitos da aplicação de diferentes densidades de corrente elétrica sob diferentes modos de exposição em um licor misto aeróbio, de modo a otimizar as condições operacionais elétricas do EBRM;
- Investigar a influência da aplicação da corrente elétrica otimizada na redução do potencial incrustante do licor misto, na remoção de nutrientes e matéria orgânica de esgoto sanitário e na atividade e composição da biomassa no EBRM;
- Avaliar o impacto da variação da idade do lodo (30, 15 e 8 dias) no desempenho do EBRM;
- Avaliar o impacto da variação do tempo de detenção hidráulica (30, 20 e 15 horas) no desempenho do EBRM associado a uma câmara anóxica e operado em regime de pré-desnitrificação;
- Avaliar a potencialidade de reúso direto não potável do permeado produzido no EBRM associado a uma câmara anóxica e operado em regime de pré-desnitrificação.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 BIORREATORES A MEMBRANA (BRM) APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

2.1.1 Definição e Características

A tecnologia de biorreatores a membrana é geralmente descrita como a combinação do processo de degradação biológica com a separação sólido/líquido por membranas (LE-CLECH, 2010). De maneira geral, os BRM aeróbios operam de forma semelhante aos processos de lodos ativados convencionais, sendo, no entanto, a etapa de sedimentação substituída pelo processo de filtração com membranas, geralmente de micro ou ultrafiltração (JUDD; JUDD, 2011). Essa concepção permite reduzir à área necessária aos reatores, devido a não necessidade de uma unidade específica para a sedimentação, além de proporcionar total retenção de biomassa no interior do reator, o que intensifica a degradação microbiológica de matéria orgânica e nutrientes (SANTOS, MA; JUDD, 2006).

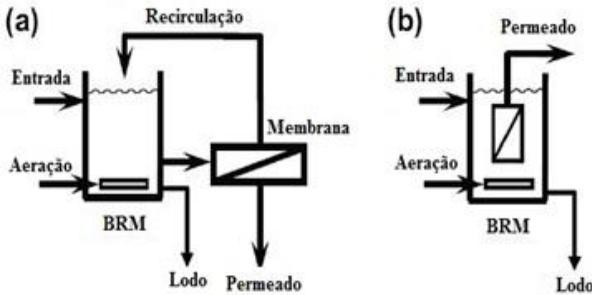
A substituição do decantador secundário pelas membranas proporciona, ainda, algumas outras vantagens aos BRM frente aos LAC, tais como: a maior capacidade de remoção de microrganismos patogênicos, devido à seletividade imposta pelas membranas às bactérias e até mesmo a alguns vírus; além da possibilidade de operação com elevada idade de lodo (θ_c), que promove uma redução significativa na produção de lodo excedente, permite a degradação de compostos de baixa biodegradabilidade e favorece o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento envolvidos na remoção de nutrientes, como as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*, responsáveis pela etapa de nitrificação (JUDD; JUDD, 2011; HAI; YAMAMOTO; LEE, 2014).

Nesse contexto, os BRM são capazes de produzir um efluente final com elevada qualidade, comparada à produzida por sistemas de tratamento convencionais em nível terciário, o que possibilita o emprego desta tecnologia para atender padrões bastante restritivos de lançamento, e, sobretudo para a produção de água reúso (PARK; CHANG; LEE, 2015).

Atualmente existem duas configurações básicas de BRM comerciais, diferenciadas entre si com base na posição em que o módulo fica inserido no sistema, os que possuem o módulo de membranas

acoplado externamente (Figura 2.1a) e os que possuem o módulo submerso no próprio tanque reacional (Figura 2.1b).

Figura 2.1 - Configurações básicas de BRM: com módulo externo (a) e com módulo submerso (b)



Fonte: Adaptado de Judd e Judd (2011)

Nos BRM com módulo externo, o líquido reacional do biorreator é bombeado ao módulo de membranas, que por sua vez, promove a separação em duas linhas: a do permeado, que é removida; e a de concentrado, que retorna ao biorreator (METCALF; EDDY, 2014). A elevada velocidade tangencial usualmente aplicada ao módulo promove a turbulência necessária para arrastar as partículas sólidas que tenderiam a se depositar sobre a superfície da membrana, reduzindo os efeitos da colmatação. Entretanto, tal modo de operação implica em um alto gasto energético que acaba restringindo a utilização deste modelo de biorreator a sistemas de pequeno a médio porte (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Já nos BRM com módulo submerso, a retirada do efluente tratado ocorre através da diferença de pressão entre o lado do permeado e o da solução, enquanto as partículas (com tamanho maior que os poros da membrana) são retidas no interior do sistema (PARK; CHANG; LEE, 2015). Nessa configuração de reator, o controle da colmatação ocorre por meio da turbulência ocasionada pelo sistema de aeração, que geralmente é capaz de proporcionar condições de operação satisfatórias (CHANG, 2011). Gupta, Jana e Majumder (2008) salientam, ainda, que devido a não necessidade de recirculação, o consumo de energia nessas condições é bastante reduzido, o que tem motivado a sua preferência para aplicação em unidades de tratamento de efluentes.

Com relação aos módulos de membrana utilizado nos BRM submersos, estes geralmente ficam restritos aos de placa plana (*Flat Sheet Membrane*) e de fibra-oça (*Hollow Fiber*). No primeiro modelo, as

membranas são dispostas paralelamente nos módulos, separadas por espaçadores e suportes porosos que realizam a captação do permeado. O módulo de fibra oca, por sua vez, é composto por um feixe de membranas poliméricas em formato cilíndrico, fixo ao menos em uma das extremidades. Neste caso, o fluxo de permeado ocorre preferencialmente do exterior para o interior das fibras.

Tais módulos geralmente são equipados com membranas de microfiltração (MF) ou de ultrafiltração (UF), as quais diferem entre si pelo tamanho médio dos poros. Enquanto as membranas de MF possuem tamanho médio dos poros variando entre 0,1 - 1,0 μm , as membranas de UF são mais restritivas, com tamanho variando entre 0,01 - 0,1 μm (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2014). Cabe salientar que, apesar do aumento da eficiência com a utilização das membranas de UF, o consumo de energia também pode ser mais elevado em função da necessidade da aplicação de uma maior pressão transmembrana para realizar a filtração.

No que tange à composição, as membranas empregadas em BRM podem ser confeccionadas a partir de materiais orgânicos ou inorgânicos, dependendo das características do efluente a ser tratado e das necessidades operacionais (JUDD; JUDD, 2011). Contudo, para o tratamento de efluentes domésticos e de águas para abastecimento, as membranas orgânicas, também denominadas poliméricas, possuem maior aplicação.

Segundo Park, Chang e Lee (2015), as membranas poliméricas podem ser classificadas como hidrofílicas ou hidrofóbicas, em função do material polimérico utilizado. Membranas hidrofílicas apresentam maior afinidade pela água e podem ser sintetizadas a partir de materiais como, por exemplo, éster de celulose, policarbonato, polissulfona, polietersulfona, polifluoreto de vinilideno, poliamida e polieteramida. Membranas hidrofóbicas por sua vez, podem adsorver componentes de natureza semelhante, como algumas proteínas geralmente presentes em efluentes sanitários que possuem regiões hidrofóbicas em sua estrutura, aumentando assim a propensão à colmatção. Estas membranas são confeccionadas, geralmente, a partir de polipropileno ou polietileno (ULBRICHT, 2006).

2.1.2 Aspectos históricos e aplicação da tecnologia

O primeiro relato da aplicação desta tecnologia é atribuído à Smith, Gregorio e Talcott (1969), que utilizaram um módulo de membranas tubular externo acoplado a um LAC para a clarificação de efluentes domésticos. No entanto, esse modelo de BRM, considerado como de

primeira geração, não mostrou grande aplicabilidade devido ao elevado custo das membranas, à pequena produção de permeado e ao alto consumo de energia em função da necessidade de recirculação, ficando limitado principalmente a processos de tratamento de águas residuárias de pequena escala.

Não obstante, o grande avanço nos BRM ocorreu somente no final da década de 1980, quando Yamamoto (1989) propôs a utilização de membranas de fibra oca submersas no tanque de aeração do reator, essa concepção permitiu obter uma operação mais estável do sistema, o que reduziu os custos de operação e, conseqüentemente, despertou o interesse do mercado nesta tecnologia. Em função disto, nos anos seguintes surgiram os primeiros BRM submersos comerciais, instalados inicialmente em pequenas unidades, tais como condomínios, e, mais tarde, em pequenas instalações municipais (JUDD; JUDD, 2011). Desde então, a utilização de BRM passou a ser considerada uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, o que levou ao aumento exponencial de sua aplicação e das pesquisas a cerca do tema ao longo dos anos (MENG et al., 2012).

É importante lembrar, ainda, que tal condição também impulsionou o surgimento de novas empresas ligadas a esta tecnologia, o que contribuiu expressivamente para o aumento da qualidade e para a redução do custo das membranas, permitindo que os BRM se tornassem mais competitivos frente aos processos convencionais de tratamento. De acordo com Young et al. (2014), as despesas de capital (CAPEX) para instalação de um BRM já são menores em relação às tecnologias convencionais de tratamento para algumas situações, como por exemplo, nos locais em que o valor da área para a construção da unidade de tratamento é elevado, ou em que uma alta eficiência de remoção de nutrientes é exigida. Destaca-se que esse cenário tende a melhorar nos próximos anos, pois, assim como ocorreu com as membranas de osmose reversa anteriormente, o custo para instalação de um BRM pode ser reduzido consideravelmente em função da padronização dos produtos utilizados (SANTOS; MA; JUDD, 2011).

Esta combinação de fatores, aliada a implementação de padrões de lançamento de efluentes cada vez mais restritivos em diversos países, impulsionaram consideravelmente a utilização de BRM. De acordo com Judd (2016), já existem BRM instalados em mais de 200 países, e um crescimento anual de cerca de 15% no mercado global desta tecnologia tem sido regularmente relatado. Ainda de acordo com este autor, o valor

de mercado atual dos BRM já ultrapassa US\$ 1,2 bi, e possui projeção de alcançar US\$ 3 bi já em 2019.

No Brasil, a utilização de membranas para o tratamento de águas residuárias também vem crescendo gradualmente. As primeiras aplicações desta tecnologia no país, em escala real, restringiam-se ao tratamento de efluentes industriais (SUBTIL; HESPANHOL; MIERZWA, 2013). Por outro lado, cabe evidenciar quatro empreendimentos de grande porte empregados para o tratamento de efluentes sanitários no estado de São Paulo, são eles: a estação de produção de água de reúso (EPAR) Capivari II, a EPAR Boa Vista, a estação de tratamento de efluentes (ETE) de Campos do Jordão e o projeto Aquapolo.

A EPAR Capivari II é operada pela Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento (SANASA), no município de Campinas e emprega a tecnologia de BRM para tratar esgoto municipal. O sistema foi concebido para tratar uma vazão total de 360 L s^{-1} , sendo o primeiro BRM em escala real da América Latina empregado para este fim (PAGOTTO et al., 2014). Ainda em Campinas, a SANASA pretende iniciar no ano de 2018 a operação da EPAR Boa Vista, que também emprega a tecnologia de membranas e foi projetada para tratar uma vazão de 180 L s^{-1} , ampliando para 100% a capacidade instalada para o tratamento de esgotos gerados no município (SANASA, 2018).

A ETE de Campos de Jordão é operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e emprega a tecnologia de BRM para o tratamento de esgoto municipal, com vazão de projeto de 215 L s^{-1} . A tecnologia de BRM foi escolhida devido a restrições legais relacionadas ao lançamento de esgoto no corpo receptor (classe 2 de baixa vazão) (SUBTIL; HESPANHOL; MIERZWA, 2013). Já o projeto Aquapolo, também coordenado pela SABESP, é voltado à produção de água de reúso, a qual é destinada, sobretudo, ao polo petroquímico de Mauá-SP. A tecnologia empregada associa BRM e osmose reversa para gerar uma vazão de água de reúso de 650 L s^{-1} , com possibilidade de ampliação para até 1000 L s^{-1} (KULLMANN et al., 2011).

Devido às diversas vantagens que oferecem em relação aos sistemas de tratamento convencionais, os BRM são considerados na atualidade uma tecnologia com elevado potencial de aplicação para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, especialmente com vistas à produção de águas de reúso (SANTOS; MA; JUDD, 2011; JUDD; 2016). Não obstante, apesar da expressiva expansão do mercado e

significativa melhora no desempenho desses sistemas nos últimos anos, o elevado custo de operação (OPEX), relacionado principalmente aos problemas causados pelo fenômeno de colmatação das membranas, ainda é considerado um dos principais obstáculos para a maior aplicação dos BRM, sobretudo em países em desenvolvimento (DREWS, 2010; MENG et al., 2012; PARK; CHANG; LEE, 2015).

Levando em consideração os aspectos mencionados, é evidente a necessidade da continuidade de pesquisas nessa linha de modo a melhor compreender a dinâmica do processo, além de desenvolver novas tecnologias buscando promover um modo de operação mais estável, menos oneroso e consequentemente mais aplicável.

2.2 COLMATAÇÃO DAS MEMBRANAS

O termo colmatação ou incrustação pode ser definido como a acumulação de substâncias sobre a superfície e/ou dentro dos poros da membrana, que podem provocar a redução no fluxo de permeado quando em regime de pressão constante, ou o aumento da pressão transmembrana (PTM) quando em regime de fluxo constante (JUDD; JUDD, 2011).

Esse fenômeno possui interferência direta em diversos aspectos relativos ao desempenho do sistema, tais como: a produtividade da membrana, vida útil das membranas, requisitos de aeração, frequência de limpezas físicas e químicas, dentre outros, podendo elevar consideravelmente os custos operacionais de um BRM (devido ao alto consumo de energia e produtos químicos necessários para a limpeza) (DREWS, 2010). Desse modo, a colmatação tem sido considerada o principal obstáculo para difundir globalmente a utilização de biorreatores a membrana (MENG et al., 2009; DREWS, 2010; WU; HE, 2012; LIN et al., 2014; MENG et al., 2017)

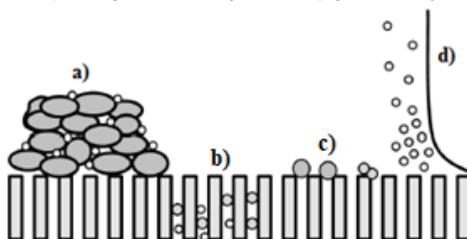
Do ponto de vista operacional, ou em termos de métodos de controle, a colmatação é comumente classificada em reversível e irreversível. A colmatação reversível é causada principalmente pela deposição de flocos do lodo sobre a superfície da membrana de modo a formar o *cake* ou torta. Esse tipo de colmatação pode ser parcialmente removido por métodos de limpeza física, como retrolavagem ou períodos de relaxamento da membrana (GUO; NGO; LI, 2012; WANG, Z. et al., 2014). A colmatação irreversível, por outro lado, é causada pela adsorção de compostos inorgânicos e de matéria orgânica dissolvida nos poros da membrana, além de uma parcela da torta que não pode ser removida por processos físicos, esse tipo de incrustação é persistente e, geralmente,

pode ser removida por métodos de limpeza química (CHANG et al., 2002; JUDD; JUDD, 2011).

Na Figura 2.2 são apresentados os diferentes mecanismos de incrustação. É geralmente aceito que a colmatação é resultado dos fenômenos de polarização da concentração, adsorção, bloqueio dos poros e formação de torta (LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006). A polarização da concentração é definida como a acumulação de solutos ou de partículas em uma camada líquida fina adjacente à superfície da membrana. Esse acúmulo leva a camada de líquido à estagnação ao longo do tempo, obstruindo os poros e produzindo uma queda no fluxo do permeado, caracterizando assim o primeiro estágio do aparecimento da colmatação (JUDD; JUDD, 2011).

A formação da torta, por sua vez, é causada pela deposição de partículas e formação de biofilme na superfície da membrana, que, após a formação da primeira camada, passa a atuar como uma membrana adicional. Essa “segunda membrana” atua positivamente aumentando a capacidade de rejeição do sistema, por outro lado, faz com seja necessário um aumento na PTM para que o fluxo seja mantido constante (RAMESH et al., 2006).

Figura 2.2 - Mecanismos de incrustação das membranas. a) formação da torta; b) adsorção; c) bloqueios dos poros; d) polarização da concentração



Fonte: elaborado pelo autor

Segundo Le-Clech, Chen e Fane (2006) a colmatação é influenciada, sobretudo, por quatro fatores: material da membrana, características do licor misto, características do efluente e condições operacionais adotadas. Quanto às características da membrana, o tamanho de poro e o material de fabricação, que condiciona a hidrofobicidade da membrana, são apontados como os principais agentes reguladores da colmatação. Com relação às condições operacionais, a idade do lodo, o tempo de detenção hidráulica, a taxa de aeração e o fluxo

de permeação aplicado são considerados os parâmetros mais significativos (PARK; CHANG; LEE, 2015). Já no que concerne às características do licor misto e do efluente, a concentração de sólidos suspensos totais (SST), a relação alimento/microrganismo (A/M), a viscosidade e, principalmente, a concentração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP), são apontados como de maior importância, devido à elevada influência que possuem sobre os fenômenos de colmatação (ROSENBERGER; KRAUME, 2002; JUDD; JUDD, 2011).

2.2.1 Substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP)

Segundo Sheng et al. (2010), as substâncias poliméricas extracelulares (EPS, do inglês *Extracellular Polymeric Substances*), são secreções de microrganismos, e produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas, que podem estar presentes fora das células ou no interior dos agregados microbianos. É geralmente aceito que a fração EPS é composta principalmente por carboidratos e proteínas (TIAN, 2008). Porém, outras macromoléculas orgânicas como ácidos húmicos, lipídios e ácidos nucleicos também podem estar presentes (FLEMMING et al., 2001). As principais funções atribuídas à matriz EPS incluem a agregação de células bacterianas em flocos, formação de uma barreira protetora em torno das bactérias, retenção de água e adesão a superfícies, possibilitando assim a formação do biofilme (LASPIDOU; RITTMANN, 2002).

Já os produtos microbianos solúveis (SMP, do inglês *Soluble Microbial Products*), são definidos como a fração de compostos orgânicos supracitados que estão dissolvidos na fase líquida do licor misto (BARKER; STUCKLEY, 1999). A principal via de liberação desses produtos para o meio ocorre devido ao crescimento e à decomposição da biomassa, porém, a produção de SMP pode ser afetada por condições anormais de operação no reator, como a baixa disponibilidade de substrato e mudanças drásticas na temperatura (LASPIDOU; RITTMANN, 2002).

No que diz respeito aos BRM, os EPS e SMP têm sido considerados os principais agentes que podem interferir nos fenômenos de colmatação, isso ocorre devido à sua capacidade de formação de agregados microbianos, especialmente na forma de biofilme sobre a superfície da membrana, que acarreta em uma maior resistência à filtração

(ROSENBERGER; KRAUME, 2002; KIM; NAKHLA, 2009; JUDD; JUDD, 2011; LIN et al., 2014).

Rosenberger et al. (2006) observaram uma relação linear entre a concentração de EPS e o índice de colmatação da membrana. Isto foi suportado por Wang, Wu e Tang (2009) que verificaram que o aumento da concentração de EPS resultou em maior resistência específica da torta à filtração. No que diz respeito à fração solúvel, Jarusutthirak e Amy (2006) verificaram que quanto maior a concentração de SMP, menor a capacidade de filtração. Assim como Wang et al. (2012) que, operando dois BRM em paralelo, com concentrações de SMP variáveis, observaram uma PTM muito maior onde a concentração de SMP era maior, concluindo, portanto, que os SMP desempenham um papel importante na colmatação da membrana.

Por outro lado, Drews (2010), em seu artigo de revisão sobre colmatação em membranas, concluiu que a correlação entre a concentração de EPS e SMP e a colmatação nem sempre é observada. Uma explicação razoável para essa controvérsia é que, embora a correlação entre a concentração EPS e SMP e a colmatação seja inegável, em alguns casos, essa condição é afetada por outros parâmetros relevantes, como o material da membrana, condições operacionais adotadas e, até mesmo pelas características complexas dos SMP e EPS (JIANG et al., 2010; GKOTSIS et al., 2014).

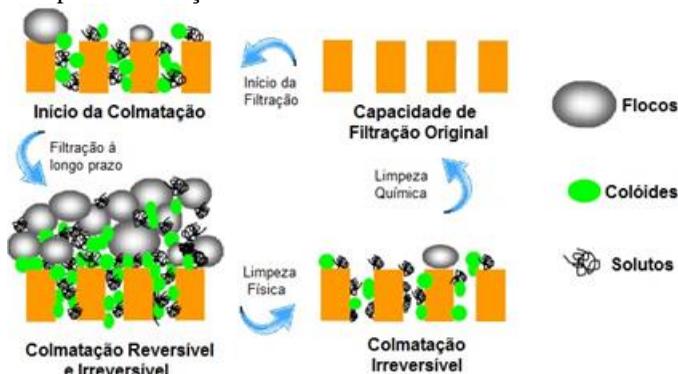
2.2.2 Controle da colmatação das membranas

A colmatação das membranas em BRM é um processo que não pode ser evitado, assim, é evidente a necessidade de aplicação de métodos de minimização, além de procedimentos periódicos de limpeza. De acordo com Drews (2010) existem duas técnicas principais aplicadas com eficiência para o controle da colmatação durante a operação dos BRM, a retrolavagem (bombeamento de permeado ou água no sentido contrário à filtração) e o relaxamento da membrana (períodos onde a filtração é interrompida, permitindo o arraste dos sólidos da superfície da membrana). Judd e Judd (2011) comentam, ainda, que os parâmetros operacionais empregados auxiliam diretamente no controle da colmatação, taxas de aeração elevadas, por exemplo, resultam na remoção de grande parte da matéria orgânica aderida na superfície da membrana, já a operação com baixo fluxo de permeado, implica em uma menor atração de sólidos, o que retarda a formação da torta.

Iversen et al. (2009) apontam, ainda, a possibilidade da utilização de agentes auxiliares de filtração, que modificam as características do licor misto. Essa técnica vem sendo aplicada com sucesso nos últimos anos, e consiste basicamente da adição de coagulantes (WU et al., 2006; KOSEOGLU et al., 2008), biopolímeros (NGO; GUO, 2009), carvão ativado (KHAN; VISVANATHAN; JEGATHEESAN, 2012), zeólitas (LEE et al., 2001) e, mais recentemente, da aplicação de correntes elétricas (ZHANG et al., 2014).

Entretanto, Wang, Z. et al. (2014) indicam que quando os métodos de controle da colmatção supracitados não são capazes de restituir o fluxo ou a PTM a um nível aceitável, caracterizando a incrustação irreversível, faz-se necessária a aplicação de métodos de limpeza química. Diferentes produtos químicos podem ser utilizados para esse fim, respeitando as condições impostas pelo fabricante, tais como soluções básicas (hidróxido de sódio), soluções ácidas (clorídrico, sulfúrico, cítrico e oxálico) e oxidantes (hipoclorito e peróxido de hidrogênio), que atuarão de formas distintas na remoção da colmatção (LIU et al., 2001). Na Figura 2.3 é apresentada uma representação esquemática dos diferentes estágios de colmatção e das respectivas limpezas necessárias para restituição do fluxo.

Figura 2.3 - Diferentes estágios de colmatção e respectivas limpezas realizadas para restituição do fluxo



Fonte: Adaptado de Meng et al. (2009)

2.3 COAGULAÇÃO QUÍMICA

Segundo Metcalf e Eddy (2014), as partículas coloidais comumente encontradas nos sistemas de tratamento de esgotos possuem

tamanho entre 0,01 e 1 μm , em função disso as forças de atração entre as mesmas são consideravelmente menores do que as forças de repulsão elétrica, sob tais condições o movimento browniano (causado pelo constante bombardeamento das partículas coloidais pelas moléculas de água) mantém-nas em suspensão. O potencial zeta é a principal razão da estabilidade do sistema coloidal, pois representa a diferença de carga elétrica entre a primeira e a segunda camadas e dá uma indicação da extensão da repulsão entre as partículas coloidais que transportam a mesma carga. Quanto maior o valor absoluto do potencial zeta, maior a magnitude da repulsão entre as partículas e, conseqüentemente, mais estável é o sistema coloidal. Em geral, partículas coloidais em suspensões com potenciais zeta superiores a +30 mV ou inferiores a -30 mV são normalmente consideradas estáveis (MOUSSA et al. 2017). A coagulação é, portanto, o processo de desestabilização dessas partículas, de forma a possibilitar sua aglomeração, e formar agregados maiores, denominados flocos.

Nos BRM, o processo de coagulação tem sido utilizado para modificar as características do licor misto, de modo a diminuir a concentração de compostos solúveis que influenciam diretamente no processo de colmatação das membranas (CHOI; DEMPSEY, 2004; FAN; ZHOU; HUSAIN, 2007). Mishima e Nakajama (2009) relataram uma remoção eficaz de SMP pela adição de um coagulante a base de ferro em um BRM. Song, Kim e Ahn (2008), em estudo semelhante, demonstraram que a adição de sulfato de alumínio permitiu a redução da resistência específica a filtração do licor misto, aumentando, assim, o fluxo de permeado. Wang, H et al. (2014) em estudo sobre a ação de diversos coagulantes no licor misto de um BRM, observaram que todos os coagulantes avaliados promoveram redução significativa da concentração de SMP, o que resultou em uma melhora expressiva da filtrabilidade do licor misto.

Todavia, embora estes compostos sejam muito eficazes, sua aplicação tem sido limitada devido à grande quantidade de produtos químicos necessários e o incremento significativo na produção de lodo nos sistemas (CLARK; STEPHENSON, 1998). Outro problema relatado sobre a utilização de coagulantes químicos no tratamento de efluentes é a possibilidade de contaminação dos corpos receptores, devido concentração residual dos compostos utilizados (TRAN et al., 2012).

Nesse viés, uma maneira alternativa de promover a precipitação química é através da utilização de processos eletroquímicos, que consistem na aplicação de corrente elétrica para oxidar eletrodos de metal,

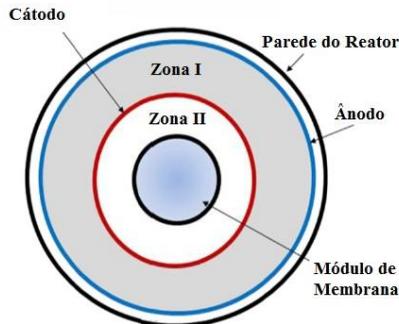
gerando o coagulante *in-situ* (MOLLAH, 2001). As particularidades deste processo, bem como sua aplicação em BRM, são abordados com detalhes no Item 2.4.

2.4 ELETROBIORREATORES A MEMBRANA (EBRM)

A aplicação de correntes elétricas contínuas (CC) em unidades de tratamento de efluentes utilizando membranas, tendo em vista o controle da colmatação e a remoção de fósforo, já foi alvo de diversas pesquisas (JAGANNADH; MURALIDHARA, 1996; CHEN et al., 2007; CHEN; YANG; ZHOU, 2007; WEI; OLESZKIEWICZ; ELEKTOROWICZ, 2009; AKAMATSU et al., 2010; KIM et al., 2010). Entretanto, diferentemente dos estudos supracitados, Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) inovaram ao propor uma configuração que permite a aplicação simultânea de processos biológicos, eletroquímicos e de separação por membranas em um reator de câmara única, denominado eletrobiorreator a membrana (EBRM).

O EBRM consiste basicamente de um reator, geralmente circular, que possui dois eletrodos perfurados (cátodo e ânodo), conectados a uma fonte de corrente contínua, imersos em torno de um módulo de membranas (Figura 2.4).

Figura 2.4 - Representação esquemática de um EBRM circular: vista superior



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

Dessa forma, o sistema pode ser dividido em duas zonas: a zona I que compreende o intervalo entre a parede interna do biorreator e o cátodo; e a zona II que fica localizada entre o cátodo e o módulo. A zona I é geralmente caracterizada pelo domínio dos processos eletroquímicos

e de biodegradação, enquanto na zona II ocorrem principalmente os processos de biodegradação e filtração por membrana (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011).

Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) salientam que a disposição dos eletrodos e dos aeradores deve garantir a distribuição eficaz da aeração e permitir a correta circulação do licor misto, de modo a promover um regime de mistura completa no reator. Ainda segundo estes autores, o material dos eletrodos, além da densidade de corrente aplicada e dos intervalos de exposição ao campo elétrico também são considerados parâmetros fundamentais de projeto e operação dos EBRM. Portanto, estes parâmetros são abordados com detalhes nos itens 2.3.1 e 2.4.1, respectivamente.

De acordo com Ensano et al. (2016), a eletrocoagulação é o processo eletroquímico mais importante que ocorre nos EBRM, todavia, os processos de eletroforese e eletroosmose (Item 2.3.1) também podem auxiliar na melhoria do desempenho destes sistemas. Devido à ocorrência destes processos, os EBRM apresentam diversas vantagens frente aos BRM convencionais, tais como:

- melhoria das condições de desidratação do lodo (LIU, J. et al., 2012);
- elevada remoção simultânea de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWIC, 2012; ELEKTOROWICZ; ARIAN; IBEID, 2014);
- maior estabilidade operacional, devido à minimização da colmatação das membranas (LIU et al., 2013; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014);
- redução da área construída necessária, uma vez que todos os processos ocorrem em só tanque (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010).

Desse modo, devido à suas características compactas aliadas à alta eficiência, os EBRM têm sido vistos como uma tecnologia com elevado potencial de aplicação para o tratamento de efluentes (ENSANO et al., 2016). Entretanto, por se tratar de uma tecnologia relativamente nova, os trabalhos relacionados aos EBRM ainda são bastante escassos e restritos à escala laboratorial. Logo, ainda existem diversas lacunas a serem exploradas, sobretudo relacionadas à otimização dos parâmetros operacionais como o TDH, θ_c e taxa de aeração da membrana (TAM); e ao efeito dos processos eletroquímicos sobre a atividade e composição da comunidade microbiana.

Na Tabela 2.1 é apresentada uma compilação, em ordem cronológica, dos principais estudos relacionados à essa tecnologia, publicados até o presente momento.

Tabela 2.1 - Principais trabalhos publicados sobre EBRM aplicados ao tratamento de esgotos sanitários

Referência	Objetivo do Estudo	Referência	Objetivo do Estudo
Bani-Melhem e Elektorowicz (2010)	Proposta e desenvolvimento do EBRM	Giwa, Ahmed e Hasan (2015)	Avaliação das características do licor misto
Bani-Melhem e Elektorowicz (2011)	Tratamento de efluentes domésticos e avaliação da redução da colmatação	Hua et al. (2015)	Avaliação da colmatação e das propriedades do licor misto
Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2012)	Comparação das propriedades do licor misto entre um BRM e um EBRM	Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2015)	Impacto da EC nos flocos do licor misto.
Wei, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2012)	Tratamento descentralizado de efluentes domésticos	Tafti et al. (2015)	Determinação das melhores condições operacionais
Liu, J. et al. (2012)	Monitoramento da colmatação e das propriedades do licor misto	Zeyoudi et al. (2015)	Efeito da EC na atividade da biomassa
Liu, L. et al. (2012)	Avaliação da colmatação em um e-BRM com membrana catódica	Zhang, J. et al. (2015)	Monitoramento colmatação em um EBRM
Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013a)	Determinação das melhores condições operacionais elétricas	Taghipour et al. (2016)	Avaliação de EBRM associado a um reator anaeróbio
Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013b)	Avaliação da colmatação	Borea, Nadeo e Belgiorno (2016)	Avaliação da remoção de nutrientes e controle da colmatação
Zhang et al. (2014)	Avaliação da colmatação utilizando eletrodos de ferro	Ensano et al. (2016)	Revisão sobre EBRM
Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014)	Tratamento de efluentes domésticos em escala real	Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2017)	Monitoramento da concentração de SMP
Giwa e Hasan	Estudo teórico da variação do θ_c^1 e TDH ²	Li et al. (2018)	Avaliação da NDS ³ em EBRM

¹ Idade do lodo; ² Tempo de detenção hidráulica; ³ Nitrificação e desnitrificação simultânea. Fonte: Elaborada pelo autor

2.4.1 Processos eletroquímicos ocorridos no EBRM

Segundo Mollah (2004), a eletrocoagulação é um processo complexo que envolve fenômenos físicos e químicos, e ocorre em três etapas sucessivas: formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício; desestabilização dos contaminantes, partículas em suspensão e quebra de emulsão e, por fim, a agregação das fases desestabilizadas em forma de flocos.

Dessa forma, para realização do processo de eletrocoagulação de efluentes, é necessário um sistema em forma de circuito eletroquímico, cujos elementos fundamentais são os eletrodos e os eletrólitos (íons em solução) (CHEN, 2004). Os eletrodos consistem basicamente de um cátodo, produzido geralmente de aço inoxidável ou grafite, em conjunto com um ânodo de sacrifício, para o qual são utilizados normalmente os metais alumínio, ferro, zinco ou níquel. Dentre estes, o alumínio tem sido apontado como de maior eficiência, devido à maior área superficial dos hidróxidos gerados a partir do processo de eletrocoagulação, o que aumenta a capacidade de adsorção de compostos solúveis e a retenção de materiais particulados (LIN et al., 2005; ENSANO et al., 2016).

O processo consiste na aplicação de uma corrente elétrica contínua entre os eletrodos, o que causa a eletrólise de sua superfície e a oxidação do ânodo metálico (M) para o seu cátion (Mn^+), liberando íons livres para o meio (Figura 2.5). A quantidade de íons liberada pode ser estimada por meio lei de *Faraday*, de acordo com a Equação 2.1:

$$W = \frac{ItM_w}{zF_a} \quad (2.1)$$

Onde:

w = quantidade de metal dissolvido ($g\ m^{-3}$)

I = corrente aplicada (A)

t = tempo de exposição (s)

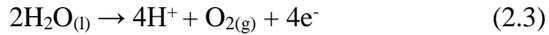
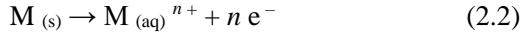
F_a = constante de *Faraday* ($C\ mol^{-1}$);

z = número de elétrons transferidos;

M_w = peso molecular do metal ($g\ mol^{-1}$);

Como resultado dessa reação, os eletrodos de sacrifício são consumidos, e, portanto, precisam ser substituídos regularmente (MOLLAH et al., 2001). As reações eletroquímicas ocorridas estão descritas nas Equações 2.2 a 2.5:

No ânodo:



No cátodo:

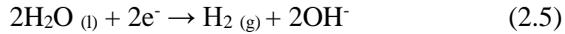
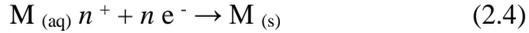
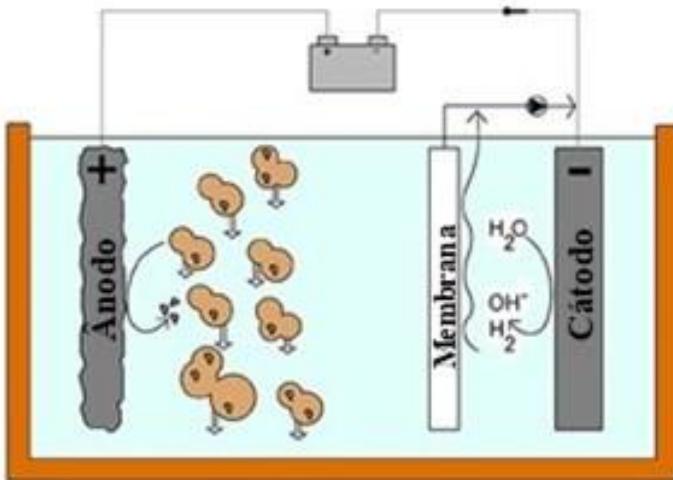


Figura 2.5 - Representação esquemática do processo de eletrocoagulação

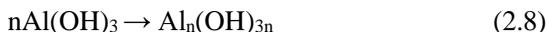
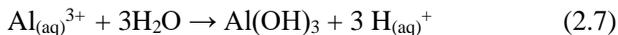


Fonte: adaptado de Ensano et al. (2016)

Quando ânodos de alumínio são empregados, ocorre a liberação de Al^{3+} para o meio, caracterizando a geração do agente coagulante *in situ* (Equação 2.6) (MORENO-CASILLAS et al., 2007). Esse composto possui a capacidade de provocar a aglomeração de produtos orgânicos coloidais através da redução do valor absoluto do potencial zeta para um nível em que as forças de *Van Der Waals* (atração) são maiores do que as forças de repulsão entre as cargas negativas dos colóides (METCALF; EDDY, 2014).

Além disso, o íon Al^{3+} reage com o OH^{-} livre em água, formando, quando em pH próximo a neutralidade, os compostos apresentados nas Equações 2.7 e 2.8 (MOLLAH et al., 2004).



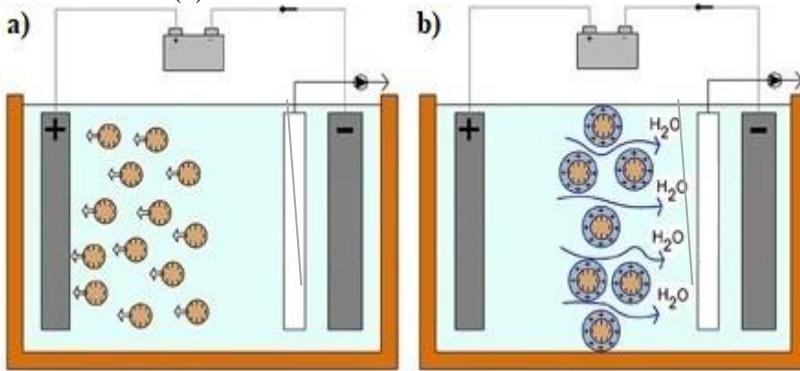


É importante destacar que os complexos catiônicos formados, tais como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ são altamente eficazes na remoção de materiais orgânicos carregados negativamente, devido a sua elevada capacidade de neutralização das cargas (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). Estes compostos possuem, ainda, ampla área superficial, capaz de adsorver e capturar partículas coloidais e poluentes orgânicos solúveis, formando flocos que podem ser facilmente removidos do meio líquido por processos de separação de fases (MOLLAH et al., 2004).

Ressalta-se que, devido a oxidação da água, também podem ser gerados radicais hidroxila ($\text{OH}\bullet$), os quais podem reagir com diversos poluentes orgânicos formando derivados desidrogenados ou hidroxilados (BOREA; NADDEO; BELGIORNO, 2016; GIWA; HASAN, 2015; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014). Além disso, segundo Giwa et al. (2016), a deposição de alguns poluentes orgânicos no ânodo e no cátodo, também podem levar a sua oxidação e redução, respectivamente. Outro fator relevante para o processo são as bolhas de gás hidrogênio geradas na superfície do cátodo, que por ação física, podem promover o arraste de sólidos presentes na superfície da membrana (GIWA; AHMED; HASAN, 2015).

É importante salientar, ainda, que a aplicação da eletrocoagulação em EBRM induz a ocorrência de outros dois processos eletroquímicos, sendo eles a eletroforese e a eletrosmose (Figura 2.6) (ENSANO et al., 2016). A eletroforese é um fenômeno em que o movimento das partículas carregadas em solução é influenciado pela aplicação de um campo elétrico. Assim, em EBRM, a aplicação da corrente elétrica permite que poluentes, macromoléculas e outras espécies negativamente carregadas se desloquem em direção ao eletrodo de carga oposta, diminuindo, portanto, a atração destes compostos para superfície da membrana (GIWA; AHMED; HASAN, 2015). A eletrosmose, por sua vez, consiste no movimento da água ligada na dupla camada elétrica dos flocos microbianos em direção aos eletrodos, causada pela aplicação do campo elétrico (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013a). Este fenômeno pode alterar a estrutura da fração orgânica dos flocos do licor misto, aumentando a sua desidratabilidade e diminuindo a resistência específica à filtração (ENSANO et al., 2016).

Figura 2.6 - Representação esquemática dos processos de eletroforese (a) e eletrosmose (b)



Fonte: adaptado de Ensano et al. (2016)

Devido às características citadas, a eletrocoagulação vem ganhando destaque nos últimos anos no que tange ao tratamento de água e efluentes, principalmente em função das diversas vantagens que oferece frente aos processos de coagulação tradicionais (MOLLAH et al., 2001; CHEN, 2004; SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014; MOUSSA et al., 2017). Dentre estas vantagens, pode-se destacar:

- simplicidade operacional, o que permite a automação completa do processo;
- produção de lodo mais estabilizado e em menor quantidade em relação aos processos de coagulação tradicionais;
- elevada capacidade de remoção de poluentes, sobretudo fósforo, sem a necessidade de inserção de produtos químicos, o que diminui o risco de contaminação secundária;
- elevada qualidade do efluente quanto a cor e odor.

Nesse contexto, a aplicação de processos eletroquímicos em BRM torna-se bastante interessante, pois além das vantagens supracitadas, pode trazer outras vantagens ao sistema, uma vez que a redução da concentração de compostos solúveis, aliado a ocorrência dos processos de eletroforese e eletrosmose, proporciona condições favoráveis à filtração, diminuindo consideravelmente os efeitos da colmatação da membrana (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010; LIU, J. et al., 2012).

2.5 ASPECTOS OPERACIONAIS EM EBRM

2.5.1 Densidade de corrente aplicada e modo de exposição

O tempo de exposição e a densidade de corrente aplicada são considerados os parâmetros operacionais mais importantes em sistemas que empregam processos eletroquímicos, especialmente quando associados a reatores biológicos, como é o caso dos EBRM (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013a). A densidade de corrente, calculada dividindo-se a corrente aplicada pela área superficial do ânodo, regula a taxa de dosagem do metal para o meio líquido e a quantidade de bolhas de gás hidrogênio geradas. As condições usualmente empregadas em processos de eletrocoagulação para o tratamento de efluentes encontram-se entre 10 e 150 A m⁻² e variam de acordo com o mecanismo de separação das partículas coaguladas. Densidades elevadas são necessárias para sistemas de flotação, enquanto baixas densidades são adequadas para processos de eletrocoagulação associados a unidades de separação, tais como membranas filtrantes (CHEN, 2004). Nesse contexto, é evidente a vantagem dos EBRM frente aos processos de eletrocoagulação tradicionais, uma vez que a densidade de corrente utilizada em EBRM é bastante reduzida, o que resulta em uma economia considerável no consumo de energia e aumento da durabilidade dos eletrodos.

Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013a), em estudo para determinação das melhores condições operacionais elétricas para um EBRM, observaram que densidades de corrente compreendidas entre 15 e 35 A m⁻², com modo de exposição intermitente, proporcionaram um aumento da filtrabilidade do licor misto em mais de 200 vezes em comparação ao lodo não tratado, além de remoções médias de proteínas, carboidratos e coloides orgânicos de 43%, 73% e 91%, respectivamente. Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014), operaram um EBRM para o tratamento de esgotos domésticos, aplicando densidade de corrente de 12 A m⁻² e modo de exposição de 5 min Ligado / 10 min desligado, e observaram elevada capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, além de uma operação estável do reator quanto à colmatação.

Todavia, cabe ressaltar que a aplicação de correntes elétricas em lodos ativados é um processo complexo, devido ao possível efeito adverso que a eletricidade pode exercer sobre a biomassa (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2011). Por outro lado, quando

aplicadas dentro de uma faixa limitada e em modo de exposição intermitente, além de não prejudicar o tratamento biológico, podem até mesmo melhorar o metabolismo microbiano e aumentar o crescimento celular, em um fenômeno denominado eletroestimulação (ZEYOUNDI et al., 2015; ELNAKER et al., 2018).

Segundo Thrash e Coats (2008) a eletroestimulação pode ocorrer por duas vias: direta ou indireta. A estimulação direta refere-se à interação dos componentes da cadeia de transporte de elétrons diretamente com a superfície do eletrodo. Em contrapartida, na estimulação indireta, a transferência de elétrons de um eletrodo para um microrganismo é feita através de um gás produzido pela eletrólise da água (geralmente hidrogênio ou oxigênio). Neste caso, a corrente elétrica atua fornecendo o acceptor ou o doador de elétrons, completando um lado do metabolismo microbiano.

Liu, L. et al. (2012), operaram simultaneamente dois BRM, um convencional e um com aplicação de corrente elétrica intermitente, e verificaram que a taxa de consumo de oxigênio específica heterotrófica ($TCOE_{HET}$) foi de e 16,98 $mgO_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para o reator convencional e de 22,57 $mgO_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para o reator submetido ao processo eletroquímico. Segundo estes autores, a atividade das bactérias heterotróficas foi favorecida pela aplicação da corrente elétrica em função da melhora na capacidade de transporte de elétrons nas células dos microrganismos. Zeyoudi et al. (2015) avaliaram a influência da aplicação de correntes elétricas no crescimento e na atividade de microrganismos em reatores em escala de bancada e observaram que correntes elétricas de 15 $A \text{ m}^{-2}$ sob modo de exposição intermitente provocam mudanças na estrutura da população microbiana, uma vez que favorecem o crescimento e a atividade de grupos seletivos de microrganismos. Estes autores também atribuem tal comportamento ao fenômeno de eletroestimulação e sugerem que espécies condutoras dissociadas durante a aplicação da corrente elétrica podem ser utilizadas por certos grupos de microrganismos como canais para transferência de elétrons.

Levando em consideração os aspectos mencionados, com intuito de melhorar a filtrabilidade do licor misto, maximizar a remoção de fósforo e, ao menos, não interferir negativamente na atividade microbiana, recomenda-se que em EBRM a densidade de corrente aplicada não ultrapasse 25 $A \text{ m}^{-2}$ e que o modo de exposição empregado seja intermitente (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWIC, 2011).

2.5.2 Taxa de aeração (TAM)

O sistema de aeração em biorreatores a membrana, assim como em qualquer processo biológico aeróbio, é de fundamental importância para o provimento de oxigênio aos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e nutrientes. Não obstante, quando módulos de membrana submersos são utilizados, a aeração também desempenha um papel importante na atenuação da colmatação (JUDD; JUDD, 2011). Isso ocorre porque a turbulência gerada pelas bolhas de ar no meio líquido promove um aumento na tensão de cisalhamento na superfície da membrana, removendo assim uma parcela das incrustações ali depositadas e minimizando a deposição de novas partículas, desse modo, é usual a utilização de elevadas taxas de aeração nesses sistemas (CHANG, 2011; XIA; LAW; FANE, 2013).

Contudo, é sabido que o excesso de aeração pode ocasionar a ruptura dos flocos biológicos e a liberação de produtos microbianos solúveis (SMP) no licor misto, o que prejudica as condições de filtração (LIN et al., 2014). Além disso, segundo Yan et al. (2015), a energia utilizada para a aeração é responsável por cerca de 30-50% do custo total de operação de um BRM. Wang, Z. et al. (2014) salientam ainda que, apesar do fluxo de ar ser o parâmetro limitante, o tamanho e a forma das bolhas, a geometria do módulo, bem como a localização e modelo dos difusores, também possuem influência significativa na eficiência do processo e devem ser considerados na elaboração do projeto.

Nesse contexto, um parâmetro bastante importante a ser considerado é a taxa de aeração na membrana (TAM), a qual leva em consideração a vazão de ar aplicada pela área do módulo de membranas ($\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{m}^{-2}$) ou pelo volume de permeado produzido (m^3 de ar / m^3 de permeado) (MIYOSHI et al., 2015). Todavia, de acordo com Judd e Judd (2011), ainda não existem correlações suficientes entre fluxo de permeado e taxa de aeração que permita calcular teoricamente o valor adequado para a aeração.

Logo, a fim de controlar a colmatação e promover a correta oxigenação da suspensão biológica a um custo energético mínimo, os BRM em escala real tem sido operados geralmente com TAM próximas a $1,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (JUDD, 2016; PARK; CHANG; LEE, 2015). Em contrapartida, Ivanovic e Leiknes (2008) avaliaram diferentes taxas de aeração em um BRM em escala piloto sem considerar o gasto energético e sugeriram que melhores condições operacionais são obtidas com TAM variando entre $1,7$ e $3,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Cabe destacar, entretanto, que a variação da TAM ainda não foi avaliada em EBRM. Todavia, acredita-se que, devido à possibilidade de aumento da filtrabilidade do licor misto nesses sistemas, a taxa de aeração necessária para o controle da colmatação da membrana também pode ser reduzida em comparação aos BRM convencionais.

2.5.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

Conceitualmente, o tempo de detenção hidráulica (TDH) pode ser definido como o tempo em que determinado volume de líquido permanece em uma unidade de tratamento. No que diz respeito a operação de BRM, sabe-se que este é um dos parâmetros mais importantes, uma vez que o TDH determina a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, e por consequência, a relação alimento/microrganismo (A/M) no reator (PARK; CHANG; LEE, 2015).

Choi et al. (2016) avaliaram os efeitos de diferentes TDH (6, 9 e 12h) em um BRM associado à uma câmara anóxica para tratamento de efluente sintético simulando esgoto real e verificaram que a remoção de nitrogênio total (N_{total}) foi maximizada no TDH mais curto. De forma semelhante, Xu, Wu e Hu (2014) operaram um BRM em batelada sequencial para o tratamento de efluente sintético sob TDH de 24, 12 e 6 h, e, também verificaram uma melhora na remoção de N_{total} no menor TDH estudado. Este comportamento é explicado, sobretudo, pelo aumento da disponibilidade de carbono orgânico para as bactérias heterotróficas responsáveis pelo processo de desnitrificação (DENG et al., 2016). Além disso, destaca-se que o aumento da COV resulta em melhores condições para o crescimento de biomassa, o que também pode auxiliar na remoção de nutrientes, uma vez que a remoção via assimilação pode representar até 20 % do fósforo e 30% do nitrogênio total presente no efluente (METCALF; EDDY, 2014).

Por outro lado, sabe-se que com uma maior taxa de crescimento dos microrganismos, a produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e a liberação de produtos microbianos solúveis (SMP) também é maximizada, o que contribui diretamente para o processo de colmatação das membranas (DREWS, 2010; LIN et al., 2014; MENG et al., 2017). Assim, é evidente que o TDH e a relação A/M devem ser controlados em um nível onde a remoção de nutrientes seja favorecida sem que ocorram prejuízos à filtrabilidade.

Nesse contexto, existem diversos estudos relacionados à otimização do TDH em BRM convencionais (DENG et al., 2016; ISMA

et al., 2014; MANNINA et al., 2018). Em contrapartida, pouca informação é encontrada na literatura quanto aos efeitos do TDH em EBRM. Até o momento, o único estudo relevante nessa temática foi realizado por Giwa e Hasan (2015), que avaliaram teoricamente os efeitos do tempo de detenção hidráulica em EBRM através de modelagem matemática. Segundo estes autores, as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes são melhoradas sob maiores TDH devido ao maior tempo de exposição do licor misto aos processos eletroquímicos e de degradação microbiológica. Não obstante, é importante salientar que os resultados obtidos não foram comprovados experimentalmente, além disso, o comportamento da colmatação da membrana também não foi estudado, o que evidencia a necessidade de estudos nessa linha.

2.5.4 Idade do lodo (θ_c)

A idade do lodo (θ_c), também denominada tempo de retenção celular, é conceitualmente definida como o tempo de permanência dos microrganismos presentes no licor misto, no interior dos reatores biológicos. Nesse contexto, os BRM apresentam uma vantagem significativa em relação aos demais processos biológicos, devido à barreira física imposta pela membrana que proporciona total retenção de sólidos, permitindo a operação com elevadas concentrações de biomassa e, conseqüentemente, com menor quantidade de lodo a ser descartada (JUDD; JUDD, 2011).

Sabe-se, porém, que a idade do lodo é um parâmetro muito importante na operação de BRM, uma vez que possui interferência direta em diversos aspectos relativos ao sistema, tais como a filtrabilidade do licor misto, a capacidade de remoção de nutrientes e a transferência de oxigênio para a massa líquida (PARK; CHANG; LEE, 2015). A redução da idade do lodo induz a um aumento da relação A/M, e, conseqüentemente, favorece o crescimento da biomassa (JUDD; JUDD, 2011). Assim, tal qual abordado no tópico anterior, esta condição pode favorecer a remoção de nutrientes via assimilação, além de contribuir com o processo de desnitrificação heterotrófica (METCALF; EDDY, 2014). É importante ressaltar, ainda, que a operação com idades de lodo muito elevadas pode prejudicar o processo de nitrificação, uma vez que, com uma maior concentração de sólidos, a capacidade de transferência de oxigênio na massa líquida é reduzida (WEI et al., 2003).

Por outro lado, van Den Broeck et al. (2012) operaram um BRM com três idades do lodo distintas (10, 30 e 50 dias) e observaram que a

qualidade do efluente é semelhante para os dois maiores tempos avaliados, em contrapartida, verificaram que a taxa de nitrificação e a remoção de DQO são ligeiramente inferiores com θ_c de 10 dias. Estes autores atribuíram o comportamento observado à redução no teor de microrganismos, ocorrida devido ao maior volume de lodo descartado. Fica evidente, portanto, que existe uma certa divergência sobre a idade de lodo ideal para operação de BRM, de modo a favorecer os processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente.

Já no que se refere à influência da idade de lodo no processo de colmatação, a grande maioria dos estudos indica que a filtrabilidade do licor misto é deteriorada com baixas θ_c , devido ao aumento da concentração de SMP e EPS e menor capacidade de floculação do licor misto (NG et al., 2006; TRUSSEL et al., 2006; AHMED et al., 2007; VAN DEN BROECK et al., 2012; FARIAS; HOWE; THOMSON, 2014; ISMA et al., 2014). Villain e Marrot (2013), por sua vez, não encontraram nenhuma correlação entre a θ_c e o índice de colmatação. Em contrapartida, alguns pesquisadores relatam que o aumento da θ_c resulta em maior ocorrência da formação de incrustações sobre a membrana (CHUANG; LIN; CHANG, 2011; WU; YI; FANE 2011). De acordo com Kraume e Drews (2010), tal condição ocorre quando os BRM são operados com idades de lodo muito elevadas, sobretudo superiores a 80 dias, que pode ocasionar um aumento expressivo na viscosidade do licor misto, e conseqüentemente, prejudicar a sua filtrabilidade.

Levando em consideração os aspectos mencionados, Meng et al. (2009), em sua revisão bibliográfica sobre BRM, indicam que idades de lodo muito baixas ou muito elevadas podem prejudicar o desempenho desse tipo de reator. Logo, sugeriram valores ótimos compreendidos entre 20 e 50 dias.

É importante salientar, ainda, que em EBRM, devido a oxidação do ânodo metálico e conseqüente formação de compostos inorgânicos no licor misto, a relação SSV/SST geralmente situa-se entre 0,5-0,7 (HUA et al., 2015; IBEID et al., 2015), ficando abaixo da faixa usualmente recomendada para processos biológicos aeróbios (0,8-0,9) (METCALF; EDDY, 2014). Assim, a idade de lodo empregada pode ser um fator crítico no que diz respeito à operação de desses sistemas, uma vez que o acúmulo de compostos inorgânicos é mais evidente sob idades de lodo elevadas (PARK; CHANG; LEE, 2015), o que poderia levar a uma redução ainda mais expressiva da relação SSV/SST e, conseqüentemente, prejudicar os processos biológicos ocorridos no reator.

Não obstante, pouca informação é encontrada na literatura a respeito da variação da idade de lodo em EBRM. Giwa e Hasan (2015) avaliaram teoricamente diferentes idades de lodo (5, 10, 15 e 20 dias) em um EBRM aplicando modelagem matemática. Segundo estes autores, as eficiências de remoção de matéria orgânica e fósforo são melhoradas com a redução da idade do lodo, enquanto a remoção de nitrogênio total é favorecida sob maiores idades de lodo, em função da necessidade de desenvolvimento de bactérias de crescimento lento envolvidas nos processos de nitrificação e desnitrificação. Entretanto, cabe destacar que o comportamento da biomassa e da colmatação da membrana não foram abordados nesse estudo.

Nesse contexto, é evidente a necessidade de novos estudos nesta temática de modo a determinar uma idade de lodo praticável em EBRM, considerando simultaneamente os efeitos à remoção de nutrientes, à atividade da biomassa e à colmatação da membrana.

2.5.5 Pressão transmembrana (PTM)

De acordo com Park, Cheng e Lee (2015) a pressão transmembrana (PTM) é definida como a diferença de pressão entre o interior e o exterior da membrana, gerada por uma bomba, de modo a promover a retirada do permeado. De maneira geral, o fluxo de permeado aumenta proporcionalmente com o aumento da PTM até certo ponto, a partir do qual o fluxo torna-se independente da pressão devido ao processo de colmatação.

Em sistemas que utilizam módulos submersos, a permeação é geralmente realizada sob fluxo constante, que por sua vez, ocasiona um aumento da PTM ao longo do tempo de operação devido ao aumento da resistência à filtração, causado pelo bloqueio de poros, deposição de sólidos e formação da torta sobre a superfície da membrana (JUDD; JUDD, 2011).

Nesse contexto, Bachin, Aimar e Field (2006) sugerem que esse tipo de sistema seja operado com baixas pressões, de modo a manter o fluxo de permeado mais estável. Assim, segundo os BRM submersos são geralmente operados com fluxos de permeado variando entre 5,0 e 25,0 L m⁻² h⁻¹, que resultam em pressões transmembrana próximas a 0,5 bar (LE-CLECH, CHEN e FANE, 2006).

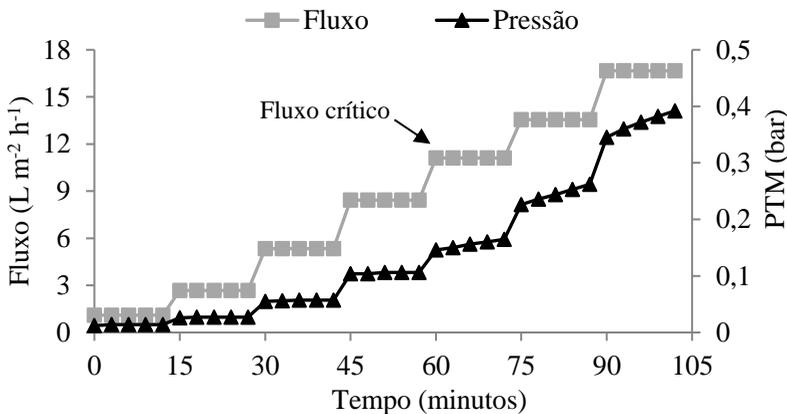
2.5.6 Fluxo crítico (Jc)

O conceito de fluxo crítico, considerado um dos parâmetros mais importantes na operação de BRM, foi instituído por Field et al. (1995) e consiste no maior valor de fluxo permeado onde não se observa uma diminuição considerável do fluxo (ou aumento da PTM) com o tempo. Bachin, Aimar e Field (2006), definem ainda o termo fluxo crítico como o primeiro fluxo de permeado no qual a colmatação irreversível é observada na superfície da membrana.

De maneira geral, acima do fluxo crítico a colmatação ocorre mais facilmente, pois nessa condição existe uma maior tendência de arraste das partículas durante a permeação fazendo com que elas se depositem mais rapidamente sobre a superfície da membrana, impedindo que as condições hidrodinâmicas evitem a formação da torta (VAN DER MAREL et al., 2009).

De acordo com Judd e Judd (2011), o fluxo crítico pode ser determinado através da aplicação de fluxos constantes enquanto a PTM é monitorada quanto a sua estabilidade, como apresentado na Figura 2.7. O ponto onde a PTM torna-se instável e aumenta rapidamente, indicando acúmulo de partículas na superfície da membrana é usualmente referido como o fluxo crítico. É importante salientar que o fluxo crítico, de forma geral, ocorre muito antes de se atingir o fluxo limite do sistema.

Figura 2.7 - Exemplo de determinação do fluxo crítico, neste caso o valor obtido foi de 11,1 L.m⁻².h⁻¹.



Fonte: Belli et al. (2012)

Em virtude dos fatos mencionados, percebe-se que a determinação experimental do fluxo crítico é de grande importância para que se obtenha um modo de filtração mais estável nos BRM. Bachin, Aimar e Field (2006) lembram, ainda, que os valores de fluxo crítico são particulares em cada sistema, pois não dependem apenas das características da membrana, mas também da concentração de sólidos na solução (bem como suas características químicas e físicas), além das condições hidrodinâmicas adotadas. Nesse contexto, é importante ressaltar que, sob as mesmas condições operacionais, acredita-se que o fluxo crítico em EBRM apresente valores maiores em comparação aos BRM convencionais, uma vez que a filtrabilidade do licor misto pode ser favorecida pela ocorrência dos processos eletroquímicos (HASAN, ELEKTOROWICZ e OLESZKIEWICZ, 2014).

2.6 REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM EBRM

2.6.1 Remoção de fósforo

De acordo com Irdemez, Yildiz e Tosunoğlu (2006), o fósforo é usualmente encontrado em efluentes domésticos sob a forma de ortofosfato solúvel em conjunto com pequenas quantidades de fosfato orgânico e poli-fosfato. Dessa forma, a remoção de fósforo de efluentes domésticos consiste basicamente na remoção de sua fração solúvel, que pode ser realizada através de processos físico-químicos ou biológicos (LACASA et al., 2011).

Segundo Metcalf e Eddy (2014), a remoção de fósforo via síntese celular é bastante limitada em sistemas de tratamento de efluentes sanitários, representando cerca de 10 a 20% da eficiência global do processo. Assim, para se alcançar maiores remoções deste nutriente via mecanismo biológico, faz-se necessária a criação de ambientes favoráveis à ocorrência do processo de remoção biológica aprimorada de fósforo, conhecido como EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*). O processo EBPR é realizado pelos organismos acumuladores de fosfato (OAF) e, de forma simplificada, consiste na liberação de fosfato intracelular sob condições anaeróbias e posterior absorção de uma quantidade de fósforo maior que a necessária a seu metabolismo sob condições aeróbias (OEHMEN et al., 2007). Tal condição permite que o fosfato proveniente do esgoto seja acumulado pelos OAF e, em seguida, seja removido por meio do descarte de lodo residual (KELLY; HE, 2014). Quando operado com sucesso, este processo é uma opção relativamente

barata e ambientalmente correta para a remoção de fósforo. Todavia, é amplamente sabido que as plantas de tratamento que operam com o processo EBPR são bastante suscetíveis a falhas no desempenho do tratamento, o que pode causar a deterioração da qualidade do efluente produzido (OEHMEN et al., 2007; KIM et al., 2008).

Nesse contexto, a utilização da precipitação química, em muitos casos, é ainda a única alternativa eficaz que assegure uma baixa concentração de fósforo no efluente tratado (DAVIS, 2010). A precipitação química é utilizada para remover as formas inorgânicas de fosfato pela adição de um coagulante químico e ocorre pela formação de um sal com baixa solubilidade a partir da reação entre o coagulante adicionado e o fosfato presente no esgoto (METCALF; EDDY, 2014). Nesse sentido, conforme anteriormente elucidado, uma forma alternativa de promover a precipitação química é através do processo de eletrocoagulação, caracterizando a geração do coagulante *in-situ* (MOLLAH, 2001).

Segundo Wei, Oleszkiewicz e Elektorowicz (2009), quando eletrodos de alumínio são utilizados nesse processo, o fosfato solúvel presente no meio pode reagir com íons dissociados e complexos catiônicos gerados e formar compostos insolúveis como o AlPO_4 e o $(\text{AlOH})_3(\text{PO}_4)_2$, conforme pode ser verificado nas as Equações 2.9 e 2.10. Destaca-se que estes compostos formados possuem ampla área superficial, e, portanto, podem ser removidos com facilidade pelo processo de filtração em membranas (MOLLAH, 2004).



Song, Kim e Ahn (2008), avaliaram a eficiência do processo de coagulação associado a um BRM, tendo observado que os precipitados formados são removidos com facilidade pelo processo de filtração com membranas, o que permitiu um aumento considerável na eficiência de remoção de fósforo desse sistema em comparação ao BRM convencional. Kim et al. (2010), utilizaram uma unidade de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio, seguida de um biorreator a membrana para o tratamento de efluentes domésticos, tendo obtido remoções de PO_4^{3-} próximas a 90%. Irdemez, Yildiz e Tosunoğlu. (2006), em estudo para a otimização do processo de eletrocoagulação em esgotos sanitários, aplicando uma densidade de corrente de 10 A m^{-2} obtiveram remoções de

P-PO₄³⁻ superiores a 99,9 %. Hasan et al. (2014), por sua vez, utilizaram um sistema de eletrocoagulação associado ao processo de filtração com membranas para tratamento de esgoto sintético e obtiveram remoção média de P-PO₄³⁻ de 99,9 %, aplicando uma densidade de corrente de 12 A m⁻².

É importante ressaltar que, embora a remoção físico/química de fósforo possa ser realizada em qualquer ponto da unidade de tratamento, melhores resultados são alcançados quando ela é aplicada no tanque de aeração, ou após o tratamento biológico do efluente. Isto ocorre devido ao fato de se ter nesses pontos uma maior concentração de fósforo na forma de PO₄³⁻, que é mais facilmente precipitado em relação às demais (METCALF; EDDY, 2014).

2.6.2 Remoção biológica do nitrogênio

Apesar de essencial para a manutenção da vida através do ciclo biogeoquímico, o aporte de nitrogênio em corpos hídricos deve ser controlado, pois em concentrações excessivas pode causar problemas como toxicidade, mortandade de peixes e eutrofização (VON SPERLING, 2005). Em efluentes domésticos, sua forma predominante é o nitrogênio amoniacal (NH₄⁺-N), cuja remoção pode se dar por duas vias principais, a assimilação por bactérias via síntese celular ou pelo processo de nitrificação e desnitrificação (METCALF; EDDY, 2014). Em BRM, devido a elevada idade de lodo usualmente empregada, e o conseqüente menor crescimento da biomassa, a remoção de nitrogênio ocorre, sobretudo, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação (STEPHENSON et al., 2000).

2.6.2.1 Nitrificação

A nitrificação é a oxidação de nitrogênio amoniacal realizada por microrganismos quimiolitotróficos sob condições aeróbias estritas. A conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato ocorre por intermédio de reações heterogêneas, em duas etapas: a primeira é chamada nitratação – oxidação de N-amoniacal a nitrito – e a segunda é denominada nitratação – oxidação do nitrito a nitrato. Nas Equações 2.12, 2.13 e 2.14 são apresentadas as reações de nitratação, nitratação e a reação de oxidação total, respectivamente (JORDÃO; PESSOA, 2005):





Na etapa de nitrificação a amônia é oxidada a nitrito através de reações bioquímicas por bactérias oxidantes de amônia (BOA), das quais pode-se destacar os gêneros: *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus* e *Nitrosolobus* (GRAY, 2004). Já na etapa de nitratação o nitrito formado na fase anterior é oxidado a nitrato pelas bactérias oxidadoras de nitrito (BON), das quais os gêneros *Nitrobacters*, *Nitrospina*, *Nitrospira*, e *Nitrococcus* são os principais representantes (WOLFE; LIEU, 2002).

Segundo Metcalf e Eddy (2014), a liberação de íons H^+ na fase de nitrificação, aliado ao elevado consumo de alcalinidade das reações de nitrificação (64 mg HCO_3^- / mg NH_4^+ oxidado), pode causar diminuição considerável do pH do meio. Ainda segundo estes autores, essa variação pode interferir negativamente ou até mesmo inibir a atividade das bactérias nitrificantes, uma vez que o pH ótimo para que a nitrificação ocorra está situado entre 7,5 e 8,5. A atividade e o tempo de crescimento das bactérias nitrificantes dependem também da temperatura. De acordo com Gray (2004), a faixa de temperatura adequada às bactérias nitrificantes situa-se entre 15 e 36 °C, porém como a maioria desses microrganismos são mesofílicos, melhores taxas de nitrificação são obtidas com temperaturas acima de 28 °C.

Gerardi (2006) lembra, ainda, que a idade do lodo também pode afetar significativamente o processo de nitrificação. Isso ocorre porque as bactérias nitrificantes apresentam uma velocidade de crescimento mais lenta do que as que bactérias heterotróficas aeróbias. Em função disto, idades de lodo relativamente altas são necessárias para estabelecer uma população suficiente de bactérias nitrificantes e assegurar a oxidação do nitrogênio amoniacal no sistema (METCALF; EDDY, 2014).

Neste caso, os BRM apresentam uma vantagem significativa frente aos sistemas de tratamento convencionais, uma vez que a presença das membranas garante a total retenção de sólidos no reator, permitindo a operação com elevados tempos de retenção celular, e, conseqüentemente com uma maior densidade destes microrganismos (JUDD; JUDD, 2011).

2.6.2.2 Desnitrificação

A desnitrificação biológica é um processo em que o nitrato é reduzido subseqüentemente a nitrogênio gasoso por meio da ação de bactérias heterotróficas desnitrificantes (Equação 2.15). Estas incluem

uma variedade de bactérias facultativas, que na ausência de oxigênio utilizam o nitrato disponível no meio como aceptor de elétrons durante a respiração celular, dentre as quais, pode-se destacar as dos gêneros: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaliegenes*, *Bacillus*, *Breviabaterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (METCALF; EDDY, 2014).



Durante a redução do nitrato, diversos produtos intermediários são gerados, como o nitrito (NO_2^-), o óxido nítrico (NO) e o óxido nitroso (N_2O). Cada reação desse processo é catalisada por enzimas específicas, denominadas *redutases*, que são sintetizadas quando as condições ambientais se tornam anóxicas (CERVANTES, 2009).

O principal produto liberado durante a desnitrificação é o N_2 , entretanto, sob condições de baixa relação DQO/ NO_3^- , baixa idade de lodo ou pH muito ácido, a liberação de formas gasosas como NO e N_2O pode ser intensificada. Este último é considerado um dos gases com maior potencial de efeito estufa, assim, cuidados operacionais devem ser tomados para evitar a sua liberação (ADOUANI et al., 2015).

Em sistemas de tratamento biológicos de efluentes, o processo de desnitrificação pode ser influenciado por diversos fatores, e, portanto, a literatura pertinente (METCALF; EDDY, 2014; JORDÃO; PESSOA, 2005; DAVIS, 2010) reporta alguns parâmetros que devem ser controlados no processo, a saber:

- oxigênio dissolvido: a presença OD no meio líquido pode inibir o sistema enzimático responsável pela desnitrificação, assim baixas concentrações de oxigênio são fundamentais para o sucesso do processo;
- pH: o pH adequado para que a desnitrificação ocorra é próximo a neutralidade, uma vez que abaixo de 6 e acima de 8,5 há uma diminuição considerável na atividade desnitrificante. Cabe ressaltar, ainda, que cerca de 3 – 3,6 mgCaCO₃ são produzidos por cada mg de nitrato reduzido, assim, durante a desnitrificação, o sistema é capaz de recuperar a alcalinidade consumida na nitrificação;
- temperatura: os microrganismos responsáveis pelo processo podem se desenvolver em uma vasta gama de temperatura, porém, a temperatura ótima citada fica entre 30 °C e 35 °C;

- disponibilidade de carbono orgânico: por serem de natureza heterotrófica, as bactérias responsáveis pela desnitrificação necessitam que uma fonte de carbono orgânico esteja disponível para que a redução do NO_3^- a N_2 ocorra. Esta fonte de carbono precisa estar presente em concentração suficiente nos efluentes, caso isso não ocorra, fontes externas, como metanol, etanol, ácido acético ou acetato de sódio podem ser adicionadas.

É importante salientar que, em EBRM de câmara única, a aplicação da corrente elétrica pode favorecer a ocorrência do processo de desnitrificação. Tal condição ocorre, pois, o O_2 presente no meio pode atuar como aceptor de elétrons gerados no cátodo durante as reações eletroquímicas. Assim, o nível de OD pode ser reduzido quando a corrente elétrica é aplicada, gerando condições anóxicas no reator (BOREA; NADDEO; BELGIORNO, 2016). Contudo, o sucesso desse processo depende da otimização de vários parâmetros operacionais (TAM, TDH, densidade de corrente aplicada e modo de exposição elétrico), o que nem sempre permite obter uma alta remoção simultânea de nitrogênio amoniacal e nitrato nestes reatores (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011; BOREA; NADDEO; BELGIORNO, 2016; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014).

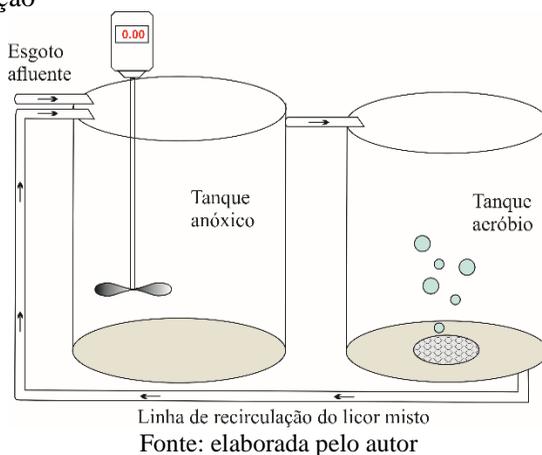
Desse modo, a fim de se obter uma remoção de nitrogênio elevada e estável nos EBRM, a inclusão de uma etapa anóxica no sistema pode ser interessante. Para este propósito, o processo de pré-desnitrificação é bastante indicado (TAN; NG, 2008).

2.6.2.2.1 Pré-desnitrificação

Em um sistema de pré-desnitrificação, em contraposição a ordem biológica natural de conversão do nitrogênio, a etapa de desnitrificação antecede a etapa de nitrificação. Dessa forma, o reator é caracterizado por apresentar em seu fluxograma uma câmara anóxica, onde é realizada a alimentação do sistema, seguida de uma câmara aeróbia, responsável pela etapa de nitrificação (Figura 2.8). O nitrato produzido na zona aeróbia é direcionado para a zona anóxica por meio de recirculação interna (METCALF; EDDY, 2014; KRAUME et al., 2005).

Tal configuração é justificada, pois, como anteriormente abordado, a grande maioria dos microrganismos responsáveis pelo processo de desnitrificação é de natureza heterotrófica, e, portanto, necessitam de matéria orgânica biodegradável disponível para seu metabolismo (LIU et al., 2008).

Figura 2.8 - Representação esquemática do processo de pré-desnitrificação



Assim, em função do substrato ser adicionado diretamente no tanque anóxico, a taxa de desnitrificação dos sistemas de pré-desnitrificação é de até $0,3 \text{ gN-NO}_3^- \text{ gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, ao passo que, nos sistemas de pós-desnitrificação, a máxima taxa obtida atinge apenas $0,05 \text{ gN-NO}_3^- \text{ gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (METCALF; EDDY, 2014). Assim, neste último arranjo, muitas vezes é até mesmo necessária a adição de carbono orgânico externo para manter eficiências de desnitrificação aceitáveis (VON SPERLING, 2005). Outra vantagem da configuração de pré-desnitrificação, é o fato de grande parte da matéria orgânica ser removida no primeiro reator, o que propicia uma redução no consumo de oxigênio, e conseqüentemente de energia (LIU et al., 2008). Ainda, sob tal condição, a atividade heterotrófica é reduzida, permitindo que as bactérias autotróficas praticamente não fiquem sujeitas à competição por oxigênio com os microrganismos heterotróficos, o que pode resultar em um aumento da capacidade de nitrificação do sistema (TAN; NG, 2008).

Em contrapartida, a fim de se obter altas eficiências de remoção de nitrogênio, há a necessidade de elevada recirculação interna do nitrato presente no tanque aeróbio para o anóxico, o que aumenta o custo energético. Além disso, o oxigênio dissolvido presente na corrente de recirculação pode chegar à zona anóxica e interferir na atividade desnitrificante, uma vez que o potencial de oxirredução para o gás oxigênio é cerca de duas vezes superior ao requerido para o nitrato (METCALF; EDDY, 2014; LIU et al., 2008). Por esta razão, a

recirculação interna é limitada a cerca de cinco vezes a vazão de entrada, o que garante que apenas cerca de 80 a 90% do nitrato seja recirculado para a câmara anóxica, limitando o potencial de desnitrificação (TAN; NG, 2008).

2.7 REÚSO NÃO POTÁVEL DE EFLUENTES TRATADOS

De acordo com Liu et al. (2017), a escassez de água tornou-se um grande obstáculo ao desenvolvimento socioeconômico e uma ameaça à subsistência em várias regiões do mundo. Além disso, devido ao crescimento demográfico acelerado, aliado a diversificação das atividades humanas, estima-se que ocorra um aumento de 55% na demanda hídrica global até 2050 (OECD, 2012). Diante deste cenário, a implementação de práticas de reúso de efluentes tratados vem crescendo gradualmente nos últimos anos (WILCOX et al., 2016).

Segundo Mancuso e Santos (2003), o reúso pode ser definido como o aproveitamento de águas já utilizadas em alguma atividade humana, podendo ser direto ou indireto, bem como ocorrer de forma controlada ou não controlada. O reúso indireto não controlado ocorre quando o efluente, tratado ou não, é descarregado no meio ambiente e captado novamente a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. O reúso indireto planejado ocorre quando o efluente, após devido tratamento, é reintroduzido nos corpos hídricos e/ou lençóis freáticos, a fim de ser utilizado posteriormente de forma controlada. No reúso direto, por outro lado, os efluentes tratados são encaminhados de forma direta para o local onde serão reutilizados.

Com relação ao reúso direto para fins não potáveis, pode-se citar diversas aplicações, tais como: lavagem de calçadas e veículos, ornamentação, descarga em sanitários, irrigação, além de aplicações industriais, como refrigeração, águas de processo e caldeiras. É importante ressaltar que a adoção dessas práticas possibilita uma economia considerável de água potável, a qual pode ser destinada a aplicações mais nobres.

Considerando esses aspectos, é evidente que o reúso da água pode contribuir significativamente para a manutenção de um ambiente mais sustentável. Não obstante, destaca-se que a consolidação desta prática está diretamente relacionada à adoção de políticas públicas de incentivo e elaboração de normas que deem suporte e regulem com confiabilidade os projetos nessa área (MANCUSO; SANTOS, 2003). Nesse contexto, é importante ressaltar que a prática do reúso já está estabelecida em

diversos países, tais como Estados Unidos, Japão, Israel e alguns locais da Europa (WILCOX et al., 2016). No Brasil, porém, esta prática ainda é considerada incipiente.

Na Tabela 2.2 são apresentados os padrões de qualidade estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para reúso urbano e agrícola não potável irrestrito; além das especificações do órgão regulador da Itália para reúso urbano, industrial e agrícola.

Tabela 2.2 - Padrões para reúso não potável estabelecidos pelos órgãos regulatórios dos Estados Unidos e da Itália

Parâmetro	Unidade	USEPA (2012)	Decreto 2 maggio (2006)
SST	mg L ⁻¹	--	≤ 10
Turbidez	NTU	≤ 2	--
Cor	Pt/Co	--	--
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	-- ¹	≤ 15
P-PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	-- ¹	≤ 2
DBO	mg L ⁻¹	≤ 10	≤ 20
pH	--	6,0-9,0	6,0-9,5
Coliforme fecais	NMP ² 100 mL ⁻¹	ND ³	≤ 10
Cloro residual	mg L ⁻¹	> 1,0	--

¹Variam de acordo com o local e aplicação; ²número mais provável; ³não detectável. Fonte: adaptado de Bastian e Murray (2012) e Decreto 2 maggio (2006)

Com relação aos instrumentos regulatórios no Brasil, é importante citar a Resolução 54/05 do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), que estabelece as modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água. Esta resolução foi criada com o objetivo incentivar a criação de normas e estimular a prática de reúso no país, entretanto, pouco foi feito até o momento. Dessa forma, os critérios e padrões para o reúso ficam restritos à norma NBR 13.696/97, que dentre outras informações, apresenta alternativas para disposição final de efluentes tratados; e às informações contidas no Manual de Conservação e Reúso em Edificações elaborado pela Agência Nacional de Águas (ANA) em parceria com a Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP), que pode ser considerado o documento mais relevante sobre o tema no país (ANA; FIESP e SINDUSCON, 2005).

Na Tabela 2.3 é apresentado um resumo dos principais padrões de qualidade sugeridos no manual em questão para diferentes classes de reúso, sendo elas: a) classe 1: descarga de vaso sanitário, fins ornamentais, lavagem de pisos roupas e veículos; b) reúso na construção civil para lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e redução de poeira; c) irrigação de áreas verdes e jardins; d) torres de resfriamento.

Tabela 2.3 - Padrões para reúso não potável sugeridos no Manual de Conservação e Reúso em Edificações

Parâmetro	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4 ¹
SST	(mg L ⁻¹)	≤5	≤30	≤20	≤100
Turbidez	(NTU)	≤2	--	≤5	--
Cor	Pt/Co	≤10	--	≤30	--
N-NH ₄ ⁺	(mg L ⁻¹)	≤20	--	--	--
N-NO ₃ ⁻	(mg L ⁻¹)	≤10	--	--	--
NO ₂ ⁻	(mg L ⁻¹)	≤1	--	--	--
P-PO ₄ ³⁻	(mg L ⁻¹)	≤0,1	--	--	≤ 1
DBO	(mg L ⁻¹)	≤10	≤30	≤20	--
pH	--	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-9,0	6,8-7,2
Coliformes fecais	NMP ² 100 mL ⁻¹	ND ³	≤ 1000	≤ 200	≤ 2,2

¹Opção mais restritiva (com recirculação); ²número mais provável; ³não detectável. Fonte: Adaptado de ANA; FIESP e SINDUSCON-SP (2005)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

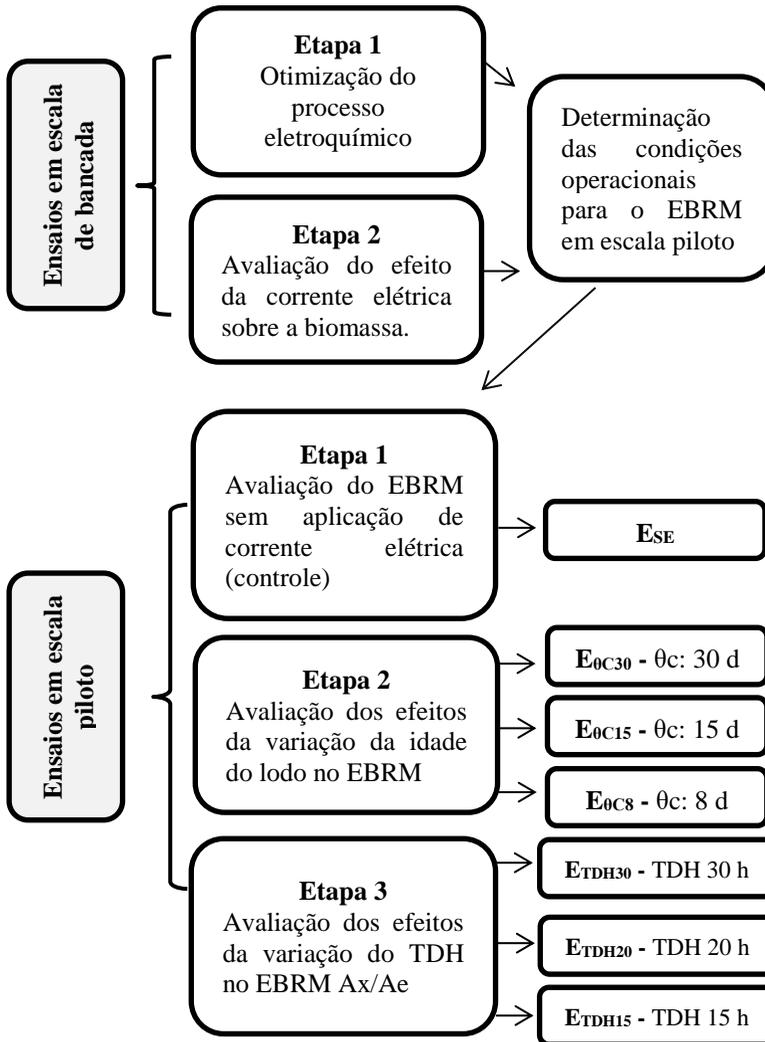
A presente pesquisa foi realizada nas dependências do LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente e do LaRA – Laboratório de Reúso de Águas, pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Os experimentos foram subdivididos em ensaios em escala de bancada e em ensaios em escala piloto:

- **Ensaio em escala de bancada:** foram realizados em duas etapas, a fim de determinar as melhores condições elétricas para operação do EBRM. Na Etapa 1 foram determinadas as densidades de corrente e tempos de exposição que proporcionaram as melhores características ao licor misto, no que diz respeito à filtrabilidade e a remoção de fósforo. Já na Etapa 2, foram avaliados os efeitos da corrente elétrica sobre a atividade da biomassa, sendo então definidos os modos de operação praticáveis, sem que ocorressem efeitos adversos ao tratamento biológico.

- **Ensaio em escala piloto:** consistiram no monitoramento de um EBRM em escala piloto, operado em fluxo contínuo sob as condições pré-determinadas nos ensaios em escala de bancada. Para tal fim, os ensaios em escala piloto foram subdivididos em três etapas:
 - Etapa 1: período em que a corrente elétrica não foi aplicada, servindo como controle para comparação com as demais estratégias;
 - Etapa 2: período no qual avaliou-se o impacto da variação da idade do lodo (30, 15 e 8 dias) nas características do licor misto, na colmatação da membrana e na capacidade de remoção de nutrientes e matéria orgânica do sistema;
 - Etapa 3: período em que o EBRM foi operado em associação com um tanque anóxico em regime de pré-desnitrificação (EBRM Ax/Ae) e no qual avaliou-se os impactos da variação do tempo de detenção hidráulica (30, 20 e 15 horas) nas características do licor misto, na colmatação da membrana e na capacidade de remoção de nutrientes e matéria orgânica do sistema.

Na Figura 3.1 é apresentada uma síntese do escopo definido para cada etapa da pesquisa.

Figura 3.1 - Fluxograma das etapas do estudo



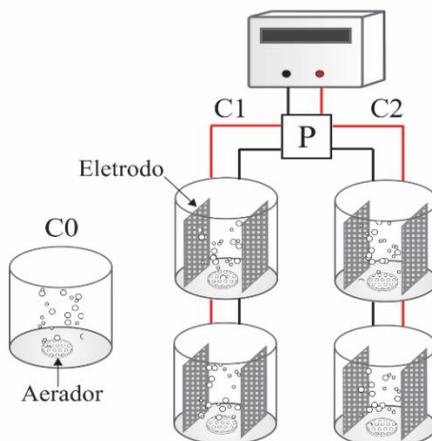
Os materiais, metodologias e estratégias envolvidas nos ensaios em escala de bancada e nos ensaios em escala piloto são descritos respectivamente nos itens subsequentes 3.1 e 3.2.

3.1 ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA

3.1.1 Unidade de bancada

Os ensaios preliminares foram realizados em uma unidade experimental, composta por cinco eletrobiorreatores em escala de bancada (Figura 3.2).

Figura 3.2 - Representação esquemática do sistema elétrico da unidade de bancada experimental. C1) circuito 1; C2) circuito 2; C0) biorreator sem aplicação de corrente elétrica; P: painel de comandos elétricos



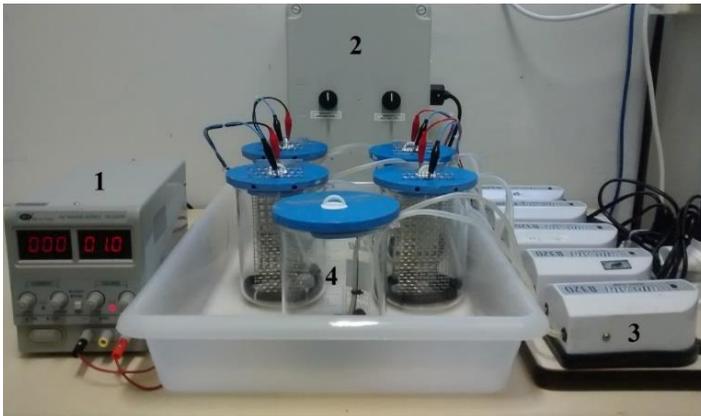
Fonte: elaborada pelo autor

Cada eletrobiorreator possuía 1,0 L de volume total e era equipado com eletrodos com dimensões de 5,5 x 14,0 cm, espaçados entre si por 5,0 cm. O ânodo foi construído em placas planas de alumínio, com perfuração de 46 % da superfície; já o cátodo consistiu em uma tela fina de aço inoxidável. O provimento de oxigênio aos microrganismos, bem como a manutenção do regime de mistura completa nos reatores, foi realizado através de difusores de ar instalados em sua base.

A densidade de corrente aplicada foi controlada através de uma fonte de alimentação digital ajustável de corrente contínua (PS A305D), com variação de tensão de 0-30 V e de corrente de 0-5 A. O modo de exposição foi regulado por temporizadores digitais acoplados a um painel de comandos elétricos, instalado entre a fonte de alimentação e os

eletrodos. O sistema era composto por dois circuitos independentes (C_1 e C_2), com dois eletrobiorreatores ligados em cada (A e B), o que permitia a operação simultânea de duas condições operacionais distintas. O quinto biorreator (C_0) possuía as mesmas configurações dos demais, porém este não era conectado ao sistema elétrico, de modo a permitir a operação sem aplicação de corrente para fins de comparação. Na Figura 3.3, é apresentada uma imagem real do sistema.

Figura 3.3 - Unidade experimental em escala de bancada. 1) fonte de alimentação ajustável; 2) painel de controle; 3) sistema de aeração; 4) eletrobiorreatores



Fonte: própria

3.1.2 Inóculo

O licor misto utilizado nos ensaios foi proveniente do tanque de aeração da estação de tratamento de esgotos Insular da cidade de Florianópolis – SC, do tipo lodos ativados de aeração prolongada, pertencente à Companhia Catarinense de Águas e Esgotos (CASAN). Após a coleta, o licor misto em questão foi submetido à sedimentação e retirada do sobrenadante visando padronizar a concentração de sólidos para um valor próximo das condições consideradas normais para operação de BRM. A concentração de PO_4^{-3} inicial foi ajustada em $7,0 \text{ mg L}^{-1}$, por meio da adição de fosfato de potássio monobásico (KH_2PO_4 , PA, 99%, Aldrich). Tais procedimentos de padronização foram realizados para cada nova coleta de licor misto utilizados durante uma nova sequência de ensaios.

3.1.3 Procedimento experimental

(i) – Etapa 1: uma vez padronizado, o licor misto era acondicionado nos reatores (800 mL) e submetido aos ensaios de aplicação da corrente elétrica, nos quais buscava-se melhorar as condições de filtrabilidade do licor misto e promover a remoção de fósforo. Para o primeiro caso, foram considerados dois parâmetros importantes neste processo: concentração de produtos microbianos solúveis (SMP) e resistência específica à filtração (REF), cujas metodologias de determinação são descritas detalhadamente nos itens 3.2.4.1 e 3.2.5.3, respectivamente. Portanto, o desempenho da aplicação da corrente elétrica foi avaliado quanto à remoção de SMP, variação da REF e remoção de fósforo.

Na Tabela 3.1 são apresentados os valores médios de SST, REF, SMP e fósforo das amostras de licor misto padronizadas.

Tabela 3.1 - Valores médios de SST, REF, SMP e fósforo das amostras de licor misto padronizadas

SST (mg L ⁻¹)	REF (10 ¹² mg Kg ⁻¹)	SMP (mg L ⁻¹)	Fósforo (mg L ⁻¹)
4770 ± 355	2,7 ± 1,3	13,5 ± 2,20	7,07 ± 0,05

SST: sólidos suspensos totais; REF: resistência específica à filtração; SMP: produtos microbianos solúveis.

A fim de avaliar o efeito das variáveis (densidade de corrente e modo de exposição) simultaneamente, bem como a correlação entre tais variáveis, foi realizado um planejamento fatorial 2² com ponto central em triplicata. A organização de um planejamento fatorial consiste em selecionar as variáveis e determinar os níveis (valores assumidos pelas variáveis) durante os experimentos. A utilização do planejamento fatorial é interessante neste caso, pois, permite determinar a condição operacional otimizada do processo, com um número mínimo de experimentos.

Os valores dos níveis para as variáveis foram adotados com base no estudo prévio de Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013a). Assim, os experimentos foram realizados mediante três densidades de corrente (4,0, 7,0 e 10,0 A m⁻²) e três modos de exposição diferentes, em minutos (6 ligado/6 desligado; 6 ligado/12 desligado e 6 ligado/18 desligado). Cada condição foi avaliada em duplicata durante 70 h, empregando-se uma nova amostra de lodo padronizada para cada ensaio. Um biorreator sem aplicação de corrente elétrica foi operado simultaneamente para fins de comparação. Na Tabela 3.2 é apresentado o planejamento fatorial, bem como a distribuição dos ensaios com as respectivas condições

operacionais utilizadas. No presente estudo, adotou-se a simbologia de níveis máximos (+) e níveis mínimos (-), além do ponto central (0).

Tabela 3.2 - Planejamento fatorial 2^2 , com ponto central em triplicata, elaborado para a otimização das condições operacionais elétricas (modo de exposição e densidade de corrente) do EBRM

Variável	Nível (-)	Nível (0)	Nível (+)
A. Densidade de corrente (A m ⁻²)	4,0	7,0	10,0
B. Modo de exp. (min Lig/Des)	6 / 6	6 / 12	6 / 18

Experimento	Variáveis		
	A	B	A x B
1	-	-	+
2	+	-	-
3	-	+	-
4	+	+	+
5	0	0	0
6	0	0	0
7	0	0	0

A x B: Efeito combinado entre as duas variáveis

Para a interpretação dos resultados obtidos em todos os reatores simultaneamente, foi utilizado o conceito de função de desejabilidade (DERRINGER e SUICH, 1980). A metodologia utilizada é semelhante à desenvolvida para respostas únicas, porém, nesse procedimento é encontrado um valor di (desejabilidade) para cada resposta. O di é calculado padronizando-se todas as respostas de determinado parâmetro para valores entre 0 e 1, de acordo com a Equação 3.1.

$$di = \left\{ \frac{R-PR}{MR-PR} \right\} \quad (3.1)$$

Onde:

di = desejabilidade

R = resposta avaliada

MR = melhor resposta obtida para determinado parâmetro

PR = pior resposta obtida para determinado parâmetro

Em seguida, é realizado o cálculo da média geométrica dos valores de d_i obtidos para cada condição operacional (substituindo-se os valores de 0 por 0,01), que resulta na desejabilidade combinada (D), como apresentado na Equação 3.2.

$$D = (d_1 x d_2 x \dots x d_y)^{1/y} \quad (3.2)$$

Onde:

D = desejabilidade combinada

d_i = desejabilidade de cada resposta

y = número de respostas por ensaio

Os valores de desejabilidade combinada (D) obtidos foram então inseridos no software Statistica®, possibilitando a otimização através de técnicas de análise multivariada. De acordo com os resultados obtidos na Etapa 1, foi selecionada a condição operacional que apresentou os melhores resultados no que diz respeito a remoção de SMP, melhoria da REF e remoção de fósforo, simultaneamente.

(ii) – Etapa 2: Na Etapa 2, a estratégia escolhida foi replicada com condições operacionais idênticas às utilizadas na Etapa 1. Porém, ao final do ensaio, a biomassa foi submetida a ensaios de respirometria, com o objetivo de se verificar se os processos eletroquímicos empregados impactariam negativamente na atividade microbiológica bacteriana.

3.1.4 Métodos analíticos

A concentração de ortofosfato solúvel ($P-PO_4^{-3}$) foi quantificada de acordo com o método do ácido molibdovanadofósforico (APHA, 2005), o qual consiste na reação do $P-PO_4^{-3}$ com molibdato em meio ácido, produzindo um complexo misto molibdato/ortofosfato que, na presença do íon vanadato, forma o ácido molibdovanadofósforico, de cor amarelada. A intensidade da cor amarela é proporcional à concentração de ortofosfato na amostra. As leituras foram realizadas em espectrofotômetro HACH DR5000 sob o comprimento de onda de 420 nm. Para realização do procedimento, as amostras foram previamente filtradas em membrana de acetato celulose com tamanho de poro de 0,45 μm .

As metodologias utilizadas para as demais análises (SMP, REF e respirometria) estão descritas nos itens 3.2.4.1, 3.2.5.3 e 3.2.6.1, respectivamente.

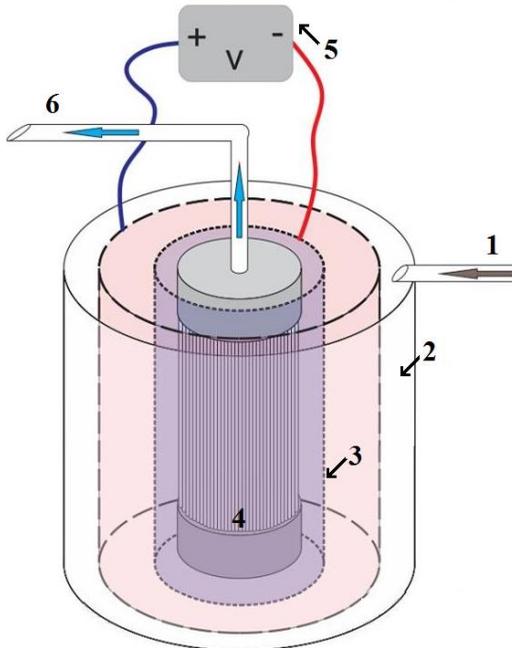
3.2 ENSAIOS EM ESCALA PILOTO

3.2.1 Aparato experimental

3.2.1.1 Eletrobiorreator a membrana (EBRM)

O sistema experimental em escala piloto, denominado eletrobiorreator a membrana (EBRM) (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010) era composto por um tanque cilíndrico construído em acrílico, com 29,0 cm de diâmetro, 40,0 cm de altura, volume total de 26,4 L e volume útil de 16,0 L. Na Figura 3.4 é apresentada uma representação esquemática do sistema em questão.

Figura 3.4 – Representação esquemática da unidade piloto experimental - EBRM. 1) Entrada de esgoto; 2) ânodo; 3) cátodo; 4) módulo de membranas; 5) fonte de alimentação e 6) retirada do permeado



Fonte: elaborada pelo autor

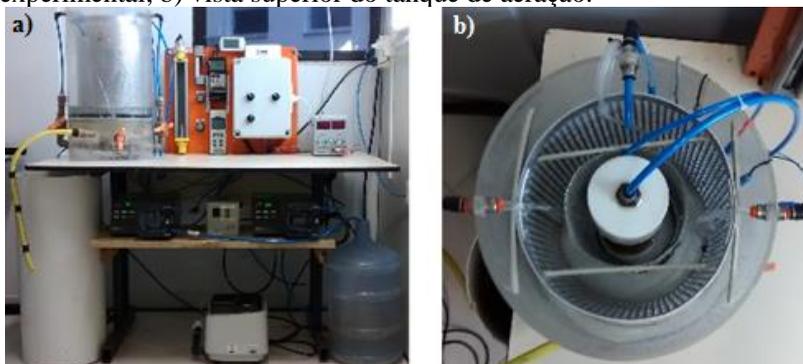
No interior do reator eram instalados dois eletrodos cilíndricos espaçados entre si por 5,0 cm. O ânodo, construído em alumínio com

perfuração de 46 % e área superficial de 0,097 m², era alocado em torno da superfície interna da parede do reator. Já o cátodo, constituído de uma tela fina de aço inoxidável era instalado entre a membrana e o ânodo. Os eletrodos eram conectados a uma fonte de alimentação digital ajustável de corrente contínua (PS A305D), com variação de tensão de 0-30 V e de corrente de 0-5 A, a qual permitia a aplicação da corrente elétrica no sistema.

A alimentação do sistema e a retirada do permeado eram realizadas com auxílio de duas bombas peristálticas idênticas (*Watson Marlow - 323*), que permitiam a operação com vazão constante de entrada e saída. A injeção de oxigênio na massa líquida era realizada por meio de difusores de ar instalados próximos aos eletrodos, que auxiliavam na minimização da deposição de partículas na superfície dos mesmos, além de outro difusor acoplado à base da membrana, que visava à redução dos efeitos da colmatação. Um sensor de pressão, localizado na tubulação de saída do permeado era conectado a um vacuômetro digital (VDR 920) e permitia o registo contínuo dos valores da pressão transmembrana (PTM).

A operação do EBRM era controlada por meio de um painel elétrico, munido de temporizadores e relés, que possibilitavam a automatização do modo de exposição à corrente elétrica, do sistema de aeração e das bombas de alimentação e retirada do permeado. Na Figura 3.5 é apresentada uma imagem real do sistema em questão.

Figura 3.5 – Imagem real do EBRM. a) vista frontal do aparato experimental; b) vista superior do tanque de aeração.



Fonte: própria

O módulo de membranas utilizado no sistema era do tipo submerso na conformação de fibra-oca (PAM-membranas), constituído de

Polieterimida (PEI), com diâmetro médio do poro de $0,3 \mu\text{m}$, e área filtrante de $0,178 \text{ m}^2$ (Figura 3.6).

Figura 3.6 – Módulo de membranas utilizado no experimento



Fonte: própria

3.2.1.2. Eletrobiorreator a membrana anóxico/aeróbio (EBRM Ax/Ae)

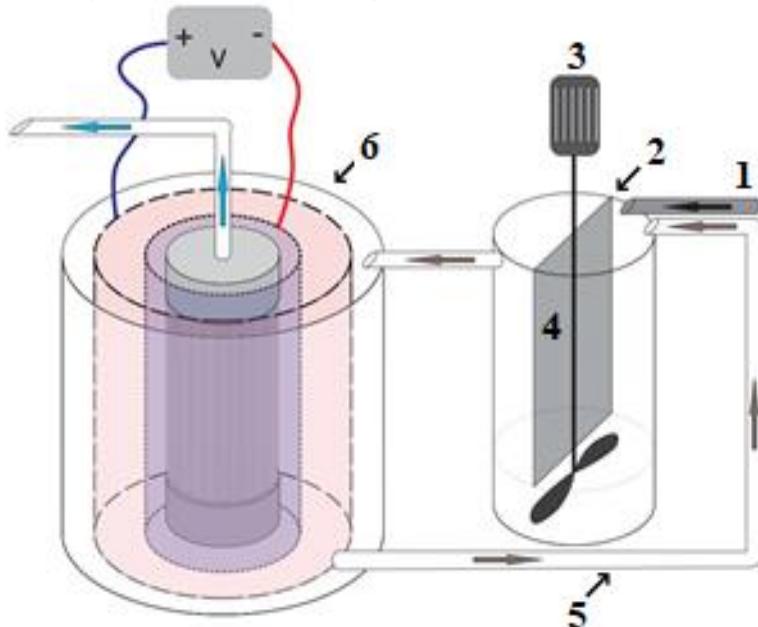
O eletrobiorreator a membrana anóxico/aeróbio (EBRM Ax/Ae) era composto por todos os componentes contidos no EBRM convencional. Entretanto, um tanque anóxico foi adicionado anteriormente ao tanque aeróbio no fluxograma do tratamento e uma bomba peristáltica (*Watson Marlow – 520S*) era utilizada para recircular o licor misto do tanque aeróbio para o tanque anóxico à vazão constante. Já o escoamento do tanque anóxico para o aeróbio se dava por ação da gravidade através de uma tubulação instalada em sua parte superior.

O tanque anóxico era composto por um reservatório cilíndrico construído em acrílico, com $15,0 \text{ cm}$ de diâmetro e $50,0 \text{ cm}$ de altura, com volume total de $8,8 \text{ L}$ e volume útil de $8,0 \text{ L}$. Uma placa de PVC foi acoplada no centro do tanque, de modo a permitir que o efluente e o licor misto recirculado percorressem o caminho até o fundo e voltassem a sair na outra superfície, buscando evitar a ocorrência de caminhos preferenciais e garantir, assim, o tempo de detenção hidráulica adequado.

O sistema contava, ainda, com um agitador eletrônico de bancada com vistas a manter um regime adequado de mistura completa.

Na Figura 3.7 é apresentada uma representação esquemática da unidade em questão.

Figura 3.7 – Representação esquemática do EBRM Ax/Ae. 1) entrada de esgoto; 2) tanque anóxico; 3) misturador; 4) placa de PVC; 5) linha de recirculação do licor misto; 6) tanque aeróbio



Fonte: elaborado pelo autor

3.2.2 Estratégias Operacionais

As estratégias operacionais utilizadas no estudo foram distribuídas em três etapas, tendo por objetivo atender as seguintes considerações: (i) a aplicação da corrente elétrica pode auxiliar na remoção de fósforo e também na minimização da colmatação da membrana; (ii) a variação da idade do lodo afeta o desempenho do EBRM, seja na remoção de nitrogênio e/ou na velocidade de colmatação da membrana e; (iii) a

variação do TDH afeta o desempenho do EBRM Ax/Ae, seja na remoção de nutrientes e/ou na velocidade de colmatação da membrana.

Assim, na Etapa 1 estava compreendida a estratégia em que o sistema era operado sem aplicação de corrente elétrica para fins de comparação; na Etapa 2 as estratégias propostas tinham por objetivo avaliar os efeitos da aplicação da corrente elétrica e da variação da idade do lodo; enquanto que na Etapa 3 as estratégias compreendidas visavam avaliar os efeitos da variação do TDH no sistema. O período total de operação do reator foi de 420 dias.

Na Tabela 3.3 são apresentadas as etapas do trabalho bem como as estratégias operacionais utilizadas.

Tabela 3.3 - Estratégias operacionais utilizadas em cada etapa do trabalho. θ_c - idade do lodo. TDH - tempo de detenção hidráulica. E_{SE} – período sem aplicação de corrente elétrica

Etapa	Estratégia	Sistema	θ_c (dias)	TDH (horas)	Duração (dias)
1	E_{SE}	EBRM	30	20	30
	$E_{\theta_c 30}$	EBRM	30	20	90
2	$E_{\theta_c 15}$	EBRM	15	20	90
	$E_{\theta_c 8}$	EBRM	8	20	90
3	Aclimação	EBRM Ax/Ae	15	30	30
	$E_{TDH 30}$	EBRM Ax/Ae	15	30	30
	$E_{TDH 20}$	EBRM Ax/Ae	15	20	30
	$E_{TDH 15}$	EBRM Ax/Ae	15	15	30

Durante todo o período experimental, o reator foi operado em regime de fluxo contínuo, contudo, o modo de filtração empregado era intermitente, ou seja, possuía intervalos de interrupção na filtração para o relaxamento das membranas. A intermitência utilizada era de 400 segundos em filtração e 60 segundos em relaxamento, período em que a alimentação também era interrompida a fim de evitar o transbordamento do reator. Destaca-se que tal procedimento é usual em BRM submersos e

tem por objetivo reduzir a pressão exercida sobre as membranas e permitir o arraste de parte das partículas aderidas em sua superfície pelas bolhas provenientes dos aeradores, retardando assim, o processo de colmatação (TAN; NG, 2008; WU et al., 2008).

Nas duas primeiras etapas, o pH do licor misto foi mantido próximo a neutralidade por meio da adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3), já na Etapa 3 este controle não foi necessário em função da presença de uma etapa anóxica que conferiu ao sistema a capacidade de recuperação de alcalinidade (METCALF; EDDY, 2014; MAQBOOL; KHAN; LEE, 2014).

Buscando-se maior uniformidade entre as estratégias avaliadas, a temperatura ambiente foi controlada em aproximadamente $20\text{ }^\circ\text{C}$ e a taxa de aeração da membrana (TAM), definida com base nos ensaios preliminares para determinação do coeficiente de transferência de oxigênio (KLa) e do tempo de mistura do reator (Item 4.2), foi fixada em $2,8\text{ m}^3\text{ m}^{-2}\text{ h}^{-1}$, correspondente à vazão de $1,0\text{ m}^3\text{ h}^{-1}$ dividida igualmente entre os aeradores da base do reator e da membrana.

Não obstante, ressalta-se que, em função das peculiaridades de cada estratégia utilizada, os demais parâmetros operacionais variavam ao longo da operação do reator. Nos tópicos 3.2.3.1, 3.2.3.2 e 3.2.3.3 são apresentadas em detalhes as etapas do estudo, bem como as respectivas estratégias operacionais empregadas.

3.2.2.1 Etapa 1

Na Etapa 1 foi executada a estratégia operacional que tinha por objetivo avaliar a eficiência do sistema quanto à remoção de fósforo, à colmatação da membrana e à composição e atividade da biomassa sem a influência dos processos eletroquímicos. Tal período foi utilizado para fins de comparação com as demais estratégias

Para tanto, o EBRM foi operado por um período total de 30 dias sem a aplicação de corrente elétrica. O fluxo de permeado aplicado neste período foi de $5,15\text{ L m}^{-2}\text{ h}^{-1}$, dentro do limite estabelecido no ensaio do fluxo crítico para que a colmatação não ocorresse de maneira tão evidente (Item 4.2). Logo o TDH empregado no reator durante esta etapa foi de 20 h. A idade de lodo utilizada, por sua vez, foi de 30 dias, dentro da faixa recomendada por Meng et al. (2009) para operação de BRM.

3.2.2.2 Etapa 2

Na Etapa 2 foram executadas as estratégias operacionais em que buscou-se avaliar a influência da aplicação da corrente elétrica e da variação da idade do lodo na eficiência e estabilidade do EBRM, com ênfase na remoção de nutrientes e na colmatação da membrana. Durante esta etapa foram testadas três idades de lodo distintas (30, 15 e 8 dias), por um período de 90 dias cada.

De acordo com Meng et al. (2009), idades de lodo muito elevadas podem induzir um aumento expressivo da viscosidade, dificultando processo de filtração, por outro lado, idades de lodo muito baixas favorecem a produção de SMP e EPS, o que também contribui para ocorrência do processo de colmatação. Assim, estes autores sugerem que a idade de lodo indicada para operação de BRM encontra-se em uma faixa entre 20 e 50 dias. Nesse contexto, as idades de lodo adotadas no presente estudo tinham como objetivo a avaliação do sistema sob condições favoráveis à filtração, como no caso da estratégia $E_{\theta C30}$, e sob condições menos favoráveis, como no caso da $E_{\theta C8}$, o que permitiu avaliar a eficiência e estabilidade do EBRM sob condições consideradas críticas para operação de BRM convencionais (ERSU et al., 2010; SILVA et al., 2017; VAN DEN BROECK et al., 2012; YU et al., 2016).

Ao longo desta etapa, a aplicação da corrente elétrica foi controlada em $10,0 \text{ A m}^{-2}$ sob regime de exposição intermitente de 6 minutos ligada / 18 minutos desligada, de acordo com as condições otimizadas nos ensaios preliminares (Item 4.1). O TDH foi mantido em 20 h e, conseqüentemente, o fluxo de permeado aplicado foi de $5,15 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

3.2.2.3 Etapa 3

Na Etapa 3 estavam compreendidas as estratégias operacionais em que buscou-se avaliar a influência da variação do TDH na colmatação da membrana e na eficiência de remoção de nutrientes no sistema. Durante essa etapa optou-se pela utilização do EBRM A_x/A_e , o qual, devido à presença de uma etapa anóxica, permitiu também a avaliação da eficiência do processo de desnitrificação além do efeito da aplicação da corrente elétrica sobre o mesmo, tema até então não abordado nas etapas anteriores. Em função disto, o sistema foi submetido a um período de adaptação de 30 dias para inclusão do tanque anóxico e para aclimação

da biomassa às novas condições operacionais. A eficiência do sistema não foi monitorada durante o período de adaptação.

Ao longo dessa etapa foram testados três TDH diferentes (30, 20 e 15 horas) por um período de 30 dias cada. De acordo com a literatura pertinente, baixos valores de TDH proporcionam melhores condições para o crescimento da biomassa e, portanto, levam a um aumento da liberação de SMP e EPS no licor misto, o que maximiza o processo de incrustação das membranas (MENG et al., 2009; LIN et al., 2014). Além disso, o incremento no fluxo de permeado, necessário para redução do TDH, também aumenta a propensão ao arraste de partículas à superfície da membrana durante a permeação, acelerando, dessa maneira, o processo de colmatção (VAN DER MAREL et al., 2009).

Assim, os valores de TDH de 30, 20 e 15 horas foram adotados tendo como objetivo principal a avaliação do sistema sob condições favoráveis à filtração, como no caso do TDH de 30 horas, e sob condições menos favoráveis, como no caso do TDH de 15 horas. Cabe ressaltar, ainda, que os valores escolhidos estão situados em uma faixa usualmente empregada nos estudos voltados à remoção de nutrientes e à avaliação da colmatção das membranas em BRM (FALLAH et al., 2010; COSENZA et al., 2012; XU; WU; HU, 2014; MANNINA et al., 2018).

Na Tabela 3.4 são apresentadas as diferentes estratégias avaliadas nessa etapa, bem como os diferentes TDH e os respectivos fluxos de permeado empregados.

Tabela 3.4 - Estratégias avaliadas na Etapa 3 do estudo, bem como os diferentes TDH e os respectivos fluxos de permeado empregados

Estratégia	Sistema	θ_c (dias)	TDH (horas)	Fluxo (L m ² h ⁻¹)	TR (%)	QR (L h ⁻¹)
Adaptação	EBRM Ax/Ae	15	30	5,15	300	2,75
E_{TDH30}	EBRM Ax/Ae	15	30	5,15	300	2,75
E_{TDH20}	EBRM Ax/Ae	15	20	7,75	300	4,13
E_{TDH15}	EBRM Ax/Ae	15	15	10,3	300	5,50

θ_c : idade do lodo; TDH: tempo de detenção hidráulica; TR: taxa de recirculação; QR: vazão de recirculação.

O primeiro TDH avaliado foi de 30 horas (E_{TDH30}), optou-se por iniciar a operação sob essa condição em função da possibilidade de manutenção do fluxo de permeado utilizado nas etapas anteriores ($5,15 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), que resultou no TDH desejado devido ao incremento no volume total do sistema. Na segunda estratégia (E_{TDH20}), o TDH estudado foi de 20 horas, por consequência o fluxo foi ajustado para $7,75 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Já na terceira estratégia (E_{TDH15}), o TDH empregado foi de 15 horas, logo, o fluxo de permeado era de $10,3 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Devido às modificações na vazão de entrada, o TDH no tanque anóxico foi de 10,0, 6,7 e 5,0 h nas estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente. A recirculação do licor misto do tanque aeróbio para o tanque anóxico foi realizada a uma taxa de três vezes a vazão de entrada (300%) (TAN; NG, 2008) e, portanto, foi fixada em 2,75, 4,13 e 5,50 L h^{-1} nas estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente.

Ao longo desta etapa a aplicação da corrente elétrica também foi controlada em 10,0 A m^{-2} sob regime de exposição intermitente de 6 minutos ligada / 18 minutos desligada. A idade de lodo empregada, definida com base na melhor condição operacional testada na etapa anterior (Item 4.4), foi de 15 dias.

3.2.3 Parâmetros de partida e operação do EBRM

3.2.3.1 Inóculo e Substrato

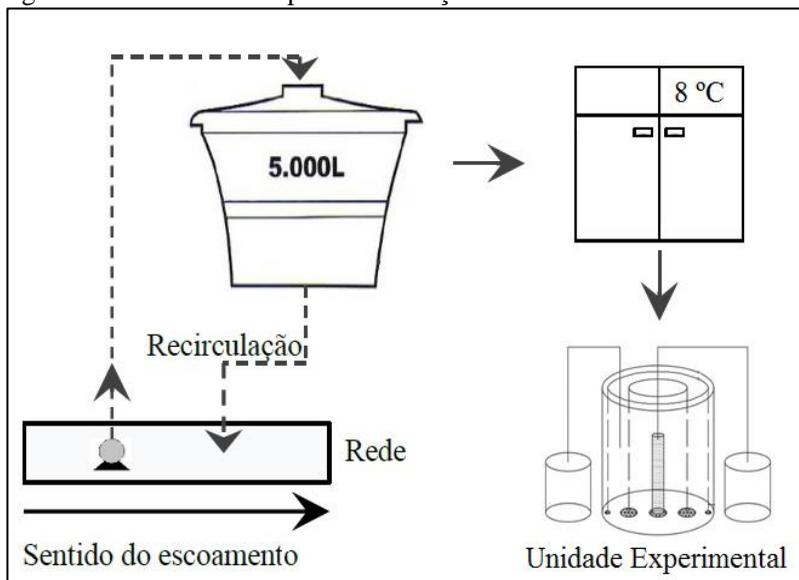
Para dar início a operação do EBRM, foram inoculados 16,0 L de licor misto proveniente do tanque de aeração da estação de tratamento de esgotos Insular da cidade de Florianópolis – SC, do tipo lodos ativados de aeração prolongada, pertencente à Companhia Catarinense de Águas e Esgotos (CASAN). A amostra coletada foi submetida à sedimentação e retirada do sobrenadante visando aumentar a concentração de sólidos para um valor próximo ao usual para operação de BRM. Cabe salientar que, objetivando a manutenção do teor de sólidos e a inserção de bactérias desnitrificantes no sistema, no início da operação do EBRM Ax/Ae, o tanque anóxico foi inoculado com 8,0 L de licor misto proveniente de um biorreator a membrana operado sob a modalidade de batelada sequencial contemplado por etapa anóxica em seu ciclo operacional.

Para a alimentação do sistema foi utilizado esgoto sanitário real proveniente da rede coletora de esgotos do bairro Pantanal, na cidade de Florianópolis/SC. O efluente era captado em um poço de visita da

Companhia Catarinense de Águas e Esgotos (CASAN), localizado no Laboratório de Experimentação de Tecnologias Avançadas (LETA) pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Para a captação, era utilizada uma bomba submersa posicionada dentro do poço de visita. Uma vez captado, o esgoto era armazenado em um tanque, com capacidade de 5000 L e recirculado periodicamente para a rede, em um ponto a jusante da captação.

A partir do reservatório, o esgoto era coletado e transportado até as instalações que abrigavam a unidade experimental, onde este ficava armazenado em uma câmara refrigerada a 8,0 °C por no máximo dois dias (Figura 3.8).

Figura 3.8 - Representação esquemática da captação e armazenamento do esgoto sanitário utilizado para alimentação do reator.



Fonte: adaptado de Belli (2015)

Na Tabela 3.5 é apresentada a caracterização do esgoto sanitário utilizado para alimentação do sistema, quanto à DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total e pH para cada estratégia do estudo.

Tabela 3.5 - Características do esgoto sanitário ao longo de cada estratégia operacional (valores médios e desvio padrão)

	n	DQO mg L ⁻¹	N _{total} mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	P _{total} mg L ⁻¹	pH
E _{SE}	6	605±100	73±14	43,7±8,9	7,1±2,0	8,4±0,6
E _{θC30}	25	780±159	81±11	49,5±11,4	9,8±1,9	7,4±0,4
E _{θC15}	25	669±154	65±13	41,6±10,4	7,6±2,1	7,1±0,5
E _{θC8}	22	498±149	60±9	44,1±7,9	7,1±1,6	7,2±0,3
E _{TDH30}	8	753±52	93±9	62,4±7,8	10,3±1,2	7,2±0,1
E _{TDH20}	8	665±157	75±17	52,4 ± 15,6	8,7±2,4	7,1±0,2
E _{TDH15}	8	661±110	64±7	44,8 ± 6,5	7,6±1,3	7,2±0,1

n: número de análises

3.2.3.2 Controle da idade do lodo (θ_c)

Para o controle da idade do lodo foram realizados descartes diários de volumes pré-estabelecidos de acordo com a Equação 3.3 (SMITH; ELGER; MLEZIVA, 2014).

$$\theta_c = \frac{v_{\text{biorreator}}}{v_{\text{descarte}}} \quad (3.3)$$

Onde:

θ_c : Idade do lodo (dias);

$v_{\text{biorreator}}$: Volume do biorreator (L);

v_{descarte} : Volume de descarte do lodo (L).

Dessa forma, considerando as variações na idade de lodo empregada, bem como as modificações no volume total do reator ao longo do estudo, o volume diário de lodo descartado em cada estratégia também foi variável. Na Tabela 3.6 são apresentadas as diferentes estratégias empregadas, bem como o volume diário de lodo descartado de acordo com as respectivas condições experimentais empregadas.

Tabela 3.6 –Volume diário de lodo descartado de acordo com as respectivas condições experimentais empregadas em cada estratégia

Etapa	Estratégia	Sistema	V _T (L)	θ _c (dias)	V _D (L)
1	E _{SE}	EBRM	16	30	0,53
	E _{θC30}	EBRM	16	30	0,53
2	E _{θC15}	EBRM	16	15	1,07
	E _{θC8}	EBRM	16	8	2,00
	E _{TDH30}	EBRM Ax/Ae	24	15	1,60
3	E _{TDH20}	EBRM Ax/Ae	24	15	1,60
	E _{TDH15}	EBRM Ax/Ae	24	15	1,60

V_T: volume total do sistema; V_D: volume de descarte diário de lodo.

3.2.3.3 Permeabilidade hidráulica da membrana (L_p)

A permeabilidade hidráulica do módulo de membranas foi determinada através do monitoramento da PTM durante o processo de filtração utilizando água destilada. Para realização desse procedimento, primeiramente o módulo foi submetido à filtração sob fluxo constante por um período de 1 hora, a fim de realizar a compactação das membranas. Posteriormente, o fluxo foi ajustado para um valor inicial baixo e, em seguida, foi gradualmente aumentado enquanto monitorava-se continuamente a PTM. Esse procedimento foi realizado durante 10 minutos para cada fluxo testado. O valor da permeabilidade hidráulica foi obtido através de regressão linear dos resultados obtidos.

3.2.3.4 Fluxo crítico da membrana (J_c)

O fluxo crítico pode ser descrito como o maior valor de fluxo onde não se observa um aumento considerável da colmatação ao longo do tempo. Assim, a determinação do fluxo crítico é normalmente realizada antes do início da operação de BRM a fim de auxiliar na escolha do fluxo de permeado a ser empregado (JUDD; JUDD, 2011).

O método empregado para determinação do fluxo crítico consiste no monitoramento da PTM enquanto o fluxo de filtração é gradualmente

umentado. A cada novo incremento no fluxo observa-se um aumento inicial da PTM, seguido da manutenção de seus valores. Aquele fluxo em que a PTM não mais se estabilizar em um mesmo patamar, é considerado como fluxo crítico (BACHIN; AIMAR; FIELD, 2006). Para realização do ensaio, o módulo previamente limpo foi submetido à filtração sob fluxo constante por um período de 1 hora a fim de realizar a compactação das membranas. Em seguida, o módulo foi inserido no reator e o sistema de aeração foi acionado de acordo com as condições operacionais otimizadas. Posteriormente, o fluxo foi ajustado para um valor inicial baixo e foi gradualmente aumentado enquanto monitorava-se continuamente a PTM. Este procedimento foi realizado durante 10 minutos para cada fluxo testado.

3.2.3.5 Tempo de mistura

O tempo de mistura do reator foi determinado através da adição de um pulso de um traçador salino (NaCl) e posterior monitoramento da condutividade da solução. O procedimento consiste em utilizar uma curva de calibração (Apêndice A), que permitiu correlacionar a condutividade com a concentração do traçador. Para realização do ensaio, inoculou-se o reator com água de destilada e iniciou-se a operação de acordo com os parâmetros propostos para os ensaios com licor misto. Em seguida, adicionou-se um pulso com concentração conhecida do traçador salino na parte superior do reator, e monitorou-se constantemente a condutividade na parte inferior do mesmo, empregando-se um condutivímetro portátil (Hanna HI-991300), até que o valor permanecesse constante (AMARAL, 2009).

3.2.3.6 Coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La})

A fim de determinar a melhor condição operacional do sistema de aeração, o coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}) do reator foi mensurado para três vazões de ar diferentes (0,6, 0,8 e 1,0 m³ h⁻¹), divididas igualmente entre os aeradores da base e da membrana. O método empregado consiste na desoxigenação de água limpa, utilizando sulfito de sódio e cloreto de cobalto como catalisador, e posterior monitoramento da concentração de OD no sistema durante o período de reaeração. A metodologia completa para realização do ensaio, baseada no estudo de Puskeiler e Weuster-Botz (2005), encontra-se no Anexo A.

Vale salientar que a determinação do K_{LA} sem a presença do licor misto serve apenas como valor de referência, visto que a concentração de sólidos e o consumo de oxigênio pelos microrganismos possui influência nos resultados.

3.2.3.7 Procedimento de limpeza da membrana

A limpeza química da membrana foi realizada sempre ao final de cada estratégia utilizada, e, durante a operação, nos casos em que a PTM atingiu o valor crítico de 0,6 bar recomendado pelo fabricante. A metodologia utilizada foi baseada nas recomendações do fabricante e nos trabalhos anteriormente desenvolvidos no LaRA (PROVENZI, 2005; MAESTRI, 2007; CAMPELLO, 2009; BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BELLI, 2015). Esta consiste basicamente na prévia lavagem do módulo com água destilada para retirada das incrustações grosseiras da superfície da membrana e posterior filtração em soluções ácidas, alcalinas e desinfetantes para a restituição do fluxo original. Durante o procedimento, o biorreator foi operado em modo manual a fim de manter condições adequadas à biomassa. O procedimento detalhado para realização da limpeza química da membrana está descrito no Anexo B.

3.2.3.8 Cálculo da durabilidade dos eletrodos

A durabilidade dos eletrodos foi calculada teoricamente tomando como base a lei de *Faraday* (Equação 3.4), a qual permite estimar, de maneira confiável, a quantidade de metal dissolvido em função da densidade de corrente aplicada em uma célula eletrolítica (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; MOLLAH et al., 2004).

$$w = \frac{ItM_w}{zF_aV} \quad (3.4)$$

Onde:

w = quantidade de material dissolvido (g m^{-3})

I = corrente aplicada (0,97 A)

t = tempo de exposição por dia (21600 s)

M_w = peso molecular do Al ($26,98 \text{ g mol}^{-1}$);

z = número de elétrons transferidos (3);

F_a = constante de *Faraday* (96487 C mol^{-1});

V = volume tratado por dia durante a E_{TDH15} ($0,0384 \text{ m}^3$).

3.2.4. Monitoramento dos sistemas

Para o monitoramento da eficiência do sistema durante as duas primeiras etapas do estudo, nas quais o EBRM convencional foi utilizado, foram realizadas coletas em três pontos distintos: a) reservatório de esgoto afluente; b) tanque aeróbio; e c) reservatório de permeado. Já durante a Etapa 3, na qual o EBRM Ax/Ae foi empregado, além dos pontos de coleta supracitados, também foram realizadas coletas no tanque anóxico.

As análises realizadas e seus respectivos pontos de coleta estão descritos na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Análises realizadas nos diferentes pontos amostrados

Pontos de Coleta	Análises Realizadas
a) Tanque de esgoto	DQO _S , DQO _T , N _{total} , N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P _{total} , SST, SSV e pH
b) Tanque aeróbio	DQO _S , COD, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , condutividade, viscosidade, SST, SSV, alcalinidade, pH e OD
d) Tanque anóxico	DQO _S , COD, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , SST, SSV, alcalinidade, pH e OD
c) Tanque de permeado	DQO, COD, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , Al ³⁺ , pH, cor verdadeira e turbidez

Para realização das análises de DQO_S, COD, N-NH₄⁺ e Al³⁺, a fim de eliminar possíveis interferentes, as amostras coletadas nos pontos a), b) e d) foram previamente filtradas em membranas de acetato celulose com tamanho de poro de 0,45 µm. Já para realização das análises de N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻, em função da elevada sensibilidade do equipamento utilizado (Dionex ICS-5000), as amostras foram novamente filtradas em membranas com tamanho de poro de 0,20 µm. Cabe destacar que as amostras coletadas no ponto c) não necessitaram deste procedimento, pois eram previamente submetidas ao processo de filtração no módulo de membranas contido no sistema.

3.2.4 Métodos analíticos

Na Tabela 3.8 são apresentados os parâmetros amostrados para avaliação da eficiência e estabilidade do sistema, bem como a metodologia utilizada. Os parâmetros PTM, consumo de energia e

densidade de corrente, foram monitorados continuamente. A frequência de análise para os demais parâmetros foi de 2 vezes por semana.

Tabela 3.8 - Métodos de análise empregados para os parâmetros avaliados

Parâmetro	Und.	Método de Análise
DQO	mg L ⁻¹	Colorimétrico - Hach 8000
COD	mg L ⁻¹	TOC-LCSH Shimadzu
N _{total}	mg L ⁻¹	Colorimétrico - Hach 10072
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	Colorimétrico - Hach 10023
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	Cromatógrafo Dionex ICS-5000
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	Cromatógrafo Dionex ICS-5000
P _{total}	mg L ⁻¹	Colorimétrico - Hach 10127
P-PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	Cromatógrafo Dionex ICS-5000
Al ³⁺	mg L ⁻¹	Colorimétrico - Hach 8012
SST e SST	mg L ⁻¹	Método Gravimétrico
Condutividade	µS cm ⁻¹	Condutivímetro Hanna HI-991300
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Alteração do pH com adição de ácido sulfúrico 0,02N
Turbidez	NTU	Turbidímetro Hach 2100P
pH	--	pHmetro Thermo Scientific Orion
OD	mg L ⁻¹	Oxímetro portátil YSI-55
Viscosidade	cP	Viscosímetro Brookfield DV-I.
PTM	bar	Vacuômetro VDR-920
Consumo de energia	kWh	Medidor Kienzle KMC11D50
Densidade de corrente*	A m ⁻²	Multímetro Power DT-830B

*A densidade de corrente aplicada é calculada dividindo-se a corrente medida no multímetro em Ampères (A) pela área efetiva do ânodo em m²

Com objetivo de avaliar a influência da aplicação da corrente elétrica na modificação das características do licor misto, foram

realizadas, ainda, algumas análises complementares, as quais estão indicadas na Tabela 3.9 e descritas nos itens subsequentes.

Tabela 3.9 - Análises complementares realizadas para o monitoramento das características do licor misto do reator

Análise	Item	Frequência
Determinação de EPS e SMP	3.2.4.1	2x por semana
Granulometria	3.2.4.2	2x por semana
Potencial Zeta	3.2.4.3	Mensal
Concentração de alumínio no licor misto	3.2.4.4	1x por estratégia

3.2.4.1 Determinação de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP)

As concentrações de SMP e EPS no licor misto foram mensuradas sob a forma de proteínas e carboidratos presentes tanto nos SMP quanto nos EPS. O método de quantificação de proteínas adotado, proposto por Lowry et al. (1951), utiliza albumina de soro bovino como referência para elaboração da curva padrão e baseia-se na formação de um complexo azul por ação do reagente de *Folin*. Já para quantificação de carboidratos a metodologia adotada foi a proposta por Dubois et al. (1956), que utiliza a glicose como padrão e é baseada na reação fenol-ácido sulfúrico, formando um composto de cor amarela. A leitura das absorbâncias foi realizada em espectrofotômetro HACH DR5000, sob os comprimentos de onda de 760 e 490 nm, para proteínas e carboidratos, respectivamente. O protocolo para a obtenção das frações EPS e SMP encontra-se no Anexo C.

3.2.4.2 Granulometria por difração à laser

A determinação da distribuição de tamanho das partículas presentes no licor misto foi realizada através de ensaios de granulometria por difração a laser. O método para realização da análise baseia-se na medição dos ângulos de difração da luz, que são relacionados ao diâmetro das partículas, à medida que um feixe de laser interage com a amostra contendo o material em suspensão. Os ensaios foram realizados utilizando o aparelho Mastersizer-Malvern-2010, pertencente ao Laboratório de

Farmacotécnica do departamento de Farmácia da Universidade Federal de Santa Catarina.

3.2.4.3 Potencial zeta (ζ)

O potencial zeta (ζ) é uma medida de magnitude da repulsão ou da atração eletrostática entre partículas que permite estimar a tendência à formação de flocos no licor misto, além do grau de estabilidade dos agregados microbianos formados, sendo, portanto, um importante parâmetro de avaliação nos processos de coagulação. Para a realização da análise, uma amostra de licor misto de 45 mL foi coletada mensalmente do tanque de aeração do sistema, e centrifugada a 15000 rpm durante 15 minutos. O sobrenadante obtido, composto essencialmente por materiais solúveis e coloidais, foi submetido à análise direta no equipamento *Zetasizer Nano* pertencente ao Laboratório de Bioenergética e Bioquímica de Macromoléculas do Programa de Pós-graduação em Farmácia da Universidade Federal de Santa Catarina.

3.2.4.4 Concentração de alumínio no licor misto

A concentração de alumínio no licor misto foi determinada no início da operação do sistema e ao final de cada estratégia estudada. A análise foi realizada no Laboratório de Espectrometria Atômica, junto ao departamento de química da UFSC. A determinação do alumínio foi realizada a partir da técnica de espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado, em espectrômetro de massa Perkin Elmer, modelo NexION 300 D. Para tal, as amostras foram coletadas e encaminhadas para secagem em estufa a 100 °C. Posteriormente, foi realizada a digestão dos sólidos resultantes em ácido nítrico (HNO₃) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e em seguida, realizada a determinação no espectrômetro de massa.

3.2.5 Ensaios de bancada para avaliação do potencial de incrustação do licor misto

A avaliação do potencial de incrustação do licor misto do sistema tem por objetivo monitorar as modificações ocorridas no licor misto ao longo da operação do reator, bem como relacionar tais mudanças às características particulares de cada estratégia estudada. Na Tabela 3.10

são apresentados os ensaios realizados e suas respectivas frequências de análise.

Tabela 3.10 – Ensaios realizados para a avaliação do potencial de incrustação do licor misto do sistema, bem como a frequência de análise empregada.

Análise	Item	Frequência
Índice volumétrico de lodo diluído (IVLD)	3.2.5.1	2x por semana
Tempo de sucção capilar normalizado (CSTn)	3.2.5.2	2x por semana
Resistência específica à filtração (REF)	3.2.5.3	2x por semana

3.2.5.1 Índice volumétrico de lodo diluído (IVLD)

O índice volumétrico de lodo (IVL) é um parâmetro comumente utilizado para mensurar a sedimentabilidade de lodos, todavia, pode ser também relacionado à filtrabilidade do licor misto em se tratando de BRM (SUN; WANG; HUANG, 2007). Devido à elevada concentração de sólidos do sistema, o ensaio para determinação do IVL foi realizado com o licor misto diluído, sendo, assim, denominado de índice volumétrico de lodo diluído (IVLD). Tal procedimento foi realizado para assegurar que o volume de lodo sedimentado após 30 minutos fosse inferior a 200 mL, conforme protocolo descrito por Jenkins et al. (2003).

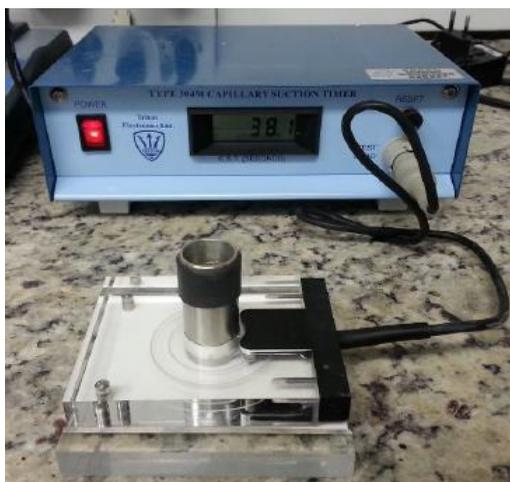
3.2.5.2 Tempo de sucção capilar normalizado (CSTn)

O tempo de sucção capilar (*capillary suction time* – CST) é um método bastante utilizado para mensurar a capacidade de desidratação de lodos. Entretanto, nos últimos anos, vem sendo empregado com sucesso para avaliar o potencial de filtração do licor misto em BRM, sendo um baixo valor do tempo de sucção capilar um indicador de alta filtrabilidade e capacidade de desaguamento do lodo (ROSENBERGER et al., 2005; LAERA et al., 2009).

O ensaio para determinação do CST do licor misto foi realizado com auxílio do aparelho Triton Electronics Limited modelo 304M CST (Figura 3.9). O experimento consistiu em inserir uma amostra de 30 ml

na fonte cilíndrica central do aparelho, sobre um papel filtro padrão. O CST foi determinado a partir do tempo necessário para a água percorrer uma distância fixa entre dois eletrodos, posicionados sobre o papel filtro (APHA, 2005). Por fim, objetivando uma melhor interpretação sobre a real capacidade de filtração do licor misto, o CST foi normalizado pelo teor de sólidos do reator e denominado CST_n (NG; TAN; ONG, 2006).

Figura 3.9 – Imagem real do equipamento utilizado para determinação do CST_n



Fonte: própria

3.2.5.3 Resistência específica à filtração (REF)

O ensaio para determinação da resistência específica à filtração (REF), é utilizado nos processos de filtração por membranas para representar o potencial de incrustação que determinado fluido possui. O ensaio foi realizado em unidade de filtração de bancada, utilizando membrana de acetato celulose com tamanho de poro de $0,2 \mu\text{m}$. A amostra (200 mL de licor misto) foi alocada no interior do conjunto de filtração, que foi então pressurizado a $0,167 \text{ bar}$ através de um cilindro de ar sintético, mantendo-se a pressão constante durante o ensaio, que possui duração de 20 minutos. O permeado foi coletado em um reservatório posicionada sob uma balança analítica, possibilitando o registro da massa de filtrado produzida a cada 30 segundos, que posteriormente foi convertida a volume (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2015). O cálculo da REF foi realizado de acordo com Equação 3.5.

$$REF = \frac{2b a^2 PTM}{\mu C} \quad (3.5)$$

Onde:

b = coeficiente angular da reta calculado a partir da relação entre tempo de filtração/volume de permeado (t/v) versus o volume de permeado (v) ($s m^{-6}$);

a = área de filtração (m^2);

PTM = pressão (Pa)

μ = viscosidade dinâmica do permeado ($mPa s$)

C = massa do sólido por unidade de volume ($kg m^{-3}$)

3.2.6 Ensaios para avaliação das características e comportamento da biomassa

A biomassa do sistema foi avaliada quanto a sua taxa de crescimento, atividade e composição. Para determinação da taxa de crescimento, o coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) foi calculado para cada condição operacional a partir da regressão linear entre a massa acumulada de SSV gerada e a massa acumulada de DQO consumida, de acordo com o protocolo descrito por Chon et al. (2011).

Para determinação dos demais parâmetros, foram realizados ensaios a fim de: acompanhar a taxa de consumo de oxigênio via bactérias autotróficas e heterotróficas; monitorar a taxa de remoção de nitrato e amônia; caracterizar a microfauna e identificar os grupamentos de microrganismos responsáveis pela remoção de matéria orgânica e nutrientes. Na Tabela 3.11 são apresentadas as análises realizadas, bem como a frequência adotada.

Tabela 3.11 – Análises realizadas para avaliação da atividade e composição da biomassa

Análise	Item	Frequência
Respirometria	3.2.6.1	Mensal
Velocidade específica de consumo de amônia/nitrato	3.2.6.2	Mensal
Microscopia óptica	3.2.6.3	Mensal
Sequenciamento Genético Bacteriano	3.2.6.4	1 vez por estratégia

3.2.6.1 Respirometria

O teste de respirometria é considerado um método simples, eficaz e rápido para avaliar a atividade de uma biomassa aeróbia e conhecer o seu comportamento na presença de determinado substrato. O ensaio consiste basicamente no monitoramento da concentração de oxigênio dissolvido em um lodo ativado durante um período pré-determinado. Nesse método, em um dado instante do processo aeróbio (t_0) a aeração é interrompida, anulando a transferência de oxigênio. Com isso a concentração de O_2 dissolvido (X_0) tenderá a diminuir, em decorrência do consumo de oxigênio pelos microrganismos, até atingir um determinado valor (X_1), onde retoma-se a aeração. A taxa de consumo de OD em função do tempo de medição ($TCO - mgO_2 L^{-1} h^{-1}$), apresentada graficamente, é denominada respirograma, e seu comportamento permite indicar como a biomassa responde a cada condição avaliada. A metodologia empregada foi baseada no estudo prévio de Iversen et al. (2009), que propuseram medir o consumo de oxigênio em três condições diferentes a fim de obter:

- i) Respiração endógena (TCO_{END}): referente à energia requerida para manter as funções celulares; sem adição de substratos;
- ii) Respiração exógena autotrófica: referente ao decaimento do oxigênio dissolvido (OD) pela metabolização de substratos específicos as bactérias autotróficas. Nesta etapa, o decaimento do OD é avaliado perante as duas fases do processo de nitrificação: consumo de OD pela oxidação da amônia (TCO_{NH_4}) e consumo de OD pela oxidação do nitrito (TCO_{NO_2}).
- iii) Respiração exógena heterotrófica (TCO_{HET}): referente ao decaimento do OD após a adição de fonte de carbono (substrato para as bactérias heterotróficas).

O protocolo detalhado para realização da análise está descrito no Anexo D.

3.2.6.2 Velocidade de consumo de amônia (VCA) e de nitrato (VCN)

O ensaio para determinação das velocidades de consumo de amônia (VCA) e nitrato (VCN) consiste em um teste de bancada em que se utiliza 1,0 L de licor misto do sistema (KATSOU et al., 2016). O ensaio foi realizado em duas etapas com duração de 120 minutos cada, sob temperatura constante de 20° C e pH controlado em 7,5. A primeira etapa

compreendeu a determinação da VCA, sendo realizada sob constante aeração (OD entre 7 e 8 mgO₂ L⁻¹). A segunda, por sua vez, foi realizada sob condições anóxicas, com agitação de 190 RPM, para determinação da VCN.

Para determinação da VCA, foi adicionado um pulso de NH₄Cl, de tal forma que a concentração inicial de N-NH₄⁺ atingisse um valor próximo a 40 mg L⁻¹. Posteriormente, amostras foram coletadas (5 mL) e filtradas a cada 10 minutos para determinação das respectivas concentrações de N-NH₄⁺ via espectrofotometria (HACH, DR5000).

Finalizados os primeiros 120 minutos, a aeração foi interrompida e o líquido reacional foi mantido sob mistura constante por 30 minutos para eliminação do oxigênio dissolvido. Em seguida, iniciou-se a segunda etapa do teste, visando a determinação da VCN. Para tal, foram adicionados pulsos de NaNO₃ (40 mg L⁻¹) e acetato de sódio (250 mg L⁻¹), servindo este último como fonte de carbono. Durante 120 minutos, amostras foram coletadas (5 mL) e filtradas a cada 10 min para posterior determinação das respectivas concentrações de nitrato e acetato, via cromatografia de ânions (Dionex, ICS-5000).

3.2.6.3 Microscopia óptica

A comunidade microbiológica presente nos flocos do licor misto foi caracterizada pela técnica de microscopia óptica, com frequência de análise mensal. O procedimento consistiu em coletar um pequeno volume de amostra homogeneizada do licor misto do EBRM, e transferi-la para uma lâmina, que em seguida foi coberta por uma lamínula. Posteriormente esse material foi visualizado com auxílio de um microscópio óptico (Olympus - BX41) com aumento de 100 a 400 vezes pertencente ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA).

3.2.6.4 Sequenciamento genético bacteriano

Para uma avaliação bacteriana mais aprofundada utilizam-se atualmente métodos moleculares (estudo do DNA e RNA) – como o sequenciamento genético – os quais dispensam cultivo, reduzem erros e, permitem a caracterização de bactérias em nível de espécie específica ou grupo funcional numa amostra, cultivada ou não, no seu ambiente natural. O sequenciamento genético bacteriano é uma técnica simples e rápida para sequenciar genomas alvo, metagenômica e genomas pequenos com uma quantidade razoavelmente baixa de concentração de DNA em uma

amostra (10ng). Após o sequenciamento do código genético, a identificação taxonômica é realizada utilizando *cutoff* de 99% de identidade contra um banco de dados de referência. Milhões de leituras de moléculas de DNA são transformadas de dados moleculares em dados digitais mediante análises biocomputacionais.

Para realização da análise em questão, amostras do licor misto do reator foram enviadas à empresa *Neoprosecta Microbiome*. Os produtos foram sequenciados usando a plataforma Miseq (Miseq, IlluminaInc, EUA). Posteriormente, os dados foram processados por software especializado (Epiome®) e carregados em uma plataforma específica para análise e interpretação dos resultados. Tal sequenciamento foi realizado com vistas a melhorar a qualificação e quantificação dos grupos bacterianos envolvidos na remoção da matéria orgânica e nutrientes no reator. A diversidade filogenética de comunidades bacterianas em diferentes condições de operação foi avaliada em níveis de filo e gênero.

3.2.7 Ensaios complementares para avaliação do potencial de reúso do permeado

Com o intuito de melhor avaliar a potencialidade de reúso do permeado produzido, foram realizadas análises pontuais para quantificação de bactérias patogênicas (Item 3.2.7.1), detecção de adenovírus humano (HAdV) (Item 3.2.7.2), além de ensaios de toxicidade aguda (Item 3.7.2.3).

3.2.7.1 Colimetria

A quantificação dos indicadores de contaminação foi realizada empregando-se o sistema *Colilert* (IDEXX) que é utilizado para detecção simultânea de coliformes totais (CT) e *E. coli*. O meio *Colilert* contém os nutrientes ONPG (o-nitrofenil- Beta -D-galactopiranosídeo) e MUG (4-metil-umbeliferil-Beta-D-glucoronídeo). As enzimas específicas e, portanto, características dos CT (Beta-Galactosidade) e da *E. coli* (Beta-Glucoronidase) ao metabolizarem os nutrientes, causam a liberação do radical orgânico cromogênico, e como consequência, a amostra passa a apresentar uma coloração específica amarela para CT (ONPG) e fluorescência (na presença de luz ultravioleta a 365 nm) para *E. coli* (MUG).

Para realização da análise foram coletadas amostras (100 mL) de permeado. Em seguida, as amostras receberam, o meio *Colilert* e foram

seladas e incubadas a uma temperatura de 35°C por 24 horas fornecendo, deste modo, os resultados por coloração e fluorescência.

3.2.7.2 Determinação de adenovírus humano (HAdV)

Os adenovírus humanos (HAdV) são agentes virais de múltiplas patogêneses, excretados por muitos indivíduos e encontrados em altas concentrações em águas contaminadas por efluentes sanitários (BOSCH et al., 2008). Em função disto, os HAdV têm sido utilizados como biomarcadores virais para a análise de qualidade da água (WYN-JONES et al., 2011; FONGARO et al., 2013). No presente estudo foram realizadas análises pontuais para quantificação de HAdV no permeado do sistema. Para tanto, amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Virologia Aplicada da Universidade Federal de Santa Catarina.

A metodologia empregada para quantificação do HAdV foi o ensaio de placa de lise (UFP) (CROMEANS et al., 2008; RIGOTTO et al., 2011). Para realização do ensaio foram utilizadas células A549 (carcinoma de pulmão humano), as quais são permissivas ao HAdV. As amostras de permeado foram colocadas em contato com as células e incubadas em estufa a 37° C, com atmosfera de 5% de CO₂ por sete dias, para que, caso existissem vírus viáveis, estes causassem a infecção e a lise da mesma. Decorrido esse tempo, a camada contendo meio de cultura foi retirada e o tapete celular foi corado com cristal violeta. Após o corante ser aspirado, as placas de lise foram contadas e a quantidade foi inferida em unidades formadoras de placa por mililitro (UFP mL⁻¹).

3.2.7.3 Ensaios de toxicidade

A análise toxicológica empregada no presente estudo foi realizada com o intuito de avaliar a toxicidade aguda do permeado, utilizando como organismo-teste o micro crustáceo *Daphnia magna*. Os ensaios foram realizados de acordo com a metodologia descrita na norma NBR 12.713 (ABNT, 2003). Para realização dos ensaios, foram utilizados micro crustáceos *Daphnia magna* com 2 a 26 horas de vida, os quais foram expostos a uma série de diferentes diluições da mesma amostra por um período de 48 horas.

Para a determinação das faixas de concentrações empregadas nos testes, foram realizados testes preliminares com concentrações variando entre 10 a 100% e o controle. Com os resultados obtidos nestes testes foram selecionadas as concentrações onde ocorreram de 0 a 100% de

imobilidade dos organismos. Após definidas as concentrações, foram iniciados os ensaios realizados em duplicata, com exposição dos organismos à temperatura mantida entre $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ sem alimentação e iluminação. Cada diluição foi acondicionada em copos plásticos de 50 mL, cada um contendo 25 mL da solução-teste ou controle. Em cada diluição foram adicionados 20 filhotes, sendo divididos 10 filhotes em cada recipiente.

Foram realizadas duas observações de imobilidade/mortalidade, 24 e 48 horas após o início do ensaio. O resultado foi então obtido pela Concentração Efetiva que afeta 50% da população dos organismos (CE_{50}) e pelo o fator de diluição (FD). O fator de diluição corresponde à menor diluição da amostra em que não ocorra a imobilidade em mais que 10% dos organismos. Os ensaios foram realizados em parceria com o Laboratório de Toxicologia (Labtox) pertencente ao departamento de Engenharia Ambiental da UFSC.

3.2.8 Tratamento estatístico dos dados

O tratamento estatístico dos dados foi realizado por meio de estatística descritiva, análises de correlação e análises de variância *one way* – ANOVA. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Nos casos em que a hipótese nula foi rejeitada na análise de variância, foi empregado o teste *Tukey* com intervalo de confiança de 95% para comparação das médias obtidas em cada tratamento. O coeficiente de *Pearson* foi usado para identificar a significância das correlações lineares. As análises foram realizadas com auxílio do software *Action Stat*®.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Objetivando atender a todos os objetivos propostos, bem como proporcionar uma melhor interpretação dos resultados, estes foram apresentados em seis diferentes seções, a saber:

- SEÇÃO I: Resultados relativos aos ensaios preliminares de bancada, realizados com objetivo de determinar a melhor condição operacional elétrica para o EBRM;
- SEÇÃO II: Resultados referentes aos estudos hidrodinâmicos do reator e de caracterização do módulo de membranas que subsidiaram a escolha dos parâmetros operacionais a serem adotados no EBRM;
- SEÇÃO III: Análise comparativa entre os resultados obtidos durante a estratégia E_{SE} e durante os primeiros 30 dias da estratégia $E_{\theta C30}$, a qual foi realizada sob as mesmas condições operacionais da E_{SE} , mas com a aplicação de corrente elétrica;
- SEÇÃO IV: Resultados referentes à operação do EBRM sob as idades de lodo de 30, 15 e 8 dias, cujas estratégias foram denominadas $E_{\theta C30}$, $E_{\theta C15}$ e $E_{\theta C8}$, respectivamente;
- Seção V: Resultados referentes à operação do EBRM associado à uma câmara anóxica (EBRM A_x/A_e) sob os tempos de detenção hidráulica de 30, 20 e 15 horas, cujas estratégias foram denominadas E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente;
- SEÇÃO VI: Análise do potencial de reúso direto não potável do efluente tratado, consumo energético do reator e durabilidade dos eletrodos.

4.1 SEÇÃO I: OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES ELÉTRICAS DE OPERAÇÃO

Nesta seção* são apresentados os resultados referentes aos ensaios preliminares de bancada, realizados com objetivo de determinar a melhor condição operacional elétrica para o EBRM.

4.1.1 Avaliação da remoção de fósforo e da melhoria das condições de filtrabilidade do licor misto

Na Tabela 4.1 são apresentados os resultados referentes à porcentagem de remoção de fósforo e SMP, e a porcentagem de melhoria da REF do licor misto para cada ensaio do planejamento fatorial proposto.

Tabela 4.1 - Remoção de fósforo e SMP, e porcentagem de melhoria do REF do licor misto para cada ensaio do planejamento fatorial proposto

Ensaio	Modo de Exposição (Min)	Densidade de corrente (A m ⁻²)	% melhoria REF	% remoção	
				SMP	Fósforo
1	6 lig /18 des	4,0	6,43	-69,39	89,91
2	6 lig/18 des	10,0	54,72	17,73	98,90
3	6 lig/ 6 des	4,0	62,00	-12,47	98,06
4	6 lig / 6 des	10,0	85,16	32,89	99,95
5	6 lig / 12 des	7,0	54,94	34,54	99,76
6	6 lig / 12 des	7,0	52,08	39,15	98,89
7	6 lig / 12 des	7,0	52,68	30,57	98,73

*Os resultados apresentados na Seção I permitiram a elaboração dos seguintes artigos científicos:

BATTISTELLI, A. A.; LAPOLLI, F. R.; NAGEL HASSEMER, M. E.; JUSTINO, N.M. AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO À REMOÇÃO DE FÓSFORO EM REATORES AERÓBIOS. In: Congresso Nacional do Meio Ambiente, 2015, Poços de Caldas. Anais Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, 2015. v. 7.

BATTISTELLI, A. A.; BELLI, T. J.; COSTA, R. E.; JUSTINO, N. M.; LOBO RECIO, M. A.; LAPOLLI, F. R. EFEITOS DA ELETROCOAGULAÇÃO NA MODIFICAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE LODOS ATIVADOS: APLICAÇÃO EM BIORREATORES A MEMBRANA. REVISTA DAE, 2018.

É possível verificar que a remoção de fósforo foi elevada em todas as condições testadas. Tal comportamento já era esperado, uma vez que o alumínio dissociado durante o processo de eletrocoagulação pode reagir com o fosfato solúvel presente no meio e formar complexos insolúveis (MOLLAH, 2004). Lacasa et al. (2011) também observaram que pequenas variações na densidade de corrente não resultam em grandes melhorias na capacidade de remoção de fósforo, uma vez que a dosagem de alumínio para o meio líquido não é substancialmente alterada. Kim et al. (2010), ao utilizar uma unidade de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio, seguida de um biorreator a membrana para o tratamento de efluentes domésticos, também obtiveram remoção de fósforo próxima a 90%.

Os SMP por sua vez, são produtos excretados pela biomassa e considerados um dos principais compostos relacionados à colmatagem das membranas (LIN et al., 2014). No presente estudo, é possível verificar que a remoção de SMP observada foi satisfatória e semelhante nos ensaios com densidades de corrente de 7,0 e 10 A m⁻².

Já nos ensaios em que a densidade de corrente de 4,0 A m⁻² foi empregada, observou-se eficiência negativa, ou seja, ocorreu o aumento da concentração após a aplicação da corrente elétrica. Tal fato pode estar relacionado à incapacidade do sistema de remover o SMP adicional produzido ao longo do ensaio, em função da baixa densidade de corrente aplicada. Borea, Naddeo e Belgiorno (2016), avaliaram a aplicação de gradientes de voltagem de 1 v/cm e 3 v/cm em um BRM e, também observaram um aumento na concentração de SMP, mensurado sob a forma de carboidratos, no reator submetido à menor voltagem testada. De acordo com estes autores, a baixa carga negativa dos carboidratos pode estar relacionada à menor capacidade de remoção observada.

De acordo com Jarusutthirak e Amy (2006), quanto maior a concentração de SMP, menor a capacidade de filtração. Tal constatação também foi observada por Wang et al. (2012) que, operando dois BRM em paralelo, com concentrações de SMP variáveis, observaram que a filtrabilidade do licor misto era prejudicada onde a concentração de SMP era maior.

No presente estudo, é possível verificar que a filtrabilidade do licor misto, mensurada pela REF foi substancialmente melhorada na maioria dos ensaios. O aumento mais significativo foi observado no ensaio 4 (85%), onde a condição operacional empregada foi com maior densidade de corrente e menor intervalo de tempo desligado. Cabe destacar que, sob tal condição, a concentração de SMP também foi bastante reduzida, o que pode ter contribuído para o comportamento observado. Hasan

Elektorowicz e Oleszkiewicz. (2012), em estudo comparativo entre um BRM e um BRM associado com eletrocoagulação também observaram comportamento semelhante e apontaram a elevada concentração de SMP no licor misto do BRM convencional como um dos principais fatores responsáveis pela colmatação.

Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013b) aplicando densidades de corrente entre 15 e 35 A m⁻² e modos de exposição intermitentes observaram uma melhoria na filtrabilidade do licor misto de até 4,8 vezes. Tais autores afirmam que a aplicação de correntes acima de 15 A m⁻² são mais eficientes para o aumento da filtrabilidade do licor misto, em função da maior capacidade de desagramento dos flocos sob essa condição. Tais resultados podem explicar, em parte, o aumento menos expressivo da filtrabilidade do licor misto observado no presente estudo (6 – 85%), uma vez que a maior densidade de corrente avaliada foi de 10 A m².

4.1.2 Otimização das condições operacionais

Na Tabela 4.2 é apresentada a desejabilidade combinada (D) para cada condição testada, de acordo com o planejamento fatorial 2² previamente realizado. A desejabilidade foi calculada com base nos resultados apresentados na Tabela 4.1.

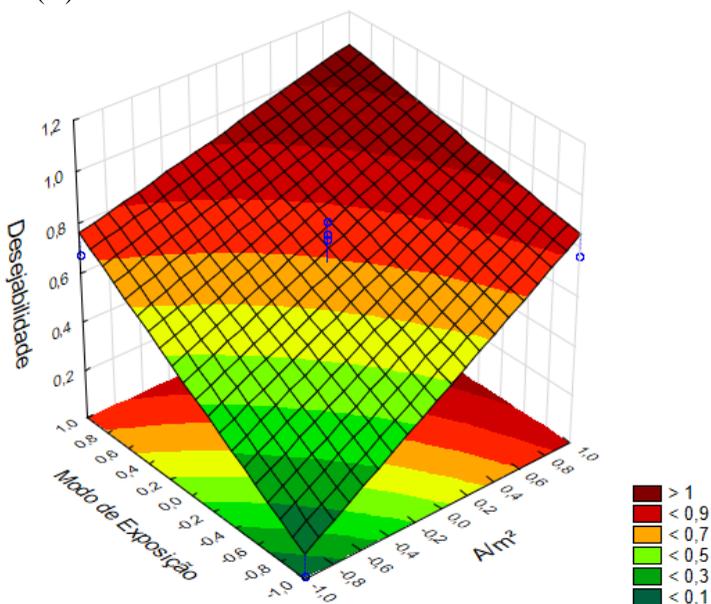
Tabela 4.2 - Planejamento fatorial 2² elaborado para realização dos ensaios, apresentando como resposta a desejabilidade combinada

Variável	Nível		
	-	0	+
1. Dens. de Corrente (A m ⁻²)	4,0	7,0	10
2. Modo de Exposição (Min)	6 lig / 18 des	6 lig / 12 des	6 lig / 6 des

Ensaio	Variáveis			Desejabilidade
	1	2	1x2	
1	-	-	+	0,01
2	+	-	-	0,76
3	-	+	-	0,67
4	+	+	+	0,98
5	0	0	0	0,85
6	0	0	0	0,80
7	0	0	0	0,78

É possível verificar que a maior desejabilidade foi obtida no ensaio em que as duas variáveis foram testadas no nível superior (Ensaio 4), o que indica que sob essa condição o licor misto apresentaria maior filtrabilidade e a remoção de fósforo seria maximizada. Para melhor visualização, na Figura 4.1 é apresentada a superfície de resposta em função da desejabilidade combinada (D).

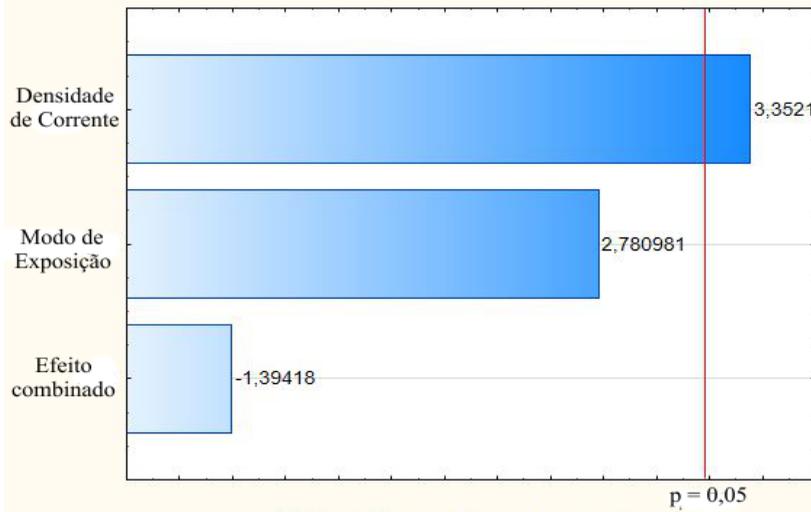
Figura 4.1 - Superfície de resposta em função da desejabilidade combinada (D)



É possível constatar que as melhores condições operacionais foram obtidas com os níveis superiores (+1) das duas variáveis, ou seja, com densidade de corrente de $10,0 \text{ A m}^{-2}$ e modo de exposição de 6 min ligado / 6 min desligado. Contudo, cabe ressaltar que o ponto de máximo rendimento não está contido na superfície de resposta obtida, o que indica que um aumento nos níveis das duas variáveis possivelmente aumentaria a eficiência global do processo. Porém, tal condição não pôde ser avaliada, uma vez que a densidade de corrente e o modo de exposição são limitados em função do possível efeito adverso que a exposição à corrente pode exercer à biomassa.

Ao realizar um planejamento fatorial é importante identificar, ainda, a influência que o aumento de cada variável apresenta sobre a resposta, assim como determinar a interação entre elas. Para este fim, é apresentada na Figura 4.2 a influência dos efeitos principais e de suas interações através do diagrama de Pareto, para um intervalo de confiança de 95% ($p \leq 0,05$).

Figura 4.2 - Diagrama de Pareto dos efeitos padronizados para a desejabilidade combinada



Observa-se que, apesar da superfície de resposta indicar melhores rendimentos com as duas variáveis no nível superior, o único efeito significativo no processo é o da densidade de corrente aplicada. Ou seja, o efeito do modo de exposição e a interação entre as variáveis possui pouca influência na capacidade de remoção de fósforo e no aumento da filtrabilidade do licor misto.

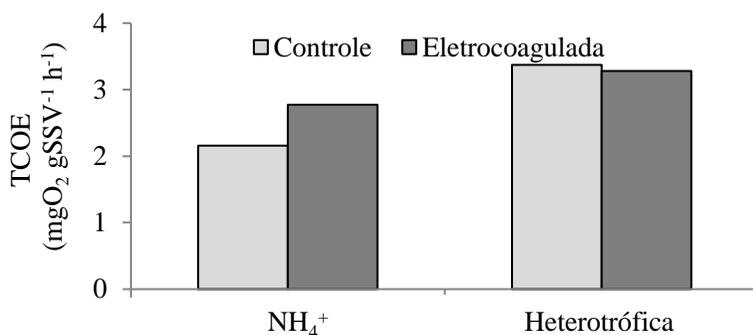
Em função disto, buscando-se um modo de operação eficiente aliado à economia de energia, optou-se por determinar a condição operacional com a densidade de corrente no nível superior ($10,0 \text{ A m}^{-2}$) e o modo de exposição no nível inferior (6 min ligado / 18 min desligado) como a ideal. A condição escolhida é bastante interessante do ponto de vista de redução do consumo energético, uma vez que diversos estudos anteriormente realizados empregaram densidades de corrente superiores a $10,0 \text{ A m}^{-2}$ e modos de exposição com menor tempo desligado (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2012; IBEID;

ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013b; HUA et al., 2015; TAGHIPOUR et al., 2016). Cabe lembrar, ainda, que sob tal condição, em função do maior tempo de intervalo sem aplicação de corrente elétrica, os possíveis efeitos negativos à atividade da biomassa, caso ocorrerem, serão menos expressivos (ZEYOUNDI et al., 2015).

4.1.3 Efeitos da aplicação da corrente elétrica na biomassa

Na Figura 4.3 é apresentada a $TCOE_{NH_4}$ e $TCOE_{HET}$ antes e após a aplicação da corrente elétrica, sob as condições operacionais identificadas como ótimas na etapa anterior.

Figura 4.3 – $TCOE_{NH_4}$ e $TCOE_{HET}$ da biomassa antes (controle) e após (eletrocoagulada) a aplicação da corrente elétrica



Verifica-se que não ocorreu variação expressiva na $TCOE_{HET}$ após a aplicação dos processos eletroquímicos. Já com relação à $TCOE_{NH_4}$, foi observado um aumento da atividade após a aplicação da corrente elétrica. Tal fato pode estar relacionado ao fenômeno de eletroestimulação, decorrente da melhoria na capacidade de transporte de elétrons nas células dos microrganismos quando submetido à aplicação de uma corrente elétrica de baixa tensão (ZEYOUNDI et al., 2015). Logo, verificou-se que a aplicação da corrente elétrica de 10,0 A m⁻² sob modo de exposição de 6 min ligado / 18 min desligado pode ser aplicado em BRM a fim de melhorar a filtrabilidade do licor misto e aumentar a remoção de fósforo do sistema, sem causar efeitos adversos à atividade da biomassa.

Wei et al. (2011), em estudo sobre a influência da aplicação de correntes elétricas na biomassa de um BRM também observaram comportamento semelhante. Segundo estes autores, a atividade da

biomassa é pouco afetada com a aplicação de densidades de corrente de até $12,3 \text{ A m}^{-2}$. Liu, L. et al. (2012), em estudo comparativo entre um BRM convencional e um BRM com aplicação de um gradiente de tensão variando entre 0,2 e 0,4 V, também verificaram elevada melhora na filtrabilidade no licor misto submetido ao processo de eletrocoagulação, e não observaram efeitos negativos à atividade da biomassa.

4.1.4 Síntese dos Resultados

Observou-se um aumento superior a 50% na filtrabilidade do licor misto após a aplicação da corrente elétrica na maioria dos ensaios, exceto na condição com densidade de corrente de $4,0 \text{ A m}^{-2}$ e modo de exposição de 6 min ligada / 18 min desligada, em que o aumento foi de apenas 6%. Verificou-se, ainda, que a remoção de P-PO_4^{3-} foi superior a 90% em todas as condições avaliadas e que a remoção de SMP também foi satisfatória em todas as condições testadas, em contrapartida, nos ensaios com a aplicação da menor densidade de corrente, verificou-se um aumento na concentração de SMP.

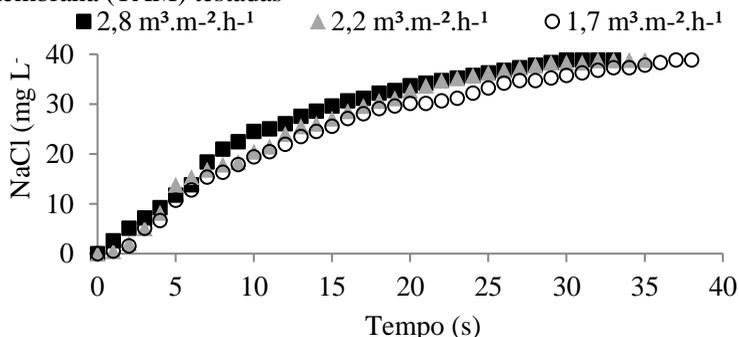
A partir do planejamento fatorial e dos estudos estatísticos realizados, a condição operacional com densidade de corrente de $10,0 \text{ A m}^{-2}$ e modo de exposição de 6 min ligada / 18 min desligada foi considerada a ideal para aplicação do processo, de modo a garantir elevada eficiência e reduzir o consumo de energia. Cabe destacar que, sob tal condição, de acordo com os ensaios de respirometria, à atividade heterotrófica da biomassa não foi expressivamente afetada e a atividade autotrófica foi maximizada após a aplicação da corrente elétrica.

4.2 SEÇÃO II: ENSAIOS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO REATOR EM ESCALA PILOTO

Nesta seção* são apresentados os resultados referentes aos estudos hidrodinâmicos do reator e de caracterização do módulo de membranas que subsidiaram a escolha dos parâmetros operacionais a serem adotados no EBRM.

A partir da curva de calibração previamente elaborada (Apêndice 1) foi possível correlacionar a concentração de cloreto de sódio (NaCl) a partir do monitoramento contínuo da condutividade e, assim, determinar o tempo de mistura do EBRM para as diferentes taxas de aeração da membrana testadas (Figura 4.4).

Figura 4.4 - Tempo de mistura para as diferentes taxas de aeração da membrana (TAM) testadas



Verifica-se que os tempos de mistura obtidos para as taxas de aeração testadas foram semelhantes. Contudo, destaca-se que o menor tempo de mistura observado (33s), foi verificado durante o ensaio com taxa de aeração da membrana de 2,8 m³ m⁻² h⁻¹. Resultados semelhantes foram alcançados por Ivanovic e Leiknes (2008) que testaram diferentes taxas de aeração em um biorreator a membrana e observaram que

*Os resultados apresentados na Seção II permitiram a elaboração do seguinte artigo científico:

BATTISTELLI, A. A.; FONTANA, M. M.; BOGONI, L. L.; SIMON, G.; JUSTINO, N. M.; LAPOLLI, F. R. ELETROBIORREATOR A MEMBRANA (EBRM) APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS: ENSAIOS PARA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS. In: Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental (SBEA), 2016, Brasília.

melhores condições operacionais são obtidas com maiores taxas de aeração até o limite de $3,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, a partir do qual não são observadas melhoras.

Na Tabela 4.3 são apresentados os resultados referentes aos valores do coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}) obtidos para as diferentes taxas de aeração testadas.

Tabela 4.3 - Valores do coeficiente transferência de oxigênio (K_{La}) obtidos para as diferentes vazões de ar e respectivas taxas de aeração da membrana (TAM) testadas

Q_{ar}^* ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)	TAM ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	$K_{La_{20^\circ\text{C}}}$ (h^{-1})				
		E1	E2	E3	Média	DP
1,0	2,8	20,5	21,4	21,3	21,1	0,5
0,8	2,2	15,9	16,8	16,6	16,4	0,5
0,6	1,7	13,4	13,1	12,8	13,1	0,3

* Q_{ar} : vazão de ar aplicada, dividida igualmente entre os aeradores do reator e da membrana; $K_{La_{20^\circ\text{C}}}$: coeficiente transferência de oxigênio padronizado a 20°C ; DP: desvio padrão.

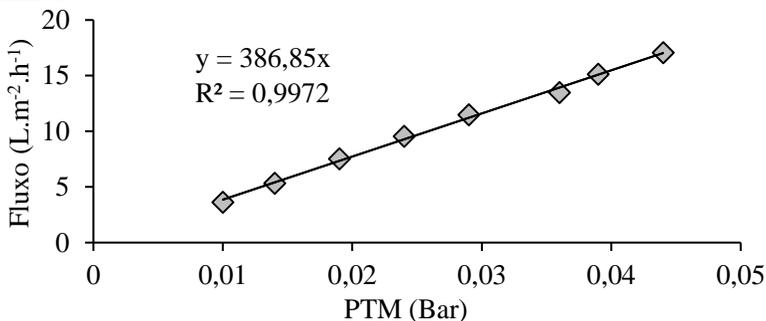
Observa-se que os valores de K_{La} obtidos foram proporcionais à taxa de aeração aplicada no sistema. Assim como no ensaio para determinação do tempo de mistura, a melhor condição testada foi obtida com a aplicação da taxa de aeração de $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Germain et al. (2007) em estudo sobre a transferência de oxigênio em um biorreator a membrana, aplicaram taxas de aeração de 1,25, 2,3 e $3,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e obtiveram, respectivamente, K_{La} de 13,8, 16,2 e $22,4 \text{ h}^{-1}$, corroborando que o aumento da taxa de aeração resulta em valores de K_{La} superiores. Rodríguez et al. (2001) estudaram a transferência de oxigênio em água limpa e em um BRM operando em estado estacionário ($SST \approx 12000 \text{ mg L}^{-1}$). Estes autores verificaram que o K_{La} para água limpa foi de $3,6 \text{ h}^{-1}$, ao passo que no BRM, devido ao consumo pelos microrganismos e maior dificuldade de transferência de oxigênio, o valor obtido sob as mesmas condições foi de $0,47 \text{ h}^{-1}$. De qualquer forma, estes autores indicaram que esta condição permitiu uma operação estável do reator quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Levando-se em consideração esses aspectos, acredita-se que a transferência de oxigênio para massa líquida seria satisfatória em qualquer uma das condições testadas no presente estudo. Entretanto, devido às características do módulo utilizado (geometria pouco favorável ao arraste de sólidos), optou-se pela utilização da taxa de $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

para operação do reator, buscando-se, deste modo, um melhor controle da colmatção da membrana. Assim, esta condição também foi empregada para determinação da permeabilidade hidráulica e para realização do ensaio do fluxo crítico.

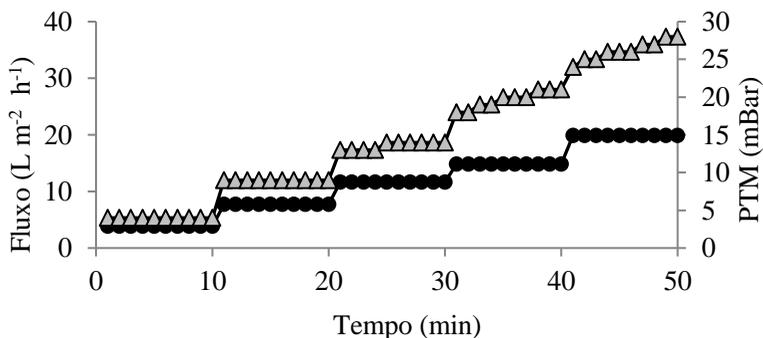
Na Figura 4.5 é apresentado o comportamento da PTM em função do fluxo aplicado na permeação com água durante o ensaio para determinação da permeabilidade hidráulica (L_p) do módulo de membranas. A partir do coeficiente angular da reta obtida, verifica-se que a L_p foi de $386,85 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ bar}^{-1}$.

Figura 4.5 - Permeabilidade hidráulica do módulo de membranas utilizado



Na Figura 4.6 é apresentado o comportamento da PTM para cada fluxo imposto durante o ensaio para determinação do fluxo crítico da membrana.

Figura 4.6 - Comportamento da PTM (\blacktriangle) para cada fluxo imposto (\bullet) durante o ensaio para determinação do fluxo crítico da membrana



Para os primeiros fluxos testados (3,8, 7,8 e 11,6 L m⁻² h⁻¹), observou-se pouca ou nenhuma variação na PTM. No entanto, após o incremento do fluxo de 11,6 L m⁻² h⁻¹ para 14,8 L m⁻² h⁻¹, a PTM passou a apresentar uma tendência de crescimento ao longo do tempo, não mais apresentando a baixa variação antes observada. Este comportamento ocorre, pois nessa condição existe uma maior tendência de arraste das partículas durante a permeação fazendo com que elas se depositem mais rapidamente sobre a superfície da membrana, dando início à colmatação (BACHIN; AIMAR; FIELD, 2006).

Dessa forma, considerou-se que o fluxo crítico da membrana no início da operação do sistema foi de 11,6 L m⁻² h⁻¹, pois este foi o máximo valor de fluxo no qual não se observou grande instabilidade na PTM. Segundo Bachin, Aimar e Field (2006) os valores de fluxo crítico são particulares em cada sistema, pois não dependem apenas das características da membrana, mas também da concentração de sólidos na solução (bem como suas características químicas e físicas), além das condições hidrodinâmicas adotadas. De qualquer forma, destaca-se que o valor determinado enquadra-se na faixa usual para operação de biorreatores a membrana, entre 10 e 25 L m⁻² h⁻¹ (LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006; PARK; CHENG; LEE, 2015).

4.2.1 Síntese dos Resultados

A partir dos estudos preliminares realizados determinou-se que a vazão de ar ideal para aplicação no EBRM foi de 1,0 m³ h⁻¹, que dividida igualmente entre os aeradores da base e da membrana, resultou em uma TAM de 2,8 m³ m⁻² h⁻¹. Sob estas condições, a permeabilidade hidráulica da membrana foi de 386,85 L m⁻² h⁻¹ bar⁻¹ e o fluxo crítico de 11,6 L m⁻² h⁻¹.

4.3. SEÇÃO III: EFEITOS DA APLICAÇÃO DA CORRENTE ELÉTRICA NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES, NA ATIVIDADE E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA E NA REDUÇÃO DO POTENCIAL INCRUSTANTE DO LICOR MISTO

Nesta seção* é apresentada uma análise comparativa entre os resultados obtidos durante a estratégia E_{SE} (sem aplicação de corrente elétrica); e durante os primeiros 30 dias da estratégia E_{0C30} , a qual foi realizada sob as mesmas condições operacionais da E_{SE} , mas com a aplicação de corrente elétrica. Tal comparação foi realizada a fim de investigar a influência dos processos eletroquímicos na remoção de fósforo e matéria orgânica de esgoto sanitário, na atividade e composição da biomassa e na redução do potencial incrustante do licor misto.

4.3.1 Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes

4.3.1.1 Remoção de matéria orgânica

Na Figura 4.7 são apresentados os resultados referentes à concentração de DQO do esgoto afluente e do permeado, além das respectivas eficiências de remoção observadas ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da E_{0C30} .

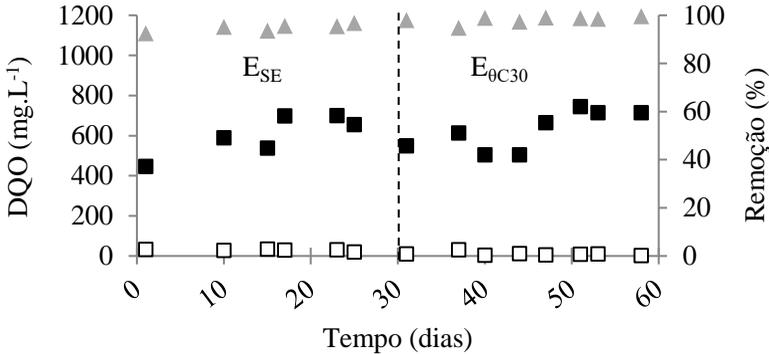
*Os resultados apresentados na Seção III permitiram a elaboração dos seguintes artigos científicos:

BATTISTELLI, A. A.; BELLI, T. J.; COSTA, R. E.; JUSTINO, N. M.; SILVEIRA, D. D.; LOBO RECIO, M. A.; LAPOLLI, F. R. Application of low-density electric current to performance improvement of membrane bioreactor treating raw municipal wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 1, p. 1-12, 2018.

BATTISTELLI, A. A.; JUSTINO, N. M.; LOBO RECIO, M. A.; LAPOLLI, F. R. EFFECT OF ELECTRIC CURRENT APPLICATION ON MBR MIXED LIQUOR FILTERABILITY. In: 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, 2017, Florianópolis. 14th IWA LET proceedings, 2017.

BATTISTELLI, A. A.; COSTA, R. E.; CECATO, L. D.; BELLI, T. J.; LAPOLLI, F. R. EFFECTS OF ELECTROCHEMICAL PROCESSES APPLICATION ON THE MODIFICATION OF MIXED LIQUOR CHARACTERISTICS OF AN ELECTROMEMBRANE BIOREACTOR (e-MBR). Submetido à *Water Science and Technology*.

Figura 4.7 - Concentração de DQO no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$

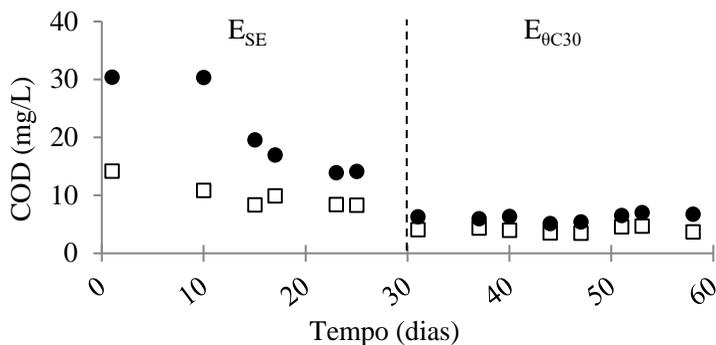


Verifica-se que a concentração de DQO do esgoto afluente foi bastante variável ao longo do período experimental, apresentando valores entre 440 e 750 mg L⁻¹. Apesar disso, a concentração de DQO no permeado permaneceu abaixo de 35 mg L⁻¹ ao longo das duas estratégias operacionais, com médias de remoção de 94,9% na E_{SE} e de 98,5% na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$). Acredita-se que a elevada eficiência obtida pode ser atribuída, principalmente, à alta concentração de biomassa no sistema, que, desta forma, maximiza os processos de degradação biológica da matéria orgânica (JUDD; JUDD, 2011).

Além disso, é importante salientar que a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) no interior do reator foi superior à do permeado ao longo de todo o período experimental (Figura 4.8), sobretudo durante a E_{SE} , o que demonstra que a seletividade imposta pela membrana também teve papel importante na remoção adicional de matéria orgânica dissolvida não consumida pelos microrganismos.

Verifica-se, também, que a concentração de COD no interior do reator foi reduzida substancialmente durante a $E_{\theta C30}$, o que explica o aumento na eficiência média de remoção de DQO observada neste período. Acredita-se que tal melhora pode ser atribuída aos fenômenos eletroquímicos promovidos em função da aplicação da corrente elétrica, tais como a eletrocoagulação e a eletroxidação (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014).

Figura 4.8 - Concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) no licor misto do reator (●) e no permeado (□) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



Tafti et al. (2015), em estudo para otimização de um EBRM, também observaram melhora significativa na remoção de DQO após o início da aplicação da corrente elétrica e atribuíram tal melhora ao fenômeno de eletrocoagulação. Zeyoudi et al. (2015) estudaram o efeito da aplicação de correntes elétricas em um lodo ativado e, de forma semelhante ao observado no presente estudo, verificaram que a remoção de DQO foi substancialmente melhorada. Segundo estes autores, este comportamento ocorreu devido à geração de radicais hidroxila ($OH\bullet$) durante o processo, os quais podem atuar como fortes oxidantes, quebrando compostos orgânicos complexos e aumentando assim a sua biodegradabilidade.

Além disso, é possível verificar na Tabela 4.4 que a $TCOE_{HET}$ observada na $E_{\theta C30}$ foi superior à da E_{SE} , o que demonstra que a atividade das bactérias responsáveis pela oxidação da matéria orgânica também foi maximizada no período em que a corrente elétrica foi aplicada, o que também pode ter contribuído para a maior remoção de DQO observada. Resultados semelhantes foram observados por Liu, L. et al. (2012), que operaram simultaneamente um BRM e um EBRM, e verificaram que a $TCOE_{HET}$ foi de e $16,98 \text{ mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para o reator convencional e de $22,57 \text{ mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para o reator submetido à aplicação da corrente elétrica. Segundo estes autores, a atividade das bactérias heterotróficas pode ser favorecida pela aplicação da corrente elétrica em função da melhoria na capacidade de transporte de elétrons nas células dos microrganismos.

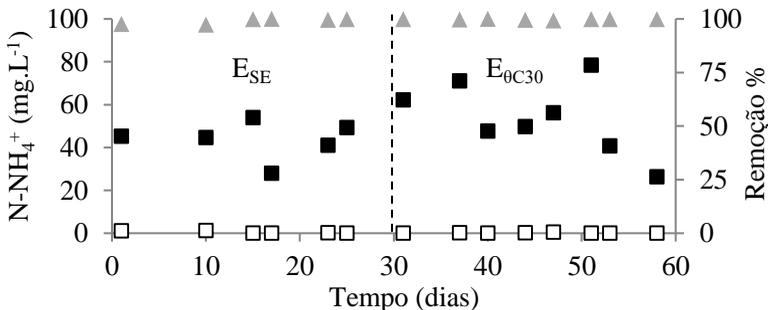
Tabela 4.4 - Taxa de consumo de oxigênio (TCO) endógena e heterotrófica, teor de SSV e taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) obtidas para as estratégias E_{SE} e $E_{\theta C30}$

	E_{SE}		$E_{\theta C30}$	
	Endógena	Heterotrófica	Endógena	Heterotrófica
TCO ($\text{mgO}_2 \text{ h}^{-1}$)	4,15	12,28	9,26	51,25
SSV (mg L^{-1})	2,17	2,17	5,66	5,66
TCOE (mgO_2 $\text{gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	1,91	3,75	1,64	7,41

4.3.1.2 Remoção de nitrogênio

A evolução da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e no permeado e as respectivas eficiências de remoção ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$ são apresentados na Figura 4.9.

Figura 4.9 - Concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



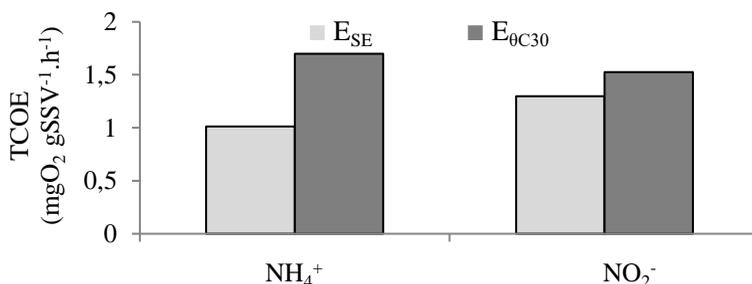
Verifica-se que a concentração de N-NH_4^+ afluente foi bastante variável, todavia, a capacidade de remoção do sistema manteve-se estável ao longo de todo o período avaliado. Diversos fatores podem ter contribuído para que a nitrificação ocorresse de forma eficaz, dentre os quais pode-se destacar: a manutenção da temperatura (controlada em 20

°C) e do pH (7.1 – 7.8) em uma faixa adequada, a alta concentração de oxigênio dissolvido (OD) no reator ($6.4 - 7.5 \text{ mg.L}^{-1}$), além da barreira imposta pela membrana às bactérias nitrificantes, que resulta em uma maior densidade desses microrganismos no licor misto e favorece a oxidação do nitrogênio amoniacal a íons nitrato (GRAY, 2004).

Ressalta-se, ainda, que não foram observadas diferenças significativas entre as eficiências médias de remoção obtidas na E_{SE} ($99,0 \pm 1,2\%$) e na $E_{\theta C30}$ ($99,8 \pm 0,2\%$). Entretanto, é importante destacar que os resultados referentes às TCOE autotróficas obtidas para estratégias E_{SE} e $E_{\theta C30}$ (Figura 4.10) demonstraram que a atividade das bactérias oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito foram superiores após o início da aplicação da corrente elétrica. Tais resultados vão ao encontro do comportamento verificado nos ensaios em escala de bancada previamente abordados no Item 4.2, o que suporta a possibilidade da ocorrência do fenômeno de eletroestimulação (ZEYOUNI et al., 2015).

De acordo com Qian et al. (2017) tal comportamento ocorre, pois, a aplicação de corrente elétrica induz a uma melhora na atividade enzimática da biomassa, especificamente da amônia monooxigenase (AMO), hidroxilamina oxidoreductase (HAO) e nitrito oxidoreductase (NOR), que são três enzimas chave no processo de nitrificação. Resultados semelhantes foram observados por Li et al. (2018), que avaliaram comparativamente um BRM e um EBRM quanto à capacidade de remoção de nitrogênio e verificaram que a aplicação da corrente elétrica favorece o metabolismo das bactérias oxidadoras de amônia, uma vez que as atividades das enzimas AMO, HAO e NOR no reator submetido à aplicação dos processos eletroquímicos foram 14,37%, 38,35% e 17,01% maiores do que no BRM convencional, respectivamente.

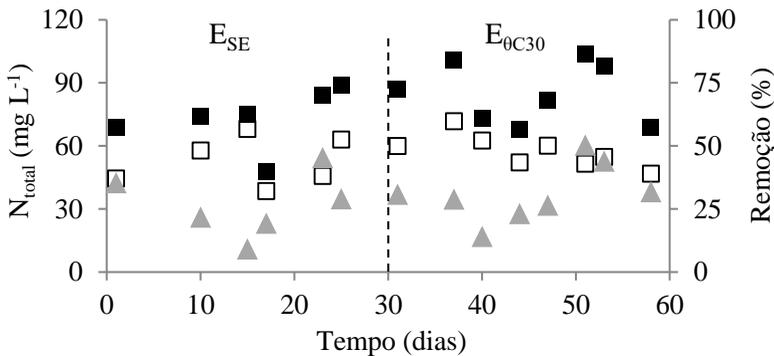
Figura 4.10 - Taxas de consumo de oxigênio específicas das bactérias oxidadoras de amônia ($TCOE_{NH_4}$) e nitrato ($TCOE_{NO_2}$) obtidas para as estratégias E_{SE} e $E_{\theta C30}$



Em contrapartida, ressalta-se que, em função da elevada capacidade nitrificante obtida e da ausência de uma etapa de desnitrificação no sistema, elevadas concentrações de nitrato foram observadas no permeado nas duas estratégias estudadas, com média de $52,6 \pm 11,8 \text{ mg L}^{-1}$ durante a E_{SE} e $57,0 \pm 8,3 \text{ mg L}^{-1}$ durante os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$). Em decorrência, o reator apresentou eficiências médias de remoção de N_{total} de apenas 27% durante a E_{SE} e 31% durante o período com a aplicação da corrente elétrica (Figura 4.11).

Acredita-se que a remoção alcançada pode ser atribuída à assimilação de nitrogênio necessário ao crescimento celular microbiano, que pode representar até 30% do nitrogênio total afluente em sistemas biológicos de tratamento de efluentes sanitários (METCALF; EDDY, 2014). Em vista disso, acredita-se que o pequeno aumento na capacidade de remoção de N_{total} durante a $E_{\theta C30}$, pode estar relacionado ao maior crescimento da biomassa observado neste período, conforme será abordado no Item 4.3.2.

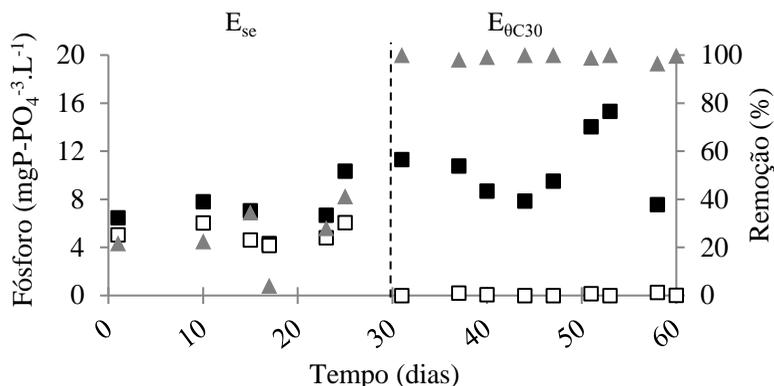
Figura 4.11 - Concentração de nitrogênio total (N_{total}) no esgoto afluente (■), no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



4.3.1.3 Remoção de fósforo

Na Figura 4.12 são apresentados os dados referentes à concentração de fósforo total no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção alcançadas ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$.

Figura 4.12 - Concentração de fósforo total no esgoto afluente (■), concentração de fosfato no permeado (□) e respectivas eficiências de remoção (▲) ao longo da E_{se} e dos primeiros 30 dias da E_{0C30}



A remoção de fósforo observada nos primeiros 30 dias de operação foi pouco eficiente, com média $25,4 \pm 11,7\%$ e concentração no permeado sempre acima de $4,0 \text{ mg L}^{-1}$. Tal comportamento já era esperado, uma vez que, devido à inexistência de uma etapa anaeróbia, o sistema não possuía condições para que o processo de remoção biológica aprimorada de fósforo (EBPR) ocorresse no reator (OEHMEN et al., 2007). Assim, a remoção observada nesse período pode estar relacionada, sobretudo, ao acúmulo de fósforo necessário à síntese celular microbiana, usualmente próximo a 2% em relação à massa de sólidos no reator (METCALF; EDDY, 2014).

Já na E_{0C30} foram observadas concentrações inferiores a $0,30 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os pontos avaliados, que resultaram em um aumento na eficiência de remoção média para $99,2 \pm 1,2\%$ ($p < 0,05$). Este comportamento é usualmente observado em EBRM e pode ser atribuído ao fenômeno de eletrocoagulação (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011). Segundo Mollah (2004), os íons e hidróxidos de alumínio e formados a partir da oxidação do ânodo podem reagir com o fosfato solúvel presente no meio e formar complexos insolúveis. Estes compostos, por sua vez, possuem ampla área superficial, e, portanto, são retidos com facilidade pelo processo de filtração em membranas (SONG et al., 2008).

Resultados semelhantes ao do presente trabalho foram obtidos por Irdemez, Yildiz e Tosunoğlu, (2006), que em estudo para a otimização do

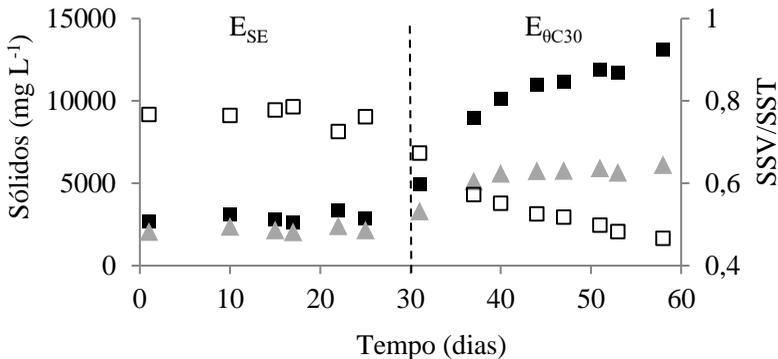
processo de eletrocoagulação em esgotos sanitários, aplicando uma densidade de corrente de 10 A m^{-2} obtiveram remoção de P-PO_4^{3-} superior a 99,9 %. Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014), por sua vez, utilizaram um sistema de eletrocoagulação associado ao processo de filtração com membranas para tratamento de esgoto sintético e obtiveram remoção média de P-PO_4^{3-} de 99,9 %, aplicando uma densidade de corrente de 12 A m^{-2} . De acordo com estes autores, além do mecanismo de remoção mencionado anteriormente, as frações inorgânicas de fósforo também podem ser depositadas na superfície do cátodo, maximizando a remoção de P_{total} .

4.3.2 Avaliação das características da biomassa

4.3.2.1 Evolução da biomassa

Na Figura 4.13 é apresentada a evolução dos teores de SST e SSV do licor misto, além da relação SSV/SST ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta\text{C}30}$.

Figura 4.13 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (▲) do licor misto e relação SSV/SST (□) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta\text{C}30}$



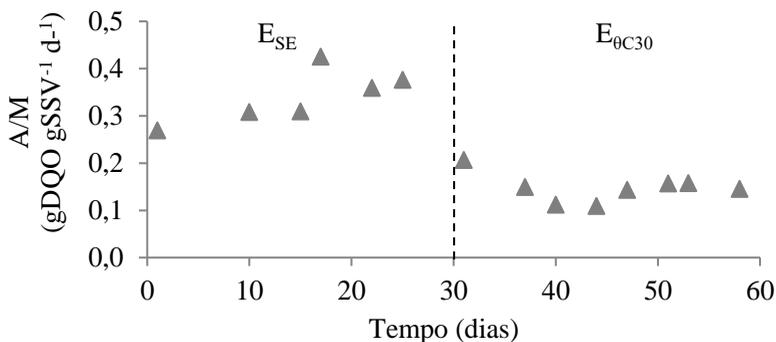
No que tange ao teor de SST, foi observada uma tendência de manutenção dos valores durante a primeira etapa da pesquisa. Em contrapartida, após o início da aplicação da corrente elétrica, verificou-se um crescimento contínuo até o final da operação. Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014), em estudo sobre um EBRM para o tratamento de efluente doméstico sintético, também observaram comportamento

semelhante. Segundo estes autores, tal fato ocorre devido ao acúmulo de complexos formados por partículas coloidais e poluentes orgânicos solúveis com os íons de Al^{3+} liberados no licor misto durante o processo eletroquímico. No presente estudo foi observado um aumento expressivo na concentração de alumínio no licor misto submetido à aplicação da corrente elétrica, passando de $14,0 \text{ mg gSST}^{-1}$ no início da E_{SE} para $210,5 \text{ mg gSST}^{-1}$ no final da $E_{\theta C30}$, o que corrobora a informação supracitada.

Já com relação ao teor de SSV, também foi observada uma tendência de manutenção dos valores durante a E_{SE} , seguida de um crescimento logo após o início da aplicação da corrente elétrica. De fato, o coeficiente de produção celular (Y_{obs}) foi de $0,14 \text{ gSSV gCOD}^{-1}$ na E_{SE} e de $0,40 \text{ gSSV gCOD}^{-1}$ na $E_{\theta C30}$, o que indica que o crescimento da biomassa foi mais expressivo após o início da aplicação da corrente elétrica.

Na Figura 4.14 é apresentada a evolução da relação alimento/microrganismo (A/M) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$.

Figura 4.14 - Evolução da relação A/M ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



Considerando que a relação A/M foi menor na $E_{\theta C30}$ em relação à E_{SE} ($p < 0,5$), pode-se afirmar que a disponibilidade de substrato não foi o fator predominante para o maior crescimento e aumento da atividade da biomassa observados (METCALF; EDDY, 2014). Ademais, a pequena variação nos valores de pH (7.1 – 7.8), temperatura (controlada em $20 \text{ }^\circ\text{C}$) e OD ($6.4 - 7.5 \text{ mg L}^{-1}$) também parece não ter influenciado significativamente. Em vista disso, acredita-se que o processo de eletroestimulação, decorrente da aplicação da corrente elétrica, pode ter

sido responsável pelo aumento do crescimento e da atividade da biomassa observados durante a segunda etapa do estudo (THRASH; COATS, 2008).

Zeyoudi et al. (2015) avaliaram a influência da aplicação de correntes elétricas no crescimento e na atividade de microrganismos em reatores em escala de bancada e observaram que correntes elétricas de 15 A m⁻² sob modo de exposição intermitente provocam mudanças na estrutura da população microbiana, uma vez que favorecem o crescimento e a atividade de grupos seletivos de microrganismos. Estes autores atribuem tal comportamento ao aumento da biodisponibilidade de alimento em função do processo de oxidação eletroquímica, além disso, sugerem que espécies condutoras dissociadas durante a aplicação da corrente elétrica podem ser utilizadas por certos grupos de microrganismos como canais para transferência de elétrons.

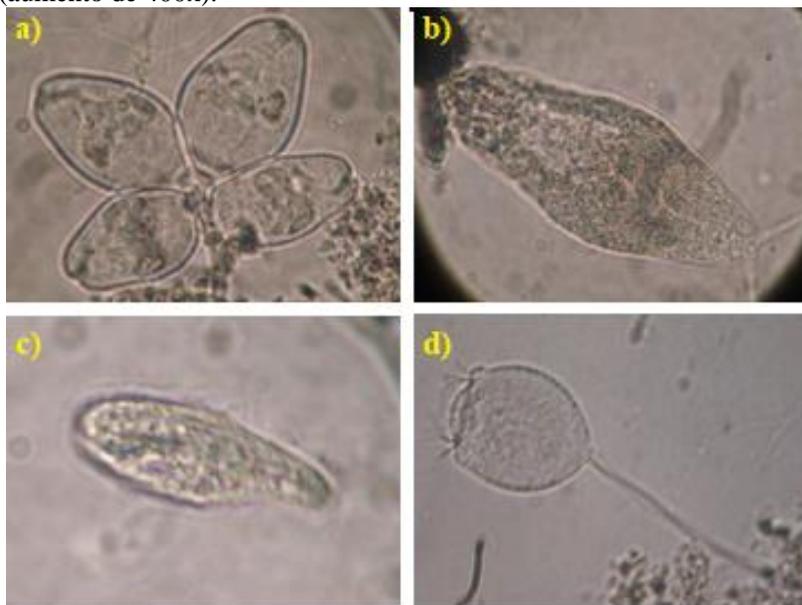
Por fim, cabe notar que o aumento no teor de SSV durante a E_{0C30} foi menos expressivo do que o de SST, o que resultou em uma redução da fração orgânica do licor misto. É possível verificar que a relação SSV/SST observada ao final do período experimental ficou abaixo do valor recomendado para operação de reatores biológicos (0,85) (METCALF; EDDY, 2014). De qualquer forma, conforme elucidado anteriormente, não se identificou qualquer efeito negativo à atividade microbiana e à remoção de matéria orgânica e nutrientes.

4.3.2.2 Avaliação da microfauna presente do licor misto

Em sistemas biológicos de tratamentos de efluentes, os processos de degradação de matéria orgânica e nutrientes são realizados, sobretudo, pela ação de bactérias. Entretanto, sabe-se que alguns outros organismos pertencentes à microfauna do reator, tais como alguns protozoários, também podem auxiliar na remoção de poluentes. Além disso, a presença de determinados organismos no licor misto, pode servir como indicativo do bom ou mau funcionamento do sistema (OLIVEIRA; PRADO, 2017). Em função disto, a utilização de técnicas de microscopia para o monitoramento da microfauna mostra-se como uma alternativa interessante para auxiliar na avaliação do desempenho de estações biológicas de tratamento de efluentes.

Na Figura 4.15 são apresentadas imagens obtidas nos ensaios de microscopia óptica que mostram alguns organismos observados em grande abundância no licor misto do sistema durante a estratégia E_{SE}.

Figura 4.15 - Microrganismos observados no licor misto do sistema durante a E_{SE}. a) *Epistylis sp*; b) Rotífero; c) *Litonotus sp*; e d) *Vorticella* (aumento de 400x).



Dentre os organismos identificados, a ocorrência de ciliados livres carnívoros, como o *Litonotus sp* pode indicar má sedimentabilidade do licor misto (GUEDES et al., 2017). Em contrapartida, a presença de ciliados fixos, tais como a *Vorticella* e a *Epistylis sp* são normalmente associados à sistemas com elevadas idades de lodo e de boa qualidade (BENTO et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2009). Os rotíferos, por sua vez, são os micrometazoários mais frequentemente avistados em microscopia de lodos ativados e sua presença também indica boa eficiência do sistema, já que está associada a um alto estágio de oxidação da matéria orgânica (OLIVEIRA; PRADO, 2017). Assim, de maneira geral, os organismos identificados durante a E_{SE} indicaram boas condições de operação do EBRM quanto à qualidade do efluente e baixa capacidade de sedimentação do licor misto.

Por outro lado, destaca-se que durante a E_{0C30} a incidência destes organismos foi reduzida drasticamente, sendo que em muitas observações, estes sequer foram observados. Estes resultados indicam que aplicação da corrente elétrica pode ter afetado negativamente a microfauna presente no reator. Observações semelhantes foram feitas por

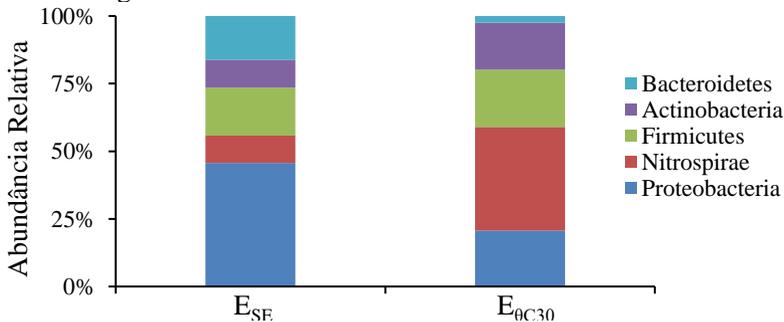
Guedes et al. (2017), que avaliaram as modificações na microfauna de um lodo ativado causada pela aplicação de diferentes intensidades de corrente elétrica. Segundo estes autores, foi observada uma redução expressiva na abundância e diversidade dos organismos presentes no licor misto após a aplicação da corrente elétrica na maioria das condições testadas, o que foi atribuído aos efeitos diretos da eletricidade e às modificações físico-químicas geradas no meio. Cabe salientar que, no presente estudo, apesar dos efeitos negativos verificados à microfauna do reator, não foi observada redução no desempenho do tratamento.

Por fim, é importante destacar que as imagens de microscopia óptica não revelaram a presença de bactérias filamentosas no licor misto ao longo de todo o período avaliado. Tal condição é interessante do ponto de vista operacional, uma vez que a presença desses organismos em grande abundância pode causar a deterioração da sedimentabilidade e da filtrabilidade do licor misto (TIAN et al., 2011). Além disso, as bactérias filamentosas podem fixar-se facilmente na superfície da membrana, o que também contribui para formação da torta (MENG et al., 2009).

4.3.2.3 Avaliação da comunidade microbiana

A abundância relativa das bactérias aos níveis de filo e gênero ao final de cada estratégia, é apresentada nas Figuras 4.16 e 4.17, respectivamente.

Figura 4.16 - Abundância relativa bacteriana ao nível de filo ao final de cada estratégia



Verifica-se que o filo Proteobactéria foi o mais abundante na E_{SE} (46%). Este filo inclui diversas bactérias envolvidas principalmente na remoção de carbono e nitrogênio (SATO et al., 2016). Em função disto, são normalmente predominantes em sistemas de tratamento de efluentes

sanitários (DUAN et al., 2015; GONZALEZ-MARTINEZ et al., 2015). Entretanto, foi observada uma redução significativa da abundância deste filo na $E_{\theta C30}$, o que indica que a aplicação da corrente elétrica pode ter causado um efeito adverso a este grupo de microrganismos. Resultados semelhantes foram observados por Li et al. (2018), que avaliaram comparativamente um BRM e um EBRM e verificaram que a abundância relativa do filo Proteobactéria foi reduzida em aproximadamente 27% no reator submetido à aplicação da corrente elétrica.

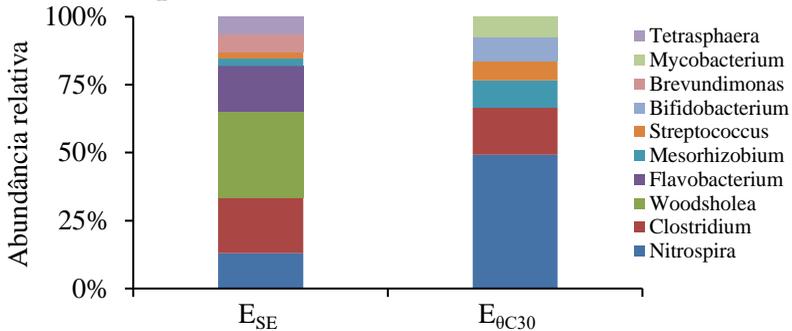
Por outro lado, verificou-se um aumento expressivo na abundância relativa do filo Nitrospirae, passando de 10% na E_{SE} para 38% na $E_{\theta C30}$. Este filo inclui grupos bacterianos com metabolismo autotrófico, composto por bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON), as quais são associadas à remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas de tratamento de efluentes (GE et al., 2015). Assim, considerando que a aplicação da corrente elétrica pode melhorar a capacidade de nitrificação da biomassa através da estimulação da atividade enzimática, é aceitável assumir que isso também se reflita na abundância relativa dos microrganismos envolvidos no processo de nitrificação.

Resultados semelhantes foram observados por Huang et al. (2014), que avaliaram o efeito da aplicação de correntes elétricas de baixa tensão na composição da comunidade bacteriana em um lodo ativado e observaram um aumento de aproximadamente cinco vezes na densidade relativa das bactérias do filo Nitrospirae. Segundo estes autores a aplicação da corrente elétrica pode favorecer o crescimento de grupos seletivos de microrganismos, o que resulta na alteração da estrutura da comunidade microbiana.

Outro filo bastante abundante nas duas estratégias avaliadas foi o Firmicutes, com 18 e 21% na E_{SE} e na $E_{\theta C30}$, respectivamente. As bactérias deste filo são fecais e muitas vezes estão associadas à formação da colmatção biológica na superfície da membrana (GAO; WANG; XING, 2014). A abundância relativa do filo Actinobacteria também foi expressiva, atingindo 10% na E_{SE} e 17% na $E_{\theta C30}$. Segundo Ye et al. (2011) este filo é bastante comum em sistemas de tratamento de efluentes e tem um papel importante na decomposição de materiais orgânicos, incluindo celulose e quitina.

Por fim, o filo Bacteroidetes também foi encontrado em abundância significativa na E_{SE} (16%) e em menor expressão na $E_{\theta C30}$ (3%). Este filo também é comum em sistemas de tratamento de efluentes, e normalmente é associado à degradação de matéria orgânica complexa, como carboidratos e proteínas (DÍEZ-VIVES; GASOL; ACINAS, 2014).

Figura 4.17 - Abundância relativa bacteriana ao nível de gênero ao final de cada estratégia



Verifica-se que a abundância relativa do gênero *Nitrospira* foi de 13% na E_{SE} e 49% na E_{θC30}, o que está de acordo com o aumento da abundância do filo Nitrospirae discutido anteriormente. Resultados semelhantes foram observados por ElNaker et al. (2018) que avaliaram comparativamente biorreatores convencionais e eletrobiorreatores operados sob as mesmas condições operacionais e verificaram que a abundância relativa do gênero *Nitrospira* foi expressivamente maior nos reatores submetidos à aplicação da corrente elétrica. As bactérias do gênero *Nitrospira* são organismos autotróficos facultativos, responsáveis pela segunda etapa da nitrificação, convertendo nitrito a nitrato na presença de oxigênio molecular (LÜCKER et al., 2010). Em função disto, a presença deste gênero em grande abundância indica uma nitrificação completa, o que é um componente desejável para os sistemas de tratamento de efluentes sanitários (JENSSEN et al., 2005).

O gênero *Woodsholea* foi o mais abundante na E_{SE} (35%), porém não foi identificado na E_{θC30}. Pouca informação é encontrada na literatura a respeito deste grupo, porém, sabe-se que os organismos do gênero *Woodsholea* são associados ao ambiente marinho (ABRAHAM et al., 2004). Assim, acredita-se que a presença deste gênero pode estar relacionada à localização do estudo em questão (região litorânea). Outro gênero somente encontrado na E_{SE} foi o *Flavobacterium* (17%). As bactérias deste gênero têm sido associadas à biodegradação de uma variedade de poluentes orgânicos, sobretudo compostos nitrogenados (DONG; REDDY, 2010; GUAN et al., 2015). A expressiva redução na abundância relativa destes gêneros possivelmente está relacionada às

modificações na estrutura da comunidade microbiana, causadas pela aplicação da corrente elétrica.

Por fim, destaca-se que a abundância relativa do gênero *Clostridium* foi expressiva nas duas etapas, com 20% na E_{SE} e 17 % na E_{0C30} . As bactérias deste gênero são patogênicas e comumente encontradas nas plantas de tratamento de águas residuais (RICCIARDI et al., 2007). Nesse contexto, a barreira física imposta pela membrana é de grande importância, uma vez que impede o escape de tais organismos no efluente tratado.

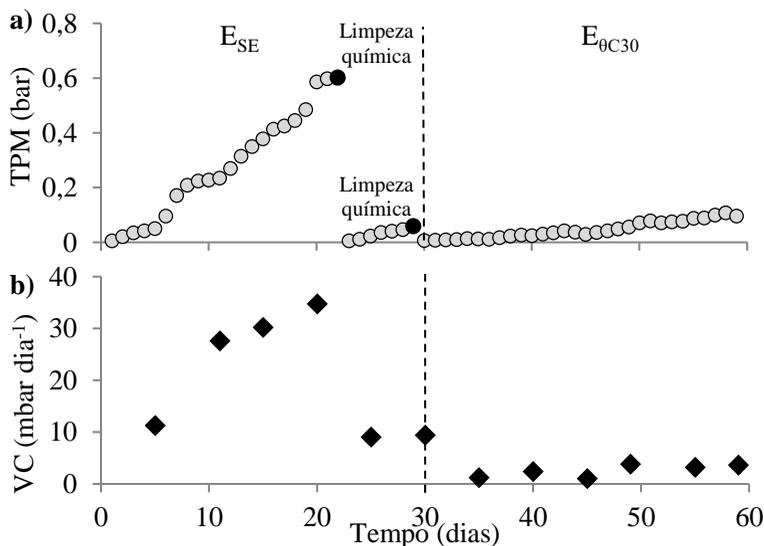
Os outros gêneros identificados, além das bactérias não classificadas, representaram menos de 10% das leituras totais.

4.3.3 Avaliação do potencial de incrustação do licor misto

4.3.3.1 Evolução da pressão transmembrana

Nas Figuras 4.18a e 4.18b são apresentados, respectivamente, os resultados da evolução da pressão transmembrana (PTM) e da velocidade de colmatção da membrana (VC) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da E_{0C30} .

Figura 4.18 - Evolução da pressão transmembrana (PTM) (a) e da velocidade de colmatção da membrana (VC) (b) ao longo da E_{SE} e dos primeiros 30 dias da E_{0C30}



Verifica-se que o aumento da PTM foi mais expressivo durante a E_{SE} , indicando uma pior filtrabilidade do licor misto neste período. Consequentemente, a VC também foi elevada nesta estratégia, apresentando valores entre 11,25 mbar d⁻¹ e 34,7 mbar d⁻¹. Como resultado deste comportamento, o limite de PTM (0,60 bar) foi atingido após apenas 22 dias de operação na E_{SE} , o que levou à necessidade da realização de procedimentos de limpeza química da membrana para restituição da pressão

Em contrapartida, os valores de VC foram estáveis e sempre menores que 3,80 mbar d⁻¹ durante os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$. Dessa forma, o máximo valor de PTM observado nos primeiros 30 dias de operação da $E_{\theta C30}$ foi de apenas 0,10 bar, não exigindo, portanto, o procedimento de limpeza.

O comportamento da colmatação da membrana verificado durante a E_{SE} está de acordo com o perfil geralmente observado em BRM convencionais operados sob condições de fluxo subcrítico, conhecido como padrão de dois estágios. Sob esta condição, a incrustação da membrana não é tão expressiva nos primeiros dias de operação, no entanto, é substancialmente aumentada após certo tempo (JUDD; JUDD, 2011). Todavia, destaca-se que este comportamento não foi observado durante a $E_{\theta C30}$, o que indica que a aplicação da corrente elétrica pode ter alterado as características do licor misto e, assim, contribuído para retardar o referido padrão de colmatação.

Borea, Nadeo e Belgiorno (2016) observaram resultados semelhantes em estudo comparativo entre um BRM convencional e um EBRM, para o qual a redução da VC foi de aproximadamente 54%. Tais autores atribuíram a expressiva melhora observada à redução de SMP e EPS no licor misto do EBRM, o que, por sua vez, foi associado aos diferentes processos eletroquímicos que ocorreram devido à aplicação da corrente elétrica. A seguir são apresentados e discutidos os resultados do monitoramento de SMP e EPS ao longo do período avaliado, além de sua possível associação com o processo de colmatação da membrana observado no presente estudo.

4.3.3.2 Substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP)

Verifica-se na Tabela 4.5 que a concentração média de SMP foi significativamente reduzida de 23,8 mg L⁻¹ na E_{SE} , para 10,6 mg L⁻¹ na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$). Por outro lado, a relação SMP_P/SMP_C média não mostrou

variação significativa ($p > 0,05$), indicando que tanto as proteínas quanto os carboidratos foram removidos de forma equivalente devido à aplicação da corrente elétrica.

Considerando que o SMP é um composto solúvel, alguns autores relatam que sua remoção pode ocorrer no EBRM através da complexação com os íons de alumínio liberados durante a aplicação da corrente elétrica, levando tais compostos a aglomerar-se com os flocos na forma de EPS (HUA et al., 2015; TAFTI et al., 2015). Contudo, no presente estudo, não foi observado um aumento de EPS no período em que a corrente elétrica foi aplicada. Pelo contrário, os valores médios de EPS foram de $22,1 \text{ mg gSSV}^{-1}$ na E_{SE} e $10,6 \text{ mg gSSV}^{-1}$ na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$), o que representou uma redução média de 55%. Observou-se também que o valor médio da relação EPS_P/EPS_C aumentou significativamente na $E_{\theta C30}$, indicando que os carboidratos foram removidos com maior facilidade em relação às proteínas.

Uma possível explicação para a elevada remoção simultânea de SMP e EPS é que, durante a aplicação da corrente elétrica, também são formados radicais hidroxila ($OH\bullet$), os quais atuam como oxidantes fortes e também podem auxiliar na remoção destes compostos orgânicos (ZEYOUNI et al., 2015). Hua et al. (2015) avaliaram as características do licor misto de um EBRM em comparação com um BRM convencional e também verificaram que tanto os SMP quanto os EPS foram reduzidos no reator em que a corrente elétrica era aplicada. De acordo com estes autores, o $OH\bullet$ gerado pode quebrar os carboidratos e proteínas em compostos com menor peso molecular, aumentando assim sua biodegradabilidade.

Além disso, segundo Sheng et al. (2010), quando há escassez de substrato, o EPS pode ser utilizado como fonte de carbono para a atividade metabólica de bactérias. Portanto, acredita-se que a redução da relação A/M e a maior atividade da biomassa observadas durante a $E_{\theta C30}$, também podem ter contribuído para a redução do EPS nessa estratégia. Resultados semelhantes foram observados por Liu, J. et al., (2012), que avaliaram a concentração de EPS em um EBRM, e verificaram que quando maior a $TCOE_{HET}$, menor a concentração de EPS no licor misto. Segundo estes autores, o comportamento observado está relacionado ao maior consumo de matéria orgânica quando se tem maior atividade da biomassa.

Tabela 4.5 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_p/SMP_C e EPS_p/EPS_C , durante a E_{SE} e os primeiros 30 dias da E_{0C30}

	SMP mg L ⁻¹	SMP_p/SMP_C	EPS mg gSSV ⁻¹	EPS_p/EPS_C
E_{SE}	23,8a ± 9,0	1,2a ± 0,6	22,1a ± 13,2	1,9a ± 0,5
E_{0C30}	10,6b ± 0,8	0,9a ± 0,1	10,0b ± 2,5	2,9b ± 0,4

* SMP_p : proteínas no SMP; SMP_C : carboidratos no SMP; EPS_p : proteínas no EPS; EPS_C : carboidratos no EPS.

**Valores médios seguidos por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

As elevadas concentrações de SMP e EPS observadas durante a E_{SE} estão de acordo com a maior colmatação de membrana observada neste período. As análises estatísticas realizadas indicam que uma correlação positiva moderada foi obtida entre SMP e VC ($r = 0,55$, $p < 0,05$), enquanto que nenhuma correlação significativa foi observada entre a relação proteínas/carboidratos dos SMP (SMP_p/SMP_C) e a VC (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a velocidade de colmatação da membrana (VC) e as propriedades do licor misto

		SMP mg L ⁻¹	SMP_p/SMP_C	EPS mg gSSV ⁻¹	EPS_p/EPS_C
VC bar d⁻¹	r	0,55*	0,51	0,28	-0,57*
	p	0,04	0,08	0,38	0,04

*Correlação significativa com intervalo de confiança de 95%

Estes resultados indicam que, quanto maior a concentração de SMP, maior é a propensão à colmatação da membrana. Zhang J. et al.

(2015) operaram simultaneamente um BRM convencional e um EBRM e verificaram que a concentração de SMP no licor misto está diretamente correlacionada com a VC em ambos os reatores. Portanto, tais autores inferiram que uma redução de SMP no licor misto resulta em uma diminuição da colmatação, o que corrobora os resultados do presente estudo.

Por outro lado, nenhuma correlação foi observada entre a concentração de EPS e aVC, enquanto que uma correlação negativa moderada foi observada entre a relação proteínas/carboidratos das EPS (EPS_P/EPS_C) e a VC ($r = -0,57$, $p < 0,05$). Estes resultados indicam que o conteúdo do EPS é um fator mais importante do que a concentração de EPS, no que tange à colmatação da membrana. Além disso, também indicam que quanto maior for a relação EPS_P/EPS_C , menor será a propensão à colmatação da membrana.

Alguns outros autores também relatam que os carboidratos contribuem de maneira mais evidente na colmatação da membrana em detrimento às proteínas (DENG et al., 2016; JØRGENSEN et al., 2017; LI et al., 2012). Uma possível explicação é que os carboidratos apresentam características mais hidrofílicas, uma vez que possuem alta densidade de grupos polares em sua composição, enquanto as proteínas são responsáveis pela hidrofobicidade do licor misto (GUO; NGO; LI, 2012). Assim, quanto menor for a relação EPS_P/EPS_C , mais hidrofílicos serão os flocos do licor misto. Nesse sentido, considerando que os materiais poliméricos empregados para fabricação de membranas utilizadas em BRM geralmente possuem características mais hidrofílicas, é aceitável assumir que uma elevada hidrofiliabilidade dos flocos favoreça a colmatação devido à maior interação com sua superfície (DREWS, 2010).

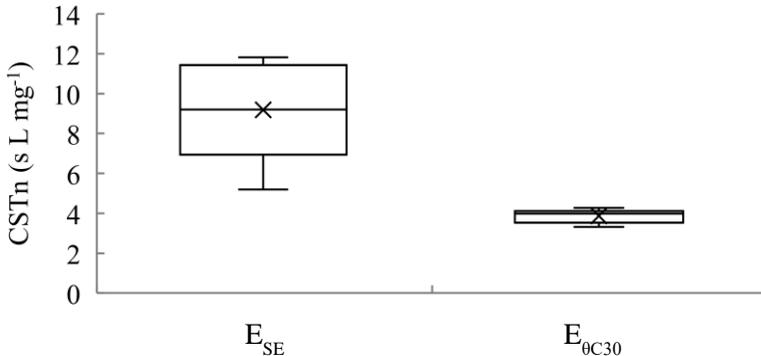
Portanto, acredita-se que a colmatação da membrana menos expressiva observada na E_{0C30} pode estar associada principalmente a dois fatores: (i) menor concentração de SMP e (ii) menor interação entre os flocos hidrofóbicos do licor misto e a membrana com características hidrofílicas (PEI) utilizada neste estudo.

A seguir, são apresentados os resultados referentes aos ensaios para determinação do tempo de sucção capilar normalizado (CSTn), resistência específica à filtração (REF), potencial zeta, granulometria e índice volumétrico do lodo diluído (IVLD), os quais foram realizados a fim de se obter uma melhor compreensão sobre as características do licor misto, bem como sobre seu potencial de incrustação.

4.3.3.3 Ensaios para determinação das características do licor misto

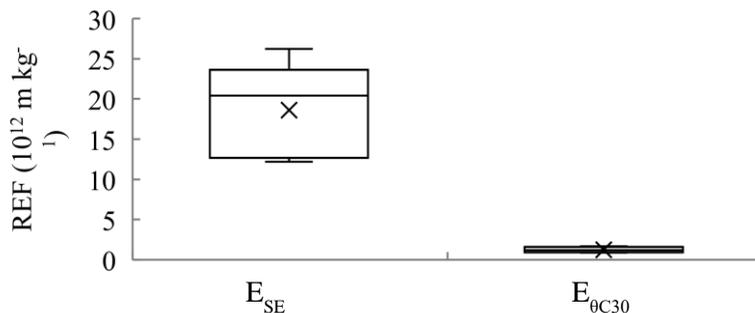
O tempo de sucção capilar normalizado (CSTn) é um parâmetro indicador da desidratabilidade do lodo que pode ser fortemente relacionado à sua capacidade de filtração, um valor de CSTn maior geralmente significa pior filtrabilidade do licor misto (SCHOLLES; VERHEYEN; BROOK-CARTER, 2016). Como pode ser visto na Figura 4.19 os valores médios de CSTn foram de $9,2 \pm 2,6$ na E_{SE} e de $3,9 \pm 0,3$ sL mg^{-1} na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$). Tais resultados sugerem que a filtrabilidade do licor misto foi substancialmente melhorada após o início da aplicação da corrente elétrica.

Figura 4.19 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado (CSTn) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



A REF é outro parâmetro amplamente utilizado para prever a propensão à incrustação em BRM, uma vez que é considerado um indicador confiável da filtrabilidade do licor misto. A REF média obtida foi de $18,4 \cdot 10^{12} \pm 5,9 \cdot 10^{12}$ m kg^{-1} na E_{SE} e $1,24 \cdot 10^{12} \pm 0,3 \cdot 10^{12}$ m kg^{-1} na $E_{\theta C30}$ (Figura 4.20). Estes resultados indicam que a REF foi reduzida em aproximadamente 15 vezes no período em que a corrente elétrica foi aplicada, o que suporta a informação de que a capacidade de filtração do licor misto foi substancialmente melhorada neste período. Resultados semelhantes foram obtidos por Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2015). Estes autores operaram simultaneamente um BRM e um EBRM e verificaram uma REF média de $24 \cdot 10^{12}$ m kg^{-1} no reator convencional, enquanto que no EBRM o valor médio observado foi de $3,2 \cdot 10^{12}$ m kg^{-1} .

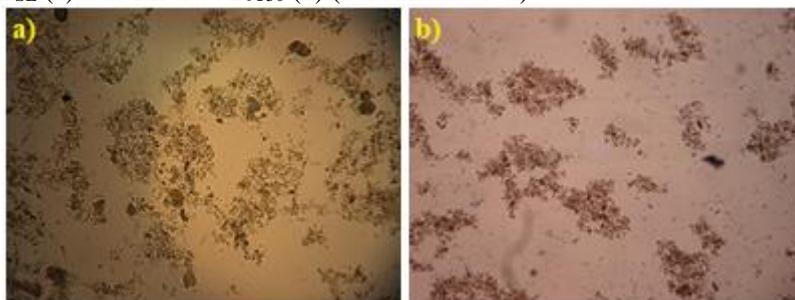
Figura 4.20 - Boxplot da resistência específica à filtração (REF) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



Uma possível explicação para a expressiva melhora na filtrabilidade do licor misto é que os compostos de alumínio gerados através da oxidação do ânodo podem desestabilizar os colóides e substâncias solúveis negativamente carregadas, facilitando a formação de flocos (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011). De fato, os resultados do potencial zeta do licor misto ($-16,1 \pm 2,3$ mV na E_{SE} e $-2,3 \pm 0,4$ mV na $E_{\theta C30}$) indicaram uma redução das forças repulsivas entre as partículas do licor misto, resultando em uma forte tendência de agregação durante o período com aplicação da corrente elétrica.

No entanto, embora o valor absoluto do potencial zeta tenha sido reduzido, isso não resultou em um aumento no tamanho médio das partículas. Pelo contrário, o tamanho médio das partículas foi de $42,2 \pm 10,8$ μm na E_{SE} e $24,6 \pm 6,4$ μm na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$). Nas Figuras 4.21a e 4.21b são apresentadas imagens de microscopia óptica do licor misto ao final da E_{SE} e no trigésimo dia operacional da $E_{\theta C30}$, respectivamente.

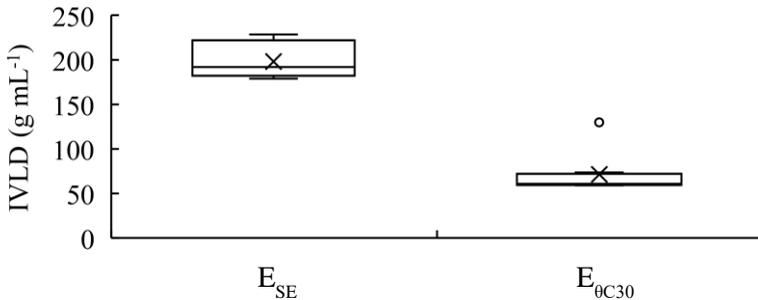
Figura 4.21 - Imagens de microscopia óptica do licor misto ao final da E_{SE} (a) e ao final da $E_{\theta C30}$ (b) (aumento de 40x)



É possível constatar que, de fato, os flocos do licor misto ao final da $E_{\theta C30}$ foram aparentemente menores e mais densos que ao final da E_{SE} . Acredita-se que tal redução pode estar relacionada ao fenômeno de eletrosmose, que consiste na liberação de água ligada nos flocos por meio da aplicação da corrente elétrica, o que também resulta em um aumento da sua densidade (GIWA; AHMED; HASAN, 2015; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014). Adicionalmente, os sólidos inorgânicos formados a partir da reação com compostos de alumínio no EBRM possuem menor tamanho e maior densidade em comparação com os flocos biológicos, o que também pode ter contribuído para a redução do tamanho médio global dos flocos do licor misto (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013b).

Como resultado do aumento da densidade das partículas, o IVLD também foi reduzido no período em que a corrente elétrica foi aplicada, apresentando valores médios de $198,2 \pm 19,9$ e $71,5 \pm 24,1$ mL g⁻¹ na E_{SE} e na $E_{\theta C30}$, respectivamente ($p < 0,05$) (Figura 4.22). Estes resultados indicaram uma melhoria na sedimentabilidade do licor misto, o que contribui para reduzir os custos de gerenciamento do lodo.

Figura 4.22 - Boxplot do índice volumétrico de lodo diluído (IVLD) para a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



Por outro lado, alguns autores relatam que flocos com menor tamanho podem aumentar a propensão à colmatação da membrana devido ao aumento do poder de adesão e da ocorrência processo de bloqueio dos poros (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013a; MA et al., 2013). No entanto, como elucidado anteriormente, acredita-se que tal comportamento não ocorreu de forma expressiva no período avaliado, uma vez que a velocidade de colmatação da membrana foi menor na $E_{\theta C30}$. Uma possível explicação é que o tamanho médio dos flocos observado

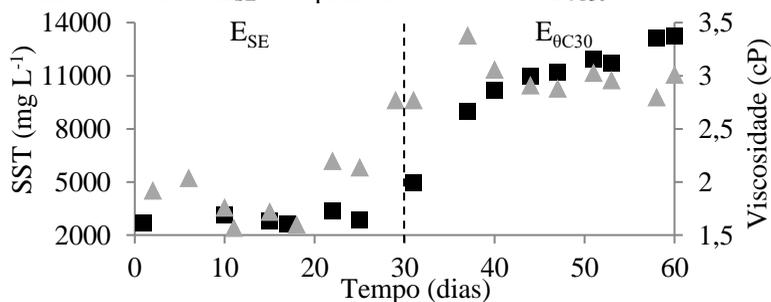
em ambas as estratégias foi muito maior do que o tamanho médio dos poros da membrana (0,3 μm), o que dificultaria a ocorrência do processo de bloqueio dos poros. Já com relação à capacidade de adesão, acredita-se que outras características dos flocos, como a carga elétrica, a hidrofobicidade e a concentração de EPS, tenham desempenhado um papel mais importante na formação da torta, do que sua morfologia.

De maneira geral, os resultados de tais análises específicas realizadas para avaliar as características do licor misto estão de acordo com o perfil da PTM observado e, portanto, indicam que a aplicação da corrente elétrica pode alterar as propriedades físico-químicas e biológica dos flocos, desempenhando um papel importante no aprimoramento da capacidade de sedimentação e filtração do licor misto.

4.3.3.4 Efeito do teor de sólidos e da viscosidade na colmatção da membrana

Conforme elucidado no Item 4.3.3, não foi observada variação significativa no teor de SST durante a E_{SE} . Em contrapartida, após o início da aplicação da corrente elétrica, um aumento expressivo no teor SST foi constatado, passando de 2850 mg L^{-1} no início para 13200 mg L^{-1} no final desta estratégia (Figura 4.23). Tal comportamento foi atribuído à formação de complexos inorgânicos com os compostos de alumínio gerados no reator. Em função do aumento no teor de SST, verifica-se que o valor médio da viscosidade do licor misto também aumentou de $1,97 \pm 0,38$ cP na E_{SE} para $2,98 \pm 0,18$ cP na $E_{\theta C30}$ ($p < 0,05$).

Figura 4.23 - Evolução do teor de sólidos (■) e da viscosidade (▲) do licor misto durante a E_{SE} e os primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$



Diversos estudos relatam que elevados valores de SST e viscosidade do licor misto podem favorecer o processo de colmatção,

uma vez que a limpeza física da membrana é prejudicada sob tal condição (CHANG; KIM, 2005; LOUSADA-FERREIRA; VAN LIER; VAN DER GRAAF, 2015; WANG; LI; HUANG, 2007). No entanto, tal comportamento não foi observado no presente estudo, uma vez que a VC foi menos expressiva na $E_{\theta C30}$, período em que o teor de SST foi mais elevado. Como resultado, observou-se uma forte correlação negativa entre o teor de SST e a VC ($r = -0,79$, $p < 0,05$) e entre a viscosidade e a VC ($r = -0,85$, $p < 0,05$). Tais resultados indicam que o aumento do teor de sólidos e, conseqüentemente, da viscosidade, não influenciaram expressivamente o processo de colmatção da membrana no presente estudo.

4.3.4 Síntese dos resultados

Observou-se que a aplicação da corrente elétrica possibilitou um aumento na remoção de DQO de 95% E_{SE} para 98,5% na etapa com eletrocoagulação. Por outro lado, a remoção nitrogênio amoniacal não foi afetada, uma vez que as eficiências médias obtidas foram superiores a 99% em ambas as estratégias avaliadas. De forma semelhante, a eficiência de remoção de fósforo aumentou significativamente de 25,4% na E_{SE} para 99,2% durante o período com aplicação da corrente elétrica, o que foi atribuído ao fenômeno de eletrocoagulação.

Verificou-se que o coeficiente de produção celular (Y_{obs}) foi de 0,14 gSSV gCOD⁻¹ na E_{SE} e de 0,40 gSSV gCOD⁻¹ nos primeiros 30 dias da $E_{\theta C30}$, o que indica que o crescimento da biomassa foi mais expressivo após o início da aplicação da corrente elétrica. Além disso, as atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa também foram maximizadas durante a $E_{\theta C30}$ e um aumento expressivo na abundância relativa do gênero *Nitrospira* foi observado nesta estratégia. Acredita-se que este comportamento possa estar relacionado à ocorrência do fenômeno de eletroestimulação.

Adicionalmente, observou-se que a velocidade de colmatção atingiu até 34,7 mbar d⁻¹ durante a E_{SE} . Em contrapartida, tais valores foram estáveis e sempre menores que 3,80 mbar d⁻¹ após o início da aplicação da corrente elétrica. Este comportamento foi atribuído à maior filtrabilidade do licor misto, menor concentração de SMP e maior relação EPS_P/EPS_C . Por fim, ressalta-se que a sedimentabilidade do licor misto foi melhorada em cerca de 60% durante o período com aplicação da corrente elétrica, o que pode estar relacionado ao aumento na densidade dos flocos causada pelo fenômeno de eletroosmose.

4.4 SEÇÃO IV: EFEITOS DA VARIAÇÃO DA IDADE DO LODO NO DESEMPENHO DO EBRM

Nesta seção são abordados os resultados referentes a operação do EBRM sob as idades de lodo de 30, 15 e 8 dias, cujas estratégias foram denominadas $E_{\theta C30}$, $E_{\theta C15}$ e $E_{\theta C8}$, respectivamente. Tal comparação foi realizada a fim de investigar os efeitos da variação da idade do lodo na capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, na atividade e composição da biomassa e na colmatação da membrana.

4.4.1 Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes

4.4.1.1 Remoção de matéria orgânica

Na Tabela 4.7 são apresentados os valores médios de DQO no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas para cada idade de lodo avaliada.

Tabela 4.7 - Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e valores médios de DQO no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção cada idade de lodo avaliada

	COV (mgDQO L ⁻¹ d ⁻¹)	Esgoto (mgDQO L ⁻¹)		Permeado (mgDQO L ⁻¹)	Remoção (%)
		Total	Solúvel		
$E_{\theta C30}$	936 ± 191	780 ± 159	241 ± 43	13 ± 7	98a
$E_{\theta C15}$	803 ± 184	669 ± 154	218 ± 44	9 ± 5	99a
$E_{\theta C8}$	598 ± 179	498 ± 149	161 ± 28	8 ± 5	98a

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

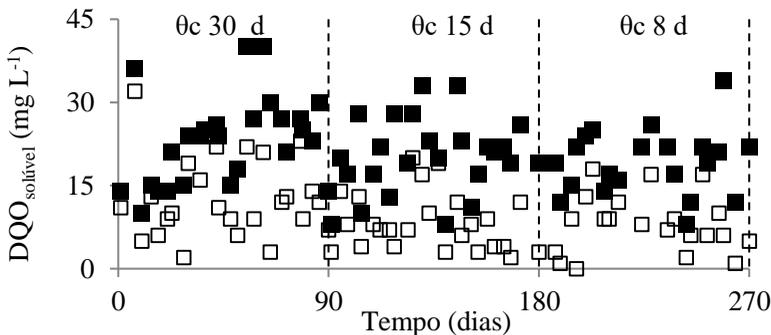
É possível observar que a COV aplicada teve certa flutuação ao longo do período experimental, o que certamente está relacionado com modificações sazonais das características do afluente do EBRM, uma vez que este era operado empregando-se esgoto sanitário real. Apesar disso, o sistema apresentou desempenho elevado e estável na remoção de DQO em todas as estratégias avaliadas, atingindo eficiências médias de 98, 99 e 98% durante as estratégias $E_{\theta C30}$, $E_{\theta C15}$ e $E_{\theta C8}$, respectivamente. Em decorrência, a análise de variância realizada indica que não existem evidências de diferença significativa na remoção DQO entre as diferentes

estratégias operacionais utilizadas ($p > 0,05$), sugerindo que a variação da idade do lodo não influenciou a capacidade de remoção de matéria orgânica do sistema.

Apesar da modificação das características do afluente ao longo do período operacional, a relação $DQO_{\text{solúvel}}/DQO$ manteve-se sempre abaixo de 0,4, indicando que a maior parte da matéria orgânica presente no esgoto apresentava-se na forma particulada, o que, de acordo com Metcalf e Eddy (2014) é usual em efluentes de origem doméstica. Logo, acredita-se que a seletividade imposta pela membrana pode ter contribuído expressivamente para a elevada eficiência de remoção de DQO observada, uma vez que tal mecanismo permite a total retenção dos compostos orgânicos insolúveis.

Ademais, conforme pode-se visualizar na Figura 4.24, a concentração de $DQO_{\text{solúvel}}$ no permeado apresentou valores menores que a do licor misto em todos os pontos avaliados, indicando que a seletividade imposta pela membrana também contribuiu para a remoção da $DQO_{\text{solúvel}}$ no reator. De acordo com Park, Chang e Lee (2015), tal remoção é possível em BRM, pois, o mecanismo de rejeição de uma membrana não está relacionado apenas ao seu tamanho de poro, mas também às interações entre os compostos e sua superfície e/ou os seus poros, incluindo diferenças de carga, hidrofobicidade e rugosidade.

Figura 4.24 - Concentração de $DQO_{\text{solúvel}}$ no licor misto (■) e no permeado (□) ao longo do período experimental

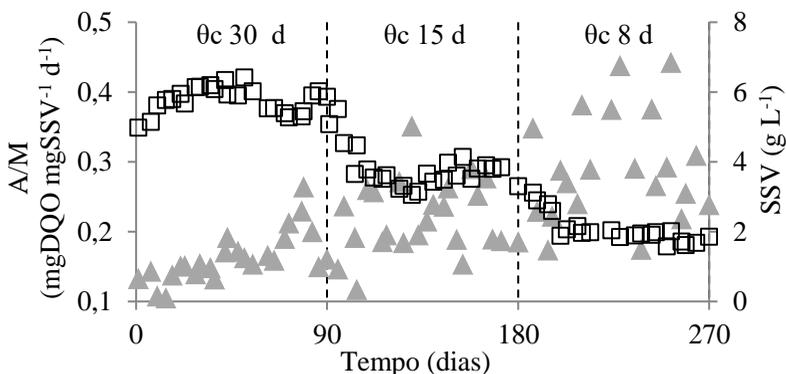


Outro fator importante a ser mencionado é que, conforme anteriormente elucidado no Item 4.3, os fenômenos eletroquímicos ocorridos no EBRM também podem ter contribuição expressiva na remoção de DQO (TAFTI et al., 2015). Liu, L. et al. (2012) operaram paralelamente um BRM e um EBRM sob as mesmas condições

operacionais e verificaram que, de fato, a remoção de DQO é maximizada no EBRM. Tal contribuição pode-se dar de duas formas: (i) aumento da biodegradabilidade de compostos complexos por meio da oxidação eletroquímica e; (ii) agregação de compostos solúveis e coloidais, inclusive os de difícil degradação e não biodegradáveis, através do processo de eletrocoagulação (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; HUA et al., 2015). Assim, acredita-se que a aplicação da corrente elétrica realizada no presente estudo também pode ter contribuído na remoção de DQO observada.

Além dos mecanismos de remoção de DQO já mencionados, acredita-se que a baixa relação alimento/microrganismo (A/M) observada em todas as estratégias também favoreceu a elevada remoção de DQO obtida. Na Figura 4.25 é apresentada a evolução da relação A/M ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas.

Figura 4.25 - Evolução da relação alimento/microrganismo (A/M) (\blacktriangle) e do teor de SSV (\square) do licor misto ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas

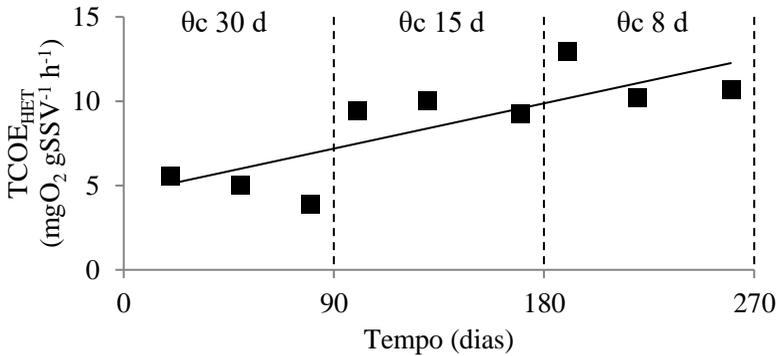


É possível verificar a redução da idade do lodo resultou em um crescimento dos valores da relação A/M, para a qual foram observados valores médios de $0,16 \pm 0,03$, $0,21 \pm 0,05$ e $0,29 \pm 0,07$ mgDQO mgSSV⁻¹ d⁻¹ nas idades de lodo 30, 15 e 8 dias, respectivamente. Tal comportamento pode ser atribuído ao aumento de volume de lodo descartado ao passo que o θ_c é reduzido, o que resulta em uma diminuição considerável do teor de SSV do reator e, conseqüentemente, em maiores valores da relação A/M (JUDD; JUDD, 2011).

Não obstante, apesar do aumento observado, os valores médios de A/M permaneceram ligeiramente abaixo da faixa usualmente empregada em sistemas de lodos ativados convencionais, compreendida entre 0,3 e 0,6 mgDQO mgSSV⁻¹d⁻¹ (METCALF; EDDY, 2014). Segundo Park, Chang e Lee (2015) a operação com reduzida carga orgânica por unidade de biomassa é uma característica comum aos BRM, a qual permite que este tipo de sistema opere próximo a condições de endogenia. Ainda de acordo com estes autores, sob tal condição, a matéria orgânica biodegradável proveniente do esgoto afluente é rapidamente consumida, o que contribui diretamente para remoção de DQO.

Na Figura 4.26 é apresentada a evolução da taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) das bactérias heterotróficas aeróbias (TCOE_{HET}) ao longo da operação do reator nas diferentes idades de lodo avaliadas.

Figura 4.26 - Evolução da taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) das bactérias heterotróficas aeróbias (TCOE_{HET}) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas



Observa-se que a atividade das bactérias heterotróficas aeróbias foi favorecida durante a operação com menores idades de lodo, apresentando valores médios de 4,8, 9,6 e 11,3 mgO₂ gSSV⁻¹ h⁻¹. Ouyang e Liu (2009) operaram um BRM convencional sob três idades de lodo distintas (10, 40 e ∞) e observaram comportamento semelhante. Segundo estes autores, o aumento da relação A/M, ocorrido em função da redução da idade do lodo, proporciona melhores condições de crescimento aos microrganismos, o que se reflete em sua atividade metabólica. Han et al. (2005) acrescentam, ainda, que a redução da concentração de sólidos durante a operação com menores θ_c também pode ser benéfica para a

atividade das bactérias aeróbias, uma vez que a transferência de oxigênio no licor misto é facilitada sob tal condição. De fato, no presente estudo, a concentração média de OD no licor misto foi de 6,7, 7,0 e 7,2 mg L⁻¹ durante a E_{0C30}, E_{0C15} e E_{0C8}, respectivamente, o que corrobora a hipótese supracitada.

4.4.1.2 Remoção de Nitrogênio

Na Tabela 4.8 são apresentados os valores médios da concentração de nitrogênio total (N_{total}) no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga nitrogenada volumétrica aplicada (CNV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas para cada idade de lodo avaliada.

Tabela 4.8 - Carga nitrogenada volumétrica (CNV) aplicada e valores médios de N_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção obtidas para cada idade de lodo avaliada

	CNV (mgN L ⁻¹ d ⁻¹)	Esgoto (mg N L ⁻¹)	Permeado (mg N L ⁻¹)	Remoção (%)
E _{0C30}	96 ± 13	80 ± 11	53 ± 9	33a
E _{0C15}	78 ± 16	65 ± 13	43 ± 8	33a
E _{0C8}	73 ± 11	60 ± 9	38 ± 8	37a

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

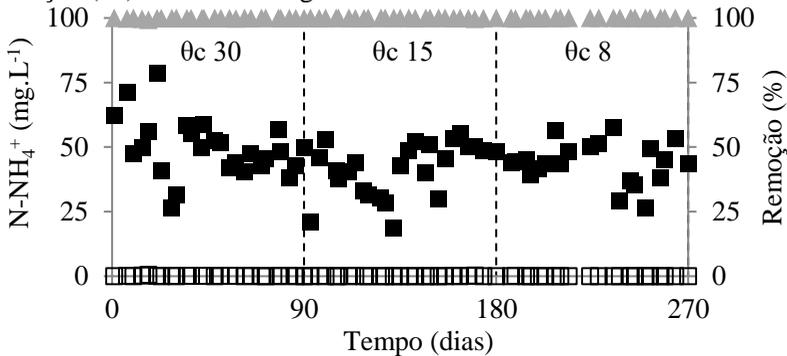
É possível observar que a concentração média de N_{total} no esgoto apresentou certa variação ao longo do período experimental, resultando em uma diminuição da CNV ao passo que a idade do lodo era reduzida. Conforme anteriormente elucidado, tal comportamento deve-se às modificações sazonais nas características do esgoto afluente.

Verifica-se, também, que a eficiência de remoção de N_{total} observada foi bastante limitada em todas as estratégias avaliadas, atingindo 33, 33 e 37 % durante a E_{0C30}; E_{0C15} e E_{0C8}, respectivamente. Devido à ausência de um ambiente adequado à ocorrência do processo de desnitrificação, acredita-se que a remoção observada está relacionada, essencialmente, à assimilação de nitrogênio necessário ao crescimento celular microbiano (METCALF; EDDY, 2014). Cabe ressaltar que, de

acordo com os testes estatísticos realizados, tais eficiências não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$), indicando que a remoção de nitrogênio total não foi influenciada pela idade de lodo aplicada.

Todavia, apesar da baixa eficiência de remoção de N_{total} , o sistema mostrou-se altamente eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, conforme pode ser verificado na Figura 4.27.

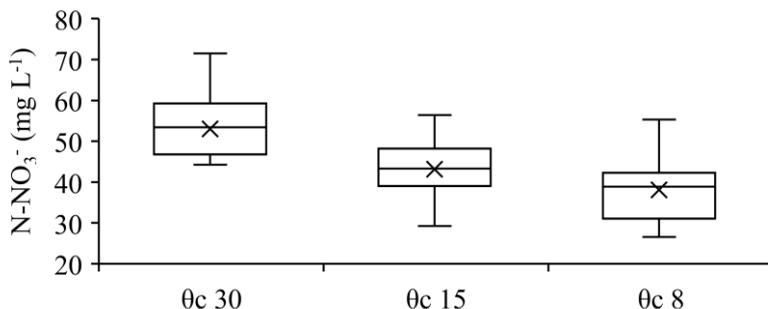
Figura 4.27 - Concentração de nitrogênio amoniacal ($N\text{-NH}_4^+$) no esgoto afluente (■) e no permeado (□), bem como as respectivas eficiências de remoção (▲) obtidas ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas



Observa-se que as concentrações de $N\text{-NH}_4^+$ no permeado permaneceram próximas à zero ao longo de todo o período operacional, o que levou o sistema a apresentar eficiências médias de remoção de 99,9, 99,9 e 100% nas estratégias a $E_{\theta C30}$, $E_{\theta C15}$ e $E_{\theta C8}$, respectivamente ($p > 0,05$). Novamente, acredita-se que elevada eficiência observada possa estar relacionada às condições ambientais favoráveis à atividade das bactérias envolvidas no processo de nitrificação, como por exemplo: a manutenção da temperatura (controlada em $20\text{ }^\circ\text{C}$) e do pH em uma faixa adequada (7,0 – 7,3), além da alta concentração de oxigênio dissolvido no reator (6,7 – 7,2 mg L^{-1}) (GRAY, 2004).

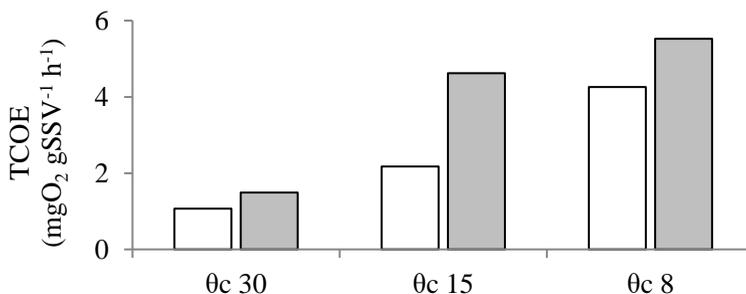
Entretanto, em função da elevada capacidade de nitrificação observada, aliada à ausência de condições propícias à ocorrência do processo de desnitrificação, verificou-se que a concentração de nitrato no permeado foi bastante alta em todas as estratégias experimentais, representando praticamente todo o N_{total} residual (Figura 4.28).

Figura 4.28 - Boxplot da concentração média de nitrato (N-NO_3^-) no permeado para as diferentes idades de lodo avaliadas



É importante salientar, ainda, que, embora a remoção de nitrogênio amoniacal tenha sido estável ao longo das diferentes estratégias operacionais avaliadas, verificou-se que a atividade das bactérias envolvidas no processo de nitrificação foi influenciada pela variação da idade do lodo, conforme pode ser observado na Figura 4.29.

Figura 4.29 - Taxas de consumo de oxigênio específicas (TCOE) das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia (■) e de nitrito (□), obtidas para as diferentes idades de lodo avaliadas



É possível observar que, tanto a atividade das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia, quanto das oxidadoras de nitrito aumentaram com a redução da idade do lodo. De acordo com Fu et al. (2017), a operação com maiores idades de lodo geralmente leva a um acúmulo de sólidos inorgânicos no licor misto, o que pode afetar negativamente a atividade nitrificante, uma vez que tais microrganismos possuem alta sensibilidade à distúrbios ambientais e à presença de inibidores. Ainda, segundo Liu et

al. (2011), a atividade destes microrganismos é bastante afetada pela presença de alumínio no licor misto, sendo que os efeitos negativos são diretamente proporcionais à sua concentração. Nesse contexto, destaca-se que, no presente estudo, verificou-se que a concentração de alumínio no licor misto foi de 212, 201 e 167 mg gSST⁻¹ durante as estratégias E_{θC30}, E_{θC15} e E_{θC8}, respectivamente. Portanto, acredita-se que a redução da concentração de alumínio observada com a redução da idade do lodo, pode ter sido um fator crucial para o aumento da atividade das bactérias autotróficas responsáveis pelo processo de nitrificação.

4.4.1.3 Remoção de Fósforo

Na Tabela 4.9 são apresentados os valores médios de fósforo total (P_{total}) no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga de fósforo volumétrica aplicada (CPV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas para cada idade de lodo avaliada.

Tabela 4.9 - Carga de fósforo volumétrica (CPV) aplicada e valores médios de P_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada idade de lodo avaliada

	CPV (mgP L ⁻¹ d ⁻¹)	Esgoto (mgP L ⁻¹)	Permeado (mgP L ⁻¹)	Remoção (%)
E _{θC30}	11,6 ± 2,3	9,7 ± 1,9	0,1 ± 0,1	99a
E _{θC15}	9,1 ± 2,6	7,6 ± 2,1	0,1 ± 0,1	99a
E _{θC8}	8,5 ± 2,0	7,1 ± 1,7	0,0 ± 0,0	100a

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

Verifica-se que a concentração de fósforo afluente, e, conseqüentemente a CPV apresentaram certa variação ao longo do período avaliado, o que provavelmente ocorreu devido às modificações sazonais do esgoto afluente. Apesar disto, o sistema mostrou-se estável e altamente eficiente na remoção de fósforo, atingindo eficiências médias de 99, 99 e 100% a durante a E_{θC30}, E_{θC15} e E_{θC8}, respectivamente (p > 0,05). Tal eficiência permitiu que a concentração de fósforo no permeado se mantivesse inferior a 0,3 mg L⁻¹ em todas as análises realizadas.

Conforme anteriormente elucidado no Item 4.3, devido à inexistência de uma etapa anaeróbia, o sistema não possuía condições para que o processo de remoção biológica aprimorada de fósforo (EBPR) ocorresse (OEHMEN et al., 2007). Neste caso, a parcela de fósforo removida via mecanismo biológico pode ser atribuída somente ao acúmulo de fósforo necessário ao crescimento microbiano, usualmente próximo a 2% em relação à massa de sólidos no reator (METCALF; EDDY, 2014).

Segundo Han et al. (2005) em BRM convencionais, tal mecanismo de remoção é bastante influenciado pela idade do lodo empregada, uma vez que, geralmente, menores idades de lodo resultam em um maior crescimento da biomassa, e, conseqüentemente, em um maior acúmulo de fósforo pelos microrganismos. Por outro lado, Wang et al. (2012) avaliaram o efeito da variação da idade do lodo (10, 20 e 30 dias) em um BRM associado ao processo de coagulação empregando cloreto férrico e não observaram variação na capacidade de remoção de fósforo. De acordo com Davis (2010), tal comportamento é usual em sistemas que empregam a precipitação química, uma vez que este processo geralmente assegura uma baixa concentração de fósforo no efluente tratado.

No presente estudo, a eficiência de remoção de fósforo também foi bastante estável, uma vez que tal nutriente foi praticamente todo removido, independentemente da idade de lodo empregada. Assim, acredita-se que a elevada capacidade de remoção obtida pode ser atribuída, essencialmente, ao processo de eletrocoagulação (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011).

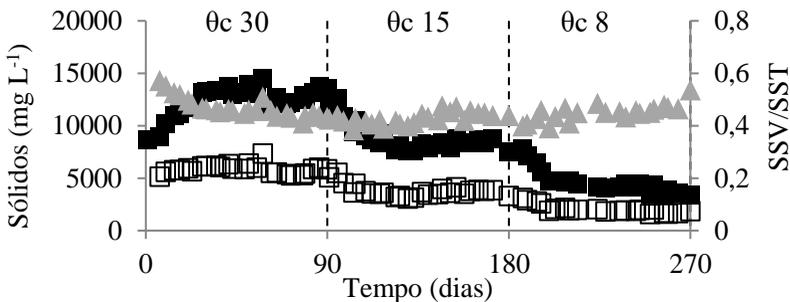
Nesse contexto, cabe lembrar que os efeitos da variação da idade do lodo em EBRM ainda não haviam sido avaliados em estudos experimentais. Entretanto, existem relatos na literatura da operação destes reatores empregando-se uma ampla faixa de idade de lodo, com a obtenção de elevadas eficiências de remoção de fósforo. Hasan et al. (2014), operaram um EBRM com idade de lodo de 10 dias e obtiveram uma remoção média de fósforo de 99%. Wei, Oleszkiewicz e Elektorowicz (2009) empregaram idade de lodo de 21 dias e observaram remoção média de fósforo próxima a 90%. Borea, Nadeo e Belgiorno (2016), por sua vez, operaram um EBRM durante 30 dias sem realizar o controle da idade do lodo, e obtiveram eficiência média de remoção de fósforo de 96%. De maneira geral, tais autores também atribuem a elevada eficiência obtida ao processo de eletrocoagulação, o que corrobora a hipótese sugerida no presente estudo.

4.4.2 Avaliação das características da biomassa

4.4.2.1 Evolução da Biomassa

Na Figura 4.30 é apresentada a evolução dos teores de SST e SSV do licor misto, além da relação SSV/SST ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas.

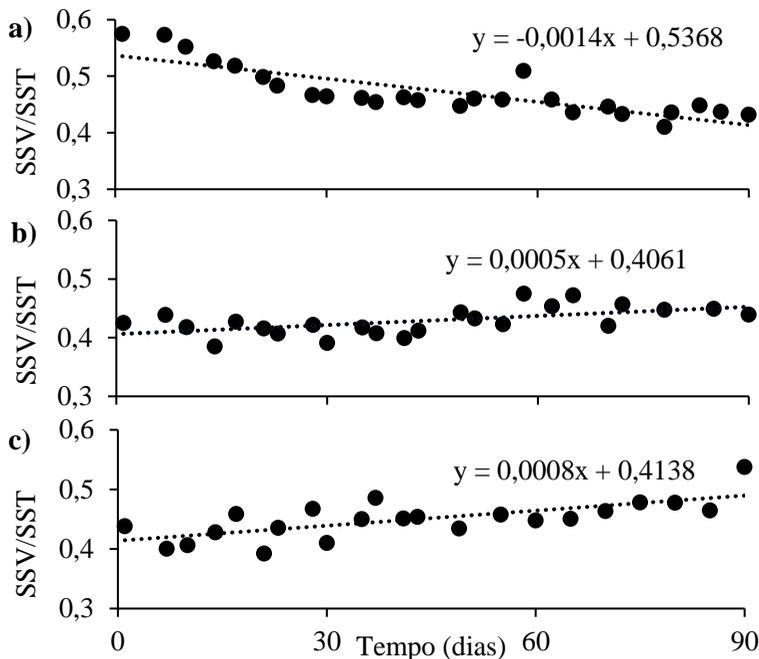
Figura 4.30 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (□) do licor misto e relação SSV/SST (▲) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas



É possível observar que a redução da idade do lodo resultou em uma diminuição do teor de SST do licor misto, o qual apresentou valores médios de 12424, 8850 e 4676 mg L⁻¹ durante as estratégias $E_{\theta_c 30}$, $E_{\theta_c 15}$ e $E_{\theta_c 8}$, respectivamente. Com relação ao teor de SSV, também foi observado comportamento semelhante, uma vez que os valores médios obtidos foram de 5834, 3795 e 2070 mg L⁻¹, durante as estratégias $E_{\theta_c 30}$, $E_{\theta_c 15}$ e $E_{\theta_c 8}$, respectivamente. Cabe salientar que tal comportamento já era esperado, uma vez que o controle da idade do lodo era realizado por meio de descartes diários de um volume pré-determinado de licor misto, o qual é inversamente proporcional a idade de lodo empregada (SMITH; ELGER; MLEZIVA, 2014). Assim, conforme tem sido relatado por diversos autores, quanto menor a idade do lodo aplicada, maior o volume de descarte diário, e, conseqüentemente, menor o teor de sólidos no reator (ERKAN et al., 2016; FU et al., 2017; VAN DEN BROECK et al., 2012).

Nesse viés, é importante ressaltar que, apesar da diminuição nos teores de SST e SSV ocorrida com a redução da idade do lodo, verificou-se que a relação SSV/SST apresentou comportamento distinto nas diferentes idades de lodo avaliadas, conforme pode ser visualizado mais claramente na Figura 4.31.

Figura 4.31 - Evolução da relação SSV/SST durante as estratégias E_{0C30} (a), E_{0C15} (b) e E_{0C8} (c)



De acordo com os coeficientes angulares das retas obtidas, é possível observar uma tendência de redução da relação SSV/SST durante a operação do reator sob a idade do lodo de 30 dias. Em contrapartida, durante a operação com idade do lodo de 15 dias, pode ser constatada uma leve tendência de aumento de tal relação, a qual é evidenciada durante a última estratégia. Segundo Ouyang e Liu (2009), tal comportamento é usual em BRM e deve-se à relação diretamente proporcional entre a idade de lodo empregada e o acúmulo de compostos inorgânicos no sistema.

Além disso, é importante destacar que a redução da idade do lodo resultou em um maior crescimento da biomassa, uma vez que os coeficientes de produção celular obtidos durante as estratégias E_{0C30} , E_{0C15} e E_{0C8} foram de 0,24, 0,28 e 0,40 gSSV gCOD⁻¹, respectivamente. De acordo com Park, Chang e Lee (2015), a operação de BRM sob menores idades de lodo resulta em um aumento da disponibilidade de substrato aos microrganismos, devido a redução do teor de SSV no licor misto, o que contribui para o crescimento da biomassa. No presente estudo, de fato, a relação A/M apresentou uma tendência de aumento com

a redução da idade do lodo (Item 4.4.1), o que corrobora a hipótese supracitada.

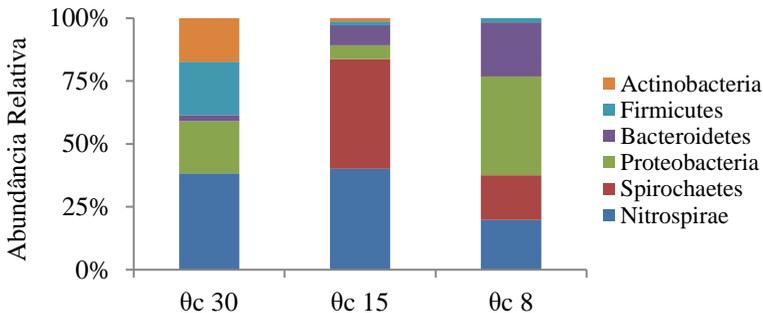
Por fim, é importante salientar que, apesar da tendência de aumento observada, os valores da relação SSV/SST obtidos são consideravelmente inferiores aos usualmente indicados para a operação de LAC ou BRM convencionais, que se encontram em uma faixa compreendida entre 0,8-0,9 (METCALF; EDDY, 2014; SANTOS; MA; JUDD, 2011). Em contrapartida, tais valores são bastante próximos aos comumente reportados em estudos empregando EBRM, o que, conforme já abordado, é resultado do acúmulo de compostos inorgânicos decorrentes do processo da oxidação do ânodo metálico (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; HUA et al., 2015).

Ao considerar os referidos aspectos, é importante salientar que ainda não foi determinado um valor crítico para a relação SSV/SST, a partir da qual seriam observados efeitos negativos ao desempenho do tratamento biológico em EBRM. Ainda assim, em função dos resultados observados no presente estudo, acredita-se que operação com menores idades de lodo pode ser benéfica para o desempenho deste tipo de sistema.

4.4.2.2 Avaliação da comunidade microbiana

Na Figura 4.32 é apresentada a abundância relativa das bactérias presentes no EBRM, no nível de filo, para as diferentes idades de lodo avaliadas.

Figura 4.32 - Abundância relativa bacteriana, no nível de filo, para as diferentes idades de lodo estudadas



É possível observar que as abundâncias relativas do filo Nitrospirae foram de 38% na $E_{\theta_c 30}$, 40% na $E_{\theta_c 15}$ e de apenas 20% durante a operação com θ_c de 8 dias. Segundo Ge et al. (2015) este filo inclui

Observa-se que o gênero *Nitrospira* foi predominante em todas as estratégias avaliadas, apresentando abundância relativa de 41%, 71% e 25% na E_{0C30} , E_{0C15} e E_{0C8} , respectivamente. Conforme elucidado no item anterior, as bactérias pertencentes ao filo Nitrospirae, do qual o gênero *Nitrospira* faz parte, possuem uma taxa de crescimento bastante lenta, o que pode resultar em uma diminuição de sua abundância relativa quando o reator é operado sob idades de lodo reduzidas (FU et al., 2017). Em contrapartida, a operação com idades de lodo elevadas também pode prejudicar o desenvolvimento deste grupo de bactérias, uma vez que a transferência de oxigênio é reduzida nestas condições em função do elevado teor de sólidos e consequente aumento da viscosidade do licor misto (HAN et al., 2005). Assim, acredita-se que a maior abundância relativa do gênero *Nitrospira* observado durante a operação com idade de lodo de 15 dias, pode estar relacionada às condições operacionais favoráveis ao seu crescimento.

É possível verificar, também, que o gênero *Arcobacter* não foi identificado durante a E_{0C30} , contudo, sua abundância relativa foi de 12% E_{0C15} e 15% na E_{0C8} , indicando que a redução da idade do lodo pode ter favorecido o seu desenvolvimento. Segundo McIlroy et al. (2017) as bactérias deste gênero são, em sua grande maioria, aeróbias heterotróficas. Portanto, acredita-se que o aumento da relação A/M observado com a redução da idade do lodo, pode ter contribuído para seu maior crescimento. Resultados semelhantes foram observados para o gênero *Parabacteroides*, que apresentou abundâncias relativas de 3%, 12% e 15% nas estratégias E_{0C30} , E_{0C15} e sE_{0C8} , respectivamente. Pouca informação é encontrada na literatura a respeito deste gênero, entretanto, sabe-se que são organismos envolvidos na degradação de carboidratos (ZHANG. et al., 2016).

Outro gênero relevante identificado foi o *Methylocystis*, com abundância relativa de 3%, 4% e 9% nas estratégias E_{0C30} , E_{0C15} e E_{0C8} , respectivamente. De acordo com Miao et al. (2017) as bactérias deste gênero tem capacidade para tolerar uma ampla gama de metais, o que pode ter contribuído para seu desenvolvimento no EBRM, uma vez que a concentração de alumínio no licor misto costuma ser bastante alta neste tipo de reator.

Por fim, nota-se que o gênero *Clostridium* somente foi detectado nas duas primeiras estratégias experimentais, com abundância relativa de 14% na E_{0C30} e 3% na E_{0C15} . Segundo Ricciardi et al. (2007), as bactérias deste gênero são patogênicas e usualmente encontradas em esgotos sanitários. Assim, acredita-se que a diminuição de sua abundância relativa ao longo do período experimental pode estar relacionada às modificações

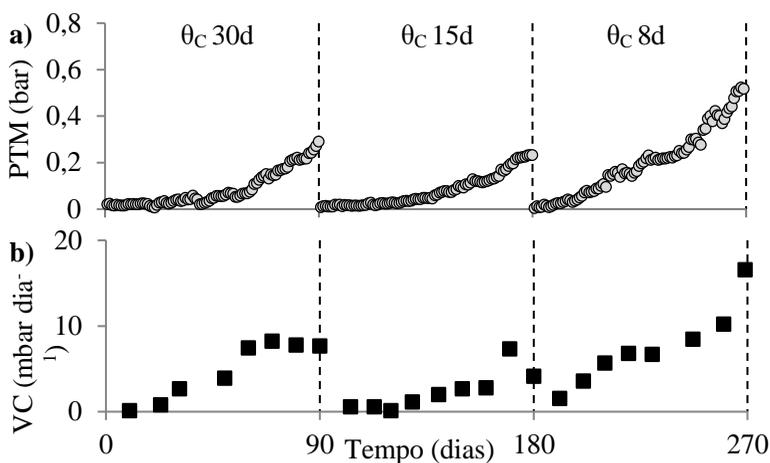
das características do esgoto afluente. Os outros gêneros identificados, além das bactérias não classificadas, representaram menos de 10% das leituras totais.

4.4.3 Avaliação do potencial de incrustação do licor misto

4.4.3.1 Evolução da pressão transmembrana (PTM)

Nas Figuras 4.34a e 4.34b são apresentados, respectivamente, os perfis de evolução da pressão transmembrana (PTM) e da velocidade de colmatção (VC) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas.

Figura 4.34 - Evolução da pressão transmembrana (a) e da velocidade de colmatção (b) ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas



Verifica-se que os valores da PTM permaneceram abaixo do limite indicado pelo fabricante (0,6 bar) ao longo de todas as estratégias avaliadas, sendo assim, o procedimento de limpeza química da membrana somente foi realizado ao final de cada estratégia, objetivando restituir a pressão para o início do período subsequente.

É possível notar, ainda, que o perfil de crescimento da PTM foi semelhante durante as estratégias com idade de lodo de 30 e 15 dias, para as quais foram observadas VC médias de 3,03 e 2,51 mbar d⁻¹ e valores máximos de PTM de 0,29 e 0,23 bar ao final da operação,

respectivamente. Por outro lado, durante a $E_{\theta C8}$, o crescimento da PTM foi mais expressivo, atingindo até 0,52 bar e VC média de 5,84 mbar d⁻¹.

Diversos estudos têm relatado que a operação de BRM com idades de lodo reduzidas, resulta em um aumento na velocidade de colmatação (AHMED et al., 2007; ISMA et al., 2014; VAN DEN BROECK et al., 2012). De maneira geral, tal comportamento é atribuído às modificações causadas no licor misto devido ao aumento da relação A/M e, conseqüentemente, da taxa de crescimento dos microrganismos (Y_{obs}). Sob esta condição, a produção de EPS e a liberação de SMP no licor misto são maximizadas, o que contribui diretamente para o processo de colmatação, uma vez que estes compostos são considerados os principais precursores da formação da torta na superfície da membrana (FALLAH et al., 2010; QU et al., 2013).

Dessa forma, acredita-se que o comportamento observado durante a $E_{\theta C8}$ pode estar relacionado às modificações causadas no licor misto devido a operação com reduzida idade de lodo. A fim de verificar tal hipótese, são apresentados a seguir os resultados referentes ao monitoramento de SMP e EPS em cada idade de lodo avaliada, além da possível associação destes compostos com o processo de colmatação da membrana observado no presente estudo.

4.4.3.2 Produtos microbianos solúveis (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS)

Na Tabela 4.10 são apresentados os valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_P/SMP_C e EPS_P/EPS_C , para as diferentes idades de lodo avaliadas.

Tabela 4.10 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_P/SMP_C e EPS_P/EPS_C , em cada estratégia avaliada

	SMP (mg L ⁻¹)	SMP_P/SMP_C	EPS (mg gSSV ⁻¹)	EPS_P/EPS_C
$E_{\theta C30}$	12,7a ± 2,4	0,7a ± 0,1	10,7a ± 2,7	2,9a ± 0,8
$E_{\theta C15}$	11,7a ± 3,0	0,8a ± 0,5	9,2a ± 4,4	2,6a ± 1,7
$E_{\theta C8}$	11,6a ± 1,7	0,6a ± 0,2	14,0b ± 5,4	1,3b ± 0,6

* SMP_P : proteínas no SMP; SMP_C : carboidratos no SMP; EPS_P : proteínas no EPS; EPS_C : carboidratos no EPS. **Valores médios seguidos por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

É possível observar que a concentração de SMP não sofreu variação significativa ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas ($p > 0,05$). Tal comportamento não era esperado, uma vez que a redução da idade do lodo induz a um maior crescimento de biomassa e, conseqüentemente, leva a uma maior excreção destes biopolímeros. Dessa forma, acredita-se que a manutenção dos valores de SMP possivelmente está relacionada aos fenômenos eletroquímicos ocorridos no EBRM devido à aplicação da corrente elétrica. De acordo com Hua et al. (2015), por se tratarem de compostos solúveis negativamente carregados, os SMP podem ser complexados pelos íons de alumínio liberados durante a aplicação da corrente elétrica, o que leva tais compostos a aglomerar-se com os flocos na forma de EPS.

Cabe ressaltar que a relação SMP_p/SMP_c também não sofreu variação significativa ($p > 0,05$) ao longo das diferentes idades de lodo estudadas, indicando que tanto as proteínas quanto os carboidratos foram removidos de forma equivalente devido à aplicação da corrente elétrica. Resultados semelhantes foram obtidos por Tafti et al. (2015), que, após o início da aplicação de uma corrente elétrica com densidade de $5,0 \text{ A m}^{-2}$ em um EBRM, observaram que a concentração de proteínas e carboidratos foi reduzida em 51 e 59%, respectivamente. Estes resultados indicam que a concentração e a composição de SMP não foram fatores relevantes para comportamento da colmatação da membrana observada no presente período do estudo. De fato, conforme pode ser visualizado na Tabela 4.11, não foram observadas correlações significativas entre a velocidade de colmatação da membrana (VC) e a concentração de SMP e entre a VC e a relação SMP_p/SMP_c .

Tabela 4.11 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a velocidade de colmatação da membrana (VC) e as propriedades do licor misto

		SMP mg L^{-1}	SMP_p/SMP_c	EPS mg gSSV^{-1}	$EPS_p/EPSc$
VC	r	0,28	-0,34	0,51*	-0,45*
	p	0,17	0,09	0,01	0,02

*Correlação significativa em um intervalo de confiança de 95%.

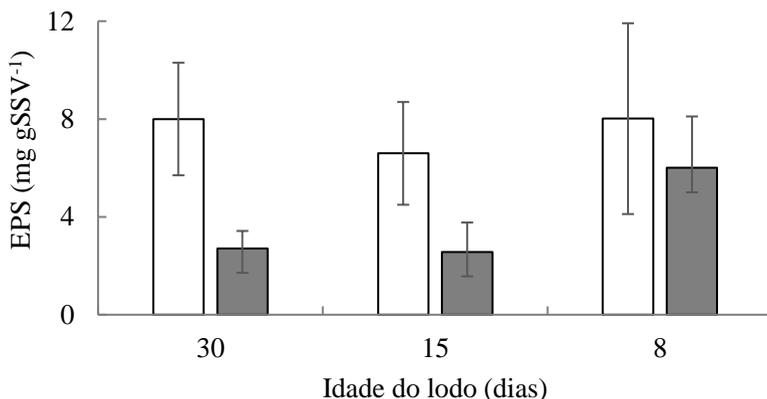
É possível verificar, ainda, que a modificação da idade do lodo de 30 para 15 dias não afetou significativamente a concentração de EPS no licor misto ($p > 0,05$). Em contrapartida, foi observado um aumento significativo na concentração destes compostos durante a $E_{\theta C8}$, frente as demais estratégias ($p < 0,05$).

Conforme sugerido no Item 4.4.2, acredita-se que tal comportamento tenha ocorrido em função da maior disponibilidade de substrato, e, conseqüentemente da maior taxa de crescimento dos microrganismos. Adicionalmente, considerando que a concentração de SMP manteve-se estável ao longo do período avaliado, não se descarta a possibilidade de que tais biopolímeros tenham sido complexados na forma de EPS, o que também pode ter contribuído para o aumento observado. É importante ressaltar que a maior concentração de EPS foi observada justamente no período em que a velocidade de colmatação foi mais expressiva. Além disto, uma correlação positiva moderada foi observada entre a concentração de EPS e a VC, sugerindo uma relação diretamente proporcional entre tais compostos e o processo de colmatação da membrana.

Zhang X. et al. (2015) operaram um BRM sob diferentes idades de lodo (90, 30 e 10 dias) e verificaram que a concentração média de EPS aumentou com a redução da θ_c . Ademais, estes autores constataram uma forte correlação entre a concentração de EPS e a velocidade de colmatação da membrana. De acordo com Lin et al. (2014) tal comportamento ocorre porque os componentes do EPS possuem forte poder de adesão, os quais contribuem para a formação da torta na superfície da membrana e dificultam o processo de limpeza física por meio da turbulência gerada pela aeração.

Por fim, cabe destacar que, além do aumento da concentração de EPS, verificou-se que a redução da idade do lodo ocasionou uma mudança em sua composição. De acordo com os testes estatísticos realizados, o valor médio da relação EPS_p/EPS_c não apresentou variação significativa durante as estratégias $E_{\theta C30}$ e $E_{\theta C15}$ ($p > 0,05$), por outro lado, o valor obtido durante a estratégia $E_{\theta C8}$ foi significativamente menor que as demais ($p < 0,05$). Conforme pode ser visualizado na Figura 4.35, tal comportamento ocorreu devido a um aumento expressivo na concentração média de carboidratos no licor misto, uma vez que a concentração de proteínas permaneceu semelhante ao longo de todo o período avaliado.

Figura 4.35 - Valores médios de proteínas (□) e carboidratos (■) da fração EPS ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas



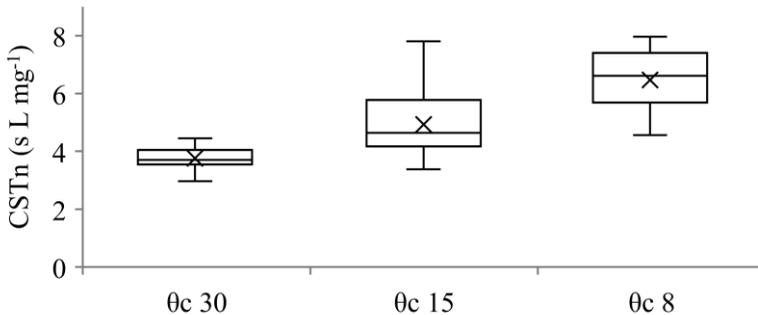
Resultados semelhantes foram observados por Erkan et al. (2016) que operaram um BRM sob diferentes idades de lodo (80, 40 e 20 dias) e observaram que a concentração de carboidratos aumenta à medida que a idade de lodo é reduzida, ao passo que a concentração de proteínas não é alterada significativamente. Conforme já abordado na seção anterior, o aumento na concentração de carboidratos da fração EPS é prejudicial ao processo de filtração, uma vez que estes compostos apresentam maior interação com a superfície da membrana devido suas características hidrofílicas (DREWS, 2010; GUO; NGO; LI, 2012; SILVA et al., 2017). De fato, verificou-se no presente estudo uma correlação negativa moderada entre a relação EPS_P/EPS_C e a VC. Estes resultados indicam que quanto menor for a relação EPS_P/EPS_C , maior será a propensão à colmatção da membrana. Dessa forma, acredita-se que não somente o aumento da concentração de EPS, mas também as modificações na sua composição podem ter contribuído para a maior velocidade de colmatção da membrana observada durante a E_{OC8} .

A seguir, são apresentados os resultados referentes aos ensaios para determinação do tempo de sucção capilar normalizado (CSTn), resistência específica à filtração (REF), índice volumétrico do lodo diluído (IVLD), potencial zeta e granulometria, os quais foram realizados a fim de se obter uma melhor compreensão sobre as características do licor misto, bem como sobre seu potencial de incrustação.

4.4.3.3 Ensaios para determinação das características do licor misto

Na Figura 4.36 são apresentados os resultados referentes ao tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos do licor misto (CSTn) para cada idade de lodo avaliada.

Figura 4.36 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos do licor misto (CSTn) para as diferentes idades de lodo avaliadas

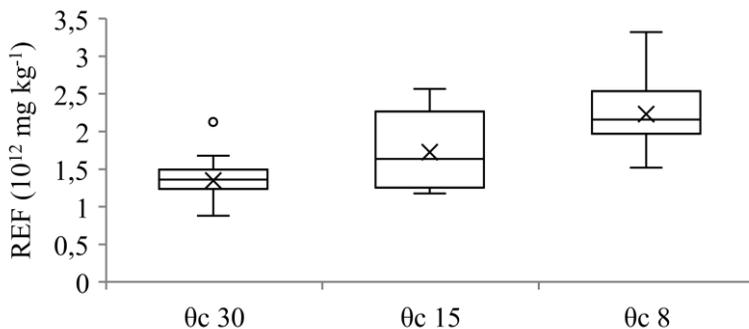


É possível verificar que a redução da idade do lodo resultou em um aumento significativo do CSTn, uma vez que os valores médios obtidos foram de $3,8 \pm 0,4$, $4,9 \pm 1,0$ e $6,5 \pm 1,1$ sL mg⁻¹ ($p < 0,05$), durante as estratégias $E_{\theta C30}$ e $E_{\theta C15}$ e $E_{\theta C8}$, respectivamente. Estes resultados indicam que, quanto menor a θ_c , menor a desidratabilidade do licor misto (TO et al., 2016). Além disso, um aumento no CSTn geralmente está relacionado à uma menor capacidade de filtração do licor misto, o que explica sua larga aplicação como parâmetro de monitoramento operacional em BRM (SCHOLES; VERHEYEN; BROOK-CARTER, 2016).

Ng, Tan e Ong (2006) operaram um BRM sob diferentes idades de lodo e observaram que a colmatagem da membrana foi mais expressiva empregando menores θ_c . Adicionalmente, estes autores também observaram uma redução do CST com a redução do θ_c , por outro lado, verificaram que os valores de CSTn aumentaram neste mesmo período. Desta forma, concluíram que o CST normalizado pelo teor de sólidos permite uma melhor interpretação sobre a real capacidade de filtração do licor misto, tal qual foi verificado no presente estudo.

Na Figura 4.37 são apresentados os resultados referentes à resistência específica à filtração (REF) para cada idade de lodo avaliada.

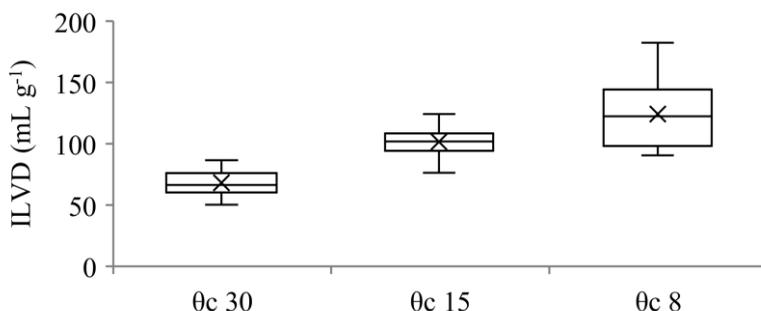
Figura 4.37 - Boxplot das resistências específicas à filtração (REF) para as diferentes idades de lodo avaliadas



Verifica-se que os valores médios da REF foram de $1,3 \cdot 10^{12} \pm 0,3 \cdot 10^{12}$, $1,7 \cdot 10^{12} \pm 0,7 \cdot 10^{12}$ e $2,2 \cdot 10^{12} \pm 0,4 \cdot 10^{12} \text{ m kg}^{-1}$ para as estratégias $E_{\theta_c 30}$ e $E_{\theta_c 15}$ e $E_{\theta_c 8}$, respectivamente. Estes resultados indicam que a filtrabilidade do lodo foi prejudicada com a redução do θ_c , o que corrobora o comportamento observado para o CSTn. Resultados semelhantes foram observados por Zhang X. et al. (2015), que avaliaram o impacto da variação da idade do lodo em um BRM e constataram um aumento expressivo na REF com a redução da θ_c de 30 para 10 dias. Estes autores atribuíram o comportamento observado às modificações nas características do licor misto causadas pela variação da idade do lodo, tais como a concentração de SMP e EPS e o tamanho dos flocos.

Na Figura 4.38 são apresentados os resultados referentes ao índice volumétrico do lodo diluído (IVLD) para cada condição avaliada.

Figura 4.38 - Boxplot do índice volumétrico do lodo diluído (IVLD) para as diferentes idades de lodo avaliadas



O IVLD é amplamente utilizado para avaliar a sedimentabilidade de lodos ativados, e, portanto, é considerado um parâmetro crucial na operação deste tipo de sistema. Entretanto, este teste também pode servir como um ótimo indicativo da filtrabilidade do licor misto em BRM, sendo que quanto maior o IVLD, maior a dificuldade de filtração (SUN; WANG; HUANG, 2007).

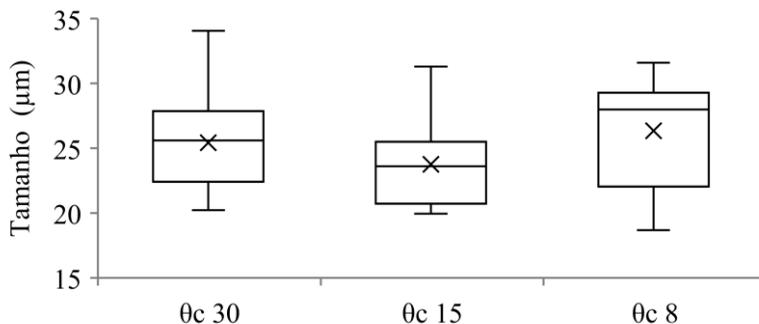
No presente estudo, os valores médios de IVLD foram de $68,3 \pm 27,9$, $101,6 \pm 11,7$ e $124,4 \pm 10,2$ mL g⁻¹ nas estratégias E_{0C30}, E_{0C15} e E_{0C8}, respectivamente ($p < 0,05$). De acordo com Ng e Hermanowicz (2005) o IVLD é expressivamente prejudicado pelo aumento da concentração de EPS no licor misto. Além disso, Martinez et al. (2004) apontam que, dentre os componentes do EPS, as proteínas desempenham um papel mais importante na deterioração da sedimentabilidade, o que explica o aumento do IVLD observado durante a operação com a menor idade de lodo testada.

Estes resultados vão ao encontro do comportamento observado para o CSTn e REF, e, portanto, suportam a hipótese de que a filtrabilidade do licor misto foi deteriorada com a redução da idade de lodo. Resultados semelhantes foram observados por van den Broeck et al. (2012), que operaram um BRM sob diferentes idades de lodo (50, 30 e 10 dias) e também verificaram maior IVLD e pior filtrabilidade do licor misto durante a operação com a menor idade de lodo avaliada, o que corrobora os resultados obtidos no presente estudo.

Por fim, destaca-se que os valores médios do potencial zeta do licor misto foram de $3,6 \pm 1,0$, $3,8 \pm 1,1$ e $4,0 \pm 0,3$ mV nas estratégias E_{0C30} e E_{0C15} e E_{0C8}, respectivamente ($p > 0,05$). Sabe-se que a carga superficial dos flocos do licor misto é influenciada por diversos fatores, dentre os quais, a concentração de proteínas da fração EPS é um dos mais importantes, uma vez que estes compostos apresentam uma carga negativa bastante expressiva (LIAO et al., 2001; RAMESH et al., 2006; XIAO et al., 2011). Assim, acredita-se que a pequena variação na concentração de proteínas do EPS pode ter contribuído para a manutenção dos valores do potencial zeta.

Como resultado, observou-se que o tamanho médio das partículas também não apresentou variação significativa ao longo das diferentes idades de lodo avaliadas, uma vez que valores médios obtidos foram de $25,4 \pm 3,7$, $23,8 \pm 3,2$ e $26,3 \pm 4,1$ µm nas estratégias E_{0C30} e E_{0C15} e E_{0C8}, respectivamente ($p > 0,05$) (Figura 4.39). Desta forma, acredita-se que o tamanho médio dos flocos não foi um fator predominante no processo de colmatação observado no presente período do estudo.

Figura 4.39 - Boxplot do tamanho médio dos flocos para as diferentes idades de lodo avaliadas



4.4.4 Síntese dos resultados

Verificou-se que as eficiências de remoção de DQO, fósforo e nitrogênio amoniacal foram elevadas e estáveis ao longo das diferentes idades de lodo estudadas, apresentando médias superiores a 98, 99 e 99%, respectivamente. Por outro lado, devido a inexistência de condições para ocorrência do processo de desnitrificação, a remoção de nitrogênio total não foi satisfatória apresentando eficiências médias de 33, 33 e 37% durante as estratégias $E_{\theta_{C30}}$, $E_{\theta_{C15}}$ e $E_{\theta_{C8}}$, respectivamente.

Observou-se, também, que a redução da idade do lodo resultou no aumento dos coeficientes de produção celular e das atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa. Este comportamento foi atribuído ao aumento da relação A/M e a maior disponibilidade de OD, ocorridos devido à redução do teor de SSV do licor misto. Além disso, constatou-se que a relação SSV/SST apresentou uma tendência de redução durante a $E_{\theta_{C30}}$, atingindo valores críticos próximos a 0,4 no final desta estratégia. Em contrapartida, durante $E_{\theta_{C8}}$ o comportamento foi oposto, uma vez que a relação SSV/SST aumentou ao longo da estratégia, atingindo valores próximos a 0,6.

Adicionalmente, verificou-se que colmatação da membrana foi mais expressiva na menor idade de lodo estudada, além disso, a filtrabilidade e sedimentabilidade do licor misto também foram prejudicadas neste período. Acredita-se que tal comportamento tenha ocorrido em função do aumento do teor de EPS e ao aumento da concentração de carboidratos da fração EPS, que pode resultar em uma maior interação destes compostos com a superfície da membrana.

4.5 SEÇÃO V: EFEITOS DA VARIACÃO DA TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NO DESEMPENHO DO EBRM AX/AE

Nesta seção* são abordados os resultados referentes à operação do EBRM associado à uma câmara anóxica (EBRM Ax/Ae) sob os tempos de detenção hidráulica de 30, 20 e 15 horas, cujas estratégias foram denominadas E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente. Tal comparação foi realizada a fim de investigar os efeitos da variação do TDH na capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, na atividade e composição da biomassa e na colmatação da membrana.

4.4.5 Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes

4.4.5.1 Remoção de matéria orgânica

Na Tabela 4.12 são apresentados os valores médios de DQO no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas em cada estratégia operacional.

Tabela 4.12 - Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e valores médios de DQO no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada estratégia operacional

	COV mgDQO L ⁻¹ d ⁻¹	Esgoto (mgDQO L ⁻¹)		Permeado (mgDQO L ⁻¹)	Remoção (%)
		Total	Solúvel		
E_{TDH30}	603 ± 42	753±52	282±31	12±7	98 ^a
E_{TDH20}	839 ± 189	665±157	251±119	7±7	99 ^a
E_{TDH15}	1058 ± 177	661±111	260±37	12±6	98 ^a

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%

*Os resultados apresentados na Seção V permitiram a elaboração do seguinte artigo científico:

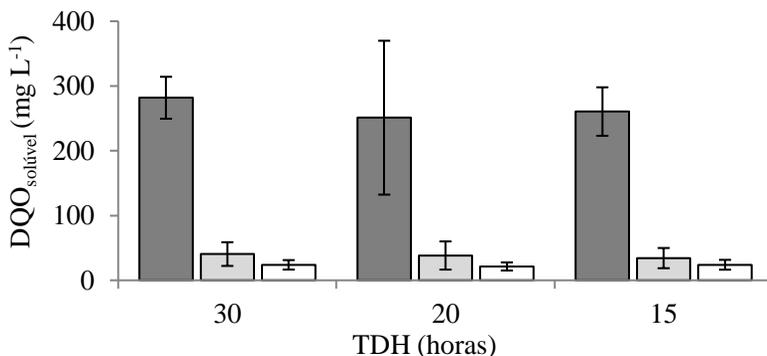
BATTISTELLI, A. A.; COSTA, R. E.; JUSTINO, N. M.; SILVEIRA, D. D.; LOBO RECIO, M. A.; BELLI, T. J.; LAPOLLI, F. R. ANOXIC/OXIC ELECTRO-MEMBRANE BIOREACTOR: EFFECT OF HYDRAULIC RETENTION TIME ON TREATMENT PERFORMANCE. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING, v. 144, p. 1-9, 2018.

Verifica-se que, apesar do aumento da COV observado em função da redução do TDH, o EBRM apresentou desempenho elevado e estável na remoção de DQO, atingindo eficiências médias de 98, 99 e 98% nas estratégias com TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente ($p > 0,05$). Em função da elevada eficiência observada, a concentração média de DQO no permeado permaneceu sempre abaixo de 12 mg L^{-1} . Logo, verificou-se que a variação do TDH não afetou expressivamente a capacidade de remoção de DQO do sistema.

Destaca-se que, novamente, os valores médios da relação $\text{DQO}_{\text{solúvel}}/\text{DQO}_{\text{total}}$ do esgoto afluente permaneceram abaixo de 0,40 em todas as estratégias, o que indica que a matéria orgânica afluente se apresentou em maior parte na forma particulada. Assim, acredita-se que a seletividade imposta pela membrana pode ter contribuído significativamente para a elevada eficiência de remoção de DQO observada, uma vez que tal mecanismo permite a retenção dos compostos orgânicos insolúveis.

Todavia, a capacidade de remoção do sistema em termos de $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ também foi elevada, com médias de 96, 95 e 97 % nas estratégias com TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente ($p > 0,05$). Na Figura 4.40 são apresentados os valores médios da concentração de $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ no esgoto afluente, tanque anóxico, tanque aeróbio e permeado, nos diferentes TDH avaliados.

Figura 4.40 - Valores médios da concentração de $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ no esgoto (■), no tanque anóxico (◐) e no tanque aeróbio (□), nos diferentes TDH avaliados



De forma semelhante a estudos anteriores que utilizaram BRM Ax/Ae para o tratamento de efluentes sanitários (FU et al., 2009; GAO; TAO; AN, 2012; GUO et al., 2016), verificou-se que grande parte da $DQO_{\text{solúvel}}$ afluente é consumida já no tanque anóxico, representando cerca de 80% da capacidade de remoção do sistema em todas as estratégias avaliadas. Tais resultados indicam que a matéria orgânica solúvel biodegradável proveniente do esgoto foi essencialmente destinada aos microrganismos heterotróficos responsáveis pelo processo de desnitrificação, o que sugere uma baixa disponibilidade de matéria orgânica residual aos microrganismos heterotróficos aeróbios.

De fato, os resultados referentes aos ensaios para determinação da taxa de consumo de oxigênio específica pelas bactérias heterotróficas aeróbias ($TCOE_{\text{HET}}$) suportam tal hipótese, uma vez que os valores obtidos foram de 12,83, 12,18 e 11,72 $\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para os TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente, o que indica que o aumento da COV não resultou em um aumento da atividade de tais microrganismos.

Desta forma, entende-se que a matéria orgânica adicional resultante do aumento da COV continuou sendo essencialmente degradada no tanque anóxico, o que levou a população de heterotróficas aeróbias a trabalharem sob condições de endogenia em todas as estratégias estudadas, o que pode ter limitado, em parte, sua atividade e crescimento (GUO et al., 2016).

Apesar disto, salienta-se que tais microrganismos também contribuíram na remoção da matéria orgânica, uma vez que a concentração de DQO observada no tanque aeróbio foi sempre menor do que na saída do tanque anóxico. Ademais, conforme anteriormente elucidado no Item 4.3, os fenômenos eletroquímicos ocorridos no tanque aeróbio do EBRM também podem ter contribuição expressiva na remoção de DQO, seja por meio do processo de oxidação eletroquímica, que aumenta a biodegradabilidade de compostos complexos, ou através da eletrocoagulação, que permite a agregação de compostos não biodegradáveis e de difícil degradação (TAFTI et al., 2015).

4.4.5.2 Remoção de nitrogênio

Na Tabela 4.13 são apresentados os valores médios de nitrogênio total (N_{total}) no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga nitrogenada volumétrica aplicada (CNV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas em cada estratégia operacional.

Tabela 4.13 - Carga nitrogenada volumétrica (CNV) e valores médios de N_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção para cada estratégia operacional

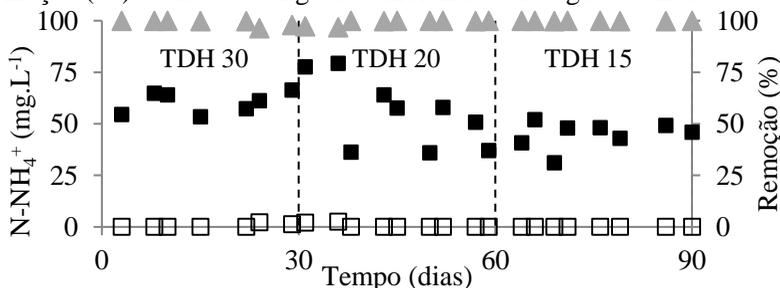
	CNV ($\text{mgN L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	Esgoto (mgN L^{-1})	Permeado (mgN L^{-1})	Remoção (%)
E_{TDH30}	74 ± 7	93 ± 9	18 ± 7	81 ^a
E_{TDH20}	90 ± 21	75 ± 17	13 ± 5	83 ^a
E_{TDH15}	102 ± 11	64 ± 7	6 ± 3	90 ^b

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

Verifica-se que a concentração de N_{total} do esgoto afluente foi bastante variável ao longo do período experimental. Entretanto, o EBRM Ax/Ae apresentou elevada capacidade de remoção, atingindo eficiências médias superiores a 80% em todas as estratégias avaliadas. De acordo com os testes estatísticos realizados, observou-se que as eficiências médias de remoção obtidas nas estratégias E_{TDH30} e E_{TDH20} não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$). Por outro lado, a eficiência média de remoção obtida na estratégia E_{TDH15} é estatisticamente diferente das demais ($p < 0,05$), o que indica que a remoção de N_{total} foi aprimorada quando o reator foi operado sob o menor TDH.

O elevado desempenho do EBRM Ax/Ae na remoção de N_{total} sugere que os processos de nitrificação e desnitrificação ocorreram satisfatoriamente. Na Figura 4.41 são apresentados os resultados referentes à concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente e no permeado, bem como as respectivas eficiências de remoção obtidas ao longo das diferentes estratégias estudadas.

Figura 4.41 - Concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) no esgoto afluente (■) e no permeado (□), bem como as respectivas eficiências de remoção (▲) obtidas ao longo das diferentes estratégias avaliadas



É possível verificar que as concentrações de $N-NH_4^+$ no permeado permaneceram próximas a zero ao longo de todos os TDH avaliados, levando o sistema a apresentar eficiências médias de remoção de 98,9, 99,5 e 99,9% nas estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente ($p > 0,05$). Acredita-se que a elevada capacidade de remoção observada pode estar relacionada às condições favoráveis para o processo de nitrificação observadas no reator, como a temperatura controlada em uma faixa adequada (20 °C), a elevada concentração de OD no tanque aeróbio e a manutenção do pH próximo à neutralidade (Tabela 4.14) (GRAY, 2004).

Tabela 4.14 - Valores médios de pH e oxigênio dissolvido (OD) nos tanques aeróbio e anóxico para as diferentes estratégias avaliadas

	pH		OD (mg L ⁻¹)	
	Aeróbio	Anóxico	Aeróbio	Anóxico
E_{TDH30}	7,4 ± 0,4	7,5 ± 0,3	6,4 ± 0,4	< 0,2
E_{TDH20}	7,1 ± 0,3	7,5 ± 0,2	6,0 ± 0,3	< 0,2
E_{TDH15}	7,4 ± 0,4	7,9 ± 0,2	5,3 ± 0,4	< 0,2

Além das condições ambientais favoráveis às bactérias nitrificantes, a elevada remoção de nitrogênio amoniacal pode estar relacionada, também, à baixa disponibilidade de matéria orgânica residual no tanque aeróbio, uma vez que esta era consumida essencialmente no tanque anóxico. Sob tal condição, a atividade heterotrófica é reduzida, permitindo que as bactérias autotróficas praticamente não fiquem sujeitas à competição por oxigênio com os microrganismos heterotróficos (TAN; NG, 2008). Wei, Oleszkiewicz e Elektorowicz (2009) operaram um EBRM Ax/Ae para o tratamento de efluentes sintéticos simulando esgoto real com TDH de 14 h e também observaram eficiências de remoção de $N-NH_4^+$ próximas a 100%. Segundo estes autores, a atividade das bactérias oxidadoras de amônia no tanque aeróbio foi maximizada pela presença do tanque anóxico, o que corrobora os resultados obtidos no presente estudo.

Na Tabela 4.15 são apresentados os resultados referentes à taxa de consumo de oxigênio específica (TCOE) das bactérias heterotróficas e das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia e de nitrito, além da velocidade de consumo de amônia para cada estratégia avaliada.

Tabela 4.15 - Taxas de consumo de oxigênio específicas das bactérias heterotróficas (TCOE_{HET}) e das bactérias autotróficas oxidadoras de amônia ($\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$) e de nitrito ($\text{TCOE}_{\text{NO}_2}$), além da velocidade de consumo de amônia (VCA) para cada estratégia avaliada

	E_{TDH30}	E_{TDH20}	E_{TDH15}
TCOE_{Het} ($\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	12,83	12,18	11,72
$\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ ($\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	3,30	4,01	4,84
$\text{TCOE}_{\text{NO}_2}$ ($\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	2,60	2,02	2,20
VCA ($\text{mgNH}_4^+ \text{-N gSSV}^{-1}$)	2,15	2,12	2,33

Observa-se que os resultados dos ensaios de bancada revelaram um aumento da taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de amônia ($\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$) e, também, da velocidade de consumo de amônia (VCA) com a redução do TDH. Em contrapartida, a taxa de consumo de oxigênio heterotrófica (TCOE_{HET}) mostrou um comportamento oposto, diminuindo ao longo do período experimental. Tais resultados indicam que a atividade autotrófica da biomassa foi estimulada com a redução do TDH no EBRM Ax/Ae, em detrimento à atividade heterotrófica.

Gao, Tao e An (2012) operaram um BRM Ax/Ae para o pós-tratamento de efluentes sanitários utilizando diferentes TDH (8, 6, 4 e 2,5 h) e observaram que a atividade das bactérias autotróficas foi aprimorada com a redução do TDH. Segundo estes autores, o aumento da carga nitrogenada observado com a redução do TDH, aliado a baixa relação DQO/N no tanque aeróbio, permitiram que o crescimento das bactérias oxidadoras de amônia fosse facilitado, o que resultou em um aumento da densidade relativa destes microrganismos na composição da biomassa.

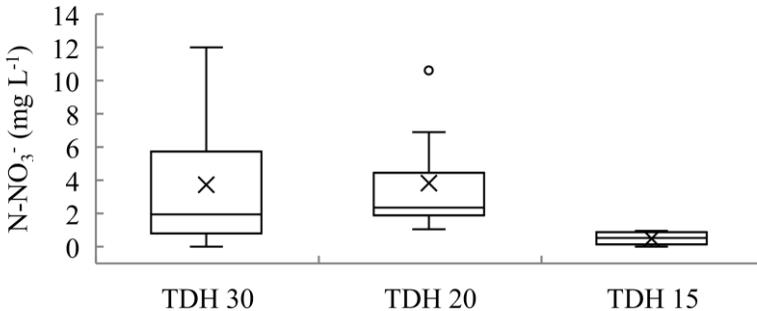
De forma semelhante, acredita-se que o aumento da atividade nitrificante observado no presente estudo tenha ocorrido em função do aumento da CNV causado pela redução do TDH. Além disso, conforme discutido anteriormente, o aumento da COV não influenciou a atividade das bactérias heterotróficas aeróbias, já que a matéria orgânica adicional continuou sendo consumida essencialmente no tanque anóxico, não aumentando, portanto, a disponibilidade de alimento a estes microrganismos. Cabe destacar que esta condição é interessante do ponto de vista operacional, uma vez que não há competição por oxigênio entre as bactérias autotróficas e heterotróficas no tanque aeróbio, e, portanto, a

demanda de aeração é reduzida. Além disso, os organismos autotróficos aeróbios apresentam taxa de crescimento mais lenta em detrimento aos heterotróficos aeróbios, o que resulta na diminuição na produção de lodo e reduz os custos associados ao seu tratamento e disposição final (GRAY, 2004)

É possível verificar, ainda, que os resultados obtidos para taxa de consumo de oxigênio das bactérias oxidadoras de nitrito ($\text{TCOE}_{\text{NO}_2}$) indicam que não ocorreu variação expressiva na atividade de tais microrganismos nos diferentes TDH estudados. Em contrapartida, ressalta-se que não foi detectado nitrito (N-NO_2^-) no permeado ao longo de todo o período experimental, indicando que tanto a etapa de nitrificação quanto a de nitratação ocorreram satisfatoriamente no sistema, o que permitiu a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato (N-NO_3^-).

Na Figura 4.42 são apresentadas as concentrações médias de N-NO_3^- no tanque anóxico para cada TDH avaliado.

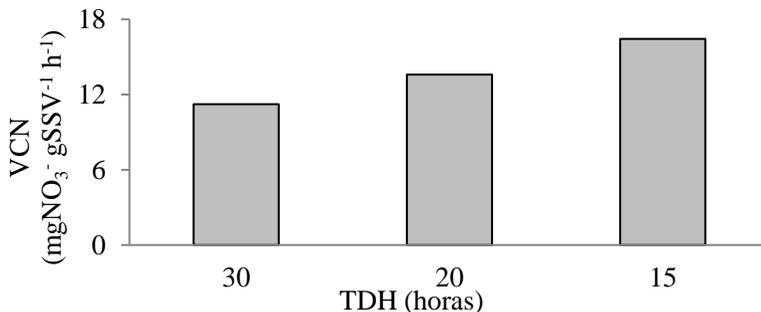
Figura 4.42 - Boxplot da concentração média de nitrato (N-NO_3^-) no tanque anóxico do EBRM Ax/Ae, para cada TDH avaliado



Verifica-se que a concentração média de nitrato no tanque anóxico do sistema foi bastante reduzida em todos os TDH avaliados, indicando que o processo de desnitrificação ocorreu satisfatoriamente. Ressalta-se, ainda, que, ao passo que o TDH é reduzido a concentração média de nitrato no tanque anóxico também diminui, chegando a apresentar valor médio inferior a $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ durante a operação com TDH de 15 h.

Na Figura 4.43 são apresentados os resultados referentes ao ensaio para determinação da velocidade de consumo de nitrato (VCN) em cada TDH avaliado.

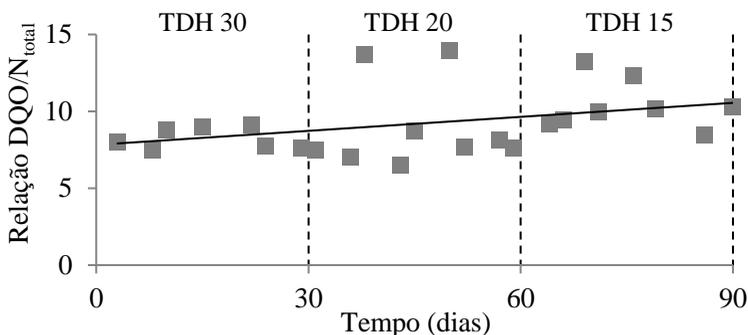
Figura 4.43 - Velocidade de consumo de nitrato (VCN) obtida para cada TDH avaliado



Verifica-se que a redução do TDH ocasionou uma expressiva melhora da VCN, passando de 11,3 mgNO₃⁻ gSSV⁻¹ h⁻¹ no TDH de 30 horas, para 16,5 mgNO₃⁻ gSSV⁻¹ h⁻¹ no TDH de 15 horas. Assim, os resultados obtidos neste ensaio de bancada corroboram o comportamento observado para remoção de nitrato, suportando a tendência de melhora do processo de desnitrificação durante a estratégia em que o menor TDH foi empregado.

Na Figura 4.44 é apresentada a evolução dos valores de DQO/N_{total} do esgoto, observados ao longo das diferentes estratégias operacionais.

Figura 4.44 - Evolução da relação DQO/N_{total} ao longo das diferentes estratégias operacionais



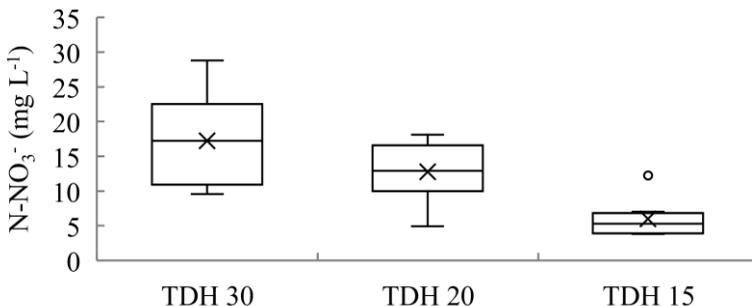
Segundo Metcalf e Eddy (2014), a capacidade de desnitrificação de um sistema biológico está associada à manutenção de baixos valores de OD no tanque anóxico e, sobretudo, à disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, uma vez que o processo é realizado por bactérias

heterotróficas. De acordo com Lin et al (2015), tal condição pode ser expressa em termos de DQO/N_{total} , cujo valor mínimo indicado para que o processo ocorra satisfatoriamente, encontra-se próximo a 10 g/g.

No presente estudo, é possível verificar que a relação DQO/N_{total} apresentou certa flutuação e uma tendência de aumento ao longo do período experimental, apresentando valores médios de 8,1, 9,2 e 10,4 g/g nas estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente. Tal comportamento provavelmente ocorreu devido às modificações das características do afluente do sistema, uma vez que o trabalho foi conduzido empregando-se esgoto sanitário real. Além disso, conforme anteriormente abordado, acrescenta-se o fato de que a COV também foi maior nos menores TDH, contribuindo com o aumento da DQO disponível no tanque anóxico. Assim, acredita-se que a maior atividade desnitrificante observada no menor TDH provavelmente tenha ocorrido em função do aumento da disponibilidade de substrato a estes microrganismos, conforme tem sido reportado por outros autores (CHOI et al., 2016; XU; WU; HU, 2014).

Por fim, devido ao aumento na atividade desnitrificante, é possível constatar que a concentração de nitrato no permeado também diminuiu com a redução do TDH (Figura 4.45). De acordo com os testes estatísticos realizados, as concentrações médias de nitrato no permeado observadas nas estratégias E_{TDH30} e E_{TDH20} não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$). Por outro lado, a concentração média obtida na estratégia E_{TDH15} é estaticamente diferente das demais ($p < 0,05$). Tais resultados explicam a maior eficiência de remoção de N_{total} obtida quando o reator foi operado com TDH de 15 h.

Figura 4.45 - Boxplot da concentração média de nitrato ($N-NO_3^-$) no permeado em cada TDH avaliado



4.4.5.3 Remoção de fósforo

Na Tabela 4.16 são apresentados os valores médios de fósforo total (P_{total}) no esgoto sanitário afluente e no permeado, bem como a carga de fósforo volumétrica aplicada (CPV) e as respectivas eficiências de remoção obtidas em cada estratégia operacional.

Tabela 4.16 - Carga de fósforo volumétrica (CPV) e valores médios de P_{total} no esgoto e no permeado, além das respectivas eficiências de remoção obtidas para cada estratégia operacional

	CPV mgP L ⁻¹ d ⁻¹	Esgoto (mgP L ⁻¹)	Permeado (mgP L ⁻¹)	Remoção (%)
E_{TDH30}	8,2 ± 1,0	10,3 ± 1,2	0,1 ± 0,1	98 ^a
E_{TDH20}	10,4 ± 2,9	8,7 ± 2,4	0,4 ± 0,3	95 ^a
E_{TDH15}	12,1 ± 2,1	7,6 ± 1,3	0,3 ± 0,1	96 ^a

*Médias de remoção seguidas por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

Apesar do aumento da CPV causado pela redução do TDH, verifica-se que o EBRM Ax/Ae mostrou elevada capacidade de remoção de P_{total} em todo o período avaliado, atingindo eficiências médias de 98, 95 e 96% nas estratégias com TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. Destaca-se que não foram observadas diferenças estatísticas entre as eficiências médias de remoção obtidas ao longo do período avaliado, indicando que a capacidade de remoção de fósforo no EBRM Ax/Ae não foi influenciada pela variação do TDH ($p > 0,05$). Assim, devido à elevada eficiência e estabilidade do sistema, a concentração de P_{total} no permeado permaneceu sempre abaixo de 0,8 mg L⁻¹.

Como se sabe, a remoção de fósforo via síntese celular é bastante limitada em sistemas de tratamento de efluentes sanitários, representando cerca de 10 a 20% da eficiência global do processo (METCALF; EDDY, 2014). Assim, para se alcançar maiores eficiências de remoção deste nutriente, normalmente são empregados processos alternativos, como a precipitação química ou a remoção biológica otimizada de fósforo (EBPR). O processo EBPR é realizado pelos organismos acumuladores de fosfato (OAF), os quais, em condições anaeróbias, liberam fosfato para o meio líquido consumindo substrato orgânico biodegradável, enquanto que em condições aeróbias realizam a absorção do fosfato em quantidade

maior que a liberada anteriormente, permitindo a remoção deste nutriente do esgoto (KELLY; HE, 2014). Todavia, sabe-se que a presença de nitrato na etapa anaeróbia pode prejudicar é até inibir o processo EBPR, uma vez que a ocorrência do processo de desnitrificação leva a uma competição pelo substrato orgânico (METCALF; EDDY, 2014).

Dessa forma, acredita-se que tal processo não tenha ocorrido no presente estudo, uma vez que, conforme elucidado anteriormente, a atividade desnitrificante foi bastante elevada em todas as estratégias estudadas. Além disso, de acordo com Zheng et al. (2014), o metabolismo dos OAF também é significativamente prejudicado pela presença de metais, o que pode inibir seu desenvolvimento em EBRM, uma vez que a concentração de metais no licor misto destes sistemas é geralmente alta (HUA et al., 2015).

Assim, de forma semelhante ao que foi constatado nas Seções 4.3 e 4.4, em que o reator era composto por uma única câmara, a elevada capacidade de remoção de fósforo observada no EBRM Ax/Ae pode ser atribuída, essencialmente, ao processo de eletrocoagulação. Wei, Oleszkiewicz e Elektorowicz (2009) operaram um EBRM Ax/Ae para o tratamento de efluentes sintéticos simulando esgoto real com TDH de 14 h e obtiveram uma eficiência média de remoção de P_{total} de 87%. Assim como no presente estudo, estes autores atribuíram tal comportamento ao processo de eletrocoagulação.

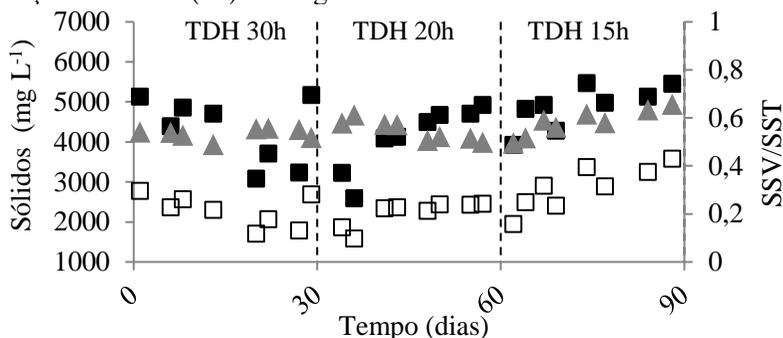
Por fim, cabe ressaltar que o efeito da variação do TDH na capacidade de remoção de fósforo em EBRM ainda não havia sido abordado em outros estudos experimentais. Contudo, Giwa e Hasan (2015) realizaram um estudo teórico, empregando modelagem matemática, e sugeriram que a capacidade de remoção de fósforo em EBRM pode ser aprimorada com o aumento do TDH. De acordo com estes autores, tal comportamento pode ocorrer em função da diminuição da CPV e do aumento do tempo de exposição ao processo de eletrocoagulação. Portanto, os resultados obtidos no presente estudo sugerem que o tempo de exposição foi suficiente para que a remoção de fósforo ocorresse satisfatoriamente, mesmo no menor TDH estudado.

4.4.6 Avaliação das características da biomassa

4.4.6.1 Evolução da Biomassa

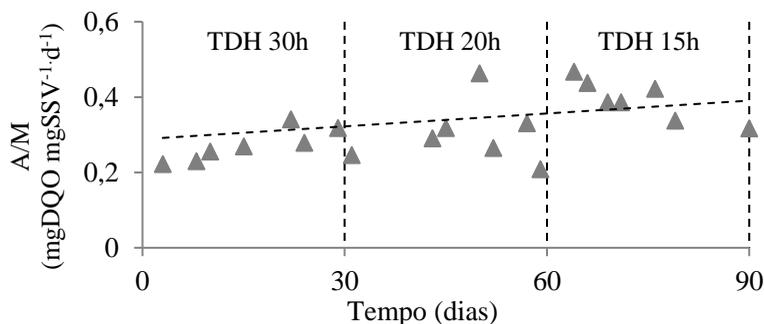
Na Figura 4.46 é apresentada a evolução dos teores de SST e SSV do licor misto, além da relação SSV/SST ao longo dos diferentes TDH avaliados.

Figura 4.46 - Evolução dos teores de SST (■) e SSV (□) do licor misto e relação SSV/SST (▲) ao longo dos diferentes TDH avaliados



Verifica-se que a redução do TDH resultou em um pequeno aumento no teor de SSV do licor misto, cujos valores médios foram de 2219, 2283 e 2811 mg L⁻¹ para os TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. Tal aumento está relacionado ao maior crescimento da biomassa observado com a redução do TDH, uma vez que os coeficientes de produção celular obtidos durante as estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} foram de 0,1975, 0,2169 e 0,2445 gSSV gCOD⁻¹, respectivamente. Acredita-se que tal comportamento se deva ao aumento da carga orgânica volumétrica e, conseqüentemente, da relação A/M ocorridos em função da redução do TDH (Figura 4.47), uma vez que a maior disponibilidade de substrato proporciona melhores condições de crescimento aos microrganismos (DENG et al., 2016).

Figura 4.47 - Evolução da relação alimento/microrganismo (A/M) ao longo dos diferentes TDH avaliados



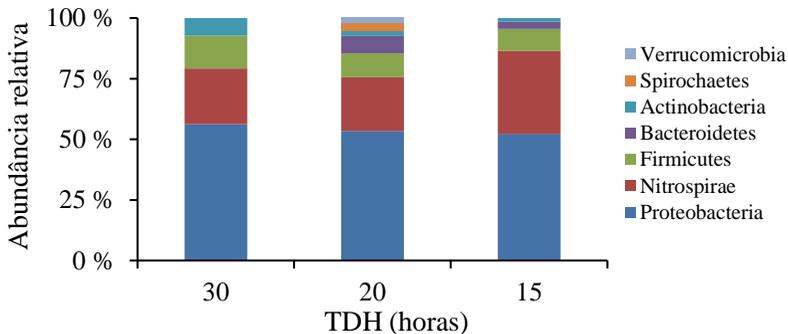
Vale ressaltar, também, que o maior coeficiente de produção celular observado no menor TDH, pode ter contribuído para a maior remoção de N_{total} observada neste período (abordado anteriormente no item 4.4.5.2), uma vez que em sistemas biológicos de tratamento efluentes sanitários a remoção de N_{total} por assimilação pode representar até 30% da capacidade total do sistema (METCALF; EDDY, 2014).

Por fim, devido ao aumento no teor de SSV, e a pouca variação no teor de SST observadas ao longo do período avaliado, verificou-se que a relação SSV/SST também aumentou com a redução do TDH, apresentando valores médios de 0,53, 0,55 e 0,58 para os TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. Destaca-se que mesmo no menor TDH, a relação SSV/SST observada foi bastante inferior aos valores usualmente observados em BRM convencionais (JUDD; JUDD, 2011). Entretanto, conforme abordado anteriormente, tal condição é usual em EBRM e, geralmente, não causa prejuízos ao desempenho do sistema (BANIMELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014; HUA et al., 2015).

4.4.6.2 Avaliação da comunidade microbiana

Na Figura 4.48 é apresentada a abundância relativa das bactérias presentes no EBRM Ax/Ae, no nível de filo, para os diferentes TDH estudados.

Figura 4.48 - Abundância relativa bacteriana, no nível de filo, para os diferentes TDH estudados



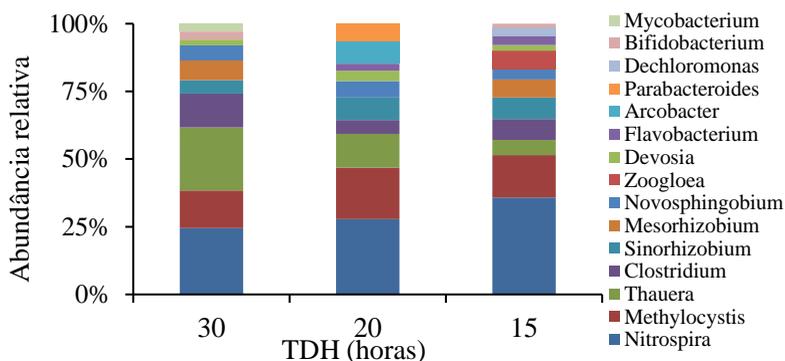
Verifica-se que o filo predominante foi o Proteobacteria, com abundância relativa de 56%, 53% e 52% para os TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. ElNaker et al. (2018) avaliaram a estrutura da

comunidade microbiana em eletrobiorreatores e também verificaram que o filo Proteobacteria foi mais abundante. Este filo é usualmente encontrado em estações de tratamento de efluentes (ETE) e inclui diversos grupos de bactérias responsáveis pela remoção de matéria orgânica e nutrientes (HU et al., 2012).

O filo subdominante foi o Nitrospirae, com abundância relativa de 23%, 22% e 34% para os TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. Este filo inclui grupos bacterianos com metabolismo autotrófico associado à remoção de nitrogênio amoniacal por bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON) (GE et al., 2015). O aumento significativo na abundância relativa deste filo no menor TDH indica que as condições do reator neste período beneficiaram as bactérias nitrificantes. Outros filios, como Firmicutes, Bacteroidetes, Actinobacteria, Spirochaetes e Verrucomicrobia, também foram detectados, mas suas abundâncias relativas foram inferiores a 9%.

Na Figura 4.49 é apresentada a abundância relativa das bactérias presentes no EBRM Ax/Ae, no nível de gênero, para os diferentes TDH estudados.

Figura 4.49 - Abundância relativa bacteriana, no nível de gênero, para os diferentes TDH estudados



Observa-se que o gênero *Nitrospira* foi predominante em todas as estratégias avaliadas, apresentando abundância relativa de 25%, 28% e 36% nos TDH de 30, 20 e 15 h, respectivamente. Como se sabe, as bactérias deste gênero são associadas ao processo de nitrificação, uma vez que são responsáveis pela oxidação de nitrito para nitrato. No entanto, de acordo com McIlroy et al. (2017), além de realizar a segunda fase da nitrificação, atuando como uma BON, em alguns casos, as bactérias do

gênero *Nitrospira* também podem se comportar como BOA. Assim, acredita-se que a CNV mais elevada observada no menor TDH pode ter favorecido a maior abundância relativa deste gênero, o que também justificaria o ligeiro aumento da $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ e da VCA observados neste período. Resultados semelhantes foram observados por ElNaker et al. (2018) que avaliaram os efeitos da variação do TDH na estrutura da comunidade microbiana em eletrobiorreatores e verificaram que a abundância relativa do gênero *Nitrospira* aumentou à medida que o TDH foi reduzido.

Além disso, de acordo com Daims et al. (2015), em condições específicas, as bactérias do gênero *Nitrospira* podem promover o processo denominado *comammox* (oxidação completa da amônia). Neste processo, as bactérias deste gênero atuam como organismos nitrificantes completos, os quais promovem a oxidação direta da amônia para o nitrato, o que acaba encurtando o caminho da reação e consumindo menos oxigênio. Portanto, considerando que mesmo com o aumento da CNV, a remoção de N-NH_4^+ foi elevada e estável em todas as condições avaliadas e que a VCA e a $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ aumentaram com a redução do TDH, enquanto que a atividade das bactérias oxidadoras de nitrito ($\text{TCOE}_{\text{NO}_2}$) não foi expressamente afetada, não se descarta a possibilidade de que o processo *comammox* tenha ocorrido no presente estudo.

Outro gênero relevante identificado foi o *Methylocystis*, com abundâncias relativas de 14%, 19% e 16% nos TDH de 30, 20 e 15h, respectivamente. Alguns autores indicam que este gênero pode realizar a desnitrificação autotrófica ou desnitrificação heterotrófica (BAYTSHOK et al., 2009; ZHANG, L. et al., 2015). Assim, a presença deste gênero pode estar vinculada à inclusão do tanque anóxico no sistema. Além disso, as bactérias do gênero *Methylocystis* tem capacidade para tolerar uma ampla gama de metais, incluindo altas cargas de alumínio (MIAO et al., 2017). Portanto, acredita-se que o alumínio dissociado devido à oxidação do ânodo pode ser um fator importante para sua predominância.

Verificou-se, também, que o gênero *Thauera* foi subdominante no TDH de 30 h, com abundância relativa de 23%. No entanto, sua abundância relativa diminuiu consideravelmente com a redução do TDH, apresentando valores de 13% e 5% nos TDH de 20 e 15 h, respectivamente. Segundo McIlroy et al. (2017), estes organismos possuem o gene nitrito redutase (*nirS*), e, portanto, são capazes de realizar a desnitrificação. Por outro lado, embora a abundância relativa do gênero *Thauera* tenha diminuído expressivamente, outros gêneros com potencial desnitrificante foram encontrados com maior abundância relativa e/ou

somente na estratégia em que o menor TDH foi empregado, tais como: *Mesorhizobium*, *Zoogloea*, *Flavobacterium* e *Dechloromonas*. Dessa forma, acredita-se que a presença destes outros microrganismos com potencial desnitrificante no menor TDH, também pode justificar a maior VCN e a maior remoção de N_{total} obtida neste período, conforme discutido anteriormente no Item 4.5.1.

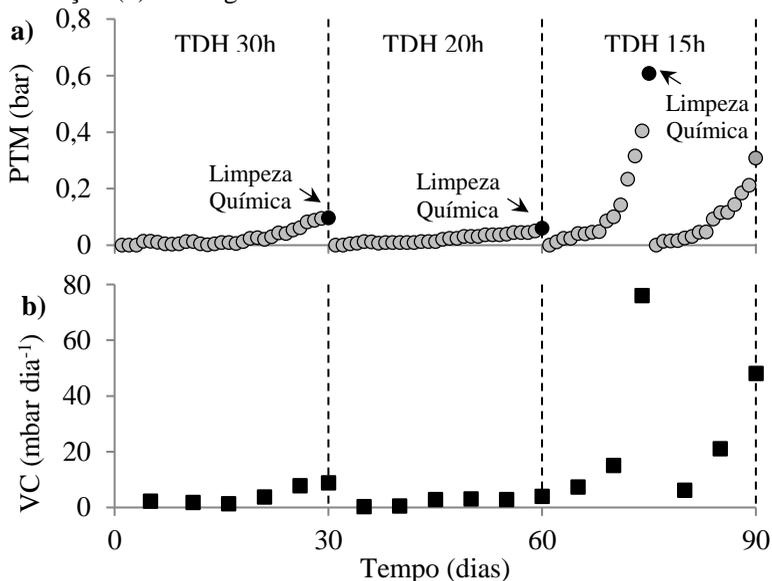
Por fim, é importante salientar que não foram identificados organismos envolvidos no processo EBPR (OAF) nas diferentes amostras avaliadas, o que corrobora a informação de que a eletrocoagulação foi o principal mecanismo de remoção de P_{total} ocorrida neste estudo, conforme sugerido no Item 4.5.1. Os outros gêneros e bactérias não classificadas representaram menos 8% do total de leituras.

4.4.7 Avaliação do potencial de incrustação do licor misto

4.4.7.1 Evolução da pressão transmembrana (PTM)

Na Figura 4.50 são apresentados os perfis de evolução da pressão transmembrana (PTM) e da velocidade de colmatação (VC) ao longo dos diferentes TDH avaliados.

Figura 4.50 - Evolução da pressão transmembrana (a) e da velocidade de colmatação (b) ao longo dos diferentes TDH avaliados



Nota-se que a PTM apresentou crescimento pouco expressivo durante a operação do reator com TDH de 30 e 20 h, em função disto, os valores médios de VC obtidos foram de 3,20 e 2,14 mbar d⁻¹, respectivamente. Como resultado, o valor máximo da PTM observado na E_{TDH30} foi de 0,09 bar, enquanto que na E_{TDH20} este valor foi ainda menor, atingindo apenas 0,05 bar. Devido a este comportamento, a operação de limpeza química da membrana precisou ser realizada somente ao final de cada estratégia, uma vez que tal procedimento era necessário a fim de restituir a pressão para o início do período subsequente.

Por outro lado, um rápido aumento da PTM foi observado durante o período experimental com TDH de 15 h. Consequentemente, uma maior VC também foi observada durante a E_{TDH15}, atingindo um valor médio de 34,5 mbar d⁻¹. Como resultado da maior VC, o limite máximo da PTM (0,6 bar) foi atingido com apenas 15 dias de operação, o que levou à necessidade da realização do procedimento de limpeza corretiva da membrana.

Cabe ressaltar que o fluxo de filtração empregado durante a E_{TDH15} foi de 10,3 L m⁻² h⁻¹, o qual é bastante próximo ao fluxo crítico determinado antes do início da operação do sistema (11,6 L m⁻² h⁻¹). Como citado anteriormente, o fluxo crítico é considerado um dos parâmetros mais importantes na operação de BRM, pois acima deste valor há uma elevada força de arrasto que atrai as partículas do licor misto para a superfície da membrana, contribuindo na formação da torta (BACCHIN; AIMAR; FIELD, 2006). Assim, acredita-se que o elevado fluxo de filtração empregado durante a E_{TDH15} pode ter contribuído para o rápido aumento da PTM observado neste período.

Além disso, é importante acrescentar que a redução do TDH pode alterar características importantes do licor misto, uma vez que resulta em um aumento da relação A/M e, consequentemente, em uma maior taxa de crescimento dos microrganismos (GAO; TAO; AN, 2012). Sob tal condição, a produção de EPS e a liberação de SMP são maximizadas, o que pode contribuir diretamente na colmatação da membrana (FALLAH et al., 2010; QU et al., 2013).

A seguir são apresentados e discutidos os resultados do monitoramento de tais compostos para cada TDH estudado, além de sua possível associação com o processo de colmatação da membrana observado no presente estudo.

4.4.7.2 Produtos microbianos solúveis (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS)

Na Tabela 4.17 são apresentados os valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_P/SMP_C e EPS_P/EPS_C , para os diferentes TDH avaliados.

Tabela 4.17 - Valores médios das concentrações de SMP e EPS, e das relações SMP_P/SMP_C e EPS_P/EPS_C , em cada estratégia avaliada

	SMP (mg L ⁻¹)	SMP_P/SMP_C	EPS (mg gSSV ⁻¹)	EPS_P/EPS_C
E_{TDH30}	14,1a ± 1,6	1,1a ± 0,2	21,1a ± 6,5	3,7a ± 1,9
E_{TDH20}	13,2a ± 2,5	1,3a ± 0,3	23,7ab ± 5,0	6,1b ± 1,2
E_{TDH15}	13,1a ± 1,2	1,4a ± 0,2	28,9b ± 2,4	5,3b ± 1,3

* SMP_P : proteínas no SMP; SMP_C : carboidratos no SMP; EPS_P : proteínas no EPS; EPS_C : carboidratos no EPS.

**Valores médios seguidos por letras iguais, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95%.

Observa-se que a concentração média de SMP não sofreu variação significativa nos diferentes TDH avaliados ($p > 0,05$). Novamente, destaca-se que este comportamento não era esperado, uma vez que a redução do TDH geralmente resulta em um aumento da atividade microbiana, e, conseqüentemente, em uma maior liberação de SMP para o meio. Em vista disso, assim como na seção anterior, acredita-se que tal comportamento tenha ocorrido em função do processo de eletrocoagulação, o qual pode promover a aglomeração de tais compostos solúveis em forma de EPS (HUA et al., 2015).

É importante salientar, ainda, que também não foram observadas diferenças estatísticas entre as médias da relação SMP_P/SMP_C nos diferentes TDH avaliados ($p > 0,05$), indicando que tanto as proteínas quanto os carboidratos foram complexados de forma equivalente. Resultados semelhantes foram observados por Borea, Nadeo e Belgiorio (2016) que operaram paralelamente um BRM convencional e um EBRM, e verificaram que aplicação da corrente elétrica conduziu a uma redução de proteínas e carboidratos solúveis, superior a 60%. Tal comportamento é possível pois as proteínas apresentam carga negativa bastante expressiva, o que facilita a sua atração pelos hidróxidos de alumínio positivamente carregados, por outro lado, os carboidratos apresentam

maior peso molecular e maior área superficial, o que o que também contribuí para o processo de aglomeração (XIAO et al., 2011; IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2017).

Estes resultados indicam que a concentração e a composição de SMP não foram fatores relevantes para comportamento da colmatação da membrana observada no presente período do estudo. De fato, conforme pode ser visualizado na Tabela 4.18, não foram observadas correlações significativas entre a velocidade de colmatação da membrana (VC) e a concentração de SMP e entre a VC e a relação SMPp/SMPc.

Tabela 4.18 - Coeficiente de Pearson (r) para correlações lineares entre a velocidade de colmatação da membrana (VC) e as propriedades do licor misto

		SMP mg L ⁻¹	SMPp/ SMPc	EPS mg gSSV ⁻¹	EPSp/ EPSc
VC	r	-0,07	0,09	0,55*	0,23
bar d ⁻¹	p	0,77	0,70	0,03	0,36

*Correlação significativa com intervalo de confiança de 95%.

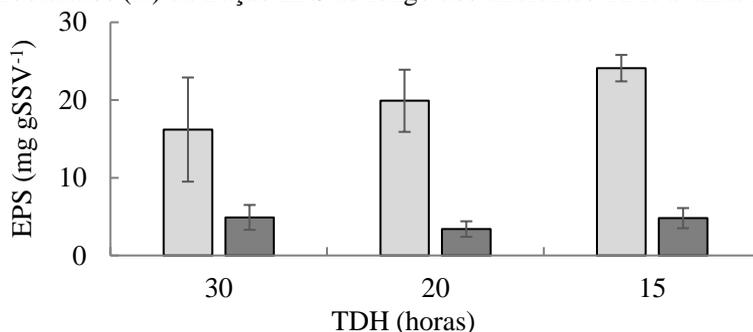
Em contrapartida, verifica-se que a redução do TDH de 30 para 15 h resultou em um aumento significativo na concentração de EPS ($p < 0,05$). Estes resultados corroboram a informação supracitada de que o SMP adicional, produzido em função da redução do TDH, pode ter sido complexado na forma EPS. Como resultado, destaca-se que a maior concentração de EPS foi observada no menor TDH, período em que a colmatação da membrana também foi mais expressiva. Ademais, uma correlação positiva moderada foi observada entre a concentração de EPS e a VC, sugerindo uma relação diretamente proporcional entre tais compostos e o processo de colmatação da membrana.

Diversos autores têm relatado que o aumento na concentração de EPS no licor misto pode induzir o aumento da colmatação (GUO; NGO; LI, 2012; QU et al., 2013; TANSEL et al., 2006; WANG; WU; TANG, 2009). Segundo Lin et al. (2014), tal comportamento ocorre porque o EPS é composto por substâncias que conferem elevado poder de adesão às bactérias, o que contribuí de maneira expressiva para a formação da torta na superfície da membrana. Deng et al. (2016) avaliaram um BRM com esponjas sob diferentes TDH (6,67, 5,33 e 4,00 h) e observaram que a

colmatação da membrana foi mais expressiva no menor TDH avaliado. O comportamento observado foi atribuído principalmente ao aumento da concentração de EPS no licor misto, que resultou em uma elevação considerável da resistência à filtração causada pela formação da torta. Levando-se em consideração os aspectos mencionados, acredita-se que, no presente estudo, a maior concentração de EPS verificada no menor TDH pode ter sido um fator importante para o rápido aumento da PTM ocorrido neste período.

Por fim, verifica-se que a relação EPS_p/EPS_c aumentou significativamente com a redução do TDH de 30 para 20h, por outro lado, não foi observada diferença estatística entre os valores obtidos nas estratégias E_{TDH20} e E_{TDH15} . De qualquer forma, conforme pode ser visualizado na Figura 4.51, a fração EPS era composta essencialmente por proteínas em todas as estratégias avaliadas.

Figura 4.51 - Valores médios da concentração de proteínas (■) e carboidratos (■) da fração EPS ao longo dos diferentes TDH avaliados



Conforme anteriormente elucidado, as proteínas conferem características mais hidrofóbicas aos flocos. Assim, acredita-se que a variação da relação EPS_p/EPS_c não afetou expressivamente a interação entre estes compostos (mais hidrofóbicos) e a superfície da membrana (mais hidrofílica), e, portanto, não foi um fator predominante no processo de colmatação verificado ao longo do período avaliado. De fato, não foi observada correlação significativa entre a VC e a relação EPS_p/EPS_c , o que corrobora a hipótese sugerida.

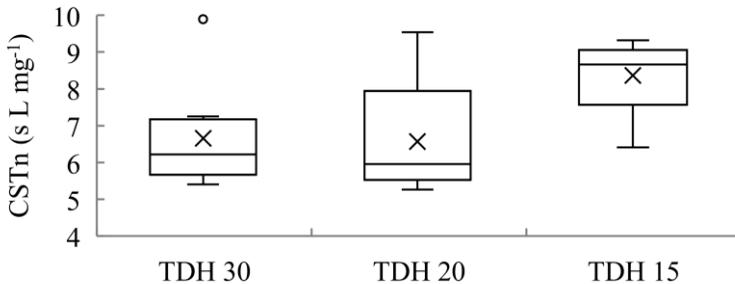
A seguir, são apresentados os resultados referentes aos ensaios para determinação do tempo de sucção capilar normalizado (CSTn), resistência específica à filtração (REF), índice volumétrico do lodo diluído (ILVD), granulometria e potencial zeta, os quais foram realizados

a fim de melhor avaliar a filtrabilidade e o potencial de incrustação do licor misto.

4.4.7.3 Ensaios para determinação das características do licor misto

Na Figura 4.52 são apresentados os resultados referentes ao tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos do licor misto (CSTn).

Figura 4.52 - Boxplot do tempo de sucção capilar normalizado pela concentração de sólidos do licor misto (CSTn) para os diferentes TDH avaliados



É possível verificar que os valores de CSTn foram bastante semelhantes durante as duas primeiras estratégias experimentais, apresentando médias de $6,7 \pm 0,5$ e $6,6 \pm 0,6$ sL mg⁻¹, na E_{TDH30} e E_{TDH20}, respectivamente. Em contrapartida, durante a operação com TDH de 15 h, foi observado um aumento significativo de aproximadamente 25% no valor médio do CSTn ($p < 0,05$), indicando que a desidratabilidade do licor misto foi deteriorada durante este período. Nesse sentido, cabe lembrar que desidratabilidade do licor misto pode ser fortemente relacionada com a sua filtrabilidade (SCHOLES; VERHEYEN; BROOK-CARTER, 2016).

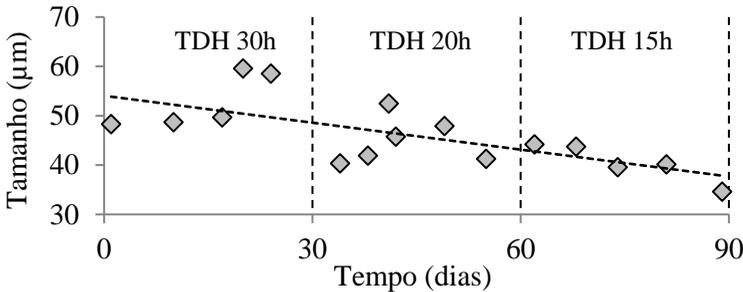
Salienta-se, ainda, que foi observado comportamento semelhante ao do CSTn para os resultados das resistências específicas à filtração (REF), cujos valores médios obtidos foram de $3,7 \cdot 10^{12} \pm 0,3 \cdot 10^{12}$, $4,0 \cdot 10^{12} \pm 0,2 \cdot 10^{12}$ e $4,3 \cdot 10^{12} \pm 0,3 \cdot 10^{12}$ m kg⁻¹ durante as estratégias E_{TDH30}, E_{TDH20} e E_{TDH15}, respectivamente. Fica evidente, portanto, que a operação do reator sob o TDH de 15 h resultou em um aumento do potencial de incrustação do licor misto.

É importante lembrar que tais ensaios de bancada foram realizados de forma pontual e independente à operação do reator, apresentando, portanto, resultados referentes às características do licor misto no dia do ensaio, sem a influência do efeito acumulativo no processo de colmatação da membrana. Logo, os resultados obtidos suportam a informação supracitada de que, não somente o elevado fluxo de permeado empregado, mas também o aumento da concentração de EPS podem ter contribuído para o rápido aumento da PTM observado durante a E_{TDH15} . Resultados semelhantes foram observados por Meng et al. (2007), que operaram três BRM em paralelo sob diferentes TDH (12, 8 e 5 h), empregando membranas com diferentes áreas, a fim de manter o fluxo de filtração constante. Assim, tais autores puderam verificar os efeitos da variação do TDH na colmatação da membrana sem a influência da alteração do fluxo de permeado. Os resultados obtidos sugeriram que a colmatação foi mais expressiva durante a operação com TDH de 5h, o que foi atribuído ao aumento na concentração de EPS, ocasionado pela alteração da COV.

Adicionalmente, cabe ressaltar que a redução no TDH resultou em aumento considerável no valor absoluto do potencial zeta do licor misto, para o qual foram observados valores médios de $-3,96 \pm 0,16$, $-6,76 \pm 0,51$ e $-7,17 \pm 0,24$ mV, durante as estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente. Segundo Liao et al. (2001), a carga superficial dos flocos do licor misto é influenciada por diversos fatores, dentre os quais, a relação EPS_p/EPS_c é um dos mais importantes. Considerando que as proteínas possuem maior proporção de componentes com carga negativa em relação aos carboidratos (RAMESH et al., 2006; XIAO et al., 2011), é aceitável assumir que os maiores valores da relação EPS_p/EPS_c observados durante a operação com TDH de 20 e 15 h podem ter contribuído para o comportamento do potencial zeta.

De acordo com Li et al. (2016), um aumento no valor absoluto do potencial zeta ocasiona um aumento nas forças repulsivas entre as partículas, resultando em uma fraca tendência de agregação e, conseqüentemente, na redução do tamanho médio dos flocos. De fato, é possível observar na Figura 4.53, que o tamanho médio das partículas do licor misto apresentou uma tendência de diminuição ao longo do período experimental, apresentando valores médios de $52,9 \pm 5,6$, $45,7 \pm 4,8$ e $40,6 \pm 3,5$ μm , durante as estratégias E_{TDH30} , E_{TDH20} e E_{TDH15} , respectivamente, o que corrobora a informação supracitada. Resultados semelhantes foram observados por Fallah et al. (2010) que avaliaram os efeitos da variação do tempo de detenção hidráulica em um BRM e observaram que a redução do TDH de 24 e 18 h e causou uma redução de aproximadamente 30% no tamanho médio dos flocos do licor misto.

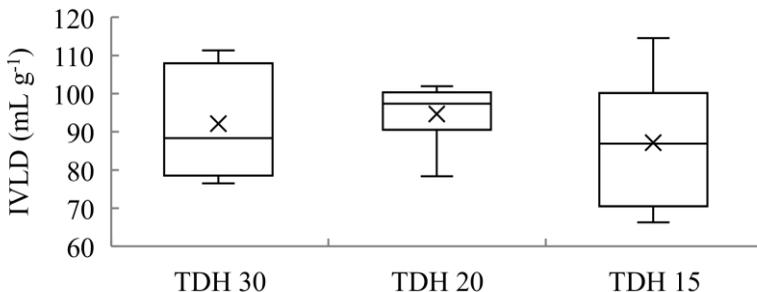
Figura 4.53 - Evolução do tamanho médio das partículas ao longo dos diferentes TDH avaliados



Assim, verificou-se que o menor tamanho médio de partícula foi observado no menor TDH estudado, período em que a REF e a velocidade de colmatação também foram mais elevadas. É importante destacar que tal relação é usualmente observada em BRM, e atribuída ao processo de bloqueio de poros e à alta capacidade de adesão dos flocos com menor tamanho na superfície da membrana, o que favorece a formação da torta (MA et al., 2013; SHEN et al., 2015). No presente estudo, acredita-se que o diminuto tamanho médio dos poros da membrana ($0,3 \mu\text{m}$) dificultaria a ocorrência do processo de bloqueio dos poros. Por outro lado, não descarta-se a possibilidade de que a maior capacidade de adesão dos flocos pode ter contribuído para a rápida velocidade de colmatação observada durante a E_{TDH15} .

Na Figura 4.54 são apresentados os resultados referentes ao índice volumétrico diluído (IVLD) do licor misto, para os diferentes TDH avaliados.

Figura 4.54 - Boxplot do índice volumétrico diluído (IVLD) do licor misto, para os diferentes TDH avaliados



Nota-se que a modificação do tamanho médio das partículas ao longo das diferentes estratégias avaliadas parece não ter afetado expressivamente a sedimentabilidade do licor misto, uma vez que os resultados do IVLD foram bastante semelhantes ao longo de todo estudo, apresentando valores médios de $92,1 \pm 14,4$, $94,7 \pm 7,7$ e $87,2 \pm 17,0$ mL g⁻¹ ($p > 0,05$) durante as estratégias E_{TDH30}, E_{TDH20} e E_{TDH15}, respectivamente.

Conforme anteriormente elucidado, os flocos dos EBRM geralmente possuem baixo teor de água e elevada densidade (GIWA; HASAN, 2015). Assim, estes usualmente apresentam melhor capacidade de sedimentação em comparação aos BRM convencionais, o que pode ter contribuído para a manutenção dos valores de IVLD, mesmo com a alteração do tamanho médio das partículas.

4.4.8 Síntese dos resultados

Verificou-se que a variação do TDH não afetou a capacidade de remoção de DQO, fósforo e nitrogênio amoniacal, uma vez que as eficiências de remoção obtidas foram superiores a 98, 99 e 95% respectivamente, em todas as estratégias estudadas. Por outro lado, a remoção de nitrogênio total aumentou significativamente de 81% para 90%, ao passo que o TDH foi reduzido de 30 para 15 h. Tal comportamento foi atribuído ao aumento da relação A/M, a maior diversidade de bactérias desnitrificantes e ao aumento da abundância relativa das bactérias do gênero *Nitrospira* no menor TDH estudado.

Coincidentemente verificou-se um aumento na taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de amônia e, também, das velocidades de consumo de amônia e de nitrato, com a redução do TDH. Em contrapartida, a taxa de consumo de oxigênio heterotrófica mostrou um comportamento oposto. Tais resultados indicam que a atividade autotrófica da biomassa foi estimulada com a redução do TDH em detrimento à atividade heterotrófica. Além disso, observou-se que a redução do TDH resultou no aumento dos coeficientes de produção celular.

Por outro lado, verificou-se que a filtrabilidade do licor misto foi deteriorada no menor TDH, o que resultou em um aumento na taxa de incrustação de membrana. Acredita-se que este comportamento tenha ocorrido em função do aumento da concentração de EPS no licor misto e, também, devido à redução no tamanho médio dos flocos, que pode favorecer a formação da torta na superfície da membrana.

4.5 SEÇÃO VI: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO, CONSUMO ENERGÉTICO DO SISTEMA E DURABILIDADE DOS ELETRODOS

Nesta seção é apresentada uma análise do potencial de reúso direto não potável do efluente tratado. Para tanto, optou-se por utilizar os resultados obtidos durante a operação do EBRM Ax/Ae com TDH de 15h. Esta condição foi escolhida por três motivos: a) a condição operacional utilizada nesta estratégia aproxima-se mais das condições que poderiam ser empregadas em escala real; b) durante esta etapa foram realizadas análises complementares que permitem uma melhor avaliação do potencial de reúso do permeado (toxidade, coliformes, *E. coli* e vírus) e c) a eficiência de remoção de nutrientes foi aprimorada nesta etapa. Os resultados obtidos são comparados com padrões nacionais e internacionais de reúso de água.

Além disso, o consumo energético do reator e a durabilidade dos eletrodos também são avaliados, uma vez que estes estão diretamente associados ao custo de operação do EBRM, e, portanto, podem ser fatores limitantes para a aplicação desta tecnologia em escala real.

4.5.1 Potencialidade de reúso do efluente tratado no EBRM Ax/Ae

A utilização de novas tecnologias para o tratamento de efluentes, como é o caso dos EBRM, geralmente está atrelada a prática do reúso. Tal condição é imposta, pois, de maneira geral, o custo de operação destes sistemas ainda é superior ao das tecnologias convencionais de tratamento, além disso, a elevada qualidade do efluente produzido permite sua reutilização nas mais variadas formas (WILCOX et al., 2016). Neste contexto, a fim de avaliar a potencialidade de reúso do efluente tratado no EBRM Ax/Ae, são apresentados na Tabela 4.19 os valores médios de alguns parâmetros obtidos nesta pesquisa, além de alguns valores limites estabelecidos para a prática do reúso não potável.

Para fins de comparação, foram utilizadas as diretrizes americanas para reúso da água (BASTIAN; MURRAY, 2012), além dos padrões italianos para reúso urbano e irrigação (DECRETO 2 MAGGIO, 2006). Devido a inexistência de uma legislação específica no Brasil, optou-se por utilizar os parâmetros de reúso Classe 1 (mais restritiva) do Manual de Conservação e Reúso em Edificações (ANA; FIESP e SINDUSCON, 2005), que engloba a utilização para lavagens de pisos, de roupas, de veículos e descarga de bacias sanitárias.

Tabela 4.19 - Parâmetros de qualidade do permeado do EBRM Ax/Ae e diferentes padrões para reúso não potável

Parâmetros	Unidade	Permeado EBRM Ax/Ae	MCRE (2005)	USEPA (2012)	Decreto 2 Maggio (2006)
SST	mg L ⁻¹	ND	≤ 5	--	≤ 10
Turbidez	NTU	0,2 ± 0,2	≤ 2	≤ 2	--
Cor	Pt/Co	23 ± 7,0	≤ 10	--	--
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	0,1 ± 0,0	≤ 20	--	
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	6,0 ± 2,8	≤ 10	--	≤ 15**
NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	ND	≤ 1	--	
P-PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	0,3 ± 0,1	≤ 0,1	--	≤ 2
DBO	mg L ⁻¹	6,5 ± 1,2*	≤ 10	≤ 10	≤ 20
pH	--	7,6 ± 0,4	6-9	6-9	6-9,5
Coliformes totais	NMP 100 mL ⁻¹	ND	--	--	--
Coliformes fecais	NMP 100 mL ⁻¹	ND	ND	ND	≤ 10
Adenovírus (HAdV)	NMP 100 mL ⁻¹	ND	--	--	--
Al ³⁺	mg L ⁻¹	0,04 ± 0,03	--	--	≤ 1
Toxicidade	--	Ausência	--	--	--

MCRE: Manual de Conservação e Reúso em Edificações; USEPA: *United States Environmental Protection Agency*; NMP: número mais provável; ND: não detectado. *valor expresso em termos de carbono orgânico dissolvido; **valor expresso em termos de nitrogênio total.

Verifica-se que o permeado do EBRM Ax/Ae apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados. Salienta-se que não foram detectados microrganismos indicadores de contaminação fecal por bactérias no efluente tratado. Além disso, também não foi detectada a presença de adenovírus humanos (HAdV) no permeado, os quais são agentes de múltiplas patogêneses (BOSCH et al., 2008). Tal condição é fundamental para minimizar os riscos biológicos à saúde do usuário, uma vez que os vírus apresentam elevada resistência e dificuldade de remoção nos sistemas convencionais de tratamento, e, portanto, são indicadores de contaminação mais confiáveis (WHO, 2006).

Outro fator importante a ser destacado são as propriedades organolépticas do permeado, uma vez que um aspecto de limpidez é desejado para a aceitação pública da água de reúso. Neste contexto, os valores médios de cor e turbidez do permeado foram bastante baixos, apresentado 23 Pt/Co e 0,2 NTU, respectivamente, o que contribuiu para que o permeado apresentasse um aspecto límpido.

É possível verificar também, que, apesar da liberação de íons de alumínio no licor misto, em função dos processos eletroquímicos ocorridos no reator, a concentração residual de Al^{3+} observada no permeado foi bastante reduzida, com valor médio de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo Jaishankar (2014), o alumínio, em sua forma solúvel, apresenta grande biodisponibilidade e, conseqüentemente, potencial tóxico bastante elevado. Todavia, ressalta-se que a concentração residual média de Al^{3+} obtida no presente estudo é inferior, até mesmo, ao valor de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ estipulado na Portaria 2914 (BRASIL, 2011), a qual determina os padrões potabilidade no Brasil. Tal condição sugere que, considerando o reúso não potável do permeado, os riscos associados ao parâmetro em questão seriam desprezíveis. Além disso, os ensaios de toxicidade aguda realizados indicaram que o permeado não apresentou efeitos tóxicos, o que corrobora a hipótese supracitada (Tabela 4.19).

Por fim, ressalta-se que, apesar da elevada qualidade do permeado produzido, o mesmo não atende a todos os padrões sugeridos pelo Manual de Conservação e Reúso em Edificações (ANA; FIESP e SINDUSCON, 2005), uma vez que os valores médios obtidos para Cor e $P-PO_4^{3-}$ ficaram acima dos limites estipulados. Não obstante, é importante salientar que o manual em questão é bastante restritivo em comparação à maioria das legislações já estabelecidas em diversos países (CHAILLOU et al., 2011). Neste contexto, é possível verificar, por exemplo, que o permeado atende a todas as exigências especificadas na legislação americana (BASTIAN; MURRAY, 2012), sendo, portanto, enquadrado para utilização na

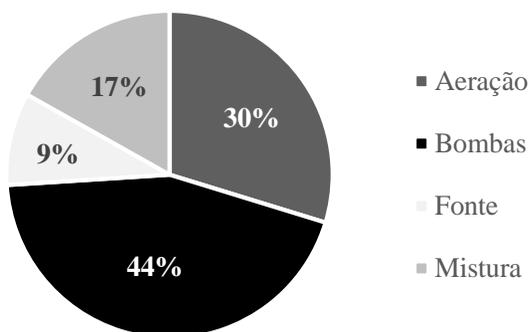
irrigação de culturas e para o reúso urbano em banheiros, contenção de incêndios, além de lavagem de pisos e veículos. De forma semelhante, os resultados obtidos também ficaram abaixo dos valores máximos estipulados na legislação italiana (DECRETO 2 MAGGIO, 2006), sendo passível de utilização para irrigação, reúso urbano não potável e reúso industrial.

Levando-se em consideração estes aspectos, acredita-se que o efluente tratado no EBRM Ax/Ae apresenta elevada potencialidade de reúso não potável, sobretudo para aplicação em regiões com escassez de recursos hídricos.

4.5.2 Análise do consumo energético do reator

O consumo energético do reator foi mensurado diariamente ao longo da estratégia com TDH de 15h. A fim de se verificar o gasto energético percentual de cada componente do sistema, foram monitoradas, separadamente, as médias de consumo das bombas (alimentação, sucção de permeado e recirculação), do sistema de aeração, do sistema de mistura e da fonte de corrente contínua (Figura 4.55)

Figura 4.55 - Distribuição percentual média do consumo de energia de cada componente do EBRM Ax/Ae



Verificou-se que o gasto energético total do sistema foi de 1,9 KWh dia⁻¹, o que representa, aproximadamente 50,0 KWh por m⁻³ de permeado produzido. Destaca-se que o consumo observado foi bastante superior ao usualmente reportado para BRM em escala real, que,

geralmente, não ultrapassa $5,0 \text{ KWh m}^{-3}$ (KRZEMINSKI et al., 2017). Acredita-se que o elevado consumo observado na presente pesquisa está relacionado, principalmente, à pequena escala do reator, uma vez que os equipamentos utilizados não representam, necessariamente, as condições empregadas em escala real.

Entretanto, apesar do elevado consumo observado, é importante salientar que a aplicação da corrente elétrica foi responsável por um consumo médio de $4,5 \text{ KWh m}^{-3}$, o que representa menos de 10% do gasto energético total do sistema. Resultados semelhantes foram observados por Zhang et al. (2014) que operaram um BRM e um EBRM em paralelo e observaram um aumento de aproximadamente 10% no consumo energético do sistema em que a corrente elétrica era aplicada. Segundo Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013), o pequeno aumento nos custos de operação relacionados à aplicação da corrente elétrica nos EBRM é compensado por uma redução expressiva da colmatação da membrana e um aumento considerável na qualidade do efluente produzido. Assim, é aceitável assumir que o custo global do processo, em escala real, poderia ser reduzido em função da menor frequência de limpeza química das membranas, além da não necessidade da realização de um polimento final do efluente.

4.5.3 Avaliação da durabilidade dos eletrodos

Devido às reações de eletrólise ocorridas no reator, o ânodo metálico é submetido à constante oxidação durante a aplicação da corrente elétrica. Como resultado, os eletrodos de sacrifício são consumidos, e, portanto, precisam ser substituídos regularmente. Desta forma, a fim de estimar a durabilidade teórica do eletrodo utilizado, empregou-se no presente estudo a equação de *Faraday* (MOLLAH et al., 2004).

Verificou-se que, com as condições elétricas de operação utilizadas, o consumo teórico do eletrodo de alumínio foi de $50,8 \text{ g m}^{-3}$ de permeado produzido. Ozyonar e Karagozoglu (2010) avaliaram o consumo teórico de eletrodos de alumínio em um processo de eletrocoagulação convencional aplicado ao tratamento de esgotos sanitários. De acordo com estes autores, aplicando-se uma densidade de corrente de 150 A m^{-2} , o consumo seria de 310 g m^{-3} de efluente tratado. Por outro lado, de forma semelhante ao presente estudo, Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014) reportaram um consumo de 46 g m^{-3} durante a operação de um EBRM equipado com eletrodos de alumínio,

aplicando densidade de corrente de 10 A m^{-2} sob regime de exposição de 5 min ligada / 10 min desligada. Estes resultados evidenciam o benefício da utilização de EBRM em relação aos processos de eletrocoagulação convencionais, uma vez que o consumo dos eletrodos é substancialmente maior neste último processo devido a alta densidade de corrente geralmente empregada.

Por fim, no presente estudo, considerando a massa inicial do eletrodo de alumínio e o consumo teórico calculado, o tempo de vida dos eletrodos seria de aproximadamente seis meses. Contudo, observou-se que após três meses de operação, o ânodo já apresentava avançado estado de oxidação (Figura 4.56). Acredita-se que a massa de alumínio resultante seria suficiente para continuar a operação pelo tempo estimado, porém, optou-se pela troca do material em função da baixa resistência mecânica apresentada. É importante ressaltar, ainda, que a formação de fissuras e bolhas na superfície do eletrodo permitiu a fixação de um biofilme bastante impregnado no material, o que impossibilitou a determinação experimental da perda de massa, e, conseqüentemente, do consumo real.

Figura 4.56 - Aspecto do eletrodo de alumínio após três meses de operação



Fonte: própria

4.5.4 Síntese dos resultados

Verificou-se que o permeado do EBRM Ax/Ae apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados. Destaca-se que não foram detectados organismos indicadores de contaminação fecal por bactérias e vírus. Além disso, a concentração residual de Al^{3+} foi bastante reduzida, conseqüentemente, foi constatada ausência de toxicidade. Em função dos resultados obtidos, o permeado seria enquadrado nas normas de reúso não potável americana e italiana.

O consumo energético do EBRM ($50,0 \text{ KWh m}^{-3}$) foi expressivamente maior do que usualmente é reportado para BRM em escala real ($5,0 \text{ KWh m}^{-3}$). Acredita-se que tal comportamento tenha ocorrido devido à pequena escala do reator, que pode não ser representativa. Entretanto, verificou-se que a aplicação da corrente elétrica foi responsável por menos de 10% do consumo total. Assim, acredita-se que o pequeno aumento no consumo pode ser compensado pelas diversas vantagens desta tecnologia.

O consumo teórico calculado dos eletrodos foi de $50,8 \text{ g m}^{-3}$, o que resultaria em um tempo de vida de aproximadamente seis meses. Contudo, constatou-se a necessidade de troca dos eletrodos após três meses de operação devido à perda de resistência mecânica do material.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÕES

- *Quanto aos resultados obtidos no âmbito do objetivo (a):*

De modo a garantir elevada eficiência de remoção de fósforo, melhorar consideravelmente a filtrabilidade do licor misto e, ao mesmo tempo, reduzir o consumo de energia, determinou-se a condição operacional com densidade de corrente de 10 A m⁻² e modo de exposição de 6 min ligada / 18 min desligada como a ideal para aplicação no processo. Cabe ressaltar que, sob tal condição, a atividade heterotrófica da biomassa não foi expressivamente afetada e a atividade autotrófica foi maximizada após a aplicação da corrente elétrica;

- *Quanto aos resultados obtidos no âmbito do objetivo (b):*

A aplicação da corrente elétrica proporcionou um aumento expressivo na eficiência do reator no que tange à remoção de fósforo e não afetou o desempenho do reator quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, uma vez que estas mantiveram-se elevadas. Constatou-se, ainda, que a taxa de crescimento dos microrganismos e as atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa foram superiores no período em que a corrente elétrica foi aplicada, o que foi atribuído à ocorrência do fenômeno de eletroestimulação. Além disso, o potencial incrustante do licor misto foi substancialmente reduzido a partir da aplicação da corrente elétrica. Este comportamento foi atribuído à redução na concentração de SMP e ao aumento da hidrofobicidade dos flocos do licor misto. Portanto, concluiu-se que a aplicação de correntes elétricas mostra-se uma alternativa interessante para melhorar o desempenho de BRM, sobretudo no que tange a remoção de fósforo e redução da colmatação das membranas;

- *Quanto aos resultados obtidos no âmbito do objetivo (c):*

As eficiências de remoção de fósforo e nitrogênio amoniacal permaneceram elevadas e estáveis ao longo das diferentes idades de lodo estudadas. Entretanto, devido à inexistência de condições para ocorrência do processo de desnitrificação, a remoção de nitrogênio total foi insatisfatória em todas as estratégias avaliadas. Assim, concluiu-se

que a redução da idade do lodo não melhorou o desempenho do reator quanto à remoção de nitrogênio. Adicionalmente, verificou-se que a colmatação da membrana foi mais expressiva na menor idade de lodo estudada, além disso, a filtrabilidade e a sedimentabilidade do licor misto também foram prejudicadas neste período. Por fim, acredita-se que, dentre as diferentes estratégias avaliadas, as melhores condições operacionais foram obtidas com θ_C de 15 dias, uma vez que a colmatação foi mais expressiva com θ_C de 8 dias, ao passo que, durante a operação com θ_C de 30 dias, a taxa de crescimento dos microrganismos e as atividades autotrófica e heterotrófica da biomassa foram prejudicadas devido ao acúmulo de substâncias inorgânicas no reator;

- *Quanto aos resultados obtidos no âmbito do objetivo (d):*

A taxa de crescimento dos microrganismos, a atividade autotrófica da biomassa e a velocidade de consumo de nitrato foram favorecidas com redução do TDH, o que contribuiu para o aumento da remoção de nitrogênio total no menor TDH avaliado. Todavia, a variação do tempo de detenção hidráulica não afetou o desempenho do reator quanto à remoção de fósforo e matéria orgânica, uma vez que as eficiências obtidas foram elevadas e estáveis em todas as estratégias estudadas. Em contrapartida, a filtrabilidade do licor misto foi deteriorada no menor TDH estudado, o que resultou em um aumento na taxa de incrustação de membrana. Dessa forma, acredita-se que, dentre as diferentes estratégias avaliadas, as melhores condições operacionais foram obtidas com TDH de 20 horas;

- *Quanto aos resultados obtidos no âmbito do objetivo (e):*

O permeado do EBRM Ax/Ae apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados, sendo que não foi detectada a presença de organismos indicadores de contaminação fecal por bactérias e vírus. Além disso, foi constatada ausência de toxidade. Portanto, concluiu-se que o efluente tratado no sistema proposto apresenta elevada potencialidade de reúso direto não potável, de acordo com legislações internacionais.

5.2 RECOMENDAÇÕES

- Avaliar experimentalmente a durabilidade dos eletrodos;
- Definir estratégias para recuperação do alumínio do lodo excedente do sistema, bem como para sua destinação final;
- Operar o EBRM sob regime de batelada sequencial, avaliando sua eficiência e estabilidade;
- Avaliar o desempenho do EBRM aplicando menores taxas de aeração da membrana;
- Avaliar o desempenho do EBRM sob menores tempos de detenção hidráulica, empregando membranas com diferentes áreas de filtração de modo a manter o fluxo constante;
- Avaliar a toxicidade crônica do permeado empregando diferentes organismos teste;
- Estudar o desempenho do EBRM associado a células microbianas de combustível (MFC) como fonte energia.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAM, W. R.; STRÖMPL, C.; VANCANNEYT, M.; BENNASAR, A.; SWINGS, J.; LÜNSDORF, H.; MOORE, E. R. *Woodsholea maritima* gen. nov., sp. nov., a marine bacterium with a low diversity of polar lipids. **International journal of systematic and evolutionary microbiology**, v. 54, n. 4, 1227-1234, 2004.

ADOUANI, N.; LIMOUSY, L.; LENDORMI, T.; SIRE, O. N₂O and NO emissions during wastewater denitrification step: Influence of temperature on the biological process. **Comptes Rendus Chimie**, v. 18, n. 1, p. 15-22, 2015.

AHMED, Z.; CHO, J.; LIM, B. R.; SONG, K. G.; AHN, K. H. Effects of sludge retention time on membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 287, p. 211–218, 2007.

AKAMATSU, K.; LU, W.; SUGAWARA, T.; NAKAO, S. I. Development of a novel fouling suppression system in membrane bioreactors using an intermittent electric field. **Water research**, v. 44, n. 3, p. 825-830, 2010.

AMARAL, M. C. S. **Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, p. 357, 2009.

ANA – Agência Nacional de Águas. FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. SINDUSCON/SP – Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo. **Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações.**, São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www.fiesp.com.br/arquivo-download/?id=161985>. Acesso em: fevereiro de 2018.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**, 2017. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos> Acesso em: 15 de abril 2018.

ANDRADE, J. F. **Pós-Tratamento de Efluentes Sanitários através de Membranas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2001.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladocera, Crustacea): **NBR 12.713**. Rio de Janeiro: ABNT, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação: **NBR 13.969**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997

BACHIN, P.; AIMAR, P.; FIELD, R.W. Critical and sustainable fluxes: theory, experiments and applications. **Journal of Membrane Science**, v. 286, p. 42-69, 2006.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Development of a novel submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR): performance for fouling reduction. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 9, p. 3298-3304, 2010.

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.

BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water research**, v. 33, n. 14, p. 3063-3082, 1999.

BASTIAN, R.; MURRAY, D. **Guidelines for Water Reuse**. USEPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-12/618, 2012.

BAYTSHTOK, V.; LU, H.; PARK, H.; KIM, S.; YU, R.; CHANDRAN, K. Impact of varying electron donors on the molecular microbial ecology and biokinetics of methylotrophic denitrifying bacteria. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 102, n. 6, p. 1527–1536, 2009.

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.

BELLI, T. J. **Remoção de nutrientes de esgoto sanitário em biorreator à membrana operado em batelada sequencial**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

BELLI, T. J.; AMARAL, P. A. P. D.; RECIO, M. A. L.; VIDAL, C. M. D. S.; LAPOLLI, F. R. Membrane sequencing batch reactor for the wastewater treatment aiming the nutrients removal. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 143-154, 2012.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 329–338, 2005.

BERGEY, D. H. **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology - Vol 4: Bacteroidetes**. 2010.

BERNARDELLI, J. K. B. **Biodegradação de estrona, 17-estradiol e 17-etinilestradiol em sistemas aeróbios de tratamento**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2014.

BOREA, L.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V. Application of electrochemical processes to membrane bioreactors for improving nutrient removal and fouling control. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 1, p. 1–13, 2016.

BOSCH, A.; GUIX, S.; SANO, D.; PINTO, R. M. New tools for the study and direct surveillance of viral pathogens in water. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 19, n. 3, p. 295-301, 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano**. Portaria 2914. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.

BRASIL. **Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 54, de 28 de novembro de 2005** -. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 2005.

CAMPELLO, F. **Nitrificação e Pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reúso**. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

CERVANTES, Francisco J. **Environmental technologies to treat nitrogen pollution**. IWA Publishing, 2009.

CHAILLOU, K.; GÉRENTE, C.; ANDRÈS, Y.; WOLBERT, D. Bathroom greywater characterization and potential treatments for reuse. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 215, n. 1–4, p. 31–42, 2011.

CHANG, I. S.; LE CLECH, P.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. **Journal of environmental engineering**, v. 128, n. 11, p. 1018-1029, 2002.

CHANG, I. S.; KIM, S. N. Wastewater treatment using membrane filtration - effect of biosolids concentration on cake resistance. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3-4, p. 1307-1314, 2005.

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

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

CHEN, J. P.; YANG, C. Z.; ZHOU, J. H.; WANG, X. Y. Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2, p. 177-180, 2007.

CHEN, J.-P.; YANG, C.-Z.; ZHOU, J.-H. The effect of pulsed direct current field on the membrane flux of a new style of membrane bioreactor. **Chemical Engineering & Technology**, v. 30, n. 9, p. 1262-1265, 2007.

CHOI, C.; KIM, M.; YANG, E.; KIM, I. S. Effects of aeration on/off times and hydraulic retention times in an intermittently aerated membrane

bioreactor. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 16, p. 7574–7581, 2016.

CHOI, K. Y.; DEMPSEY, B. A. In-line coagulation with low-pressure membrane filtration, **Water Research**. v. 38, p. 4271–4281, 2004.

CHON, D. H.; ROME, M.; KIM, Y. M.; PARK, K. Y.; PARK, C. Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6021–6029, 2011.

CHUANG, S. H.; LIN, P.K.; CHANG, W. C. Dynamic fouling behaviors of submerged nonwoven bioreactor for filtration of activated sludge with different SRT. **Bioresource technology**, v. 102, n. 17, p. 7768–7776, 2011.

CLARK, T.; STEPHENSON, T. Effects of chemical addition on aerobic biological treatment of municipal wastewater. **Environmental technology**, v. 19, n. 6, p. 579–590, 1998.

COSENZA, A.; BELLA, G. D.; MANNINA, G.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. Biological nutrient removal and fouling phenomena in a University of Cape Town membrane bioreactor treating high nitrogen loads. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 6, 773–780, 2012.

COSTA, R. E. **Estudo comparativo das tecnologias de biorreator a membrana de leito móvel e biorreator a membrana convencional no tratamento de esgoto sanitário: avaliação do desempenho na remoção de nutrientes e da colmatação das membranas operando os reatores em batelada sequencial**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2018.

CROMEANS, T. L.; LU, X. Y.; ERDMAN, D. D.; HUMPHREY, C.D.; HILL, V. R. Development of plaque assays for adenoviruses 40 and 41. **Journal of Virological Methods**. v. 151, p. 140–145, 2008.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERTSEN, M.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, H. R.; VON BERGEN, M.; RATTEI, T.; BENDINGER, B.; NIELSEN, P. H.; WAGNER, M.. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. **Nature**, v. 528, n. 7583, 2015.

DAVIS, M. **Water and Wastewater Engineering**. 1296 p. Mc. Graw-Hill, 2010.

DECRETO 2 MAGGIO. **Norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue**. Italy: Ministero dell'ambiente della tutela del territorio, 2006.

DENG, L.; GUO, W.; NGO, H. H.; DU, B.; WEI, Q.; TRAN, N. H.; LI, J. Effects of hydraulic retention time and bioflocculant addition on membrane fouling in a sponge-submerged membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 11–17, 2016.

DERRINGER, G.; SUICH R. Simultaneous Optimization of Several Response Variables. **Journal of Quality Technology**, v. 12, p. 214-219, 1980.

DÍEZ-VIVES, C.; GASOL, J. M.; ACINAS, S. G. Spatial and temporal variability among marine Bacteroidetes populations in the NW Mediterranean Sea. **Systematic and applied microbiology**, v. 37, n. 1, p. 68-78, 2014.

DONG, X.; REDDY, G. B. Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. **Bioresource technology**, v. 101, n. 4, p. 1175-1182, 2010.

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.

DUAN, L.; TIAN, Y.; LIU, X.; SONG, Y.; YANG, L.; ZHANG, J. Comparison between moving bed-membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor systems. Part II: bacterial community. **Environ. Earth Sci.** v. 73, p. 4891–4902, 2015.

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.

ELNAKER, N. A.; YOUSEF, A. F.; HASAN, S. W. Effect of hydraulic retention time on microbial community structure in wastewater treatment electro-bioreactors. **Microbiology Open**, 2018.

ENSANO, B.; BOREA, L.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V.; DE LUNA, M. D.; BALLESTEROS JR, F. C. Combination of electrochemical processes with membrane bioreactors for wastewater treatment and fouling control: a review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, n. 57, 2016.

ERKAN, H. S.; ONKAL ENGIN, G.; INCE, M.; BAYRAMOGLU, M. R. Effect of carbon to nitrogen ratio of feed wastewater and sludge retention time on activated sludge in a submerged membrane bioreactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 11, p. 10742–10752, 2016.

ERSU, C. B.; ONG, S. K.; ARSLANKAYA, E.; LEE, Y. W. Impact of solids residence time on biological nutrient removal performance of membrane bioreactor. **Water Research**, v. 44, p. 3192- 3202, 2010.

FALLAH, N.; BONAKDARPOUR, B.; NASERNEJAD, B.; ALAVI MOGHADAM, M. R. Long-term operation of submerged membrane bioreactor (MBR) for the treatment of synthetic wastewater containing styrene as volatile organic compound (VOC): Effect of hydraulic retention time (HRT). **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1–3, p. 718–724, 2010.

FAN, F.; ZHOU, H.; HUSAIN, H. Use of chemical coagulants to control fouling potential for wastewater membrane bioreactor processes. **Water Environment Research**, v. 79, n. 9, p. 952-957, 2007.

FARIAS, E. L.; HOWE, K. J.; THOMSON, B. M. Effect of membrane bioreactor solids retention time on reverse osmosis membrane fouling for wastewater reuse. **Water research**, v. 49, p. 53-61, 2014.

FIELD, R. W.; WU, D.; HOWELL, J. A.; GUPTA, B. B. Critical Flux Concept for Microfiltration Fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 100, n. 3, p. 259-272, 1995.

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.

FONGARO, G.; DO NASCIMENTO, M. A.; RIGOTTO, C.; RITTERBUSCH, G.; DA SILVA, A. D. A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. Evaluation and molecular characterization of human adenovirus in drinking water supplies: viral integrity and viability assays. **Virology Journal**, v. 10, n. 166, 2013.

FU, C.; YUE, X.; SHI, X.; NG, K. K.; NG, H. Y. Membrane fouling between a membrane bioreactor and a moving bed membrane bioreactor: Effects of solids retention time. **Chemical Engineering Journal**, v. 309, p. 397–408, 2017.

FU, Z.; YANG, F.; AN, Y.; XUE, Y. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR). **Biochemical Engineering Journal**, v. 43, n. 2, p. 191–196, 2009.

GAO, D. W.; WANG, X. L.; XING, M. Dynamic variation of microbial metabolites and community involved in membrane fouling in A/O-MBR. **Journal of Membrane Science**, v. 458, p. 157-163, 2014.

GAO, D.; TAO, Y.; AN, R. Digested sewage treatment using membrane-based process at different hydraulic retention times. **Desalination**, v. 286, p. 187–192, 2012.

GE, S.; WANG, S.; YANG, X.; QIU, S.; LI, B.; PENG, Y. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: a review. **Chemosphere**, v. 140, p. 85-98, 2015.

GERARDI, M.H. **Wastewater Bacteria**. 1^a Ed. New Jersey: John Wiley and Sons, 267 p., 2006.

GERMAIN, E.; NELLES, F.; DREWS, A.; PEARCE, P.; KRAUME, M.; REID, E. & STEPHENSON, T. Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors. **Water Research**, v. 41, n. 5, p. 1038-1044, 2007.

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

GIWA, A.; DAER, S.; AHMED, I.; MARPU, P. R.; HASAN, S. W. Experimental investigation and artificial neural networks ANNs modeling of electrically-enhanced membrane bioreactor for wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 11, p. 88-97, 2016.

GIWA, A.; HASAN, S. W. Theoretical investigation of the influence of operating conditions on the treatment performance of an electrically-induced membrane bioreactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 72-82, 2015.

GKOTSIS, P. K.; BANTI, D. C.; PELEKA, E. N.; ZOUBOULIS, A. I.; SAMARAS, P. E. Fouling Issues in Membrane Bioreactors (MBRs) for Wastewater Treatment: Major Mechanisms, Prevention and Control Strategies. **Processes**, v. 2, n. 4, p. 795-866, 2014.

GONZALEZ-MARTINEZ, A.; LEYVA-DIAZ, J. C.; RODRIGUEZ-SANCHEZ, A.; MUNOZ-PALAZON, B.; RIVADENEYRA, A.; POYATOS, J. M.; MARTINEZ-TOLEDO, M. V. Isolation and metagenomic characterization of bacteria associated with calcium carbonate and struvite precipitation in a pure moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor. **Biofouling**, v. 31, n. 4, p. 333-348, 2015.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. 2^a ed. University of Dublin, 2004.

GUAN, W.; YIN, M.; HE, T.; XIE, S. Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 20, p. 16202-16209, 2015.

GUEDES, P.; COUTO, N.; ALMEIDA, J.; RODRIGUES, A. M.; MATEUS, E. P.; RIBEIRO, A. B. Electrodialytic treatment of sewage sludge: influence on microbiological community. **International Journal of Environmental Science and Technology**, p. 1-10, 2017.

GUO, H.; DANG, Y.; YAN, X.; ZHANG, G.; CAO, H.; MERJA, K. H.; SUN, D. Raising nutrients removal efficiency by improving the internal recycling strategy in an anoxic/oxic-membrane bioreactor package plant. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 23, p. 37-41, 2016.

GUO, W.; NGO, H. H.; LI, J. A mini-review on membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 27-34, 2012.

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.

HAI, F. I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C. H. **Membrane biological reactors**. Iwa Publishing, 2014.

HAN, S. S.; BAE, T. H.; JANG, G. G.; TAK, T. M. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 2393-2400, 2005.

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.

HASAN, S.W.; ELEKTOROWICZ, M; OLESZKIEWICZ, J. A. Correlations between trans-membrane pressure (TMP) and sludge properties in submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) and conventional membrane bioreactor (MBR). **Bioresource technology**, v. 120, p. 199-205, 2012.

HU, M.; WANG, X.; WEN, X.; XIA, Y. Microbial community structures in different wastewater treatment plants as revealed by 454-pyrosequencing analysis. **Bioresource technology**, v. 117, p. 72-79, 2012.

HUA, L. C.; HUANG, C.; SU, Y. C.; CHEN, P. C. Effects of electro-coagulation on fouling mitigation and sludge characteristics in a coagulation-assisted membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 495, p. 29-36, 2015.

HUANG, W.; WANG, W.; SHI, W.; LEI, Z.; ZHANG, Z.; CHEN, R.; ZHOU, B. Use low direct current electric field to augment nitrification and structural stability of aerobic granular sludge when treating low COD/NH₄-N wastewater. **Bioresource Technology**, v. 171, n. 1, p. 139–144, 2014.

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, 2013a.

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

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Electro-conditioning of activated sludge in a membrane electro-bioreactor for improved dewatering and reduced membrane fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 494, p. 136–142, 2015.

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Impact of electrocoagulation of soluble microbial products on membrane fouling at

different volatile suspended solids' concentrations. **Environmental Technology**, v. 38, n. 4, p. 385–393, 2017.

IRDEMEZ, Ş.; YILDIZ, Y. Ş.; TOSUNOĞLU, V. Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes. **Separation and purification Technology**, v. 52, n. 2, p. 394-401, 2006.

ISMA, M. A., IDRIS, A., OMAR, R., & RAZREENA, A. P. Effects of SRT and HRT on treatment performance of MBR and membrane fouling. **Int. J. Chem. Nucl. Metall. Mater. Eng.** v. 8, n. 6, 451-455, 2014.

IVANOVIC, I.; LEIKNES, T. Impact of aeration rates on particle colloidal fraction in the biofilm membrane bioreactor (BF-MBR). **Desalination**, v. 231, n.1, p. 182-190, 2008.

IVERSEN, V.; KOSEOGLU, H.; YIGIT, N. O.; DREWS, A.; KITIS, M.; LESJEAN, B.; KRAUME, M. Impacts of membrane flux enhancers on activated sludge respiration and nutrient removal in MBRs. **Water research**, v. 43, n. 3, p. 822-830, 2009.

JAGANNADH, S. Nadh; MURALIDHARA, H. S. Electrokinetics methods to control membrane fouling. **Industrial & engineering chemistry research**, v. 35, n. 4, p. 1133-1140, 1996.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60–72, 2014.

JARUSUTTHIRAK, C.; AMY, G. Role of soluble microbial products (SMP) in membrane fouling and flux decline. **Environmental science & technology**, v. 40, n. 3, p. 969-974, 2006.

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

JENSSEN, P. D.; MÆHLUM, T.; KROGSTAD, T.; VRÅLE, L. High performance constructed wetlands for cold climates. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 1343-1353, 2005.

JI, J.; QIU, J.; WAI, N.; WONG, F. S.; LI, Y. Influence of organic and inorganic flocculants on physical–chemical properties of biomass and membrane-fouling rate. **Water research**, v. 44, n. 5, p. 1627-1635, 2010.

JIANG, T.; KENNEDY, M. D.; SCHEPPER, V. D.; NAM, S. N.; NOPEN, I.; VANROLLEGHEM, P. A.; AMY, G. Characterization of soluble microbial products and their fouling impacts in membrane bioreactors. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 17, p. 6642-6648, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005.

JØRGENSEN, M. K.; NIERYCHLO, M.; NIELSEN, A. H.; LARSEN, P.; CHRISTENSEN, M. L.; NIELSEN, P. H. Unified understanding of physico-chemical properties of activated sludge and fouling propensity. **Water Research**, v. 120, p. 117–132, 2017.

JUDD, S. J. (2016). The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 305, p. 37-45.

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.

KATSOU, E.; ALVARINO, T.; MALAMIS, S.; SUAREZ, S.; FRISON, N.; OMIL, F.; FATONE, F. Effects of selected pharmaceuticals on nitrogen and phosphorus removal bioprocesses. **Chemical Engineering Journal**, v. 295, p. 509-517, 2016.

KELLNER, R. L. **Biorreator à membrana de leite 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.

KELLY, P. T.; HE, Z. Nutrients removal and recovery in bioelectrochemical systems: a review. **Bioresource technology**, v. 153, p. 351-360, 2014.

KHAN, S. J.; VISVANATHAN, C.; JEGATHEESAN, V. Effect of powdered activated carbon (PAC) and cationic polymer on biofouling mitigation in hybrid MBRs. **Bioresource technology**, v. 113, p. 165-168, 2012.

KIM, H. G.; JANG, H. N.; KIM, H. M.; LEE, D. S.; CHUNG, T. H. 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, p. 2017-2024, 2008.

KIM, M.; NAKHLA, G. Comparative studies on membrane fouling between two membrane-based biological nutrient removal systems. **Journal of Membrane Science**, v. 331, n. 1, p. 91-99, 2009.

KOSEOGLU, H.; YIGIT, N. O.; IVERSEN, V.; DREWS, A.; KITIS, M.; LESJEAN, B.; KRAUME, M. Effects of several different flux enhancing chemicals on filterability and fouling reduction of membrane bioreactor (MBR) mixed liquors. **Journal of Membrane Science**, v. 320, n. 1, p. 57-64, 2008.

KRAUME, M.; BRACKLOW, U.; VOCKS, M.; DREWS, A. Nutrients removal in MBRs for municipal wastewater treatment. **Water Science & Technology**, v. 51, no 6-7, p.391-402, 2005.

KRAUME, M.; DREWS, A. Membrane bioreactors in waste water treatment—status and trends. **Chemical engineering & technology**, v. 33, n. 8, p. 1251-1259, 2010.

KRZEMINSKI, P.; LEVERETTE, L.; MALAMIS, S.; KATSOU, E. Membrane bioreactors: A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. **Journal of Membrane Science**, v. 527, p. 207–227, 2017.

KULLMANN, C. An MBR System for Aquapolo Ambiental S.A. Unprecedented Project Curbs Industrial Use Of Freshwater. **Water Today**, p. 60-66, 2011.

LACASA, E.; CAÑIZARES, P.; SAEZ, C.; FERNÁNDEZ, F. J.; RODRIGO, M. A. Electrochemical phosphates removal using iron and aluminium electrodes. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, n. 1, p. 137-143, 2011.

LAERA, G., POLLICE, A., SATURNO, D., GIORDANO, C., & SANDULLI, R. Influence of sludge retention time on biomass characteristics and cleaning requirements in a membrane bioreactor for

municipal wastewater treatment. **Desalination**, v. 236, n. 1, p. 104-110, 2009.

LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2711-2720, 2002.

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

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

LEE, J.; KIM, J.; KANG, I.; CHO, M.; PARK, P.; LEE, C. Potential and limitations of alum or zeolite addition to improve the performance of a submerged membrane bioreactor. **Water Science & Technology**, v. 43, n. 11, p. 59-66, 2001.

LI, J.; YANG, F.; LIU, Y.; SONG, H.; LI, D.; CHENG, F. Microbial community and biomass characteristics associated severe membrane fouling during start-up of a hybrid anoxic-oxic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 43-47, 2012.

LI, L.; DONG, Y.; QIAN, G.; HU, X.; YE, L. Performance and microbial community analysis of bio-electrocoagulation on simultaneous nitrification and denitrification in submerged membrane bioreactor at limited dissolved oxygen. **Bioresource technology**, v. 258, p. 168-176, 2018.

LI, X. G.; CAO, H. B.; WU, J. C.; YU, K. T. Inhibition of the metabolism of nitrifying bacteria by direct electric current. **Biotechnology letters**, v. 23, n. 9, p. 705-709, 2001.

LI, Z.; LU, P.; ZHANG, D.; CHEN, G.; ZENG, S.; HE, Q. Population balance modeling of activated sludge flocculation: Investigating the influence of Extracellular Polymeric Substances (EPS) content and zeta potential on flocculation dynamics. **Separation and Purification Technology**, v. 162, p. 91-100, 2016.

LIAO, B. Q.; ALLEN, D. G.; DROPPO, I. G.; LEPPARD, G. G.; LISS, S. N. Surface Properties of Sludge and Their Role in Bioflocculation and Settleability. **Water Research**, v. 35, n. 2, p. 339-350, 2001.

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.

LIN, H.; ZHANG, M.; WANG, F.; MENG, F.; LIAO, B. Q.; HONG, H.; GAO, W. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. **Journal of Membrane Science**, v. 460, p. 110-125, 2014.

LIN, J.; ZHANG, P.; LI, G.; YIN, J.; LI, J.; ZHAO, X. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 113, p. 74-79, 2015.

LIU, C.; CAOTHEN, S.; HAYES, J.; CAOTHUY, T.; OTOYO, T.; OGAWA, T. Membrane chemical cleaning: from art to science. **Pall Corporation, Port Washington**, 2001.

LIU, H.; YANG, C.; PU, W.; ZHANG, J. Removal of nitrogen from wastewater for reusing to boiler feed-water by anaerobic/aerobic/membrane bioreactor. **Chem. Eng. J.**, v. 140, n. 1-3, p. 122-129, 2008.

LIU, J.; LIU, L.; GAO, B.; YANG, F. Cathode membrane fouling reduction and sludge property in membrane bioreactor integrating electrocoagulation and electrostatic repulsion. **Separation and Purification Technology**, v. 100, p. 44-50, 2012.

LIU, J.; YANG, H.; GOSLING, S. N.; KUMMU, M.; FLÖRKE, M.; PFISTER, S.; ALCAMO, J. Water scarcity assessments in the past, present, and future. **Earth's Future**, v. 5, n. 6, p. 545-559, 2017.

LIU, L.; LIU, J.; BO, G.; YANG, F. Minute electric field reduced membrane fouling and improved performance of membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 86, p. 106-112, 2012.

LIU, L.; LIU, J.; BO, G.; YANG, F.; CRITTENDEN, J.; CHEN, Y. Conductive and hydrophilic polypyrrole modified membrane cathodes and fouling reduction in MBR. **Journal of Membrane Science**, v. 429, p. 252-258, 2013.

LIU, Y.; SHI, H.; LI, W.; HOU, Y.; HE, M. Inhibition of chemical dose in biological phosphorus and nitrogen removal in simultaneous chemical

precipitation for phosphorus removal. **Bioresource technology**, v. 102, n. 5, p. 4008-4012, 2011.

LOUSADA-FERREIRA, M.; VAN LIER, J. B.; VAN DER GRAAF, J. H. J. M. Impact of suspended solids concentration on sludge filterability in Full-scale membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 476, n. 68-75, 2015.

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.

LÜCKER, S; WAGNER, M.; MAIXNER, F.; PELLETIER, E.; KOCH, H.; VACHERIE, B.; DAIMS H. A. Nitrospira metagenome illuminates the physiology and evolution of globally important nitrite-oxidizing bacteria. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, p. 13479-13484, 2010.

MA, C.; YU, S.; SHI, W.; HEIJMAN, S. G. J.; RIETVELD, L. C. Effect of different temperatures on performance and membrane fouling in high concentration PAC-MBR system treating micro-polluted surface water. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 19–24, 2013.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reúso da água**. 101 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F. **Reúso de água**. Barueri, São Paulo, 2003.

MANNINA, G.; CAPODICI, M.; COSENZA, A.; DI TRAPANI, D.; EKAMA, G. A. The effect of the solids and hydraulic retention time on moving bed membrane bioreactor performance. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 1305-1315, 2018.

MAQBOOL, T.; KHAN, S. J.; LEE, C. H. Effects of filtration modes on membrane fouling behavior and treatment in submerged membrane bioreactor. **Bioresource technology**, v. 172, p. 391-395, 2014.

MARTÍNEZ, F. O.; LEMA, J.; MÉNDEZ, R.; CUERVO-LÓPEZ, F.; GÓMEZ, J. Role of exopolymeric protein on the settleability of nitrifying sludges. **Bioresource Technology**, v. 94, n. 1, p. 43–48, 2004.

MCILROY, S. J.; KIRKEGAARD, R. H.; MCILROY, B.; NIERYCHLO, M. KRISTENSEN, J. M.; KARST, S. M.; ALBERSTEN, M.; NIELSEN, P. H. MIDAS 2.0: An ecosystem-specific taxonomy and online database for the organisms of wastewater treatment systems expanded for anaerobic digester groups. **Database**, n. 1, p. 1–9, 2017.

MENG, F.; SHI, B.; YANG, F.; ZHANG, H. Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 30, n. 5, p. 359–367, 2007.

MENG, F.; CHAE, S. R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. **Water research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

MENG, F.; CHAE, S. R.; SHIN, H. S.; YANG, F.; ZHOU, Z. Recent advances in membrane bioreactors: configuration development, pollutant elimination, and sludge reduction. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139–160, 2012.

MENG, F.; ZHANG, S.; OH, Y.; ZHOU, Z.; SHIN, H. S.; CHAE, S. R. Fouling in membrane bioreactors: an updated review. **Water research**, v. 114, p. 151–180, 2017.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering - Treatment and reuse**. 5^a ed. Boston: McGraw-Hill, 2014.

MIAO, Y.; GUO, X.; JIANG, W.; ZHANG, X. X.; WU, B. Mechanisms of microbial community structure and biofouling shifts under multivalent cations stress in membrane bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 327, p. 89–96, 2017.

MISHIMA, I.; NAKAJIMA, J. Control of membrane fouling in membrane bioreactor process by coagulant addition. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 7, p. 1255–1262, 2009.

MIYOSHI, T., YAMAMURA, H., MORITA, T., & WATANABE, Y. Effect of intensive membrane aeration and membrane flux on membrane fouling in submerged membrane bioreactors: Reducing specific air demand per permeate (SAD p). **Separation and Purification Technology**, v. 148, p. 1–9, 2015.

MOLLAH, M. Y.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

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.

MORENO-CASILLAS, H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, J. A.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J. R.; PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of environmental management**, v. 186, p. 24-41, 2017.

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. 981–992, 2005.

NG, H. Y.; TAN, T. W.; ONG, S. L. Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: impact of mean cell residence time and the contributing factors. **Environmental science & technology**, v. 40, n. 8, p. 2706-2713, 2006.

NGO, H. H.; GUO, W. Membrane fouling control and enhanced phosphorus removal in an aerated submerged membrane bioreactor using modified green bioflocculant. **Bioresource technology**, v. 100, n. 18, p. 4289-4291, 2009.

OECD - **Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction**, OECD Publishing, Paris, 2012. Disponível em <https://www.oecd.org/env/resources/49006778.pdf>. Acesso em: 19/01/2018.

OEHMEN, A.; LEMOS, P. C.; CARVALHO, G.; YUAN, Z.; KELLER, J., BLACKALL, L. L.; REIS, M. A. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water research**, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, 2007.

OLIVEIRA, F. B.; PRADO, G. P. Microfauna de lodos ativados: uma excelente ferramenta para determinação de eficiência em tratamento de efluentes. **Revista Tecnológica**, v. 5, n. 2, p. 48-62, 2017.

OLIVEIRA, G. S. S. D.; ARAÚJO, C. V. D. M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 183-192, 2009.

OUYANG, K.; LIU, J. Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 10, p. 1329–1335, 2009.

OZYONAR, F.; KARAGOZOGLU, B. Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Pol. J. Environ. Stud**, v. 20, n. 1, p. 173-179, 2011.

PAGOTTO, R.; ROSSETTO, R.; GASPERI, R. L. P.; ANDRADE, J. P.; TROVATI, J.; VALLERO, M. V. G.; ARNTSEN, B. SANASA Capivari II – the first full-scale municipal membrane bioreactor in Latin America. **Water Science & Technology**, v. 70, n. 2, p. 272–278, 2014.

PARK, H.; CHANG, I.; LEE, K. **Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment**, Taylor & Francis Group, 2015.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PROVENZI, G. **Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

PUSKEILER, R.; WEUSTER-BOTZ, D. Combined sulfite method for the measurement of the oxygen transfer coefficient kLa in bioreactors. **Journal of biotechnology**, v. 120, n. 4, p. 430-438, 2005.

QU, X.; GAO, W. J.; HAN, M. N.; CHEN, A.; LIAO, B. Q. Effect of Hydraulic Retention Time on Sludge Properties, Cake Layer Structure, and Membrane Fouling in a Thermophilic Submerged Aerobic Membrane Bioreactor. **Separation Science and Technology**, v. 48, n. 10, p. 1529–1536, 2013.

QIAN, G.; HU, X.; LI, L.; YE, L.; LV, W. Effect of iron ions and electric field on nitrification process in the periodic reversal bio-electrocoagulation system. **Bioresource technology**, v. 244, n.1, p. 382-390, 2017.

RAMESH, A.; LEE, D. J.; WANG, M. L.; WANG, M. L.; HSU, J. P.; JUANG, R. S.; HWANG, K. J.; TSENG, S. Biofouling in Membrane Bioreactor. **Separation Science and Technology**, v. 41, n. 7, p. 1345-1370, 2006.

RICCIARDI, R.; ROTHENBERGER, D. A.; MADOFF, R. D.; BAXTER, N. N. Increasing prevalence and severity of *Clostridium difficile* colitis in hospitalized patients in the United States. **Archives of surgery**, v. 142, n. 7, p. 624-631, 2007.

RIGOTTO, C.; HANLEY, K.; ROCHELLE, P.A.; DE LEON, R.; BARARDI, C.R.M.; YATES M.V. Survival of Adenovirus Types 2 and 41 in Surface and Ground Waters Measured by a Plaque Assay. **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 4145-4150, 2011.

RODRÍGUEZ, F. A.; POYATOS, J. M.; REBOLEIRO-RIVAS, P.; OSORIO, F.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J.; HONTORIA, E. (2011). Kinetic study and oxygen transfer efficiency evaluation using respirometric methods in a submerged membrane bioreactor using pure oxygen to supply the aerobic conditions. **Bioresource technology**, v. 102, n. 10, p. 6013-6018, 2011.

ROSENBERGER, S.; KRAUME, M. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors. **Desalination**, v. 151, n. 2, p. 195-200, 2002.

ROSENBERGER, S.; EVENBLIJ, H.; TE POELE, S.; WINTGENS, T.; LAABS, C. The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes—six case studies of different European research groups. **Journal of Membrane Science**, v. 263, n. 1, 113-126, 2005.

ROSENBERGER, S.; LAABS, C.; LESJEAN, B.; GNIRSS, R.; AMY, G.; JEKEL, M.; SCHROTTER, J. C. Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. **Water Research**, v. 40, n. 4, p. 710-720, 2006.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 4, p. 2397-2413, 2014.

SANASA - Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento. **ETE Boa Vista: Campinas mais perto dos 300%**. Disponível em: <http://glo.bo/1UeGLgF>. Acesso em: 17/09/2018.

SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. **Desalination**, v. 273, n. 1, p. 148–154, 2011.

SATO, Y.; HORI, T.; NAVARRO, R. R.; HABE, H.; YANAGISHITA, H.; OGATA, A. Fine-scale monitoring of shifts in microbial community composition after high organic loading in a pilot-scale membrane bioreactor. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 121, p. 550-556, 2016.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reúso**. 1ª ed. São Paulo: ABES, 2001.

SCHOLES, E.; VERHEYEN, V.; BROOK-CARTER, P. A review of practical tools for rapid monitoring of membrane bioreactors. **Water Research**, v. 102, p. 252–262, 2016.

SHEN, L. G.; LEI, Q.; CHEN, J. R.; HONG, H. C.; HE, Y. M.; LIN, H. J. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc size. **Chemical Engineering Journal**, v. 269, p. 328–334, 2015.

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

SILVA, A. F.; ANTUNES, S.; FREITAS, F.; CARVALHO, G.; REIS, M. A.; BARRETO CRESPO, M. T. Impact of sludge retention time on MBR fouling: role of extracellular polymeric substances determined through membrane autopsy. **Biofouling**, v. 33, n. 7, p. 556–566, 2017.

SMITH, C. V.; GREGORIO, D. O.; TALCOTT, R.M. The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. In: **Proceedings of the 24th Annual Purdue Industrial Waste Conference**. Lafayette, USA. pp. 1300-1310, 1969.

SMITH, R.; ELGER, S.; MLEZIVA, S. Wastewater: Solids retention time control in wastewater treatment. **Filtration + Separation**, v. 51, n. 3, p. 12-17, 2014.

SONG, K.G.; KIM, Y.; AHN, K.H. Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, v. 221, n. 1, p. 467-474, 2008.

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

SUBTIL, E. L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. Submerged Membrane Bioreactor (sMBR): a promising alternative to wastewater treatment for water reuse. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, 129-142, 2013.

SUN, Y.; WANG, Y.; HUANG, X. Relationship between sludge settleability and membrane fouling in a membrane bioreactor. **Environ. Sci. Engin.**, v. 1, n. 2, p. 221–225, 2007.

TAFTI, A. D.; MIRZAI, S. M. S.; ANDALIBI, M. R.; VOSSOUGH, M. Optimized coupling of an intermittent DC electric field with a membrane bioreactor for enhanced effluent quality and hindered membrane fouling. **Separation and Purification Technology**, v. 152, p. 7-13, 2015.

TAGHIPOUR, N.; MOSAFERI, M.; SHAKERKHATIBI, M.; JAAFARZADEH, N.; DEGHANZADEH, R.; HOSSEINNIA, H. Optimized coupling of a submerged membrane electro-bioreactor with pre-anaerobic reactors containing anode electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 7, n. 3, 353-364, 2017.

TAN, T. W.; NG, H. Y. Influence of mixed liquor recycle ratio and dissolved oxygen on performance of pre-denitrification submerged membrane bioreactors. **Water Research**, v. 42, n. 4–5, p. 1122–1132, 2008.

TANSEL, B.; SAGER, J.; GARLAND, J.; XU, S.; LEVINE, L.; BISBEE, P. Deposition of extracellular polymeric substances (EPS) and microtopographical changes on membrane surfaces during intermittent filtration conditions. **Journal of Membrane Science**, v. 285, n. 1, p. 225–231, 2006.

THRASH, J. C.; COATES, J. D. Review: direct and indirect electrical stimulation of microbial metabolism. **Environmental science & technology**, v. 42, n. 11, p. 3921-3931, 2008.

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

TIAN, Y.; CHEN, L.; ZHANG, S.; CAO, C.; ZHANG, S. Correlating membrane fouling with sludge characteristics in membrane bioreactors: An especial interest in EPS and sludge morphology analysis. **Bioresource technology**, v. 102, n. 19, p. 8820-8827, 2011.

TO, V. H. P.; NGUYEN, T. V.; VIGNESWARAN, S.; NGO, H. H. A review on sludge dewatering indices. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 1, p. 1-16, 2016.

TRAN, N.; DROGUI, P.; BLAIS, J. F.; MERCIER, G. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 95, p. 16-25, 2012.

TRUSSELL, R. S.; MERLO, R. P.; HERMANOWICZ, S. W.; JENKINS, D. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 40, n. 14, p. 2675-2683, 2006.

ULBRICHT, M. Advanced functional polymer membranes. **Polymer**, v. 47, n. 7, p. 2217-2262, 2006.

VAN DEN BROECK, R.; VAN DIERDONCK, J.; NIJSKENS, P.; DOTREMONT, C.; KRZEMINSKI, P.; VAN DER GRAAF, J. H. J. M.; VAN LIER, J. B.; VAN IMPE, J. F. M.; SMETS, I. The influence of solids retention time on activated sludge bioflocculation and membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR). **Journal of Membrane Science**, v. 401, p. 48-55, 2012.

VAN DER MAREL, P.; ZWIJNENBURG, A.; KEMPERMAN, A.; WESSLING, M.; TERMMINK, H. e VAN DER MEER, W. An improved flux-step method to determine the critical flux and the critical flux for irreversibility in a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 332, p. 24-29, 2009.

VARELA, A. R.; MANAIA, C. M. Human health implications of clinically relevant bacteria in wastewater habitats. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 6, p. 3550–3569, 2013.

VILLAIN, M.; MARROT, B. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. **Bioresource technology**, v. 128, p. 134-144, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. 452 p. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WANG, H.; ZHANG, L., LI, Y.; HU, C. Influence of Filtration Aids on Continuous Filtration in Membrane Bioreactors. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 53, n. 17, p. 7202-7208, 2014.

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.

WANG, Z.; MEI, X.; WU, Z.; YE, S.; YANG, D. Effects of biopolymer discharge from MBR mixture on sludge characteristics and membrane fouling. **Chemical Engineering Journal**, v. 193, p. 77-87, 2012.

WANG, Z.; MA, J.; TANG, C. Y.; KIMURA, K.; WANG, Q.; HAN, X. Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. **Journal of Membrane Science**, v. 468, p. 276-307, 2014.

WEI, V.; OLESZKIEWICZ, J. A.; ELEKTOROWICZ, M. Nutrient removal in an electrically enhanced membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 12, p. 3159–3163, 2009.

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.

WEI, V.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Electrically enhanced MBR system for total nutrient removal in remote northern applications. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 4, p. 737-742, 2012.

WEI, Y.; VAN HOUTEN, R. T.; BORGER, A. R.; EIKELBOOM, D. H.; FAN, Y. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Water Research**, v. 37, n. 18, p. 4453-4467, 2003.

- WILCOX, J.; NASIRI, F.; BELL, S.; RAHAMAN, M. S. Urban water reuse: A triple bottom line assessment framework and review. **Sustainable Cities and Society**, v. 27, p. 448–456, 2016.
- WOLFE, R. L.; LIEU, N. I. Nitrifying bacteria in drinking water. **Encyclopedia of Environmental Microbiology**. Wiley-Interscience, N.Y., 2002.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater** (1^a ed.). World Health Organization, 2006.
- WU, B.; YI, S.; FANE, A. G. Microbial behaviors involved in cake fouling in membrane bioreactors under different solids retention times. **Bioresource technology**, v. 102, n. 3, p. 2511-2516, 2011.
- WU, J.; CHEN, F.; HUANG, X.; GENG, W.; WEN, X. Using inorganic coagulants to control membrane fouling in a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, v. 197, n. 1, p. 124-136, 2006.
- WU, J., LE-CLECH, P., STUETZ, R. M., FANE, A. G., & CHEN, V. Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling in membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 324, n. 1, p. 26-32, 2008.
- WU, J.; HE, C. Effect of cyclic aeration on fouling in submerged membrane bioreactor for wastewater treatment. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3507-3515, 2012.
- WYN-JONES, A. P.; CARDUCCI, A.; COOK, N.; D'AGOSTINO, M.; DIVIZIA, M.; FLEISCHER, J.; DE RODA HUSMAN, A. M. Surveillance of adenoviruses and noroviruses in European recreational waters. **Water Research**, v. 45, n. 3, p. 1025-1038, 2011.
- XIA, L.; LAW, A. W. K.; FANE, A. G. Hydrodynamic effects of air sparging on hollow fiber membranes in a bubble column reactor. **Water research**, v. 47, n. 11, p. 3762-3772, 2013.
- XIAO, K.; WANG, X.; HUANG, X.; WAITE, T. D.; WEN, X. Combined effect of membrane and foulant hydrophobicity and surface charge on adsorptive fouling during microfiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 373, n. 1–2, p. 140–151, 2011.
- XU, S.; WU, D.; HU, Z. Impact of hydraulic retention time on organic and nutrient removal in a membrane coupled sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 55, p. 12–20, 2014.

YAMAMOTO, K. Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank. **Water Science and Technology**, v. 21, p. 43–54, 1989.

YAN, X.; XIAO, K.; LIANG, S.; LEI, T.; LIANG, P.; XUE, T.; KAICHANG, Y.; JING, G.; HUANG, X. Hydraulic optimization of membrane bioreactor via baffle modification using computational fluid dynamics. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 633–637, 2015.

YE, L.; SHAO, M. F.; ZHANG, T.; TONG, A. H. Y.; LOK, S. Analysis of the bacterial community in a laboratory-scale nitrification reactor and a wastewater treatment plant by 454-pyrosequencing. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4390-4398, 2011.

YOUNG, T.; SMOOT, S.; PEETERS, J. CÔTÉ, P. Cost-effectiveness of membrane bioreactors treatment system for low-level phosphorus reduction from municipal wastewater. **Water Practice & Technology**, v. 9, n. 3, p. 316–323, 2014.

YU, H.; XU, G.; QU, F.; LI, G.; LIANG, H. Effect of solid retention time on membrane fouling in membrane bioreactor: from the perspective of quorum sensing and quorum quenching. **Applied microbiology and biotechnology**, p. 1-11, 2016.

ZEYOUDI, M.; ALTENAIJI, E.; OZER, L. Y.; AHMED, I.; YOUSEF, A. F; AND HASAN, S. W. Impact of continuous and intermittent supply of electric field on the function and microbial community of wastewater treatment electro-bioreactors. **Electrochimica Acta**, v. 181, p. 271-279, 2015.

ZHANG, J.; XIAO, K.; LIANG, P.; WAITE, T. D.; HUANG, X. Electrically released iron for fouling control in membrane bioreactors: A double-edged sword. **Desalination**, v. 347, p. 10-14, 2014.

ZHANG, J.; SATTI, A.; CHEN, X.; XIAO, K.; SUN, J.; YAN, X.; HUANG, X. Low-voltage electric field applied into MBR for fouling suppression: Performance and mechanisms. **Chemical Engineering Journal**, v. 273, p. 223-230, 2015.

ZHANG, J.; LV, C.; TONG, J.; LIU, J.; LIU, J.; YU, D.; WEI, Y. Optimization and microbial community analysis of anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge based on microwave pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 253–261, 2016.

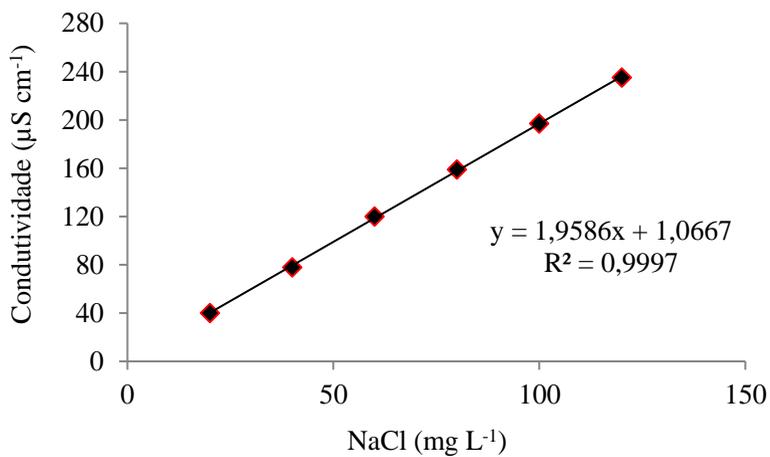
ZHANG, L.; ZHANG, C.; HU, C.; LIU, H.; BAI, Y.; QU, J. Sulfur-based mixotrophic denitrification corresponding to different electron donors and microbial profiling in anoxic fluidized-bed membrane bioreactors. **Water Research**, v. 85, p. 422–431, 2015.

ZHANG, X.; YUE, X.; LIU, Z.; LI, Q.; HUA, X. Impacts of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling in a submerged anaerobic/oxic membrane bioreactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 11, p. 4893–4903, 2015.

ZHENG, X.; SUN, P.; HAN, J.; SONG, Y.; HU, Z.; FAN, H.; LV, S. Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) - A mini-review. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 12, p. 2207–2213, 2014.

7 APÊNDICES

APÊNDICE A – Curva de calibração para determinação do Tempo de Mistura



8 ANEXOS

ANEXO A - Coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La})

A fim de determinar a melhor condição operacional do sistema de aeração, o coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}) do reator foi mensurado para três vazões de ar diferentes (0,6, 0,8 e 1,0 m³ h⁻¹). Para realização do ensaio, o reator foi inoculado com água de torneira e em seguida foi adicionado sulfito de sódio (160 mg L⁻¹) e cloreto de cobalto como catalisador (2 mg L⁻¹) de modo que o OD no tanque atingisse um valor próximo de 0,00 mg/L (PUSKEILER; WEUSTER-BOTZ, 2005). Em seguida, o sistema de aeração e recirculação do reator foi ligado, e a concentração de OD monitorada com auxílio de uma sonda, até que a saturação fosse atingida. O valor de K_{La} pôde então ser calculado através da Equação A-1:

$$\ln(C^* - C) = K_L a \cdot t \quad \text{Eq. A-1.}$$

Onde:

C^* = concentração de saturação de OD (mg L⁻¹)

C = concentração de OD do meio líquido (mg L⁻¹)

t = tempo (minutos)

Posteriormente esse valor foi corrigido para temperatura padrão de 20° com auxílio da Equação A-2.

$$K_L a_{20^\circ c} = \frac{K_L a_T}{1,02^{(T-20)}} \quad \text{Eq. A-2.}$$

Onde:

T = temperatura do líquido durante a realização do ensaio (°C).

ANEXO B - Procedimento de Limpeza da Membrana

O protocolo para realização da limpeza química das membranas é fundamentado nos trabalhos anteriormente realizados no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) (PROVENZI, 2005; MAESTRI, 2007; CAMPELLO, 2009; BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BELLI, 2015), bem como, por informações fornecidas pelo fabricante do módulo de membranas (PAM-Membranas).

Para realização do procedimento, a operação do sistema foi interrompida e o módulo a ser limpo foi retirado do biorreator e drenado durante 30 minutos. Em seguida, a biomassa aderida à superfície da membrana foi cuidadosamente removida com auxílio de um pincel e uma pisseta contendo água destilada. Após a realização dessa etapa, o módulo foi submetido à filtração e retrolavagem com uma solução de 200 mg L⁻¹ de hipoclorito de sódio (NaClO) por um período de 1 hora. Logo após, foi realizada filtração e retrolavagem com água destilada pelo mesmo período para remoção da solução utilizada.

Na sequência, o módulo foi imerso em uma solução de alcalina de hidróxido de sódio (NaOH) com concentração de 4 g L⁻¹, sendo realizada a filtração durante mais 1 hora. Para remover os resíduos da solução anterior (NaOH), foi realizada novamente a filtração e retrolavagem com água destilada por um 1h.

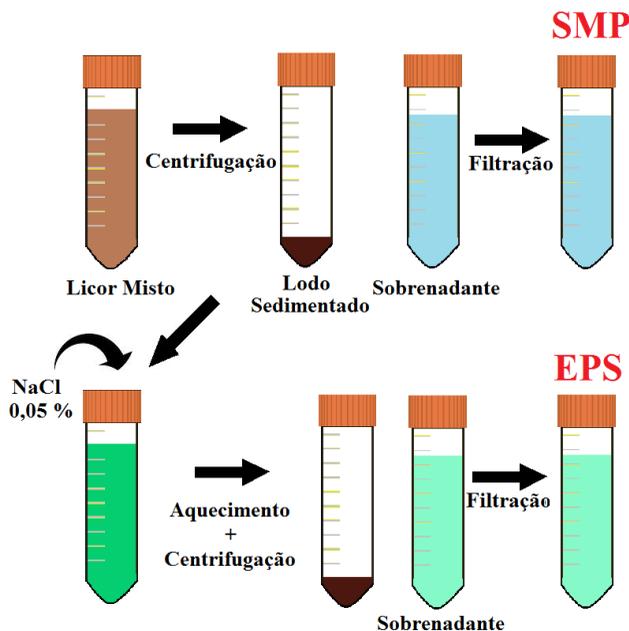
Por final, o módulo foi submetido à filtração em solução de ácido cítrico a 2%, também durante o período de 1 h, sendo então realizada a filtração e retrolavagem com água destilada pelo mesmo tempo para remoção do ácido residual. Cabe ressaltar que, a fim de não interromper a operação do sistema, uma segunda membrana com características iguais às da utilizada durante a operação era inserida no reator até o final do procedimento de limpeza.

ANEXO C – Obtenção das frações EPS e SMP

A metodologia utilizada para obtenção das frações EPS e SMP foi baseada nos estudos anteriormente desenvolvidos no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) (KELLNER, 2014; BELLI, 2015). Para realização do procedimento, primeiramente foi coletada uma amostra de 42 mL do licor misto a ser avaliado, e esta foi submetida ao processo de centrifugação a 10000 RPM durante 15 minutos. O sobrenadante obtido, constituído essencialmente por SMP, foi filtrado em membrana de acetato de celulose com tamanho médio de poro de 0,45 µm e armazenado para posterior análise. O lodo depositado no fundo do tubo *falcon* após o processo de centrifugação, foi então ressuspensionado com uma solução de NaCl a 0,05% e aquecido a 60° C por 30 minutos.

Em seguida, foi novamente realizado o processo de centrifugação, e o sobrenadante originado, constituído essencialmente por EPS também foi filtrado e armazenado. A sequência metodológica utilizada é ilustrada na Figura D-1.

Figura C-1 – Procedimento para obtenção das frações EPS e SMP



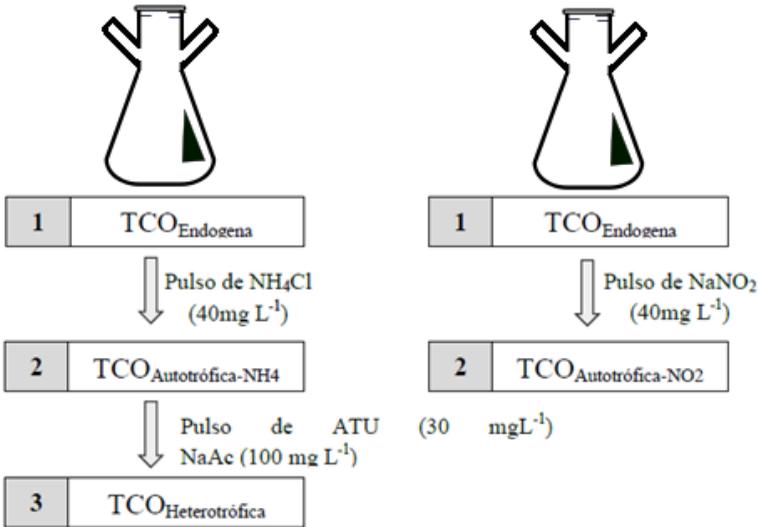
Fonte: Elaborada pelo autor

ANEXO D – Respirometria

O procedimento utilizado nos ensaios de respirometria, baseado no estudo de Iversen et al. (2009) é descrito a seguir. Para realização do teste, primeiramente, coletou-se 2000 mL do licor misto, que em seguida foi submetido à aeração constante durante 24 h sem substrato exógeno. Essa etapa preliminar permite que o lodo degrade eventuais matérias orgânicas e nutrientes, a fim de alcançar a estabilização da atividade (fase endógena). Em seguida, o licor misto foi dividido em duas partes: 1,0 L para determinação da TCO_{HET} e TCO_{NH_4} , com respectiva TCO_{END} , e 1,0 L para determinação da TCO_{NO_2} e sua respectiva TCO_{END} . Cada amostra foi alocada em um *Erlenmeyer* modificado (respirômetro) e submetida à aeração e agitação constantes. Assim, os testes respirométricos foram realizados em duas etapas, sendo uma para determinação TCO_{HET} e TCO_{NH_4} e uma segunda etapa para determinação da TCO_{NO_2} .

Na Figura D-1 é representada a sequência metodológica utilizada para a determinação das TCO.

Figura D.1 - Sequência metodológica utilizada para a determinação das TCOs



Fonte: adaptado de Belli (2015)

Durante o ensaio a temperatura do licor misto foi mantida entre 20-25°C e o pH entre 7,0-7,5 através da adição de solução básica (NaOH) ou ácida (HCl). Os dados referentes à concentração de OD foram coletados a cada 5 segundos utilizando uma sonda multiparâmetro YSI 556. Após os ensaios, os valores de OD (mg L^{-1}) registrados foram plotados graficamente, em função do tempo (min), e a velocidade de consumo de oxigênio pôde então ser obtida através do coeficiente angular da reta de melhor ajuste. Para determinação das TCOE, os valores das respectivas TCO obtidas foram padronizadas pela concentração de SSV do licor misto no dia do ensaio.