

# BIORREATORES DE MEMBRANA APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES: CARACTERÍSTICAS E ASPECTOS IMPORTANTES

Thiago Santos de Almeida Lopes<sup>1</sup>  
Whelton Brito dos Santos<sup>2</sup>  
George Antonio Belmino da Silva<sup>3</sup>  
Weruska Brasileiro Ferreira<sup>4</sup>

## RESUMO

Por sua capacidade de produzir um efluente com excelente qualidade, os biorreatores de membrana (MBR) têm se destacado como uma alternativa para o tratamento de esgotos domésticos e industriais visando o reúso. Contudo, ainda são considerados uma tecnologia emergente no Brasil, com poucos estudos e aplicações em escala real. Por este motivo, o presente trabalho teve como objetivo realizar um levantamento bibliográfico acerca das características gerais, configurações e aspectos importantes dos MBRs. As informações foram obtidas a partir de artigos científicos, livros, dissertações, teses, entre outros, selecionados de acordo com o tema abordado e com sua confiabilidade. Verificou-se que as características dos MBRs possibilitam uma redução substancial de microrganismos patogênicos e sólidos suspensos. Além disso, oferecem condições para a biodegradação de constituintes dissolvidos, como matéria orgânica e amônia, e apresentam vantagens como baixos requerimentos de área e robustez. No entanto, são necessários mais estudos com o intuito de minimizar suas limitações, como formação de incrustações e uso de reagentes químicos para limpeza das membranas, e conhecer seu potencial para a remoção de contaminantes emergentes, como fármacos e agrotóxicos, que ainda é inconclusivo.

**Palavras-chave:** MBR, Águas residuárias, Reúso, Biodegradação.

## INTRODUÇÃO

Uma das medidas importantes que podem ser tomadas para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos é a reutilização de efluentes tratados, que permite a redução do uso de água doce. Isto tem contribuído para o estudo e elaboração de técnicas de tratamento que possibilitem o reúso de águas residuárias, dentre as quais se podem destacar os biorreatores de membrana (MBR), atualmente reconhecidos como uma alternativa promissora para otimizar a biodegradação de poluentes (MOORE; ZYTNER; CHANG, 2016; SUBTIL et al., 2013).

Os MBRs podem ser compreendidos pela junção entre a tecnologia de lodos ativados convencional (LAC) e a separação por membranas de microfiltração ou ultrafiltração. Deste modo, minimizam as limitações inerentes aos LACs e promovem a geração de efluentes com excelente qualidade em relação à sólidos suspensos totais, nitrogênio total, carbono orgânico

<sup>1</sup> Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais - UFCG, [thiago.s.16@hotmail.com](mailto:thiago.s.16@hotmail.com);

<sup>2</sup> Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais - UFCG, [wheltonbrt@gmail.com](mailto:wheltonbrt@gmail.com);

<sup>3</sup> Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais - UFCG, [george\\_belmino@hotmail.com](mailto:george_belmino@hotmail.com).

<sup>4</sup> Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UEPB, [weruska\\_brasileiro@yahoo.com.br](mailto:weruska_brasileiro@yahoo.com.br).

dissolvido e microrganismos patogênicos, sendo considerados como sistemas inovadores e eficazes para o tratamento biológico de águas residuárias (PHAN et al., 2015; BOONNORAT et al., 2016; TRINH et al., 2016).

No tocante ao tratamento de efluentes por sistemas convencionais, os MBRs possuem vantagens como baixa área de ocupação, produção reduzida de lodo e resistência às variações de carga afluenta (CHANG et al., 2011; MONSALVO et al., 2014; GOMES et al., 2015). No entanto, esta tecnologia ainda é considerada emergente no Brasil, com poucos estudos sobre a mesma e reduzidas aplicações em escala real (MORAIS, 2018). Neste seguimento, o presente estudo tem como objetivo fazer uma revisão bibliográfica acerca dos MBRs, englobando suas características gerais, configurações e aspectos importantes.

## **METODOLOGIA**

Este trabalho foi realizado através de levantamento bibliográfico, que oferece recursos para auxiliar na definição, aprofundamento e resolução de problemas já conhecidos, além de permitir explorar novas áreas onde os mesmos não se consolidaram suficientemente. Também possibilita que um tema seja estudado sob nova ótica ou abordagem, resultando em novas conclusões. Deste modo, utilizou-se o seguinte roteiro de trabalho:

- i. Pesquisa de fontes bibliográficas: artigos de periódicos, livros, dissertações, teses, dentre outros, contendo não apenas informações sobre o tema estudado, como também indicações de outras fontes de investigação;
- ii. Leitura do material: realizada de modo seletivo acerca dos biorreatores de membrana, suas características, configurações e parâmetros operacionais;
- iii. Organização do conteúdo: separação dos segmentos relevantes do material estudado e elaboração de resumos, ordenando-os de acordo com seu assunto e conferindo a sua confiabilidade;
- iv. Conclusões: obtidas a partir das informações levantadas e apresentadas neste trabalho.

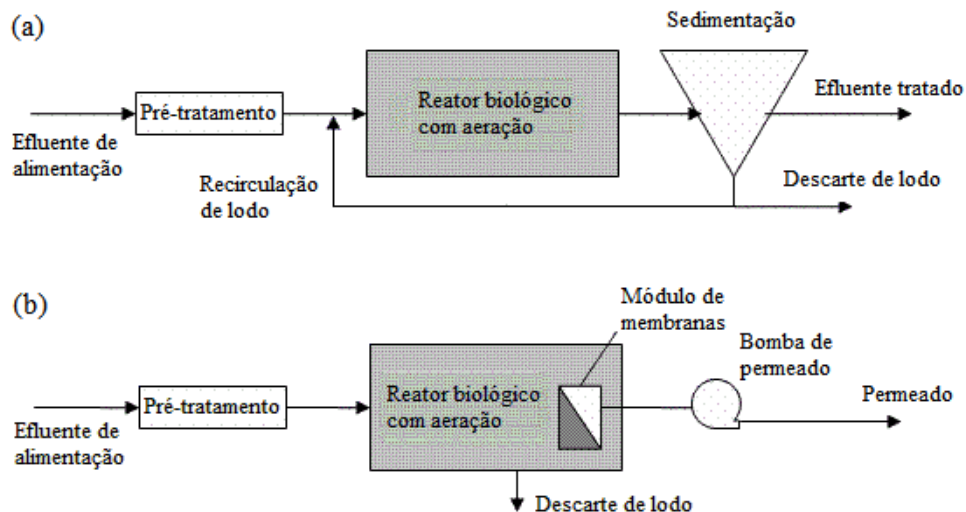
## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **BIORREACTORES DE MEMBRANA: CARACTERÍSTICAS E CONFIGURAÇÕES**

Os MBRs podem ser denominados como uma combinação da tecnologia de lodos ativados convencionais com a separação por membranas de microfiltração ou ultrafiltração.

produzem um efluente de excelente qualidade e substancialmente desinfetado (incluindo a remoção total da maioria das bactérias e parcialmente de vírus), se enquadrando em padrões de reúso (SANTOS et al., 2011; SUBTIL et al., 2013; ALKMIM et al., 2015).

A etapa de sedimentação presente no sistema de LAC é substituída por um estágio de filtração com membranas no MBR (Figura 1), o que resulta na concentração da biomassa e, com isso, reduz a área necessária do tanque biológico e aumenta a eficiência do tratamento. Desse modo, os MBRs tendem a gerar efluentes de maior pureza em relação aos constituintes dissolvidos, como matéria orgânica e amônia. Somado a isso, ao eliminar a necessidade de sedimentação da biomassa, a variação de fluxo através destes sistemas não afeta a qualidade do permeado, visto que não ocorre arraste de sólidos junto ao mesmo (SANTOS et al., 2011).



**Figura 1.** Representação esquemática dos sistemas de: (a) lodos ativados convencional e (b) biorreator de membrana. Fonte: Adaptado de Group (2007).

A elevada contenção de sólidos suspensos, mesmo em baixas temperaturas, e rejeição de compostos com alto peso molecular, promove a maior degradação destes no MBR e evita que sejam lançados junto ao efluente tratado. No tocante ao tratamento de águas residuárias por sistemas convencionais, os MBRs apresentam vantagens como baixa área de ocupação, produção reduzida de lodo e resistência às variações de carga afluente (CHANG et al., 2011; MONSALVO et al., 2014; GOMES et al., 2015).

Outra vantagem dos MBRs está relacionada aos fatores tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de retenção de sólidos (TRS). Nos LACs, a separação de sólidos suspensos é realizada por sedimentação, que depende do crescimento de flocos de biomassa a um tamanho que possibilite sua remoção (geralmente  $> 50$  mm). Isso exige um determinado TDH para o

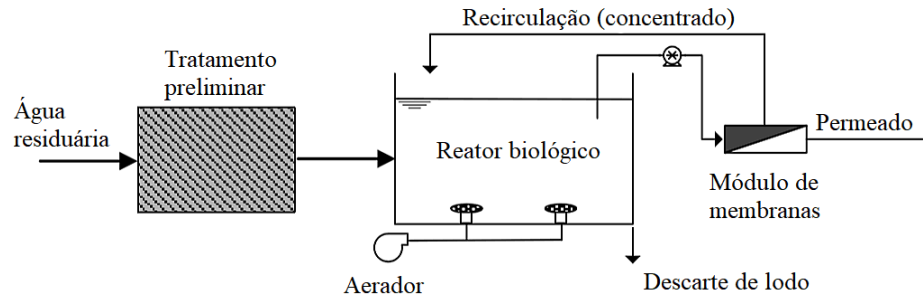
desenvolvimento dos microrganismos. Já nos MBRs, as partículas só precisam ser maiores que os poros das membranas para serem removidas, o que torna os parâmetros TDH e TRS independentes (JUDD, 2008).

Contudo, apesar das inúmeras vantagens dos MBRs, os gastos associados à limpeza química das membranas, à reposição das mesmas e ao consumo de energia (para aeração do tanque biológico e bombeamento de permeado) surgem como fatores limitantes à utilização desta tecnologia, pois incidem em custos operacionais significativamente maiores que os dos LACs (JUDD, 2008; ALKMIM et al., 2015). Por esse motivo, a menos que um efluente de excelente qualidade seja requerido, as organizações geralmente não percebem a necessidade de realizar altos investimentos em um MBR (JUDD, 2006).

Não obstante as barreiras supracitadas, a utilização de MBRs cresceu nos últimos anos, sendo reportado um crescimento anual médio de mercado entre 11,6-12,7%, de 2000 a 2011, ligeiramente maior que o de tecnologias similares, como os sistemas de dessalinização (que apresentaram taxa anual entre 9-10%) (SANTOS et al., 2011).

O emprego dos MBRs tem sido impulsionado pela escassez de recursos hídricos e por legislações mais rigorosas, que tendem a promover a implementação de tecnologias que possibilitem a reutilização de água nas regiões mais secas do mundo ou tornem o reúso mais viável economicamente. Além disso, as recentes inovações tecnológicas têm ocasionado significativa redução dos custos das membranas, o que contribui para a consolidação destes sistemas (BARCO-BONILLA et al., 2010; SANTOS et al., 2011).

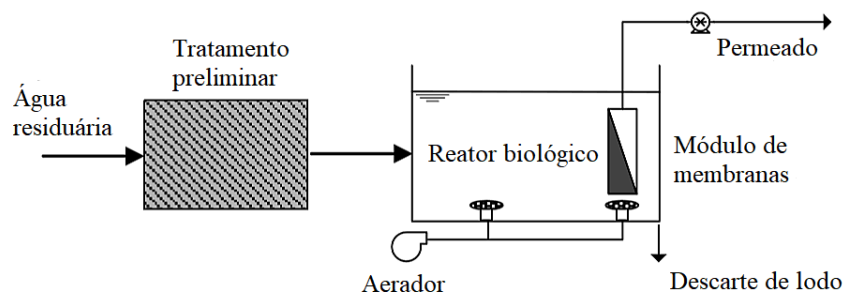
Os primeiros estudos envolvendo MBRs foram iniciados na década de 70, onde a configuração dos sistemas consistia no acoplamento externo de módulos de ultrafiltração ao reator (Figura 2). Durante a operação, o efluente presente no tanque biológico era bombeado para as membranas, que promoviam a separação em dois canais: o de permeado (produto), que era removido do sistema, e o de concentrado (resíduo), que era retornado ao biorreator (JUDD, 2008; GIACOBBO, 2010; SANTOS, 2015).



**Figura 2.** MBR com módulo de membranas externo ao biorreator. Fonte: Adaptado de Subtil et al. (2013).

Esta modalidade de MBRs demandava um alto consumo de energia (1 a 10 kWh por m<sup>3</sup> de permeado) devido à necessidade de uma elevada velocidade tangencial. Isso restringiu a utilização deste modelo em instalações de pequena e média escala, onde o requisito energético era parcialmente compensado pela redução de área ou onde o reúso de água era economicamente viável (COTE e THOMPSON, 2000; SCHNEIDER E TSUTIYA, 2001).

No começo dos anos 90, outra configuração passou a ser utilizada para o tratamento de esgotos municipais, os reatores com membrana submersa (Figura 3), caracterizados pela imersão do módulo de membranas no tanque biológico ou em um compartimento separado dentro do próprio biorreator. Nesta modalidade, é estabelecido um vácuo no sentido do permeado, por meio de uma bomba, o que proporciona a permeação do efluente através da membrana que, por sua vez, retém os sólidos maiores que seus poros dentro do reator. O permeado também pode ser retirado por gravidade, mediante a pressão hidráulica provocada pela diferença de altura da coluna de líquido em relação ao módulo de membranas (TCHOBANOGLOUS et al., 2003; GIACOBBO, 2010; SANTOS, 2015).

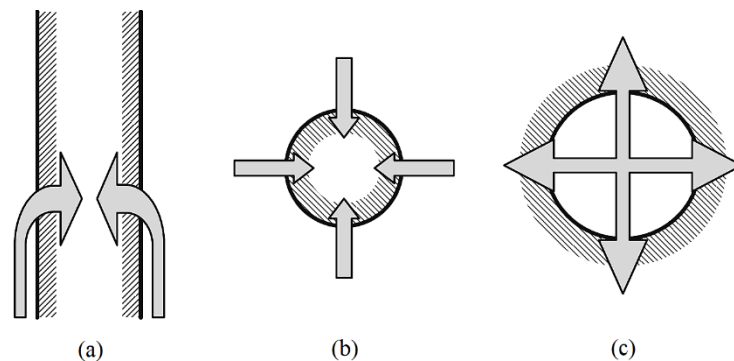


**Figura 3.** MBR com módulo de membranas submerso no biorreator. Fonte: Adaptado de Subtil et al. (2013).

Nos sistemas submersos, geralmente se opera com baixas diferenças de pressão, de modo que a pressão transmembrana (PTM) varie entre 0,2 e 0,8 bar. Estes modelos também demandam baixo consumo de energia, em torno de 0,2 a 0,4 kWh por m<sup>3</sup> de permeado, quando comparados aos biorreatores com módulos externos (COTE e THOMPSON, 2000; GIACOBBO, 2010).

Com relação à fabricação das membranas, elas devem ser produzidas de modo que permitam a passagem de água e os tamanhos dos poros apresentem alto grau de seletividade, para que sejam retidos o máximo de resíduos possível. Os materiais empregados para este fim se dividem basicamente em dois grupos, polímeros e cerâmicas, e devem proporcionar integridade estrutural às membranas, além de resistência à produtos químicos e à variações de temperatura e pH, que normalmente emergem durante os processos de limpeza química (JUDD, 2006).

Embora, a princípio, qualquer polímero possa ser usado na fabricação de membranas, somente alguns são adequados para os processos de tratamento de efluentes. Os mais comuns são: polietilsulfona (PES), polipropileno (PP), polietileno (PE) e fluoreto de polivinilideno (PVDF). A cerâmica é outro tipo de material que pode ser utilizado e se destaca por ser mais resistente à incrustações, contudo, possui custo elevado. No que diz respeito à geometria das membranas e ao modo como são montadas em relação ao fluxo de água, geralmente são utilizados modelos tubulares, para biorreatores com módulos externos, e de placa plana ou fibra oca, para a configuração submersa (Figura 4) (JUDD, 2006; JUDD, 2008).



**Figura 4.** Representação esquemática do fluxo de água através da membrana: (a) placa plana, (b) tubular e (c) fibra oca. Fonte: Adaptado de Judd (2006).

## OPERAÇÃO E ASPECTOS IMPORTANTES EM BIORREATORIOS DE MEMBRANA

A biodegradação em MBRs está sujeita a uma série de determinantes como aeração, tempo de retenção de sólidos (TRS), tempo de detenção hidráulica (TDH), concentração de biomassa, concentração de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH e propriedades dos compostos a serem removidos (estrutura molecular, hidrofobicidade, tamanho e carga, dentre outros) (MONSALVO et al., 2014; BOONNORAT et al., 2016). Alguns destes aspectos estão descritos a seguir.

## Aeração

Nos tratamentos biológicos aeróbios de águas residuárias, o sistema de aeração tem como principal objetivo fornecer oxigênio aos microrganismos, que é indispensável para a realização das reações biológicas. Além disso, a injeção de ar nos biorreatores também pode ser utilizada para manter a biomassa em suspensão. A quantidade necessária de OD varia em função da idade do lodo e da carga de alimentação, no entanto, para a degradação da matéria orgânica, a concentração mínima usualmente reportada é de  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  (GIACOBBO, 2010; KELLNER, 2014).

A aeração contínua dificulta a desnitrificação dos microrganismos, o que resulta em uma baixa eficiência de remoção de nitrogênio total (NT). A aeração intermitente, no MBR, permite combinar as vantagens de um reator sequencial em batelada (RSB) com a separação por membranas, possibilitando que condições aeróbicas e anóxicas sejam alcançadas. Desse modo, nitrificação e desnitrificação podem ocorrer no mesmo reator e elevadas taxas de remoção podem ser obtidas simultaneamente para matéria orgânica e NT (CHANG et al., 2011).

Chang et al. (2011) avaliaram os efeitos da aeração na remoção de NT em um biorreator de membrana submersa e observaram que a injeção de ar 60 min ligada/75 min desligada elevou a eficiência de remoção de NT de 26,2% para 70,7%, quando comparada à introdução de ar contínua, indicando que a aeração intermitente pode ser usada para melhorar o desempenho de MBRs. Além disso, Silva et al. (2015) apontam que esse modo de operação possibilita a obtenção de um efluente com elevada qualidade e menor custo, quando comparado à configuração convencional, devido à menor necessidade de injeção de ar.

Em MBRs de configuração submersa, a aeração também desempenha importante função para redução de incrustações. Os aeradores geralmente produzem grandes bolhas de ar (diâmetro  $> 3 \text{ mm}$ ) e quando eles são colocados abaixo do módulo de membranas, o fluxo de ar promove a limpeza destas. Isso faz com que a permeabilidade do sistema varie de acordo com a taxa de aeração (JUDD, 2008).

## Concentração de sólidos

O teor de sólidos suspensos voláteis (SSV) nos MBRs pode ser usado como indicador da concentração de microrganismos presentes no lodo (KELLNER, 2014). Uma das grandes

vantagens da tecnologia supracitada, é a possibilidade de operar com elevadas concentrações deste parâmetro, geralmente entre 15-25 g.L<sup>-1</sup>, enquanto que os sistemas de lodos ativados, conforme modalidade, operam com 1,5-4,5 g.L<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 1997; SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

Altas concentrações de biomassa permitem a redução de volume dos biorreatores e da geração de lodo residual e são benéficas para a remoção de contaminantes emergentes (CEs) que tendem a se acumular no lodo, devido sua intrínseca hidrofobicidade ou por interações eletrostáticas com os microrganismos. Este último mecanismo implica na necessidade de um tratamento posterior do lodo descartado, geralmente incineração, para evitar que os CEs retornem aos mananciais, o que é provável de acontecer quando este material é direcionado para fins agrícolas (JUDD, 2008; SIPMA et al., 2010).

Apesar dos benefícios mencionados, elevadas concentrações de biomassa em MBRs aumentam a demanda de energia e a probabilidade de entupimento das membranas, devido ao impacto deletério na eficiência da aeração (JUDD, 2008). Nesse sentido, Germain et al. (2007) apontam que a concentração de SSV em MBRs deve ser mantida abaixo de 15 g.L<sup>-1</sup>, para melhorar a capacidade da transferência de oxigênio, e recomendam que esteja situada entre 10-15 g.L<sup>-1</sup>.

### **Tempo de detenção hidráulica**

O tempo de detenção hidráulica é conceitualmente definido como o tempo médio em que um determinado volume de líquido permanece na unidade de tratamento e pode ser calculado através da razão entre o volume do tanque biológico (V) e a vazão de alimentação (Q<sub>a</sub>), como mostra a Equação 1, sendo geralmente expresso em horas (GIACOBBO, 2010).

Equação 1:

$$TDH = \frac{V}{Q_a}$$

Kellner (2014) aponta que a remoção dos parâmetros mais comuns no tratamento de esgotos sanitários pode ser obtida por meio de diferentes TDHs em um MBR. No entanto, como explicado no estudo de Giacobbo (2010), baixos valores deste parâmetro promovem o crescimento excessivo de bactérias filamentosas e resultam em elevadas concentrações de



polímeros extracelulares no lodo em suspensão, que atuam de modo negativo sobre o *fouling* das membranas e reduzem o fluxo permeado.

### **Tempo de retenção de sólidos**

A idade do lodo, ou tempo de retenção de sólidos, consiste no tempo médio em que os microrganismos permanecem no biorreator. Este parâmetro é facilmente controlável nos MBRs, em virtude da retenção completa de sólidos suspensos por meio das membranas. Em um sistema operando adequadamente, onde o excesso de lodo é removido diretamente do tanque biológico, o TRS pode ser calculado através da razão entre o volume do biorreator (V) e a vazão de lodo descartado ( $Q_{ld}$ ), conforme Equação 2, sendo usualmente representado em dias (GIACOBBO, 2010; KELLNER, 2014).

Equação 2:

$$TRS = \frac{V}{Q_{ld}}$$

Do ponto de vista bioquímico, geralmente se deseja trabalhar com altos valores de TRS, pois isso possibilita o desenvolvimento de microrganismos de crescimento mais lento e promove uma menor geração de lodo, devido à redução da atividade anabólica. Por outro lado, valores mais baixos deste parâmetro, além de aumentarem a produção de lodo residual, reduzem a permeabilidade das membranas, visto que elevam as concentrações de materiais responsáveis pelo *fouling*, como produtos microbianos solúveis (JUDD, 2008).

De acordo com Sipma et al. (2010), as elevadas idades de lodo alcançadas em MBRs, aliadas à uma baixa disponibilidade de matéria orgânica, podem contribuir para o aumento da biodiversidade e consequente biodegradação de CEs. Além disso, também influenciam positivamente a nitrificação e a eliminação de poluentes refratários. Todavia, este parâmetro é limitado pelos eventuais descartes de lodo, necessários para manter a concentração de SSV aproximadamente constante no biorreator.

### **Pressão transmembrana**

A pressão transmembrana é definida como a diferença entre a pressão negativa no interior da membrana (lado do permeado) exercida por uma bomba e a pressão da coluna de água sobre o módulo, sendo usualmente representada em bar ou Pascal (Pa) (VIANA, 2004).

Conforme Giacobbo (2010), quanto maior for a PTM aplicada, maior será o fluxo permeado obtido. Contudo, elevados valores de pressão favorecem o desenvolvimento de *fouling*, que acarreta em redução do fluxo permeado ao longo do tempo e aumento do consumo energético e dos custos operacionais. Por outro lado, a aplicação de baixas pressões tende a manter a permeação mais estável, resultando em menores perdas de fluxo.

### Fluxo e permeabilidade

O fluxo permeado ( $J_p$ ) é definido como o volume que permeia através da membrana por unidade de área e de tempo, ou seja, vazão ( $Q_p$ ) por área ( $A$ ), conforme apresentado na Equação 3, sendo geralmente representado por  $L/m^2.h$  (GIACOBBO, 2010).

Equação 3:

$$J_p = \frac{Q_p}{A}$$

Considerando a membrana como inerte ao solvente e incompressível pela ação da pressão, o fluxo permeado de um solvente puro é diretamente proporcional à PTM, para os sistemas cujo gradiente de pressão é a força motriz. Deste modo, a permeabilidade da membrana ( $L_p$ ) é determinada a partir da Equação 4, sendo usualmente expressa em termos de  $L/m^2.h.bar$  (GIACOBBO, 2010).

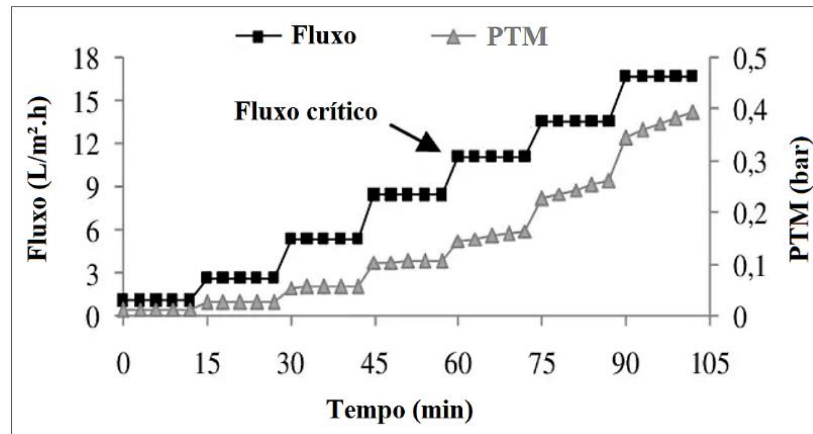
Equação 4:

$$J_p = L_p \cdot PTM$$

### Fluxo crítico

Field et al. (1995) introduziram o conceito de fluxo crítico, definindo-o como o fluxo máximo abaixo do qual o fluxo não decai no decorrer do tempo e a formação de incrustações é desprezível. Valores acima deste parâmetro concorrem para o desenvolvimento de *fouling* irreversível, pois aumentam a tendência de arraste e deposição de partículas durante o regime de operação. De acordo com Miller et al. (2014), o valor exato do fluxo crítico depende de propriedades incrustantes das partículas (como dimensão e concentração), de características das membranas (como tipo de material e tamanhos dos poros) e da velocidade tangencial.

Devido às dificuldades de obtenção de dados, não existe um método padrão para a determinação do fluxo crítico. Uma metodologia baseada na estabilidade da PTM (Figura 5) tem sido utilizada. Nesta prática, a pressão é monitorada enquanto o fluxo de operação é aumentado gradualmente (a cada 15 minutos). O fluxo crítico será definido no ponto onde, a partir dele, poderá ser observado um rápido incremento da PTM, relacionado à maiores tendências de incrustação das membranas (MUTAMIM et al., 2012).



**Figura 5.** Determinação do fluxo crítico através do monitoramento da PTM em fluxos de operação pré-definidos. Fonte: Adaptado de Belli et al. (2014).

### pH e temperatura

O pH é um parâmetro de considerável importância no tratamento biológico de águas residuárias, visto que a maioria dos microrganismos não tolera níveis fora da faixa 4,0-9,5, estando o pH ótimo entre 6,5-7,5. Este parâmetro também está relacionado à formação de incrustações, pois influencia na solubilidade de sais e proteínas (GIACOBBO, 2010).

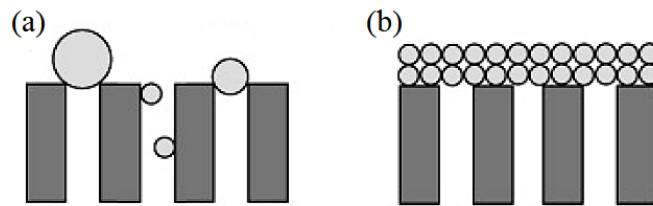
A temperatura é outro fator importante para a biodegradação de contaminantes, visto que influencia na solubilidade do oxigênio em água (são inversamente proporcionais) e na atividade microbiana, afetando a eficiência global dos processos biológicos (PINTO et al., 2010). Viana (2004) ressalta que, apesar das elevações de temperatura aumentarem as taxas das reações químicas e bioquímicas, deve-se operar na faixa térmica usual de sobrevivência dos microrganismos. Além disso, variações deste parâmetro podem alterar as características de digestão do sistema, pois favorecem espécies distintas na biomassa (GIACOBBO, 2010).

No estudo de Trinh et al. (2016) foi investigada a influência das mudanças sazonais na remoção de CEs em um MBR de escala real. Os autores reportaram que a biodegradação foi predominante para alguns contaminantes durante o verão, sendo seguida por uma menor

adsorção na biomassa. O oposto foi observado no inverno, onde a biotransformação destes compostos diminuiu, mas foi compensada por um incremento na adsorção. Os mecanismos exatos responsáveis por essa mudança ainda são desconhecidos, mas o estudo aponta que provavelmente estão relacionados à temperatura.

### Incrustações e polarização por concentração

A incrustação nas membranas, também conhecida por *fouling*, ocorre principalmente por adsorção de moléculas de soluto na superfície da membrana, depósito de material na face exterior da mesma e obstrução de poros por sólidos em suspensão, formando uma torta (Figura 6), e é influenciada por fatores associados ao efluente de alimentação, às condições operacionais e à membrana em si. Como consequências, destacam-se a redução do fluxo permeado (para operação com PTM constante), o aumento da pressão no sistema (quando o fluxo é constante), a necessidade de limpeza das membranas, a redução da vida útil destas e, conseqüentemente, maior custo de operação (ALKMIM et al., 2015).



**Figura 6.** Incrustações em membranas: (a) obstrução dos poros e (b) formação da torta. Fonte: Adaptado de Kellner (2014).

Com relação aos mecanismos de limpeza das membranas, as incrustações podem ser classificadas em: (i) reversíveis ou temporárias, que são removidas através de limpeza física; (ii) irreversíveis ou permanentes, eliminadas somente por meio de limpeza química e (iii) irrecuperáveis ou absolutas, as quais nenhum procedimento de limpeza é capaz de remover. Quanto à composição química, podem ser orgânicas ou inorgânicas (JUDD, 2008).

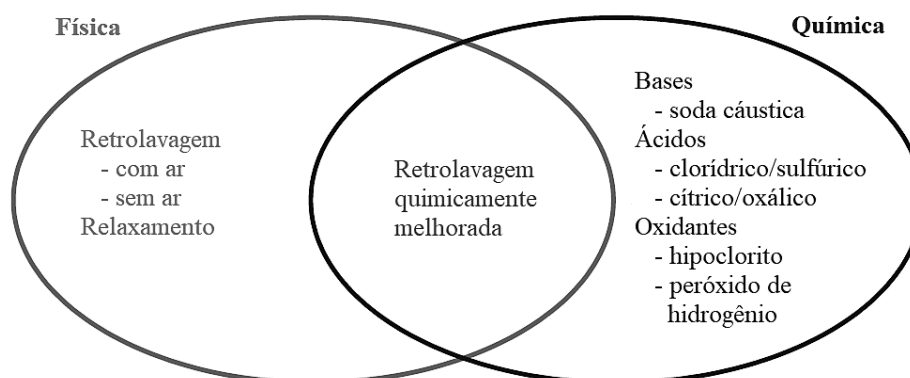
Nos MBRs, o *fouling* causado por compostos inorgânicos não é dominante, uma vez que estes estão presentes em baixas concentrações e são pequenos o suficiente para permear através dos poros das membranas. Por outro lado, a presença majoritária de polissacarídeos e proteínas, a formação de biofilme e a deposição de metabólitos da biomassa na superfície das membranas, contribuem para a predominância do *fouling* orgânico, comumente chamado de *biofouling* (LOPES, 2017).

Outro fator que contribui para o desenvolvimento de incrustações é o fenômeno da polarização por concentração, que é definida como a tendência do soluto se acumular na superfície da membrana dentro de uma camada limite de concentração, ou filme líquido, durante o fluxo de operação. Nesta película, o único modo de transporte possível é a difusão, que é duas vezes mais lenta que a convecção, o que reduz a taxa de transferência através das membranas (JUDD, 2006).

### **Limpezas físicas e químicas**

A limpeza física é normalmente realizada por meio da retrolavagem, isto é, reversão do fluxo, ou pelo relaxamento, que corresponde à interrupção da permeação enquanto bolhas de ar continuam a passar pelas membranas. Estes dois mecanismos podem ser usados em combinação. Por outro lado, a limpeza química é realizada com ácidos minerais ou orgânicos e soda cáustica ou hipoclorito de sódio (mais utilizado em MBRs). Baixas concentrações de agentes químicos também podem ser empregadas nas águas de retrolavagem, com o intuito de otimizar este procedimento (JUDD, 2006). A Figura 7 apresenta os métodos de limpeza física e química das membranas.

A limpeza física é menos onerosa e menos demorada do que a química, apresentando duração geralmente inferior a 2 minutos. Não exige produtos químicos e, conseqüentemente, não produz resíduos relacionados a eles, além de oferecer menor risco de degradação às membranas. No entanto, remove apenas as incrustações reversíveis, sendo menos eficaz que a limpeza química, que consegue remover materiais mais difíceis, geralmente denominados de irreversíveis ou permanentes, o que pode ser considerado um equívoco, visto que, após um efluente permear por uma membrana virgem, sua permeabilidade original jamais é recuperada. Isso ocorre em virtude de uma resistência residual que pode ser definida como “*fouling* irrecuperável”, que se acumula ao longo dos anos e é a responsável por determinar a vida útil das membranas (JUDD, 2006).



**Figura 7.** Métodos de limpeza das membranas e principais agentes químicos utilizados. Fonte: Adaptado de Judd (2006).

A vida útil de uma membrana é definida pelos fornecedores como o tempo de operação após o qual não há possibilidade de se manter o fluxo original de projeto. Este também pode ser considerado como o momento em que as limpezas químicas já não conseguem mais recuperar a permeabilidade da mesma. Um importante fator para a redução da vida útil das membranas é a realização de constantes limpezas com reagentes químicos, que podem modificar a estrutura da membrana ao longo do tempo e reduzir a sua capacidade de transmitir fluidos (ALKMIM et al., 2015; DA COSTA et al., 2015).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do levantamento bibliográfico realizado neste trabalho foi possível conhecer as características gerais, configurações e aspectos operacionais dos biorreatores de membrana, que os tornam uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes industriais visando o reúso. Além da remoção substancial de sólidos suspensos e microrganismos patogênicos, esta tecnologia oferece condições para a biodegradação de constituintes dissolvidos, como matéria orgânica e amônia, e apresenta vantagens como baixos requerimentos de área e robustez.

No entanto, são necessários mais estudos com o intuito de minimizar suas limitações, como a formação de incrustações e o uso de reagentes químicos para limpeza das membranas, bem como avaliar seu potencial para a remoção de contaminantes emergentes, como fármacos e agrotóxicos, que ainda é inconclusivo.

## REFERÊNCIAS

ALKMIM, A. R.; MOSER, P. B.; TORRES, A. P.; NETA, L. S. F.; AMARAL, M. C. S. Tratamento de efluente de refinaria empregando biorreator com membranas: desempenho na

remoção de poluentes, incrustação e vida útil da membrana. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28. **Anais**. Rio de Janeiro: RioCentro, 2015.

BARCO-BONILLA, N.; ROMERO-GONZÁLEZ, R.; PLAZA-BOLAÑOS, P.; FRENICH, A. G.; VIDAL, J. L. M. Analysis and study of the distribution of polar and non-polar pesticides in wastewater effluents from modern and conventional treatments. **Journal of Chromatography A**, v. 1217, n. 50, p. 7817-7825, 2010.

BELLI, T. J.; CORAL, L. A.; RECIO, M. A. L.; VIDAL, C. M. S.; LAPOLLI, F. R. Total nitrogen removal in membrane sequencing batch bioreactor treating domestic wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 36, n. 2, 2014.

BOONNORAT, J.; TECHKARNJANARUK, S.; HONDA, R.; PRACHANURAK, P. Effects of hydraulic retention time and carbon to nitrogen ratio on micro-pollutant biodegradation in membrane bioreactor for leachate treatment. **Bioresource technology**, v. 219, p. 53-63, 2016.

CHANG, J. J.; LIANG, W.; XIAO, E. R.; WU, Z. B. Effect of intermittent aeration on the microbial community structure of activated sludge in a submerged membrane bioreactor. **Water and Environment Journal**, v. 25, n. 2, p. 214-218, 2011.

COTE, P.; THOMPSON, D. Wastewater treatment using membranes: the North American experience. **Water science and technology**, v. 41, n. 10-11, p. 209-215, 2000.

DA COSTA, P. R.; ALKMIN, A. R.; AMARAL, M. C. S.; DE FRANÇA NETA, L. S.; CERQUEIRA, A. C.; SANTIAGO, V. M. J. Ageing effect on chlorinated polyethylene membrane of an MBR caused by chemical cleaning procedures. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 6, p. 1460-1470, 2015.

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.

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.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia da UFRGS, Porto Alegre, 2010.

GOMES, R. F.; FURTADO, T. P. B.; COSTA, P. R.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; AMARAL, M. C. S. Tratamento de efluente de refinaria empregando biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme para remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28. **Anais**. Rio de Janeiro: RioCentro, 2015.

GROUP, W. E. **MBR – Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment**. 2007. Disponível em: <[http://wastewaterengineering.com/mbr\\_membrane\\_bioreactors.htm](http://wastewaterengineering.com/mbr_membrane_bioreactors.htm)>. Acesso em: 24 out. 2018.

JUDD, S. **The MBR Book – Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment**. 1 ed. Oxford: Elsevier, 2006.

JUDD, S. **The status of membrane bioreactor technology.** *Trends in biotechnology*, v. 26, n. 2, p. 109-116, 2008.

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

LOPES, J. D. A. **Remoção de compostos persistentes com biorreator de membrana e adsorção em carvão ativado.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.

MILLER, D. J.; KASEMSET, S.; PAUL, D. R.; FREEMAN, B. D. Comparison of membrane fouling at constant flux and constant transmembrane pressure conditions. *Journal of Membrane Science*, v. 454, p. 505-515, 2014.

MONSALVO, V. M.; MCDONALD, J. A.; KHAN, S. J.; LE-CLECH, P. Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors. *Water research*, v. 49, p. 103-112, 2014.

MOORE, A. W.; ZYTNER, R. G.; CHANG, S. Potential water reuse for high strength fruit and vegetable processor wastewater with an MBR. *Water Environment Research*, v. 88, n. 9, p. 852-870, 2016.

MUTAMIM, N. S. A.; NOOR, Z. Z.; HASSAN, M. A. A.; OLSSON, G. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. *Desalination*, v. 305, p. 1-11, 2012.

PHAN, H. V.; HAI, F. I.; MCDONALD, J. A.; KHAN, S. J.; ZHANG, R.; PRICE, W. E.; ...; NGHIEM, L. D. Nutrient and trace organic contaminant removal from wastewater of a resort town: Comparison between a pilot and a full scale membrane bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 102, p. 40-48, 2015.

PINTO, A. L.; OLIVEIRA, G. H.; PEREIRA, G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. *Revista de Geografia, Meio Ambiente e Ensino*, v. 1, n. 1, p. 69-82, 2010.

SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors: two decades of research and implementation. *Desalination*, v. 273, n. 1, p. 148-154, 2011.

SANTOS, F. **Processos de nanofiltração e osmose inversa para pós-tratamento de efluente de biorreator à membrana.** Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

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

SILVA, M. V.; SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I.; BARBOSA, I. M. Remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) em biorreatores



com membranas submersas (BRMS). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28. **Anais**. Rio de Janeiro: Riocentro, 2015.

SIPMA, J.; OSUNA, B.; COLLADO, N.; MONCLÚS, H.; FERRERO, G.; COMAS, J.; RODRIGUEZ-RODA, I. Comparison of removal of pharmaceuticals in MBR and activated sludge systems. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 653-659, 2010.

SUBTIL, E. L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. Biorreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, p. 129-142, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. Boston: McGraw-Hill Higher Education, 2003.

TRINH, T.; VAN DEN AKKER, B.; COLEMAN, H. M.; STUETZ, R. M.; DREWES, J. E.; LE-CLECH, P.; KHAN, S. J. Seasonal variations in fate and removal of trace organic chemical contaminants while operating a full-scale membrane bioreactor. **Science of The Total Environment**, v. 550, p. 176-183, 2016.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa**. 2004. 175f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lodos Ativado**. v. 4. Belo Horizonte: UFMG, 1997.