

Estudo do potencial de colmatação de membranas em um BRM em batelada sequencial com leito móvel utilizando efluente de indústria papaleira



Study of the potential of membrane fouling in a MBR in sequential batch with mobile bed using effluent from paper manufacturing industry




- **Data de entrada:**
27/04/2023
- **Data de aprovação:**
16/10/2023

Thiago Schactae de Almeida^{1*} | Carlos Magno de Sousa Vidal² | Carlos Raphael Pedroso² | Aline Trog-Ferreira³ | Guilherme Gavlak²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.054>

ORCID ID

Almeida TS  <https://orcid.org/0000-0003-2748-778X>
Vidal CMS  <https://orcid.org/0000-0002-5839-5610>

Pedroso CR  <https://orcid.org/0000-0003-0991-7088>
Trog-Ferreira A  <https://orcid.org/0000-0003-1882-0165>
Gavlak G  <https://orcid.org/0000-0001-9758-3860>

Resumo

O sistema de biorreator à membrana em batelada sequencial com leito móvel (BRM-SB-LM) é uma excelente alternativa ao tratamento de efluentes da produção de papel. No entanto, a colmatação pode ser um parâmetro limitante em sua operação, pois causa o aumento dos custos, principalmente com energia, uma vez que é necessária a aplicação de uma pressão transmembrana (PTM) maior de acordo com o grau de colmatação da membrana. Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o fenômeno da colmatação da membrana no tratamento de efluente da indústria de papel. Para tanto, operou-se um BRM-SB-LM em escala piloto com ciclos de quatro horas com aeração contínua, durante três meses, sem a necessidade de limpeza na membrana e com baixa velocidade de colmatação (0,287 KPas.dia⁻¹). Houve uma remoção de 89,65% da demanda química de oxigênio (DQO), sendo a membrana o principal fator para esse resultado. As concentrações de proteínas e polissacarídeos dos produtos microbianos solúveis (SMP) foram as principais contribuintes para a incrustação da membrana.

Palavras-chave: Efluente da produção de papel. Biorreator à membrana. Colmatação. Produtos microbianos solúveis. Substâncias poliméricas extracelulares.

Abstract

The sequential batch membrane bioreactor system with moving bed (MBR-SB-LM) is an excellent alternative in the treatment of effluents from paper production. However, fouling can be a limiting parameter in its operation, as it increases costs, especially with energy, since it is necessary to apply a higher PTM according to the degree of fouling of the membrane. In this context, the objective of the present research was to evaluate the phenomenon of membrane fouling in the treatment of effluent from the paper industry. For this purpose, MBR-SB-LM was operated on a pilot scale with cycles of 4 hours with continuous aeration, for 3 months, without the need for membrane cleaning and presenting a low fouling rate (0.287 KPas.day⁻¹). There was a removal of 89.65% of COD, with the

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa - Ponta Grossa - Paraná - Brasil

² Universidade Estadual do Centro Oeste - Irati - Paraná - Brasil

³ Universidade Federal do Paraná - Curitiba - Paraná - Brasil

* **Autor correspondente:** thischactae@gmail.com

membrane being the main contributor to this removal. The concentrations of SMP proteins and polysaccharides were the main contributors to membrane fouling.

Keywords: Paper production effluent. Membrane bioreactor. Fouling. Soluble microbial products. Extracellular polymeric substances.

1 INTRODUÇÃO

Em 2015, a indústria de fabricação de celulose e papel teve um consumo de 2,51 m³/s, evidenciando, assim, o alto coeficiente de retorno da água na forma de efluente desse empreendimento (Brasil, 2017; 2019). Com uma geração em torno de 30 a 60 m³ de efluente por tonelada de polpa produzida, esse volume varia de acordo com as técnicas e os métodos de produção em cada fábrica. Pelos processos de polpação e branqueamento, principalmente, as fibras são transformadas em polpas e estas, por sua vez, em papel. Consequentemente, esses processos geram efluentes contendo compostos recalcitrantes e altamente tóxicos (Bajpai, 2018; Garg; Tripathi, 2011; Gupta; Bhardwaj, 2015), caracterizando-se, assim, altas demandas químicas e biológicas de oxigênio (DQO e DBO₅), causando assoreamento nos corpos hídricos receptores, odores desagradáveis e desregulação endócrina da biota aquática, entre outras consequências, tais como mutagenicidade, efeitos genotóxicos, bioacumulação, biomagnificação e letalidade de peixes (Latorre *et al.*, 2004; Pokhrel; Viraraghavan, 2004).

Para reduzir o potencial tóxico do efluente da indústria de papel e celulose, utilizam-se técnicas de tratamento de efluente, podendo ser químicas, físicas, físico-químicas e/ou biológicas (Tavares; Xavier; Evtuguin, 2014). Os tratamentos biológicos são os mais comuns, entre eles estão os biorreatores de membranas (BRM), que utilizam um método de tratamento biológico associado a uma separação sólido-líquido através de membranas filtrantes. Isso permite uma maior remoção da matéria orgânica, uma vez que os sólidos segregados pela membrana permanecem no interior

do biorreator. Esse processo é caracterizado por ser compacto, porém com elevadas demandas de energia e necessitando o controle da colmatação das membranas (Sperling, 2017).

As membranas são materiais seletivos utilizados para reter determinadas substâncias na água. Sua seletividade está ligada ao diâmetro do poro, dessa forma, quanto menor o diâmetro, mais seletiva a membrana será. Para que a água passe através dela é necessária a aplicação de uma pressão. O material retido no concentrado (*i.e.* licor misto) tende a acumular-se na superfície da membrana, influenciando seu fluxo e aumentando a pressão exercida para que a água continue passando através dos poros (pressão transmembrana – PTM), manifestando, assim, o fenômeno da colmatação (Judd; Judd, 2006).

A utilização de biomídias a fim de promover a fixação de biomassa, também chamada de biofilme nos reatores de leito móvel, pode ser uma alternativa para reduzir o potencial de colmatação. O uso de biomídias permite que o biorreator se torne mais compacto, pois elas aumentam a área superficial para adesão da biomassa. Dessa forma, o emprego de biomídias permite uma capacidade de tratamento significativamente maior que os sistemas de lodos ativados, além de alterar a concentração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP), reduzindo o potencial de colmatação do licor misto (Duan *et al.*, 2013; Judd; Judd, 2006; Ødegaard; Rusten; Westrum, 1994).

Portanto, este trabalho tem por finalidade monitorar os parâmetros de DQO, SMP e EPS ao decorrer

da operação de um biorreator à membrana em batelada sequencial de leito móvel (BRM-BS-LM) no tratamento de efluente proveniente de uma indústria de papel, após seu tratamento primário (decantação), e dessa forma, correlacionar seus valores com as variações da PTM e determinar o índice de incrustação da membrana (MFI) junto com a Resistência Específica de Torta (RST). Por fim, a pesquisa pretende avaliar o potencial de colmatação da membrana que o licor misto desse efluente contém.

2 METODOLOGIA

2.1 Unidade experimental e operação do BRM

A unidade piloto de BRM é composta por uma coluna cilíndrica de acrílico com 14,5 cm de diâmetro e 150 cm de altura, com um volume total de 20 L. Dentro do reator foi instalada uma membrana submersa de fibra oca, modelo ZW-10 (Zenon Environmental Inc). Para filtração, conectou-se uma bomba peristáltica à membrana. Uma bomba centrífuga e uma bomba linear de ar foram utilizadas para encher o reator, junto com uma mangueira porosa localizada no fundo do reator, para fornecimento de oxigênio e homogeneização do reator. Um painel de comando foi instalado para automatização das operações do BRM. Utilizou-se um anteparo para contenção das biomédias na metade superior do reator. As biomédias da marca AMB BioMedia™ de forma cilíndrica, 15 mm de diâmetro e superfície de $550 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, preencheram cerca de 30% do volume do reator (5,49 L). Subtraindo-se o volume ocupado pelas biomédias e pela membrana, o volume útil do reator corresponde a 13,7 L. Na Figura 1 encontra-se a representação esquemática do biorreator utilizado.

O BRM foi mantido sob ciclos operacionais de 4 horas (equivalente a um tempo de detenção hidráulica – TDH de 10,96 horas) e uma demanda específica de aeração (SAD) de $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Esse ciclo era subdividido em um período de enchimento (correspondendo a um minuto), então se iniciava o período de aeração (com duração de

3 horas e 29 minutos), finalizando com o processo de filtração (duração de 30 minutos): esse período alternava-se em ciclos de nove minutos de filtração e um minuto de descanso para relaxamento da membrana. Nesse tempo de filtração se obtém um volume de 5 L de permeado (taxa de troca volumétrica de 36,49%), representando um fluxo de $10,75 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

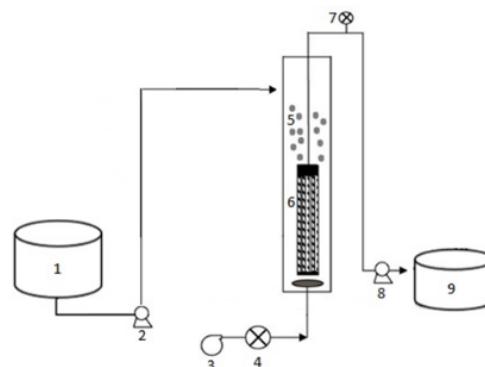


Figura 1 – Esquema da unidade piloto do BRM.

Nota: 1 – Reservatório do afluente. 2 – Bomba de alimentação do BRM. 3 – Bomba de aeração. 4 – Rotâmetros. 5 – Biomédias. 6 – Módulo de membrana. 7 – Vacuômetro. 8 – Bomba para filtração. 9 – Reservatório do permeado.

2.2 Monitoramento, determinação da matéria orgânica e sólidos

As amostras eram retiradas do licor misto para a determinação dos Sólidos Suspensos Totais (SST). Para a determinação de DQO utilizou-se as amostras brutas do efluente, do licor misto e do permeado. Ambas as análises foram executadas duas vezes por semana e de acordo com *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2017).

2.3 Determinação do produto microbiano solúvel (soluble microbial products – SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (extracellular polymeric substances – EPS)

As amostras utilizadas para os ensaios foram coletadas do licor misto do BRM, após o final de um ciclo de aeração (i.e. durante o período de filtração), e foram executadas semanalmente. A amostragem para proteínas foi obtida pelo

método de Lowry *et al.* (1951) e a amostragem de polissacarídeos pelo método de Dubois *et al.* (1956), que utiliza a glicose para determinar a curva padrão. Para a determinação das respectivas concentrações de SMP e EPS, utilizou-se um espectrofotômetro nos comprimentos de 760 e 490 nm, respectivamente.

2.4 Índice de incrustação de membrana (membrane fouling index – MFI)

Este parâmetro foi analisado segundo o descrito por Boerlage *et al.* (2003), através de ensaios de bancada quinzenais. Os ensaios eram realizados utilizando 500 mL do licor misto e 500 mL do sobrenadante. Ambos eram filtrados em membrana de acetato de celulose (0,45 μm), em uma unidade de filtração de bancada, sob uma pressão de 0,5 bar e o permeado era pesado a cada 20 s de filtração em uma balança de precisão. O índice de incrustação da membrana foi calculado por meio da relação entre a razão tempo de filtração por volume do permeado (t/v) e o volume de permeado (v) (Equação 1).

$$MFI = \frac{t/v}{v} \quad \text{Equação 1}$$

Em que: t é o tempo (s) e v o volume (m^3).

Então, constrói-se o gráfico e se obtém o coeficiente de inclinação da reta gerada, sendo este o valor do MFI. Com esse valor, determina-se a resistência específica da torta (RST dado por $\text{m}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Equação 2). Este valor refere-se à resistência que a torta de sólidos na superfície da membrana inflige durante a filtração (Schippers; Verdouw, 1980; Wang; Li; Houang, 2007).

$$RST = \frac{2000 \cdot A^2 \Delta P}{\mu \cdot C} \cdot \frac{t/v}{v} \quad \text{Equação 2}$$

Em que: RST é a resistência específica da torta; ΔP é a pressão aplicada (KPa); A é a área de filtração da membrana (m^2); C o teor de SST do licor misto ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$); μ a viscosidade dinâmica do permeado (0,00089 Pa.s); t o tempo de filtração (s); e v o volume de permeado (m^3).

2.5 Monitoramento da pressão transmembrana (PTM)

O monitoramento da PTM foi feito periodicamente através de um vacuômetro digital (marca *General VC 9200*). A velocidade de colmatção pode ser calculada pela fórmula da velocidade adaptada ou pode ser entendida como o coeficiente angular da reta de tendência de um gráfico Pressão versus Tempo, em que se calcula a diferença de pressão obtida no período de tempo desejado (Equação 3).

$$VC = \frac{\Delta P}{\Delta t} \quad \text{Equação 3}$$

Em que: VC é a velocidade de colmatção ($\text{KPa}\cdot\text{dia}^{-1}$); ΔP a variação da pressão (kPa); e Δt a variação do tempo (dias).

2.6 Correlação e tratamento dos dados

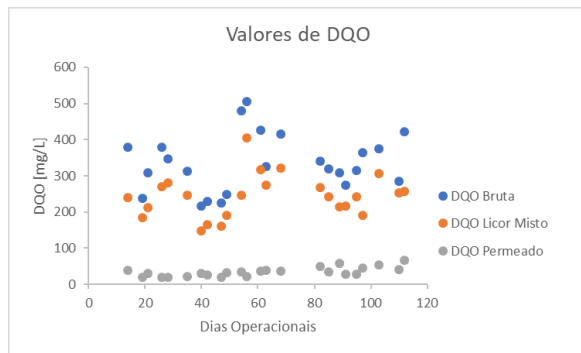
Os dados foram tratados pelo software Excel. As correlações elaboradas foram calculadas utilizando o modelo Pearson para o tratamento dos dados. Para elaborar as correlações entre as concentrações de DQO, proteínas e polissacarídeos com o aumento de resistência à filtração, os dados foram agrupados em médias simples, correspondentes aos períodos anteriores em que os ensaios foram feitos e relacionados com o aumento da PTM.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

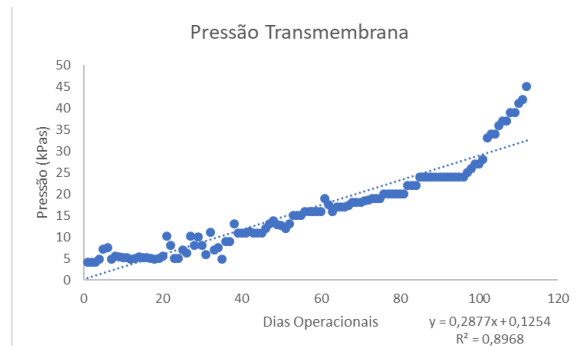
Na Figura 2 encontra-se o perfil de remoção de DQO e a evolução da PTM ao longo do tempo de operação do BRM. Pode-se observar na Figura 2a que os níveis de DQO para o efluente bruto mostraram-se com uma variação ao longo dos dias operacionais, com valores médios de $335,12 \pm$

78,62 mgL⁻¹. O seu percentual de remoção biológica exibiu uma média de 26,73 ± 9,17%, enquanto para a membrana, esses valores correspondem a 85,25 ± 5,48% de remoção. A remoção média global de

DQO resultou numa média de 89,65%, superior aos 75% de remoção encontrados por Oliveira; Rabelo; Nariyoshi (2014). Nota-se, portanto, que a membrana exerce papel primordial na remoção da DQO.



a)



b)

Figura 2 – Perfil de remoção da DQO e evolução da PTM no decorrer do tempo de operação do BRM.

Nota: a) pontos em azul: DQO bruta; pontos em laranja: DQO do licor misto; pontos em cinza: DQO do permeado. b) pontos em azul: valores de PTM.

Podemos notar pela Figura 2b que a correlação entre a DQO removida e o aumento da PTM apresentou um $R^2 = -0,55$. Essa baixa remoção biológica de DQO está de acordo com o observado por Elnakar; Buchanan (2019), pois as frações da DQO de rápida biodegradação no efluente da indústria de papel e celulose compõem apenas 22%, e disso, 4% são de biodegradação lenta. O restante é composto por materiais recalcitrantes orgânicos e inorgânicos, evidenciando-se, assim, o comportamento acima descrito, em que a membrana é a principal responsável pela remoção da DQO. Porém, ressalta-se que neste experimento, o BRM operou com uma concentração média de 2.179,12 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos totais (SST), enquanto que Hai; Yamamoto (2011) observam que concentrações superiores a 12.000 mg.L⁻¹ podem ser suportadas facilmente por esse sistema. Dessa forma, a concentração SST no BRM nesta pesquisa pode ser considerada baixa.

Durante os três meses de operação do BRM, não foi observada a necessidade de executar uma limpeza (física ou química) na membrana. O valor máximo atingido da PTM nesse período foi de 45 kPas. Ressalta-se que o valor máximo de operação para a PTM é de 60 kPas, de acordo com o fabricante. Notou-se que nos últimos 20 dias de operação houve uma elevação da PTM mais intensa, quando comparada ao período anterior. Fato este também observado por Pollice *et al.*, (2005), pois houve um rápido crescimento da PTM. Judd; Judd (2006) observam que esse comportamento está relacionado com a adsorção de SMP na membrana, iniciando-se a formação do biofilme. Posteriormente, com o desenvolvimento da torta e bloqueio dos poros, há uma rápida evolução da PTM.

A velocidade de colmatação da membrana é dada por 0,2877 kPas.dia⁻¹ e um R^2 de 0,8968; uma velocidade consideravelmente baixa, cerca de metade

da encontrada por Costa *et al.*, (2017) durante a operação de um BRM utilizando efluente sanitário.

Na Figura 3 temos a comparação entre os valores de MFI obtidos e a resistência específica da torta ao longo do tempo de operação. Podemos notar que os valores de MFI (Figura 3a) foram positivos tanto para o licor misto quanto para o sobrenadante. Nota-se, ainda, que os valores de MFI para o licor

misto foram superiores em relação aos valores obtidos para o sobrenadante, indicando que o licor misto apresentou uma resistência à filtração superior ao sobrenadante. Porém, observou-se valores insignificantes de R^2 . Meng *et al.*, (2006) concluíram que a presença de bactérias filamentosas pode dificultar a filtração do licor misto, sendo essa uma possível explicação para o comportamento acima descrito.

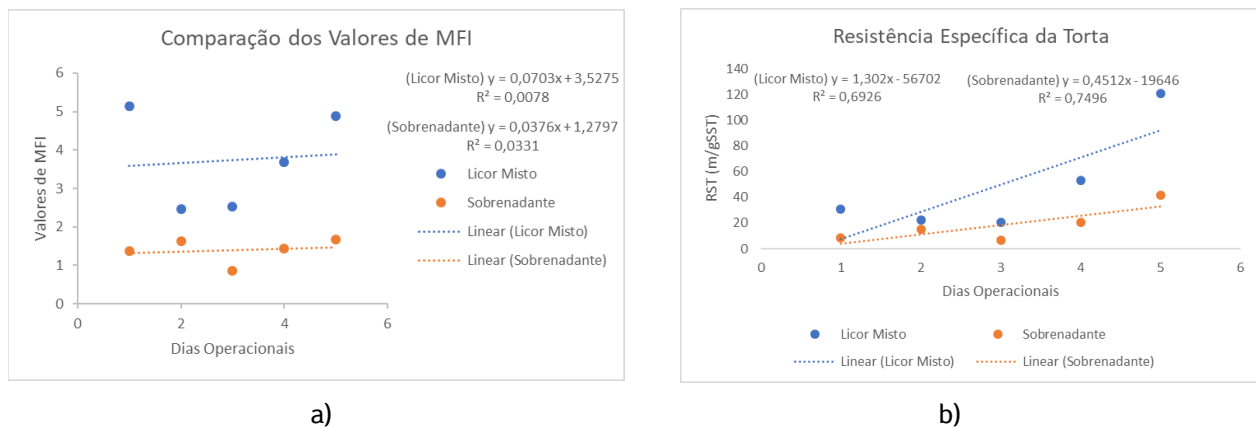


Figura 3 – Comparação entre os valores de MFI obtidos e a evolução da RST ao decorrer do tempo de operação do BRM.

Nota: Os pontos em azul são correspondentes ao licor misto; pontos em laranja correspondem ao sobrenadante.

A partir dos valores de RST (Figura 3b) verificamos que os valores também foram crescentes. Seus coeficientes angulares para o licor misto e o sobrenadante foram de 1,30 e 0,45 e um valor de R^2 correspondente a 0,69 e 0,75, respectivamente. Os valores correspondentes à Resistência da Torta (RST) elevaram-se no mesmo período em que os valores de MFI também se elevaram. A RST do licor misto elevou-se com um maior coeficiente angular, em comparação com RST do sobrenadante. No decorrer dos dias operacionais, a resistência à filtração tende a aumentar por conta das substâncias presentes tanto no licor

misto quanto no sobrenadante. A formação da espessura da torta na superfície da membrana, a composição e concentração das substâncias no licor misto (sólidos suspensos, EPS, micro e macromoléculas de origem biológicas), o tamanho das partículas e suas condições de operação (aeração, limpezas físicas e químicas) também podem influenciar diretamente no aumento dos valores da PTM observados nas condições testadas (Bella; Trapani, 2019). Na Figura 4 encontra-se o comportamento da produção de proteínas e polissacarídeos ao longo da operação do BRM.

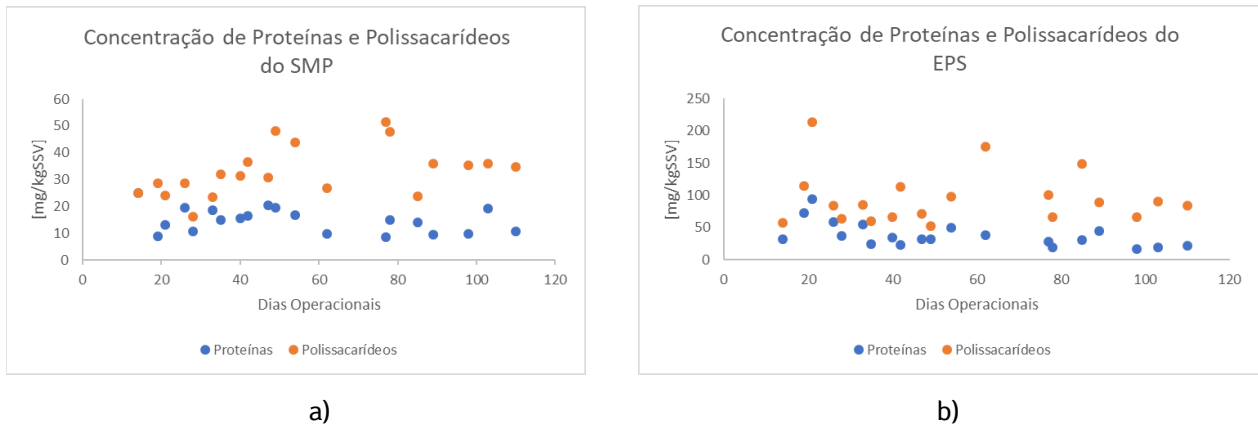


Figura 4 – Demonstração do comportamento da produção de proteínas e polissacarídeos no decorrer da operação do BRM.

Pode-se notar uma concentração de polissacarídeos mais elevada durante todo o período de operação do BRM, tanto para o SMP quanto para o EPS (Figura 4a e 4b). A Tabela 1 mostra a matriz de

correlações entre as variações das concentrações de proteínas e polissacarídeos em relação ao incremento da PTM no decorrer do tempo de operação do BRM.

Tabela 1 – Matriz de correlações.

	Proteínas (SMP)	Polissacarídeos (SMP)	Proteínas (EPS)	Polissacarídeos (EPS)	PTM
Proteínas (SMP)	1				
Polissacarídeos (SMP)	0,059	1			
Proteínas (EPS)	-0,441	-0,911	1		
Polissacarídeos (EPS)	-0,743	-0,524	0,82	1	
PTM	0,554	0,714	-0,915	-0,962	1

Gao *et al.*, (2013) evidenciaram que a temperatura exerce influência na concentração de proteínas e polissacarídeos no licor misto. Dessa forma, em temperaturas mais elevadas (entre 20 e 30° C), há o predomínio de polissacarídeos, enquanto em temperaturas menores há a predominância de proteínas. Nas condições testadas, o BRM apresentava uma temperatura média de 20,2° C, sendo um fator influente no comportamento descrito acima.

Observa-se que as proteínas e os polissacarídeos do SMP são os principais contribuintes para o incremento da PTM, com correlações positivas de 0,55 e 0,71, respectivamente. As concentrações de proteínas e polissacarídeos encontradas no EPS diminuíram com o aumento da PTM, apresentando uma forte correlação negativa de - 0,91 e - 0,96, respectivamente. Essas associações destacam a participação do SMP na colmatção da membrana. A matéria orgânica solúvel é a principal razão

do entupimento e/ou bloqueamento dos poros, através da adsorção do material secretado pelos microrganismos (*i.e.*, SMP) no interior da membrana ou na entrada dos poros (Bella; Trapani, 2019; Erkan; Bakaraki; Engin, 2018). Dessa forma, Hai e Yamamoto (2011) observaram que o SMP é o principal componente formador do biofilme na superfície da membrana. As concentrações de proteínas e polissacarídeos presentes no EPS mostraram-se correlatas positivamente, com $R^2 = 0,82$, aproximadamente.

A associação entre proteínas e polissacarídeos presentes no SMP mostrou-se insignificante com um $R^2 = 0,06$, aproximadamente, enquanto as outras associações mostraram-se negativas. Destacamos as correlações entre as proteínas do EPS e polissacarídeos do SMP, com um $R^2 = -0,91$; e os polissacarídeos do EPS com as proteínas do SMP, com um $R^2 = -0,74$, sugerindo um comportamento em que o aumento dos polissacarídeos no SMP é acompanhado por uma diminuição nas proteínas do EPS e o aumento das proteínas no SMP é acompanhado pela redução dos polissacarídeos do EPS.

Hong *et al.* (2018) concluíram que as frações hidrofóbicas do SMP menores que 20 kDa são os principais componentes do entupimento dos poros da membrana, através da adsorção em suas paredes internas, junto com outras substâncias advindas da degradação das frações do *Loosely Bound* (LB) EPS. Já as frações mais pesadas, formadas por LB e *Tightly Bound* (TB) EPS, juntas aos compostos intracelulares, oriundos da morte celular, formam as camadas da torta. A baixa concentração de EPS produz um efeito de pré-filtração, enquanto as concentrações altas induzem uma colmatação mais severa (Bella; Trapani, 2019; Hai; Yamamoto, 2011). Com isso, pode-se concluir que existe uma concentração ótima de EPS para a operação do BRM.

A Figura 5 mostra o comportamento geral da concentração de SMP e EPS ao decorrer do tempo de operação do BRM junto da variação da PTM.

Percebeu-se que a oscilação na concentração de polissacarídeos e proteínas no decorrer do tempo de operação foi semelhante ao comportamento da DQO. Os valores médios de proteínas são de 53,13 mg.g SSV⁻¹ (14,79 do sobrenadante e 38,34 do licor misto), já os polissacarídeos somaram 128,35 mg.gSSV⁻¹ (32,99 do sobrenadante e 95,36 do licor misto). Destaca-se que as concentrações de polissacarídeos contidos no EPS sobressaíram-se durante todo o período de operação do BRM. As concentrações de proteínas do EPS permaneceram elevadas, sugerindo uma possível relação com a maior resistência à filtração observada no licor misto, tanto nos ensaios do MFI quanto no cálculo da RST. Um comportamento semelhante foi observado por Filloux *et al.*, (2016), onde os autores mostraram que os biopolímeros de alto peso molecular, tais como os EPS, são os principais responsáveis pela colmatação reversível da membrana e a formação da torta.

A colmatação tende a ser maior em efluentes com cargas inorgânicas elevadas. As relações entre C/N (Carbono/Nitrogênio) e P/C (Proteína/Carbono) afetam diretamente a produção de EPS e a formação da torta, respectivamente. Arabi; Nakhla (2008) constataram que uma alta relação de P/C resulta numa resistência maior na filtração, causada pela torta. O uso de EPS facilita, principalmente, a fixação de pequenos flocos e partículas na superfície da membrana. Efluentes industriais normalmente têm uma razão C/N muito elevada, afetando diretamente a colmatação da membrana (Erkan; Bakaraki; Engin, 2018).

Xie *et al.* (2013) observaram que a relação de DQO solúvel e nitrogênio (DQO/N) alteram a produção de SMP. Processos endógenos, nos quais ocorre a hidrólise do EPS, podem elevar a concentração de SMP. A alta razão de DQO/N foi observada por Ly *et al.* (2018) como a condição significativa para o agravamento da colmatação por polissacarídeos. Os fatores mencionados acima mostram que situações semelhantes já foram encontradas

por outros pesquisadores no que diz respeito ao comportamento de proteína e polissacarídeos em BRM, sustentando que a elevada concentração de polissacarídeos observada no experimento pode ser em decorrência de uma deficiência de nitrogênio associada a outros fatores, como a temperatura, anteriormente mencionado.

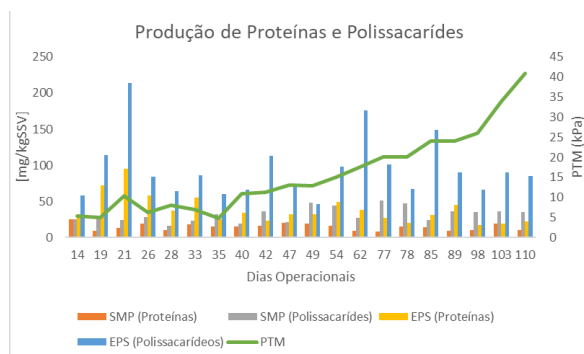


Figura 5 – Concentração de proteínas e polissacarídeos junto com a variação da pressão transmembrana no decorrer da operação do BRM.

Dentro das condições testadas observamos que a colmatação causada por elementos de baixo peso molecular foi significativamente mais pronunciada durante toda a operação. Filloux *et al.*, (2016) verificaram que os componentes de baixo peso molecular (*i.e.*, SMP) são responsáveis pela colmatação irreversível. A deficiência de nitrogênio, mencionada acima na relação C/N, pode explicar a baixa produção de EPS, estando de acordo com o encontrado por Chang e Lee (1998). Sendo um elemento fundamental para a síntese de proteínas, produção de novas células e do ácido nucleico, ele, conseqüentemente, afeta a produção de EPS pelos microrganismos. A falta de nitrogênio induz uma diminuição na concentração de proteína. Erkan *et al.* (2016) encontraram uma relação positiva entre a elevada razão C/N e a concentração de polissacarídeos, sugerindo uma possível explicação para o comportamento entre proteínas e polissacarídeos observado durante a operação do BRM.

Tal como a aeração contínua é um fator atenuante da colmatação, o TDH também é um importante

parâmetro com influência na colmatação em BRM, pois aumenta a concentração de proteínas e polissacarídeos no reator conforme reduz o tempo de detenção (Costa *et al.*, 2018). O TDH, além de proporcionar oxigênio para os microrganismos, promove a agitação do licor misto. Esse fenômeno produz também a agitação das fibras da membrana, de forma a diminuir a deposição de sólidos em sua superfície. Conseqüentemente, há uma redução na razão de colmatação, assim como uma menor taxa de incremento na PTM no decorrer do tempo de operação do BRM e há uma diminuição na viscosidade do licor misto (Chang *et al.*, 2002; Erkan; Bakaraki; Engin, 2018), acarretando numa redução na necessidade de limpezas físicas da membrana, assim como as limpezas químicas (Costa *et al.*, 2017). Essas estratégias operacionais contribuíram para uma baixa velocidade de colmatação.

O sistema de tratamento utilizado neste trabalho demonstrou ser, além de eficiente na remoção das substâncias orgânicas presentes no efluente, um método de tratamento pouco oneroso. De acordo com o que Dalri-Cecato *et al.* (2019) observaram, um BRM custa R\$ 0,63 por m³ de água com qualidade para reuso, o que evidencia um excelente custo-benefício e possibilita o emprego de um BRM como uma tecnologia para o tratamento de efluentes em escala industrial, viabilizando uma operação de baixo custo. Cabe destacar que a produção de água de reuso oriunda do tratamento proposto, pode possibilitar um potencial para sua reutilização em atividades que demandam água de qualidade inferior, incentivando outras iniciativas voltadas para a sustentabilidade e a preservação dos recursos hídricos.

4 CONCLUSÃO

Neste trabalho observamos a complexidade dos parâmetros relacionados com o potencial incrustante do licor misto em um BRM-BS-LM. Notou-se uma alta eficiência na remoção da DQO, com

média global de 89,65%, porém não foram observadas contribuições da DQO para a colmatação da membrana. No entanto, os polissacarídeos e as proteínas contidos no SMP contribuíram no processo de colmatação.

Em suma, os resultados demonstraram excelente viabilidade no implemento de BRM para o tratamento de efluentes de uma indústria de produção de papel. A velocidade de colmatação foi demasiadamente lenta, não necessitando de nenhuma limpeza durante três meses de operação, e seu baixo potencial incrustante fazem deste método de tratamento uma alternativa muito atraente e de baixo custo.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Supervisão: Vidal CMS, Pedroso CR; **Metodologia:** Vidal CMS, Pedroso CR; **Investigação:** Vidal CMS, Almeida TS; **Redação – Primeira versão:** Almeida TS; **Redação – Revisão & Edição:** Trog-Ferreira A, Gavlak G.

7 REFERÊNCIAS

ARABI, S.; NAKHLA, G. Impact of protein/carbohydrate ratio in the feed wastewater on the membrane fouling in membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 324, p. 142-150, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.07.026>

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23rd ed. Washington, DC, 2017. 2670 p.

BAJPAI, P. **Biotechnology for pulp and paper processing**. 2nd ed. Singapura: Springer Nature Singapore, 2018. 588 p.

BELLA, D. B.; TRAPANI, D. D. A brief review on the resistance-in-series model in membrane bioreactors (MBRs). **Membranes**, Basel, v. 9, p. 9-24, 2019. <https://doi.org/10.3390/membranes9020024>

BOERLAGE, S. F. E. *et al.* The MFI-UF as a water quality test and monitor. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam,

v. 211, p. 271-289, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(02\)00427-1](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(02)00427-1)

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Manual de usos consuntivos da água no Brasil**. Brasília, DF, 2019.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Água na indústria**. Brasília, DF, 2017.

CHANG, I. S.; LEE, C. H. Membrane filtration characteristics in membrane-coupled activated sludge system: the effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling. **Desalination**, Amsterdam, v. 120, p. 221-233, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00220-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00220-3)

CHANG, I. S. *et al.* Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 128, p. 1018-1029, 2002.

COSTA, R. E. da. *et al.* Comparative study on treatment performance, membrane fouling, and microbial community profile between conventional and hybrid sequencing batch membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 28, p. 32767-32782, 2018. [10.1007/s11356-018-3248-8](https://doi.org/10.1007/s11356-018-3248-8)

COSTA, R. E. *et al.* Assessing the performance and microbial community of hybrid moving bed and conventional membrane bioreactors treating municipal wastewater. **Environmental Technology**, London, v. 40, p. 716-729, 2017. [10.1080/09593330.2017.1404137](https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1404137)

DALRI-CECATO, L. *et al.* Estimativas dos custos de operação de um biorreator à membrana. **Revista DAE, São Paulo**, v. 67, p. 90-102, 2019. [10.4322/dae.2019.025](https://doi.org/10.4322/dae.2019.025)

DUAN, L. *et al.* The characteristics of extracellular polymeric substances and soluble microbial products in moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, Barking, v. 148, p. 436-442, 2013. [10.1016/j.biortech.2013.08.147](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.147)

DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, Washington, DC, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>

ELNAKAR, H.; BUCHANAN, I. D. Pulp and paper mill effluent management. **Water Environment Federation**, [S. l.], v. 9, p. 1069-1071, 2019. <https://doi.org/10.1002/wer.1179>

ERKAN, H. S. *et al.* 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**, Alemanha, v. 23, p. 10742-10752, 2016. [10.1007/s11356-016-6215-2](https://doi.org/10.1007/s11356-016-6215-2)

ERKAN, H.S.; BAKARAKI, N.; ENGIN, G. Ö. Chapter Five - Membrane bioreactors for wastewater treatment. **Comprehensive Analytical Chemistry**, [S. l.], v. 81, p. 151-200, 2018.

- FILLOUX, E. *et al.* Investigating the relative contribution of colloidal and soluble fractions of secondary effluent organic matter to the irreversible fouling of MF and UF hollow fibre membranes. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 170, p. 109-115, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.06.034>
- GAO, D. W. *et al.* Membrane fouling related to microbial community and extracellular polymeric substances at different temperatures. **Bioresource Technology**, Barking v. 143, p. 172-177, 2013. [10.1016/j.biortech.2013.05.127](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.127)
- GARG, S. K.; TRIPATHI, M. Strategies for decolorization and detoxification of pulp and paper mill effluent. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 212, p. 113-136, 2011. [10.1007/978-1-4419-8453-1_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8453-1_4)
- GUPTA, S.; BHARDWAJ, N. K. **Advances in the treatment of pulp and paper mill wastewater**. New York: CRC, 2015. p. 26.
- HAI, F. I.; YAMAMOTO, K. Membrane biological reactors. **Treatise on Water Science**, Amsterdam, p. 571-613, 2011. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00096-8>
- HONG, P. N. *et al.* Polarity-molecular weight profile of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor: comparison between bulk sludge and cake layers. **Journal of Water and Environment Technology**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 40-53, 2018. <https://doi.org/10.2965/jwet.17-020>
- JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment**. 2ª ed. Oxford: Elsevier, 2011.
- LATORRE, A. *et al.* Organic Compounds in Paper Mill Wastewaters. In: BARCELÓ, D.; ANDREY, G. **The Handbook of Environmental Chemistry**. Barcelona: Springer, 2004. v. 2.
- LOWRY, O. H. *et al.* Protein measurement with folin phenol reagent. **Journal of Biological Chemistry**, Baltimore, v. 193, p. 265-275, 1951.
- LY, Q. V. *et al.* Effects of COD/N ratio on soluble microbial products in effluent from sequencing batch reactors and subsequent membrane fouling. **Water Research**, Oxford, v. 134, p. 13-21, 2018. [10.1016/j.watres.2018.01.024](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.024)
- MENG, F. *et al.* Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane reactor. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 272, p. 161-168, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.07.041>
- ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor – Applications and results. **Water Science and Technology**, London, v. 29, n. 10-11, p. 157-165, 1994. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>
- OLIVEIRA, D. V. M. de; RABELO, M. D.; NARIYOSHI, Y. N. Evaluation of a MBBR (moving bed biofilm reactor) pilot plant for treatment of pulp and paper mill wastewater. **International Journal of Environmental Monitoring and Analysis**, New York, v. 2, p. 220-225, 2014.
- POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 333, p. 37-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.017>
- POLLICE, A. *et al.* Sub-critical flux fouling in membrane bioreactors — a review of recent literature. **Desalination**, Amsterdam, v. 174, p. 221-230, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.09.012>
- SCHIPPERS, J. C.; VERDOUW, J. The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, Amsterdam, v. 32, p. 137-148, 1980. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)86014-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)86014-2)
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 470 p.
- TAVARES, A. P. M.; XAVIER, M. R. B.; EVTUGUIN, D. V. Biotechnology applications in pulp and paper industry. In: SINHA, S. **Biotechnology**: Volume 12: Bioprocess Engineering. Houston: Stadium Press, 2014. p. 561-581.
- XIE, W. M. *et al.* Evaluating the impact of operational parameters on the formation of soluble microbial products (SMP) by activated sludge. **Water Research**, Oxford, v. 47, p. 1073-1079, 2013. [10.1016/j.watres.2012.11.022](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.022)
- WANG, X. M.; LI, X. Y.; HOUANG, X. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (SMBR): characterisation of the sludge cake and its high filtration resistance. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 52, p. 439-445, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.05.025>