

Aplicação de biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa para reúso agrícola de águas residuárias domésticas

Application of anaerobic bioreactor of membrane dynamic submerge for agricultural reuse of domestic wastewater

- **Data de entrada:**
17/02/2020
- **Data de aprovação:**
20/07/2021

Juane Nogueira Nascimento¹ | Rafaela Barbosa Santos^{1*} | José Raniery Rodrigues Cirne¹ | Wilton Silva Lopes¹ | José Tavares de Sousa¹ | Valderi Duarte Leite¹ | Marília Patricio Alves¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.064>

ORCID ID

Nascimento JN  <https://orcid.org/0000-0003-3036-2320>

Santos RB  <https://orcid.org/0000-0002-5512-5877>

Cirne JRR  <https://orcid.org/0000-0002-2879-9315>

Lopes WS  <https://orcid.org/0000-0002-0151-7664>

Sousa JT  <https://orcid.org/0000-0002-1056-1771>

Leite VD  <https://orcid.org/0000-0001-5861-7407>

Alves MP  <https://orcid.org/0000-0001-8730-1145>

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo o tratamento de água residuária doméstica utilizando biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa para uso agrícola, avaliando a capacidade de remoção de matéria orgânica e patógenos. O biorreator utilizou uma malha de polietileno de 89 µm como material suporte, operou com TDH de 8 horas, fluxo constante de 3,39 L.m⁻².d⁻¹ e temperatura ambiente. Após 120 dias, a PTM chegou a 122,78 kPa, o sistema mostrou bom desempenho e boa remoção de DQO e turbidez, 77,3% e 83,2%, respectivamente. Houve a remoção de 99,5% de ovos de helmintos, além da remoção de Coliformes totais e E. Coli, possibilitando o uso agrícola da água residuária tratada na irrigação de cultivo de folhosas e plantas cultivadas distantes do nível do solo.

Palavras-chave: Membrana Dinâmica. Tratamento Anaeróbio. Águas Residuárias. Matéria Orgânica.

Abstract

The present study had as objective the treatment of domestic wastewater using anaerobic submerged dynamic membrane bioreactor for agricultural use and evaluated the capacity of removal of organic matter and removal of pathogens. The bioreactor used a 89 µm polyethylene mesh as a support material, operated with an 8-hour HRT, constant flow of 3.39 L.m⁻².d⁻¹ and ambient temperature. After 120 days, TMP reached 122.78 kPa, the system showed good performance and good COD removal and turbidity, 77.3% and 83.2%, respectively. There was the removal of 99.5% of helminth eggs, in addition to the removal of total coliforms and E. coli, enabling the agricultural use of treated wastewater to irrigate hardwoods and cultivated plants far from ground level.

Keywords: Dynamic Membrane. Anaerobic Treatment, Wastewater. Organic Matter.

¹ Universidade Estadual da Paraíba - UEPB - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autora correspondente:** rafaelab.esa@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O problema de escassez de água se torna cada vez mais preocupante diante não só do aumento da demanda do recurso como também da degradação de sua qualidade, gerada pelos conflitos de uso da má distribuição do insumo. Essa escassez geralmente é sentida principalmente pela população mais carente, que sofre não só com essa problemática como também com a falta de saneamento básico. Dados apresentados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (Unicef) em 2017 estimam que 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso a água potável e disponível em casa e 4,5 bilhões de pessoas carecem de saneamento seguro. No Brasil, cerca de 83,5% da população é atendida com abastecimento de água tratada, restando mais de 35 milhões de pessoas sem acesso a esse serviço básico (SNIS, 2017).

Uma das técnicas bastante utilizadas para lidar com a problemática da falta desse recurso é o uso das águas residuárias. Para isso, surgem diversos tipos de tratamento, dentre os quais podemos citar como alternativa: a utilização dos processos anaeróbios de alta taxa como uma estratégia de melhoria desse cenário. Esses processos possibilitam o tratamento de efluentes com altas cargas orgânicas e menor volume, produzindo um resíduo rico em nutrientes, com baixo custo energético e uma boa produção de biogás (SHOERNER et al., 2016). Esse tipo de tecnologia apresenta um efluente tratado com uma qualidade excelente, podendo ser eficiente na ausência de contaminação fecal e de sólidos suspensos (SKOUTERIS et al., 2012). Essas vantagens consolidaram os reatores anaeróbios de alta taxa como boas alternativas para tratamento de afluentes e impulsionaram investimento nesse tipo de procedimento.

A maior aceitabilidade dessa técnica permitiu a continuidade dos estudos de desenvolvimento de reatores e metodologias atendendo às parti-

cularidades dos mais diversos tipos de resíduos orgânicos; dentre eles, podemos mencionar os sistemas combinados de tratamento, como os biorreatores de membranas. O objetivo desses sistemas é combinar um processo biológico, geralmente um sistema de lodos ativados, e outro de separação por membranas de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF). Ele poderia substituir, em alguns casos, a função de decantação e filtração de efluentes.

Os biorreatores anaeróbios de membrana (BRAnM) oferecem alta qualidade ao efluente, deixando-o livre de sólidos e patógenos devido à sua maior eficiência de tratamento e completa retenção da biomassa (DERELLI et al., 2012). Essa capacidade de retenção pode ser utilizada para manter as comunidades microbianas especiais que podem degradar determinados poluentes (VAN LIER et al., 2015).

No entanto, apesar das várias vantagens que os BRAnM oferecem, também foram reconhecidos alguns obstáculos críticos que limitam o seu uso intensivo, como baixo fluxo, incrustação de membrana e altos custos de capital e operação (SMITH et al., 2014). Para resolver esses problemas desafiadores dos BRAnM, a tecnologia da membrana dinâmica (MD) vem sendo proposta por recentes estudos como uma alternativa ao uso de MF/UF. A MD é uma camada de biofilme ou “torta” formada a partir do depósito de substâncias orgânicas e coloidais presentes no reator sobre uma camada suporte (ERSAHIN et al., 2012). Os materiais utilizados como camada suporte para desenvolvimento da MD são matérias de baixo custo, como malhas de tecido e não-tecido (SALEEM et al., 2016). Uma vez que a MD é formada, a retenção de sólidos é realizada por essa camada biológica regenerativa, enquanto a malha só atua como suporte. O principal benefício oferecido por essa técnica é que ela prescinde os módulos de membrana dispendiosos, fornecendo uma superfície de filtração de baixo

custo, regenerativa e autoformada com permeabilidade adaptável.

Os resultados de várias investigações sobre a tecnologia dos biorreatores anaeróbio de membrana dinâmica (BRAnMD) sugerem que o processo é promissor, mas ainda requer otimização em termos de condições operacionais (POLLICE et al., 2020). O foco das atuais áreas de pesquisa são: a viabilidade e o desempenho no tratamento de várias águas residuárias, fatores de influência, otimização do módulo de membrana e caracterização das propriedades do lodo e da camada da MD (ERSAHIN et al., 2017). Resultados reportados indicam que o BRAnMD pode fornecer uma taxa de remoção de DQO e SS de 60 – 90%, e taxas de remoção de turbidez de 90 a 100% (ERSAHIN et al., 2014; ALIBARDI et al., 2016).

Na configuração dos sistemas de BRAnM podem ser identificados dois arranjos de operação; o módulo de membrana submerso no biorreator e o módulo de membrana externo ao biorreator. Ersahin et al. (2017) fazem um comparativo sobre o desempenho de ambas as configurações, sendo observados resultados positivos para a membrana submersa, na qual a qualidade do permeado obtido é ligeiramente melhor em termos de DQO, com a eficiência de remoção do mesmo maior que 99%, além de possuir uma maior produção de metano.

A maioria dos reatores instalados utiliza membranas submersas, devido ao fato de a vida útil das membranas ser maior do que nas de configuração externa, uma vez que a frequência de retrolavagem é menor. Porém, sabe-se que normalmente o material utilizado para construção dos reatores e o material suporte das membranas são bastante dispendiosos.

Diante do exposto, um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica com módulo de membrana submerso em escala de laboratório foi usado neste estudo para o tratamento de água residuária doméstica visando ao uso agrícola do per-

meado. O presente trabalho também oferece a redução dos custos operacionais sem comprometer o desempenho do biorreator na remoção de matéria orgânica e patógenos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo o tratamento de água residuária doméstica utilizando biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa para uso agrícola.

2.2 Objetivos específicos

Otimizar os parâmetros operacionais do biorreator para maximizar a remoção de matéria orgânica;

Avaliar a remoção de microrganismos patógenos do esgoto doméstico.

3 METODOLOGIA

3.1 Afluente utilizado no estudo

O afluente utilizado foi o esgoto doméstico proveniente das instalações prediais localizadas a 200 metros de distância da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES). A habitação multifamiliar conta com 72 apartamentos, garantindo uma vazão de 30 m³/d de esgotos domésticos que era conduzida por bombeamento, com o auxílio de um conjunto motor-bomba de fabricante KSB, 220 V, modelo 50-160K, para um tanque de equalização responsável pela alimentação diária do sistema. O tanque de equalização contava ainda com o homogeneizador mecânico e era preenchido diariamente. A limpeza era feita semanalmente, havendo o descarte do volume residual existente para então ser preenchido com água residual fresca novamente.

3.2 Projeto e operação do Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica Submersa

O BRAnMD submerso (Fig. 1) foi construído nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRA-BES), localizada no bairro Tambor, em Campina Grande (Paraíba), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

O sistema foi projetado para ter capacidade total de 7,2 litros utilizando um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro para sua construção. O módulo de membrana tem formato circular com 90 mm de diâmetro, no qual a superfície inferior foi acoplada a uma curva de 90° de PVC e posteriormente a uma tubulação que possibilitou a retirada do permeado através da saída lateral do biorreator. Dessa forma,

o módulo de membrana é sustentado pela própria tubulação e, como seu diâmetro é menor, suas extremidades ficam livres para passagem do afluente. Para a construção do módulo de membrana, utilizou-se uma tela metálica como apoio para evitar deformidade no material suporte utilizado para formação da membrana dinâmica. O material suporte utilizado foi uma malha de polietileno comercial com tamanho de poro igual a 89 μm .

Para inicialização do processo de tratamento, o BRAnMD foi inoculado com lodo anaeróbio de um reator UASB e lodo aeróbio de um RBS numa proporção de 2:1, respectivamente, para que houvesse uma boa relação alimento/microrganismo, as principais características do inóculo estão descritas na Tabela 1.

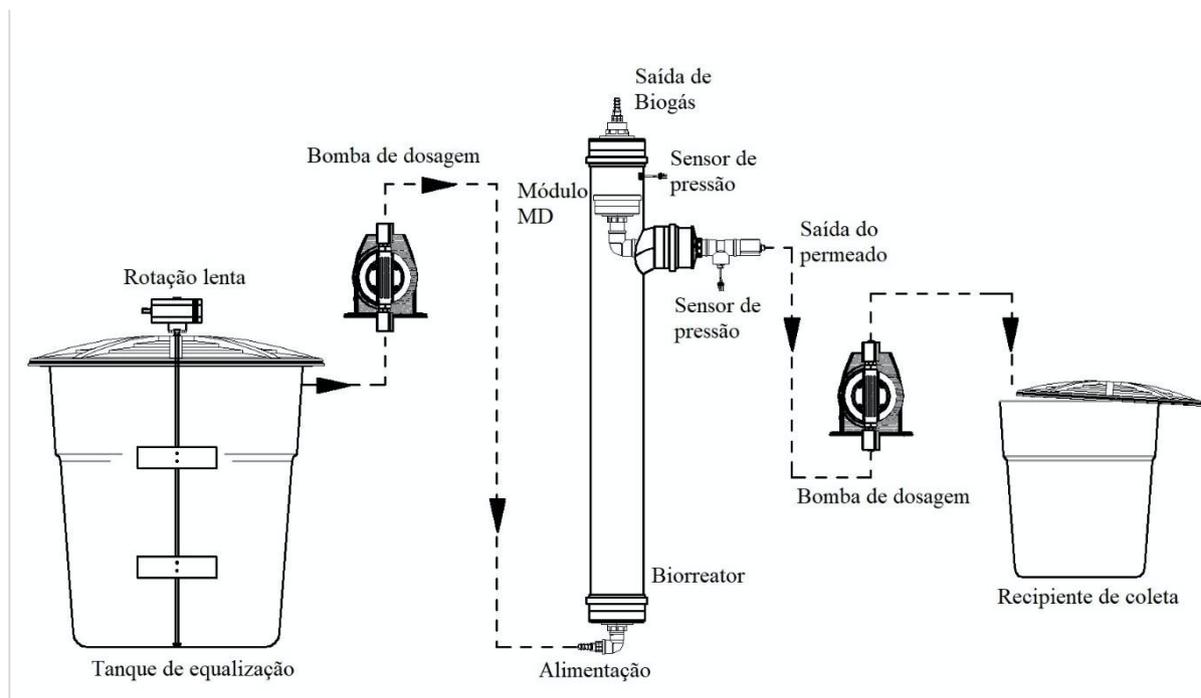


Figura 1 - Esquema do processo de tratamento utilizado

Após a inoculação, o biorreator operou com uma alimentação contínua de fluxo ascendente, no qual com o auxílio de uma bomba de dosagem magnética Proeminente Plus Série B a água residuária era transferida do tanque de equalização

para o biorreator, introduzindo uma vazão de 0,9 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, operando sob condições de temperatura ambiente e tempo de detenção hidráulica de 8 horas. Ao ser preenchido completamente, o módulo de membrana ficou submerso dentro do biorre-

ator para que houvesse a consequente formação da membrana dinâmica. O permeado foi obtido por meio de outra bomba de dosagem magnética (Proeminente Plus Série B) de mesma vazão utilizada para a alimentação, ou seja, o fluxo apresentado diariamente por meio do tratamento foi de 3,39 L.m⁻².d⁻¹. O sistema operou sob total retenção celular e não foi realizada nenhuma retrolavagem durante o período analisado.

Tabela 1 - Principais características do inóculo utilizado

Parâmetros	Valor
pH	7,17
ST (g.L ⁻¹)	10,8
STV (g.L ⁻¹)	4,25
DQO (g.L ⁻¹)	2,8
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	255
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	74,2

Para o monitoramento da pressão transmembrana, foram instalados sensores de pressão MPX4250 em dois pontos do sistema, acima do módulo de membrana, no qual se encontrava a água residuária antes da passagem pela membrana, e na tubulação responsável pela coleta do permeado, após a água residuária ter passado pelo tratamento. Os sensores eram conectados a uma placa composta por um microcontrolador, programado para fornecer medidas diárias, em tempo real, dos valores de pressão, e enviar esses dados a um computador que permitia acompanhar o desempenho do biorreator. O acompanhamento da medição da pressão transmembrana foi feito por meio do projeto Sistema de Monitoramento Online de Biorreatores (SisMonBio) desenvolvido por Albuquerque (2017), no qual os dados eram salvos a cada 5 minutos e se faz possível também a geração de tabelas no próprio programa.

3.3 Métodos Analíticos

Todas as análises foram realizadas em duplicata, seguindo o processo metodológico do Standard

Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), sendo analisado o desempenho gradativo do biorreator por meio de análises físico-químicas e microbiológicas. Semanalmente foram realizadas as análises de Ácidos Graxos Voláteis (Kapp (1984)), Alcalinidade total (2320 B), pH (Seção 4500), Demanda Química de Oxigênio (DQO) total e solúvel (5220 C), Fósforo (Seção 4500 – PE), Turbidez e Ovos de Helminthos (Bailenger modificado por Ayres & Mara (1996)). Quinzenalmente foram realizadas levantamento das frações de SMP avaliadas por meio das análises de Proteínas (Lowry modificado por Frølund et al. (1995)) e Carboidratos (Dubois et al.; 1956). As análises de Frações de sólidos (2540 E/APHA, 2012) também foram realizadas quinzenalmente. Com relação às análises microbiológicas, realizou-se ainda uma análise para o parâmetro de Coliformes totais e *Escherichia Coli* a fim de observar o comportamento do sistema a respeito desses parâmetros. Para as determinações das concentrações solúveis, as amostras foram filtradas em filtro de fibra de vidro de 0,45 µm.

4 RESULTADOS

4.1 pH, AGV e alcalinidade

A partir da avaliação dos parâmetros de pH, AGV e alcalinidade no sistema, faz-se possível a observação do processo de digestão anaeróbia, no qual, pela interação estabelecida entre os parâmetros, a alcalinidade tem a capacidade de neutralizar os ácidos gerados no sistema e tamponar o pH, quando houver acúmulo desses ácidos, proporcionando então uma digestão anaeróbia adequada.

As variações de pH foram expressadas na Fig. 2a, a fim de observar o comportamento ao decorrer do tempo de operação do biorreator. Pôde-se observar que, depois de 120 dias de operação, o afluente possuía uma média geométrica de 7,5 ± 0,2 enquanto o permeado obtido após o

tratamento teve uma média geométrica de $7,6 \pm 0,1$. Esse parâmetro não sofreu grandes variações e permaneceu dentro da faixa de pH ótimo para o desenvolvimento dos microrganismos.

Posteriormente, foram analisados os resultados referentes à Alcalinidade total e aos Ácidos Graxos Voláteis (AGV), no qual a média de Alcalinidade total encontrada para o afluente foi de $360,2 \pm 135,3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ enquanto no permeado foi obtida a média de $362,3 \pm 115,5 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$,

tais valores são demonstrados na Fig. 2b. Já os valores encontrados para o parâmetro AGV nos mostram um pequeno decréscimo, sendo explicitados na Fig. 2c, no qual o afluente possuía uma média de $142,1 \pm 60,9 \text{ mg HAC} \cdot \text{L}^{-1}$ e o permeado uma média de $55,1 \pm 21,8 \text{ mg HAC} \cdot \text{L}^{-1}$. É necessário ressaltar a importância do equilíbrio entre os valores de AGV e Alcalinidade total, visto que caso haja um aumento muito significativo da concentração de AGV o processo de digestão anaeróbia pode ser inibido.

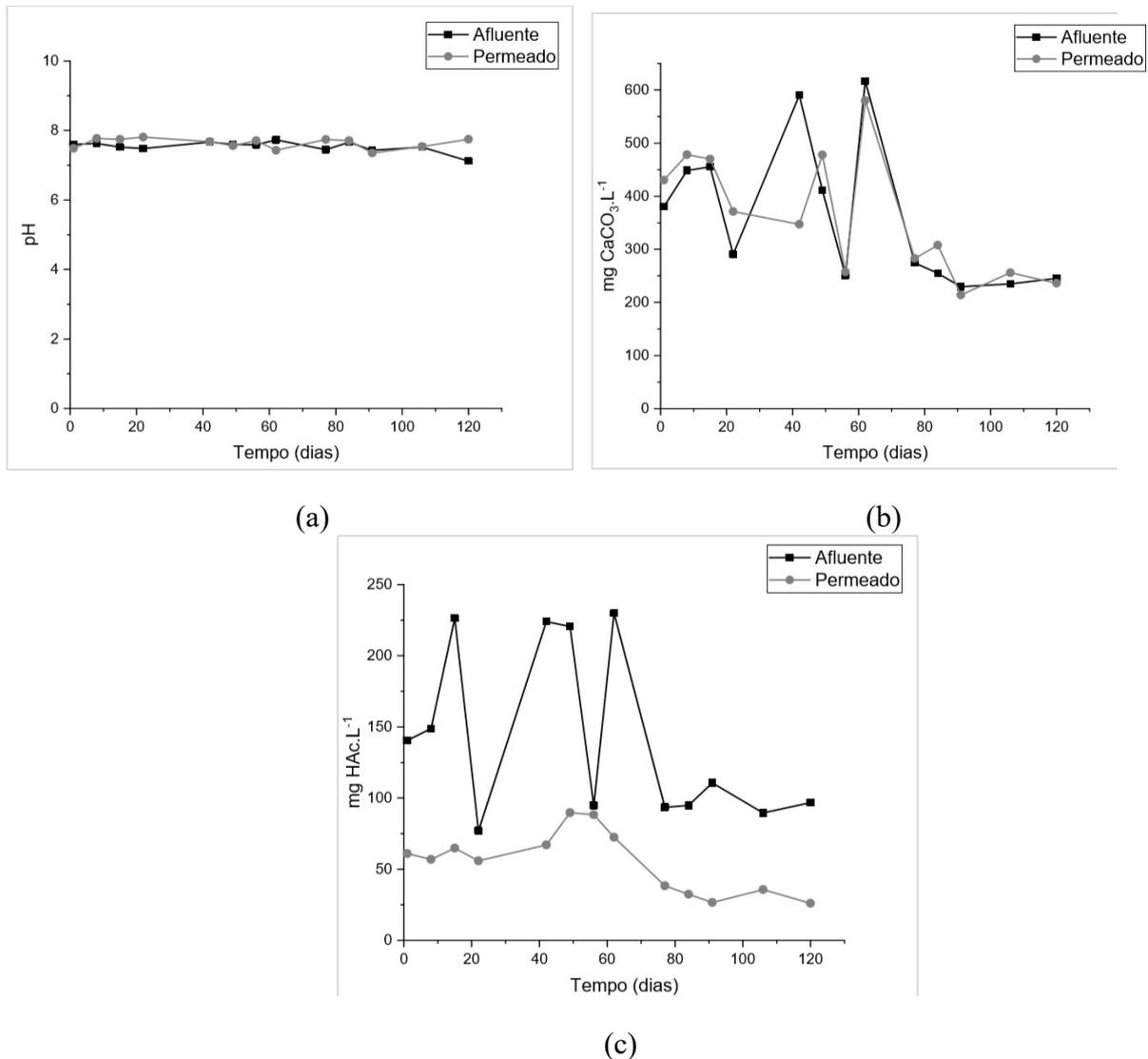


Figura 2 - Comportamentos dos parâmetros (a) pH, (b) Alcalinidade total e (c) AGV

4.2 DQO, frações de sólidos e fósforo

Por meio dos resultados apresentados, após 120 dias de operação se observou que o biorreator removeu cerca de 77,4% da concentração de DQO. No afluente que possuía média de $1,0 \pm 0,4 \text{ g.L}^{-1}$, após o tratamento foi obtido um permeado com média de $0,22 \pm 0,17 \text{ g.L}^{-1}$. O comportamento da DQO total durante o tempo de operação do biorreator é mostrado na Fig. 3a. O esgoto doméstico utilizado no presente trabalho foi caracterizado como esgoto forte quando relacionados parâmetros de DQO e fósforo de acordo com Metcalf & Eddy (1991), que citam que para esse tipo de esgoto o valor de DQO é igual a 1 g.L^{-1} e o parâmetro de Fósforo total é de 15 mg.L^{-1} . O sucesso na remoção de DQO já é bastante consolidado na literatura, na qual essa remoção pode chegar até 99% como mostrado por Ersahin et al. (2017) ao utilizarem um biorreator de membrana dinâmica em ambas as configurações para o tratamento de águas resi-

duárias. Alibardi et al. (2016) dizem que em estudos utilizando um TRH menor do que 0,5 d os valores de remoção de DQO podem ficar entre 50 e 60%, assim, o resultado obtido em um biorreator em que houve retenção completa estava entre o esperado de acordo com a literatura.

Contudo, a eficiência de remoção de DQO solúvel se mostrou um pouco mais baixa, sendo de 51,2%. O principal motivo para a ocorrência dessa diminuição de eficiência segundo Liu et al. (2016) é que a DQO solúvel é resultado da presença de substratos solúveis de baixo peso molecular (AGV, amônia e carboidratos, por exemplo) e são mais disponíveis para consumo dos microrganismos, portanto o resultado indica que a maior parte de DQO disponível no sistema era de substrato particulado. O comportamento da variação de DQO solúvel está apresentado na Fig. 3b, na qual a concentração média de DQO solúvel para o afluente e permeado foi de $0,39 \pm 0,24 \text{ g.L}^{-1}$ e $0,19 \pm 0,11 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente.

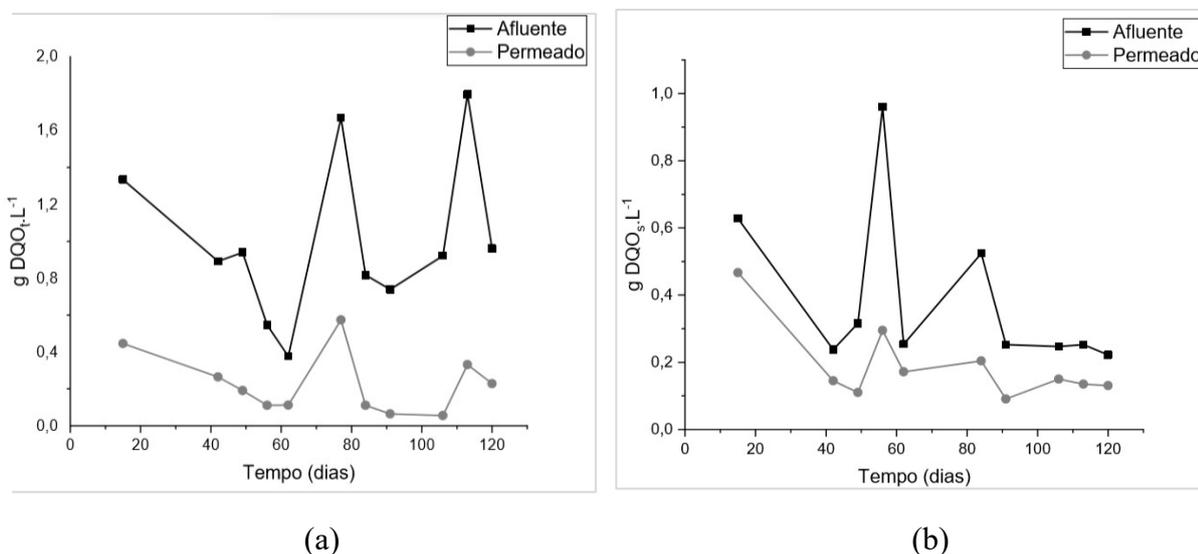


Figura 3 - Comportamento das concentrações de (a) DQO total e (b) DQO solúvel

Outro parâmetro analisado foram as frações de sólidos, fundamentais para a formação das membranas. Li et al. (2018) mostram que, quanto maior a concentração de sólidos aplicada ao biorreator, maior a facilidade da formação da

membrana dinâmica. O desempenho de remoção da fração de Sólidos Totais é mostrado na Fig. 4a, com médias de $1,5 \pm 0,5 \text{ g ST.L}^{-1}$ no afluente e $0,9 \pm 0,2 \text{ g ST.L}^{-1}$ no permeado, para os sólidos totais voláteis, Fig. 4b, foram encontrados valores de

$0,9 \pm 0,2$ g STV.L⁻¹ no afluente e $0,5 \pm 0,1$ g STV.L⁻¹ no permeado, garantindo uma remoção de 36,4 e 37,6%, respectivamente. Já as médias dos sólidos suspensos, mostradas na Fig. 4c, foram de $0,5 \pm 0,2$ g SST.L⁻¹ no afluente e $0,2 \pm 0,1$ g SST.L⁻¹ no permeado, enquanto na fração volátil, Fig. 4d, tivemos $0,3 \pm 0,1$ g SSV.L⁻¹ no afluente para $0,2 \pm 0,04$ g SSV.L⁻¹ no permeado, tendo um percentual de remoção de 58,2 e 47,4%, respectivamente.

O estudo realizado por Ersahin et al. (2014) mostra que, ao tratar água residuária sintética concentrada utilizando a tecnologia de BRAnMD, não é possível a remoção de grandes concentrações de nutrientes, como o Fósforo total, que foi de 13%. O aumento de fosfato se dá, segundo

Marti et al. (2010), durante a digestão anaeróbia pela liberação de polifosfato para a fase líquida. Porém, observando a Fig. 5, na qual estão as concentrações de fósforo total no sistema de tratamento, podemos notar que há uma melhora nessa remoção já que de $12,2 \pm 4,1$ mg P.L⁻¹ presente no afluente obtivemos um valor de $8 \pm 3,2$ mg P.L⁻¹ no permeado, resultando em uma remoção de 34,2%. O valor obtido foi próximo ao encontrado no estudo realizado por Wang et al. (2018), no qual foi encontrada uma remoção de 30% de fósforo total. O autor justifica que essa baixa remoção pode estar relacionada ainda ao fato de as concentrações de nutrientes presentes nas águas residuárias serem solúveis.

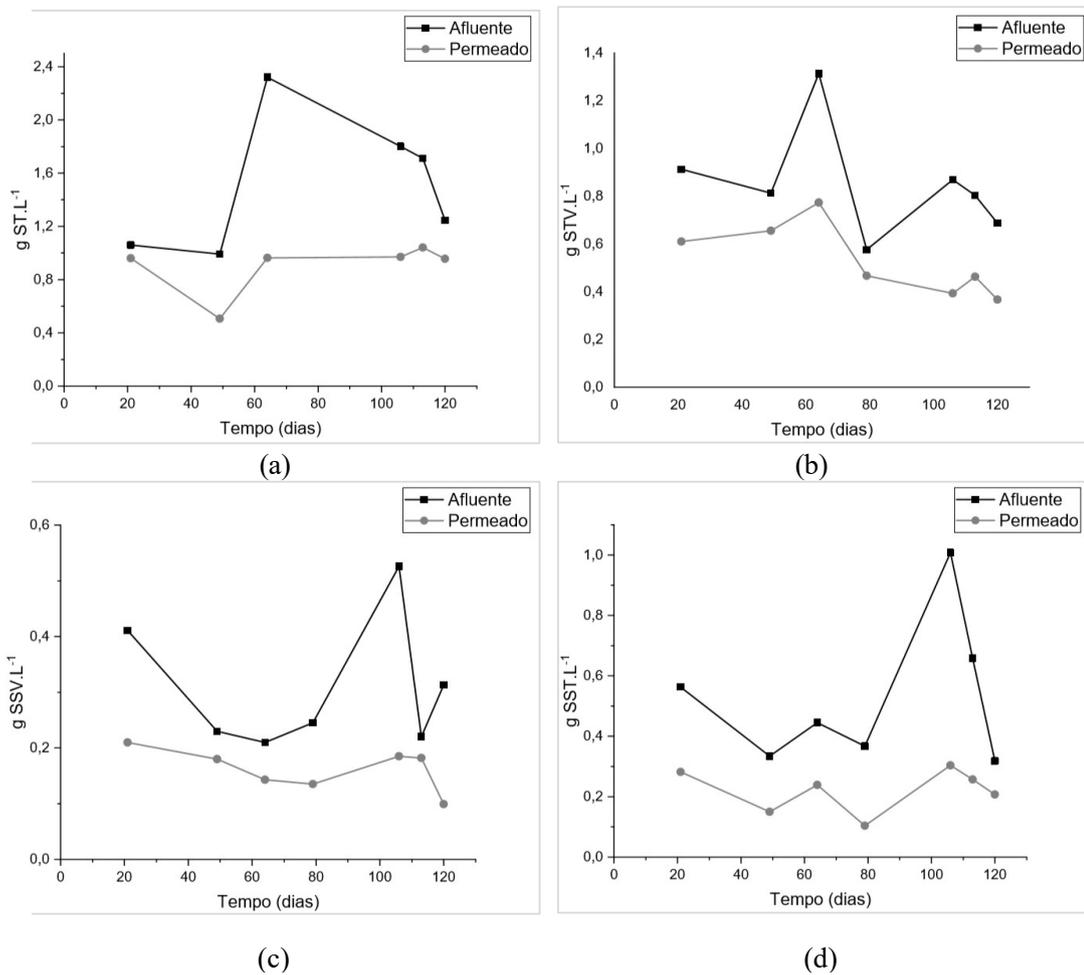


Figura 4 - Comportamento das concentrações de (a) Sólidos Totais, (b) Sólidos Totais Voláteis, (c) Sólidos Suspensos Totais e (d) Sólidos Suspensos Voláteis

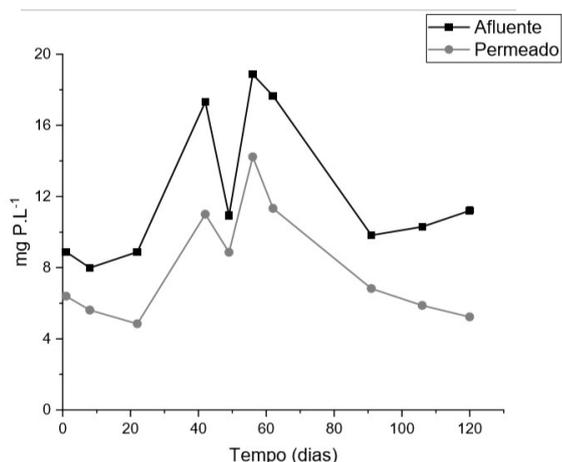


Figura 5 - Comportamento das concentrações de Fósforo total

4.3 PTM, turbidez e patógenos

O comportamento das concentrações de turbidez é mostrado na Fig. 6, sendo encontrada uma remoção de 83,2% da turbidez, no qual o efluente possuía média de $288,1 \pm 95,1$ NTU; após o tratamento, passou a ter uma média de $48,3 \pm 23,2$ NTU no permeado. Podem-se comparar os resultados obtidos com estudos realizados por Cai et al. (2018), por exemplo, no qual para um material suporte com tamanho de poro de $50 \mu\text{m}$ a turbidez obtida era superior a 250 NTU, e com o tamanho de poro de $89 \mu\text{m}$ trabalhado no presente trabalho foi possível conseguir uma média de 48,3 NTU. Trabalhou-se com um fluxo de $0,14 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e, de acordo com Zhao et al. (2012), ao trabalhar com pequenos fluxos é necessário um maior tempo para que haja a efetiva formação da membrana dinâmica.

Para os parâmetros relativos aos microrganismos, foram realizadas caracterizações dos ovos de helmintos, coliformes totais e *E. Coli*. As análises foram realizadas a partir do 60º dia de operação, pois esperou-se uma melhor aclimatização do sistema, gerando assim um efluente de melhor qualidade. Foram encontradas médias para

efluente e permeado de $63,7 \pm 14,6$ ovos.L⁻¹ e $0,3 \pm 0,3$ ovos.L⁻¹, respectivamente, observando uma remoção de 99,5%; tal comportamento foi demonstrado na Fig. 7, enquanto para a análise de coliformes totais e *E. Coli* foram encontrados valores de 79.4105 e 35.105 mg.L⁻¹, respectivamente. Esses valores de microrganismos foram comparados aos valores encontrados por Henze e Ledín (2001) e von Sperling (2005), quando o esgoto doméstico é caracterizado como concentrado, os valores de coliformes totais e *Escherichia Coli* comumente encontrados são de 1.1013 e 1.1010 mg.L⁻¹, respectivamente, essa comparação pode ser melhor observada na Tabela 2.

Quando são comparados os valores obtidos no presente estudo com as diretrizes da OMS (2006) para o uso agrícola, observamos que a água residual tratada poderia ser utilizada na irrigação de plantas cultivadas distantes do nível do solo, visto que o sugerido pela diretriz é que o valor de *E. Coli* seja ≤ 106 mg.L⁻¹. Quanto ao parâmetro de ovos de helmintos, observamos que o efluente pode ser utilizado para todos os tipos irrigação mostrados nas diretrizes da OMS (2006), já que o valor encontrado foi menor do que o que é sugerido pela diretriz (≤ 1 ovo.L⁻¹).

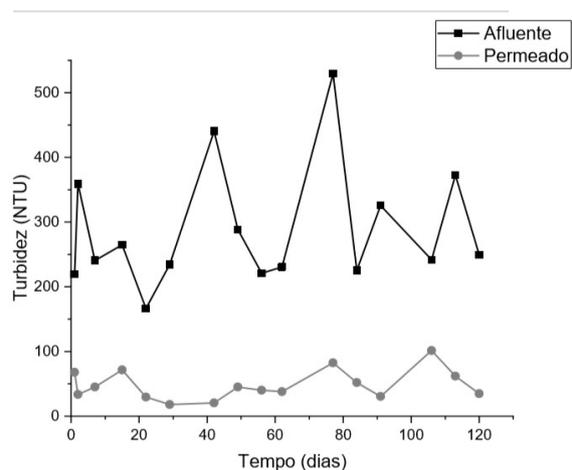


Figura 6 - Comportamento das concentrações de Turbidez

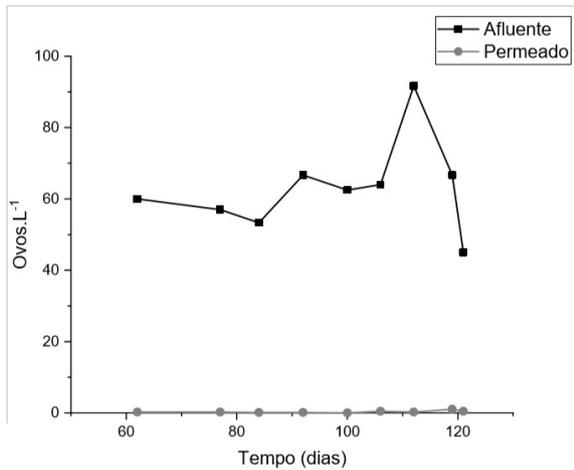


Figura 7 - Comportamento das concentrações de Ovos de Helmintos

Tabela 2 - Concentrações dos parâmetros de Coliformes Totais e *E. Coli*

	Coliformes totais (mg. L ⁻¹)	<i>E. Coli</i> (mg. L ⁻¹)
Afluente	1.10 ¹³	1.10 ¹⁰
Permeado	7,9.10 ⁶	3,5.10 ⁶
Eficiência de Remoção (%)	99,999921	99,965

Para a construção do gráfico da Pressão Transmembrana (PTM) (Fig. 8), utilizaram-se as médias de cada mês de operação do biorreator e foi possível notar o crescente aumento da pressão transmembrana com o decorrer do tempo. Acompanhar a PTM durante todo o experimento é importante para uma operação eficiente do BRAnMD, pois permite controlar a formação da membrana dinâmica na camada de suporte. À medida que ocorre o depósito de partículas sob a camada suporte, verifica-se a elevação da PTM. Ersahin et al. (2016) relataram que o controle da espessura da camada da membrana dinâmica foi crucial para o desempenho do tratamento e filtrabilidade da MD. Portanto, esse aumento da PTM observado ao longo dos meses se deu ao decorrente acúmulo das partículas sobre o material de suporte e formação da membrana dinâmica, podendo observar que as médias obtidas para os meses de Julho, Agosto, Setembro

e Outubro foram de 47,84, 58,96, 79,44 e 122,78 kPa, respectivamente, notando-se o seu aumento progressivo.

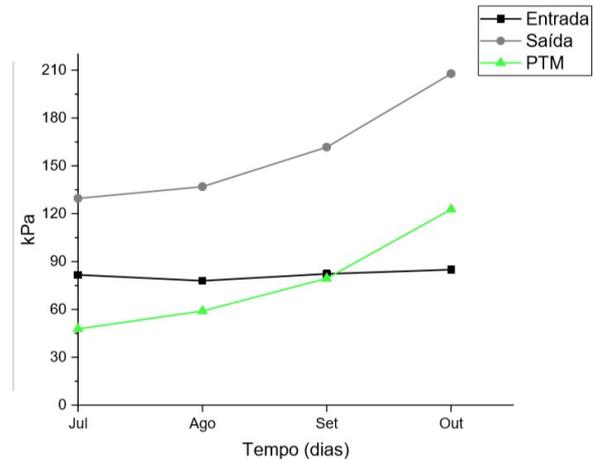


Figura 8 - Comportamento da Pressão Transmembrana

4.4 Monitoramento de SMP

Durante 80 dias de operação, determinou-se a concentração de SMP, avaliada em termos de proteínas e carboidratos. Pode-se observar uma redução de $35,9 \pm 28,8$ mg Carboidratos.L⁻¹ no afluente para $16,3 \pm 9,4$ mg Carboidratos.L⁻¹ no efluente, obtendo então uma remoção de 54,6% da concentração de Carboidratos, resultado demonstrado na Fig. 9a. Já para as proteínas, notou-se uma remoção menos expressiva de 30,9%, no qual o afluente possuía $77,5 \pm 22,1$ mg Proteínas.L⁻¹ e passou a ter $53,6 \pm 22,5$ mg Proteínas.L⁻¹ no permeado, como é mostrado na Fig. 9b.

Tanto o acúmulo na camada de MD como a biodegradação pode ser responsável pela diminuição do SMP no sistema. Os microrganismos têm taxas mais baixas de metabolismo, menor captação e degradação de nutrientes devido ao crescimento endógeno em TRHs mais longos; essas condições fornecem retenção de maiores concentrações de SMP nos BRAnMs. Mais matérias orgânicas podem ser metabolizadas e

menos SMP é produzido devido à maior taxa de atividade dos microrganismos com baixos TRHs. Portanto, menor concentração de SMP no sistema é razoável em TRHs mais curtos (ERSAHIN et al. 2014). De acordo com Shi et al. (2018), as

proteínas em sua forma solúvel ficam retidas na membrana por terem maior afinidade com as partículas de lodo em comparação com os carboidratos, devido à maior hidrofobicidade e carga superficial.

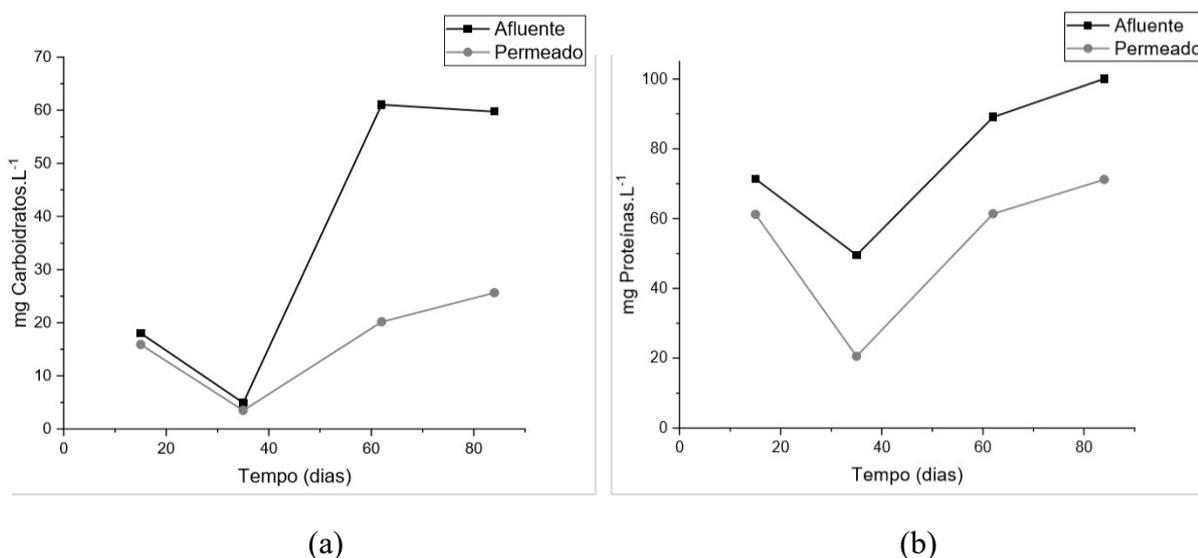


Figura 9 - Comportamento das concentrações de (a) Carboidratos e (b) Proteínas

5 CONCLUSÃO

O biorreator anaeróbio de membrana dinâmica submersa demonstrou bom desempenho ao tratar águas residuárias domésticas, apresentando boa eficiência na remoção de matéria orgânica e turbidez, conseguindo remover cerca de 77,3% de DQO e 83,2% de turbidez. É possível observar o desenvolvimento da membrana dinâmica por meio da pressão transmembrana, à medida em que há a formação da camada MD uma maior quantidade de poluentes fica retida na mesma e a PTM aumenta chegando até a 122,78 kPa.

Em se tratando da viabilidade da tecnologia para sua aplicação na agricultura como irrigação, conclui-se que a mesma pode ser utilizada para alguns tipos de irrigação explicitados pelas diretrizes da OMS (2006), sendo esses a irrigação

de plantas cultivadas distantes do nível do solo. Além disso, observou-se que o BRAnMD submerso não é capaz de remover nutrientes como o fósforo, o que é uma vantagem, vista a destinação objetivada pelo estudo.

Por fim, pode-se afirmar que a tecnologia de BRAnMD submerso é uma maneira mais compacta e economicamente viável de tratamento, quando comparada a tecnologias já difundidas, como o UASB, o qual não é capaz de remover turbidez e patógenos, necessitando de um pós-tratamento para determinados fins agrícolas. Além disso, a construção do biorreator utilizando materiais mais baratos não compromete o seu desempenho, tornando a alternativa mais atrativa ainda no ponto de vista econômico.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ALBURQUERQUE, T. L. Q., **Automação de biorreatores de membrana utilizando a plataforma arduino**. 2017. 59 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual de Paraíba, Campina Grande, 2017.
- ALIBARDI, Luca et al. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 284, p.130-138, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.111>.
- CAI, Donglong et al. Effect of support material pore size on the filtration behavior of dynamic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 255, p.359-363, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.007>.
- DERELI, R.K.; ERSAHIN, M.E.; OZGUN, H.; OZTURK, I.; JEISON, D.; VAN DER ZEE, F.; VAN LIER, J.B. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 122, out. 2012. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.05.139.
- DÍAZ, FLÓREZ, C. A. **Avaliação de protocolos de descarte e desaguamento da espuma acumulada no interior de separadores trifásicos de reatores UASB**. 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- ERSAHIN, M. E. et al. A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 196–206, 2012.
- ERSAHIN, Mustafa Evren et al. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. **Water Research**, [s.l.], v. 48, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.054>.
- ERSAHIN, Mustafa Evren et al. Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 526, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.057>.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. C. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. Cap. 2. In: CAMPOS, J.R. (coordenador). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, 436 p. (1999).
- HENZE, M.; LEDIN, A. Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters. In: LENS; P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (eds.) **Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation**. London : IWA Publishing, 2001, p. 59-72.
- LI L.; XU G.; YU H.; XING J.; Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. **Science of the Total Environment**, 2018.
- LIN, H.j. et al. Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs). **Water Research**, [s.l.], v. 43, n. 15, p.3827-3837, ago. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.025>.
- LIU, Jiadong et al. Membrane fouling behavior in anaerobic baffled membrane bioreactor under static operating condition. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 214, p.582-588, ago. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.016>.
- MARTI, N.; PASTOR, L.; BOUZAS, A.; FERRER, J.; SECO, A. Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation. **Water Research**, v. 44, p. 2371-2379, 2010.
- MENG, F. et al. Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. **Bioprocess Biosyst. Eng.**, v. 30, 2007.
- METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. McGrawHill International Editions, 3 ed., New York, 1991.
- OMS – Organização Mundial da Saúde. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Policy and regulatory aspects. WHO Library Cataloguing-in Publication Data, v.1, 2006.
- POLLICE, A.; VERGINE, P. 10 – Self-forming dynamic membrane bioreactors (SFD MBR) for wastewater treatment: principles and applications. In: MANNINA, G.; PANDEY, A.; LARROCHE, C.; NG, H. Y.; NGO, H. H. (Editors). **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Bari: Elsevier, 2020. p. 235 – 258.
- SALEEM, M; ALIBARDI L; LAVAGNOLO M C; COSSU R; SPAGNI A. Effect of filtration flux on the development and operation of a dynamics membrane for anaerobic wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 459 – 465, 2016.
- SHI, Y.; HUANG, J.; ZENG, G.; GU, Y.; HU, Y.; TANG, B.; ZHOU, J.; YANG, Y.; SHI, L. Evaluation of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) at the fractional and overall level: a review. **Rev Environ Sci Biotechnol**, v. 17, p. 7185, 2018.
- SHOENER, B. D. et al. Design of anaerobic membrane bioreactors for the valorization of dilute organic carbon waste streams. **Energy and Environmental Science**, v. 9, p. 1102 – 1112, 2016.
- SKOUTERIS, G.; HERMOSILLA, D.; LÓPEZ, P.; NEGRO, C.; BLANCO, A. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment:

A review. **Chemical Engineering Journal**, n. 198-199, p. 138-148, 2012.

SMITH, A. L. et al. Navigation wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. **Environmental Science and Technology**, v. 48, p. 5972 – 5981, 2014.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil**. São Paulo: Go Associados, 2019. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking-2019/Relatório__Ranking_Trata_Brasil_2019_v11_NOVO_1.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2019.

VAN LIER, J.B.; VAN DER ZEE, F.P.; FRIJTERS, C.T.M.; ERSAHIN, M.E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial

wastewater treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, ago. 2015.. DOI: 10.1007/s11157-0159375-5.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. Ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WANG, L., LIU, H., ZHANG, W. YU, T., JIN, Q., FU, B., LIU, H., Recovery of organic matters in wastewater by self-forming dynamic membrane bioreactor: Performance and membrane fouling, **Chemosphere**, 2018.

ZHAO, T., Study on the performance of anaerobic self-forming dynamic membrane (AnSFDM) for wastewater treatment and mechanism of AnSFDM formation and fouling. Dissertation. **Shandong University**, Chine (In Chinese), 2012.