



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

**UTILIZAÇÃO DE BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA USO AGRÍCOLA**

JUANNE NOGUEIRA NASCIMENTO

Campina Grande – PB

2020

JUANNE NOGUEIRA NASCIMENTO

**UTILIZAÇÃO DE BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA REUSO AGRÍCOLA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós –
Graduação em Ciência e Tecnologia
Ambiental – PPGCTA, em cumprimento às
exigências para obtenção de título de Mestre
em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

Campina Grande – PB

2020

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

N244u Nascimento, Juane Nogueira.
Utilização de biorreator anaeróbio de membrana dinâmica no tratamento de esgoto doméstico para uso agrícola [manuscrito] / Juane Nogueira Nascimento. - 2020.
49 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. Wilton Silva Lopes, UFCG - Universidade Federal de Campina Grande."

1. Biorreatores de membrana. 2. Membrana dinâmica. 3. Tratamento anaeróbio. 4. Esgoto doméstico. I. Título

21. ed. CDD 628.2


JUANNE NOGUEIRA NASCIMENTO

UTILIZAÇÃO DE BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA USO AGRÍCOLA

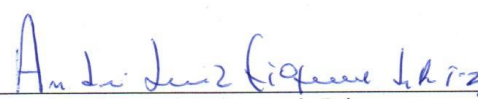
Dissertação apresentada ao
Programa de Pós – Graduação em Ciência e
Tecnologia Ambiental – PPGCTA, em
cumprimento às exigências para obtenção
de título de Mestre em Ciência e
Tecnologia Ambiental.

Aprovado em 05 de Fevereiro de 2020

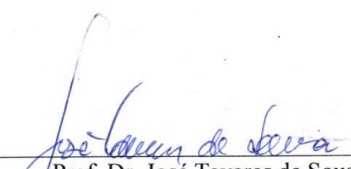
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito
(Examinador Externo – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

Dedico este trabalho aos meus pais e ao meu esposo

por serem minha fonte de inspiração.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, por me permitir e capacitar a chegar até aqui.

Ao meu orientador, Wilton Silva Lopes pela paciência e conhecimentos transmitidos.

Aos professores e aos colegas de laboratório que tive a oportunidade de conviver e me ajudaram durante o período em que estive na EXTRABES, especialmente ao Sr. Marcone.

À Rafaela e Marília que se tornaram grandes amigas trilhando comigo essa fase, dividindo todas as angústias e dificuldades.

À meus pais por serem minha base e meu alicerce.

Ao meu esposo Ítalo, por ser meu exemplo de força e garra, me ajudando com todo cuidado e motivação a seguir sempre em frente.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

Recentemente, a tecnologia dos Biorreatores Anaeróbios de Membrana Dinâmica tem sido uma abordagem adotada como uma alternativa promissora para resolver os problemas encontrados nos processos dos Biorreatores Anaeróbios de Membranas Convencionais, devido a fatores como baixo custo do módulo de membrana, menor custo de energia, e um controle mais fácil de incrustação. Este estudo investigou o uso de um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica para o tratamento de esgoto doméstico, avaliando o potencial de remoção de ovos de helmintos visando produzir um efluente para reuso agrícola. O sistema experimental foi operado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES) em Campina Grande, Paraíba. A membrana dinâmica foi desenvolvida em um módulo de membrana externo sob uma malha de polietileno com tamanho médio de poro de 89 μm , o reator foi operado sob um TDH de 8 horas. O sistema proporcionou um desempenho satisfatório, produzindo um efluente com turbidez média de 120,8 NTU, alcançando uma eficiência média de remoção de 60 %. A utilização da membrana dinâmica também proporcionou uma eficiência de remoção de DQO e ovos de helmintos de 56% e 94,4%, respectivamente. Quanto à remoção de fósforo, o sistema mostrou resultados promissores apresentando uma eficiência de 37,4%. A pressão transmembrana se manteve baixa durante todo processo produtivo, entra a faixa de 8,7 e 18,3 kPa.

Palavras Chaves: Biorreatores de Membrana, Membrana Dinâmica, Tratamento Anaeróbio, Esgoto Doméstico.

ABSTRACT

Recently, Dynamic Membrane Anaerobic Bioreactor technology has been an approach taken as a promising alternative to solve the problems encountered in Conventional Membrane Anaerobic Bioreactor processes due to factors such as low membrane module cost, lower energy cost, and easier fouling control. This study investigated the use of a dynamic membrane anaerobic bioreactor for the treatment of domestic wastewater, evaluating the potential for removal egg from helminths to produce an effluent for agricultural reuse. The experimental system was operated at the Experimental Station of Biological Treatments of Sanitary Sewage (EXTRABES) in Campina Grande, Paraíba. The dynamic membrane was developed in an outer membrane module under a polyethylene mesh with an average pore size of 89 μm , the reactor was operated under an 8 hour TDH. The system provided a satisfactory performance, producing an effluent with an average turbidity of 120.8 NTU, reaching an average removal efficiency of 60%. The use of the dynamic membrane also provided a COD and helminth egg removal efficiency of 56% and 94.4%, respectively. As for the removal of phosphorus, the system showed promising results with an efficiency of 37.4%. Transmembrane pressure remained low throughout the production process, between 8.7 and 18.3 kPa.

Keywords: Membrane Bioreactors, Dynamic Membrane, Anaerobic Treatment, Domestic Wastewater.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação das membranas quanto à sua porosidade.....	16
Tabela 2: Diretrizes da OMS para uso agrícola de esgotos sanitários.....	24
Tabela 3: Resultados das análises físico-químicas de pH, alcalinidade e AGV.....	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática do processo de separação por membranas.	15
Figura 2: Representação esquemática da filtração frontal.	17
Figura 3: Representação esquemática da filtração tangencial	17
Figura 4: Número de estudos relacionados à tecnologia de membrana dinâmica com foco em material de suporte de baixo custo.	20
Figura 5: Módulo de membrana externa (a) e submerso (b) aplicado à biorreatores de membrana.	21
Figura 6: (a) Imagem do Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) da camada de suporte limpa de filtro de malha; (b) Imagem do MEV da superfície da membrana de tecido não tecido sem uso; (c) Imagem do MEV da superfície limpa do tecido de fio monofilamento.	22
Figura 7: Esquema do sistema experimental que foi operado.	26
Figura 8: Interior do módulo de membrana e malha de polietileno.	27
Figura 9: Interface do software SisMonBio	28
Figura 10: Perfil de pressão transmembrana (PTM)	31
Figura 11: Variação da turbidez no afluente e efluente e respectiva eficiência de remoção.	32
Figura 12: (a) Valores médios de sólidos totais para afluente e efluente, (b) valores médios de sólidos totais voláteis para afluente e efluente.	34
Figura 13: Concentração da DQO total e respectiva eficiência de remoção.	35
Figura 14: Concentração da DQO solúvel.	36
Figura 15: Comportamento das concentrações de fósforo total.	37
Figura 16: (a) Variação temporal do pH, (b) variação temporal de AGV e (c) variação temporal da alcalinidade.	39
Figura 17: Variação temporal de AGV	39
Figura 18: Variação temporal da alcalinidade	40
Figura 19: Variação da concentração de ovos de helmintos no afluente e no efluente.	41

Sumário

1.0 INTRODUÇÃO.....	11
2.0 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo Geral.....	14
2.2 Objetivos Específicos.....	14
3.0 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 Processo de separação por membrana.....	15
3.2 Biorreatores anaeróbios de membrana.....	17
3.3 Biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica	18
3.3.1 Configuração do módulo de membrana	20
3.3.2 Materiais utilizados como material de suporte para desenvolvimento da MD	21
3.4 Reuso de efluentes	23
4.0 MATERIAIS E MÉTODOS.....	25
4.1 Modelo Experimental.....	25
4.2 Inóculo	28
4.3 Operação do Sistema.....	29
4.4 Monitoramento da qualidade do afluente e do efluente.....	29
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
5.1. Desempenho de filtração (PTM, Turbidez e Sólidos Totais)	31
5.2. DQO e Fósforo.....	35
5.3 pH, AGV e Alcalinidade.....	38
5.4 Ovos de helmintos.....	40
6.0 CONCLUSÃO.....	42
7.0 REFERÊNCIAS	43

1.0 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos assume papel importante diante da poluição da água e da falta de investimento em saneamento básico, pois estes são os principais fatores que contribuem para degradação ambiental dos recursos hídricos e a disseminação de doenças de veiculação hídrica.

O Instituto Trata Brasil aponta que 64,2% da população paraibana não têm os seus esgotos tratados. Essa ausência de saneamento adequado tem impactos negativos significativos à saúde da população, como revela os dados estatísticos do Ranking ABES da universalização, no qual se constatou que 6,5 mil pessoas residentes em municípios paraibanos foram internadas em 2017 em decorrências de problemas de saneamento ambiental inadequado. Em Campina Grande, 13 pessoas vieram a óbito por doenças de veiculação hídrica (DATASUS, 2017).

Diante desta realidade, se faz importante pesquisar práticas que ajudem a contribuir para a diminuição dos problemas resultantes da escassez, má distribuição e má qualidade da água. Uma prática que vem sendo difundida no mundo inteiro é o reuso de águas, utilizadas para diversos fins. A água de reuso, obtida a partir de esgotos tratados, utilizada na irrigação pode suprir as necessidades hídricas e proporcionar o fornecimento de nutrientes necessários das plantas (HERPIN et al., 2007). A agricultura é tipicamente considerada um dos campos na qual a irrigação de culturas com esgoto tratado apresenta grande potencial, sobretudo para o desenvolvimento agrícola em áreas áridas e semiáridas, promovendo a sustentabilidade humana em áreas de difícil sobrevivência (LUBELLO et. al., 2004). Outro fator que favorece a adoção dessa prática, é que o reuso proporciona um menor custo comparado ao preço da água fornecida pelas companhias de saneamento.

Neste sentido, são imprescindíveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias de tratamento de esgotos alternativas, eficientes, de baixo custo e que garantam a qualidade dos efluentes. Entre as opções tecnológicas o Biorreator Anaeróbio de Membrana (BRAnM) surge como uma alternativa de tratamento de águas residuárias que possibilita a geração de água de reuso.

O BRAnM pode ser definido como um processo de tratamento biológico de águas residuárias que possui uma membrana filtrante para realizar a separação sólido – líquido de efluente tratado. A membrana garante a retenção dos microrganismos dentro do reator, propicia a geração de um efluente consistentemente de boa qualidade no que se refere ao teor

de sólidos suspensos e turbidez, como também dependendo do tipo de membrana, contribui para a remoção de sólidos dissolvidos. Porém, o custo das membranas convencionais (Micro/UltraFiltração), fenômenos de incrustação e baixo fluxo tem representado as principais desvantagens desse processo.

A tecnologia de Membrana Dinâmica (MD) tem sido recentemente proposta como uma alternativa ao uso das membranas convencionais por ter um menor risco de incrustação, requer menores custos de energia e de material de filtro, alcançando uma eficiência de tratamento equivalente aos BRAnMs (ERSAHIN et al., 2012). MD é uma camada de torta ou biofilme obtido através do depósito de material coloidal, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), produtos microbianos solúveis (SMP) e sólidos suspensos (SS) sobre um material de suporte (ZHANG et al., 2010). São aplicados como material de suporte para formação da MD materiais mais baratos, como pano de filtro, malha de tecido e tecido não-tecido, (SALEEM et al., 2016). Esta camada torna-se mais densa ao longo do tempo e tem capacidade de filtrar vários poluentes e patógenos. (SMITH et al., 2013; ERSAHIN et al., 2017). A membrana dinâmica pode ser facilmente removida da superfície do material de suporte e pode ser restabelecida novamente em curto espaço de tempo.

Outras principais vantagens da MD são a baixa resistência à filtração e baixa pressão transmembrana (PTM). Todo processo de filtração pode ser realizado sob gravidade, sem bombas. Estas características destacam o potencial da tecnologia da MD no tratamento de águas residuárias, a qual ainda requer inovação com relação ao tratamento eficiente e consumo de energia (LI et al., 2018).

Os Biorreatores Anaeróbios de Membrana Dinâmica (BRAnMD) fornecem uma retenção completa de biomassa, permitindo o controle independente do tempo de detenção hidráulico (TDH) e do tempo de retenção de celular (TRC) (ERSAHIN et al., 2014). Nos sistemas de BRAnMs ocorre TDHs relativamente mais curtos e longos TRCs, ou seja, a biomassa no biorreator é mantida por mais tempo levando à redução do volume do biorreator, enquanto corresponde a altas taxas de digestão e melhora o desempenho do sistema (DAGNEW et al., 2012).

Geralmente, a operação do BRAnMD inclui três estágios: formação da camada da MD, filtração estável e limpeza para regeneração da MD (HU et al., 2017). O controle adequado dos três estágios de filtração é crucial para alcançar um excelente desempenho do sistema e esse controle ainda precisa ser mais investigado. Como exemplo, o tempo de formação da MD deve ser mais reduzido, o que minimizaria a produção de efluente com baixa

qualidade no estágio inicial de filtração da MD, devido à rejeição insuficiente pelo próprio material de suporte. Além disso, a MD é sensível à turbulência hidráulica drástica, que pode influenciar a estabilidade da estrutura da MD e deve ser evitada durante a operação do biorreator (KISO et al., 2000). Assim, o desenvolvimento de uma camada de MD estável e altamente permeável é essencial para alcançar uma operação do BRAnMD estável e longa (YU et al., 2018).

Embora os BRAnMs tenham aplicação industrial em larga escala, a maioria dos estudos sobre MD são em escala de bancada no tratamento de águas residuárias sintéticas ou domésticas (ALIBARDI et al., 2016; HU et al., 2017).

Diante do exposto, o presente trabalho avaliou a aplicação de um BRAnMD ao realizar o tratamento de esgoto doméstico, analisando o processo de formação da membrana dinâmica e avaliando o processo de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, turbidez, fósforo e ovos de helmintos, visando produzir um efluente para uso agrícola.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar o processo de tratamento de esgoto doméstico em BRAnMD para produção de efluente dentro dos padrões desejáveis para uso agrícola.

2.2 Objetivos Específicos

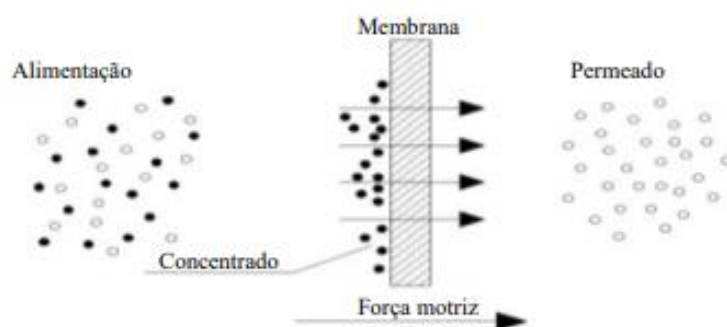
- Avaliar o processo de formação e desenvolvimento da membrana dinâmica observando a pressão transmembrana e concentração de sólidos suspensos.
- Analisar a remoção de matéria orgânica, turbidez e fósforo realizado pelo processo de filtração da membrana dinâmica.
- Avaliar o desempenho do sistema quanto à remoção de ovos de helmintos.

3.0 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Processo de separação por membrana

Monteggia e De Lucca (2003) define filtração por membrana como um processo de separação que usa membranas semipermeáveis para dividir o fluxo em duas porções: retido ou concentrado e permeado, conforme ilustrado, esquematicamente, na figura 1.

Figura 1: Representação esquemática do processo de separação por membranas.



Fonte: Adaptado de REIF, 2006.

Mulder (2003) diz que, de maneira geral, o fluxo de permeado através da membrana é proporcional à magnitude da força motriz aplicada, e assim, as duas variáveis são correlacionadas linearmente. Exemplos de força motriz que podem promover o processo de filtração são: gradiente de pressão, concentração, potencial elétrico ou temperatura. Contudo, os processos de separação por membranas mais difundidos utilizam o gradiente de pressão como força motriz para realizar a filtração.

Na área de saneamento, as membranas mais usadas podem ser classificadas pelo tipo de filtração ou quanto ao tamanho dos poros da membrana e o tipo de material que será retido. Essa classificação pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1: Classificação das membranas quanto à sua porosidade

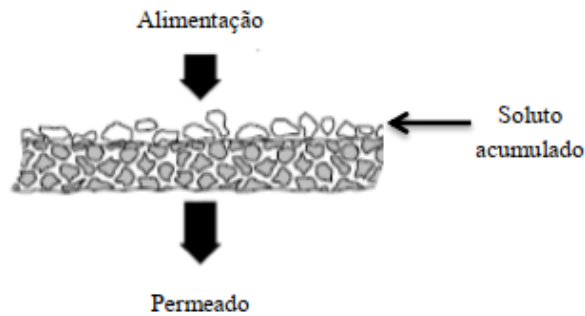
Membrana	Porosidade	Material Retido
Microfiltração	0,1 – 0,2 μm	Protozoários, bactérias, grande parte dos tipos de vírus e partículas.
Ultrafiltração	1.000 – 100.000 Da	Material removido na MF mais colóides e a totalidade dos vírus.
Nanofiltração	200 – 1.000 Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior que a porosidade média da membrana.
Osiose Reversa	< 200 Da	Íons e praticamente toda matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Schneider & Tsuitiya (2001).

O processo de filtração pode ocorrer de duas formas. A primeira, representada pela Figura 2, denominada filtração frontal, a alimentação é forçada perpendicularmente em relação à membrana. Pode-se observar nesta configuração uma alta concentração de partículas na região próxima a membrana variando em função do tempo, o que gera uma queda do fluxo do permeado pelo aumento da resistência.

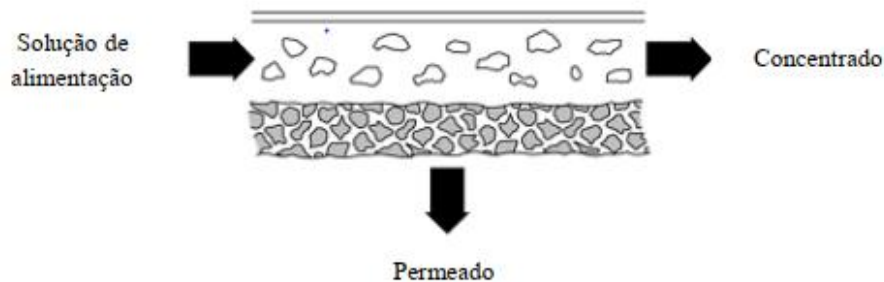
A segunda forma, representada esquematicamente na Figura 3, denominado filtração tangencial, a alimentação é feita paralelamente sobre a superfície da membrana e parte deste fluido é permeado no sentido transversal à membrana. Segundo Provenzi (2005), esta configuração quando comparado a anterior, a configuração de partículas que se depositam sobre a membrana é menor, o que proporciona uma filtração mais eficiente.

Figura 2: Representação esquemática da filtração frontal.



Fonte: Adaptado de Baker (2004).

Figura 3: Representação esquemática da filtração tangencial



Fonte: Adaptado de Becker (2004).

3.2 Biorreatores anaeróbios de membrana

Entre os processos de separação por membranas, uma tecnologia que vem sendo bastante estudada recentemente é a utilização de Biorreatores Anaeróbios de Membrana (BRAnMs) para o tratamento de água residuária. Estes podem ser definidos como um processo de tratamento biológico que possuem uma membrana filtrante para realizar a separação sólido-líquido de efluente tratado.

BRAnM tem sido considerado uma tecnologia promissora para o tratamento convencional de águas residuárias por dissociar o tempo de detenção hidráulica (TDH) do tempo de retenção de sólidos (TRC), o qual permite a manutenção de altas concentrações de lodo e diminuição do tamanho do reator.

Além disso, trabalhos anteriores indicam que BRAnM pode produzir efluentes de alta qualidade até em condições extremas, como em água residuárias de baixa resistência, a baixas temperaturas (<math><20^{\circ}\text{C}</math>), alta salinidade, e baixo tempo de detenção hidráulico (2-8h). Tal

eficiência se deve, em grande parte, à retenção de sólidos suspensos, coloidais, e parte de substâncias solúveis pelas membranas de micro/ultrafiltração (LiAO et al., 2006; LIN et al., 2013). Contudo, esses reatores ainda não são aplicados tão amplamente quanto devem ser devido a problemas severos de incrustação das membranas, baixo fluxo de filtração, e altos custos da membrana (AHMAR SIDDIQUI et al., 2018).

Recentemente, tecnologia de filtração de membrana dinâmica (MD), a qual usa malhas de poros grosseiros (10 -200 μm) como material de suporte para formação da camada filtrante, tem sido adotada como uma alternativa para substituir as membranas de Micro/Ultrafiltração convencionais em biorreatores de membrana dinâmica (BRMD) e tem alcançado excelente separação sólido-líquido durante a filtração de sólidos suspensos (ERSAHIN et al., 2012; HU et al., 2018). Hu et al. (2018), afirma que o BRAnMD tem performance similar ao BRAnM convencional, mas tem um menor custo de membrana e resistência de filtração, e assim, conseqüentemente, um menor custo de energia, e um controle mais fácil de incrustação.

3.3 Biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica

A tecnologia da Membrana Dinâmica (MD) tem sido uma abordagem adotada como uma alternativa promissora para resolver os problemas encontrados nos processos de biorreatores de membrana (FAN e HUANG, 2002, WU et al., 2008, YE et al., 2006).

Membrana Dinâmica (MD), também conhecida como membrana secundária, é uma camada de biofilme formada no material de suporte subjacente (uma membrana, malha, ou pano de filtro), quando a solução filtrada contém partículas sólidas suspensas, tal como células microbianas e flocos (ERSAHIN et al., 2012). Estas partículas se anexam aos macroporos do material de suporte e criam uma camada (membrana), que aprisiona os contaminantes e age como um meio de rejeição. Em outras palavras, a principal desvantagem da membrana convencional (a camada incrustante) é o que agora determina as propriedades de rejeição do sistema, que é o realmente desejado (CHU et al., 2014).

Esta tecnologia tem atraído atenção por seu relativo baixo custo, baixo consumo de energia e fácil limpeza. As principais vantagens da MD são a baixa resistência à filtração e baixa pressão transmembrana (PTM). Todo o processo de filtração pode ser operado sob gravidade, sem bombas. Estas características destacam o potencial da tecnologia MD no

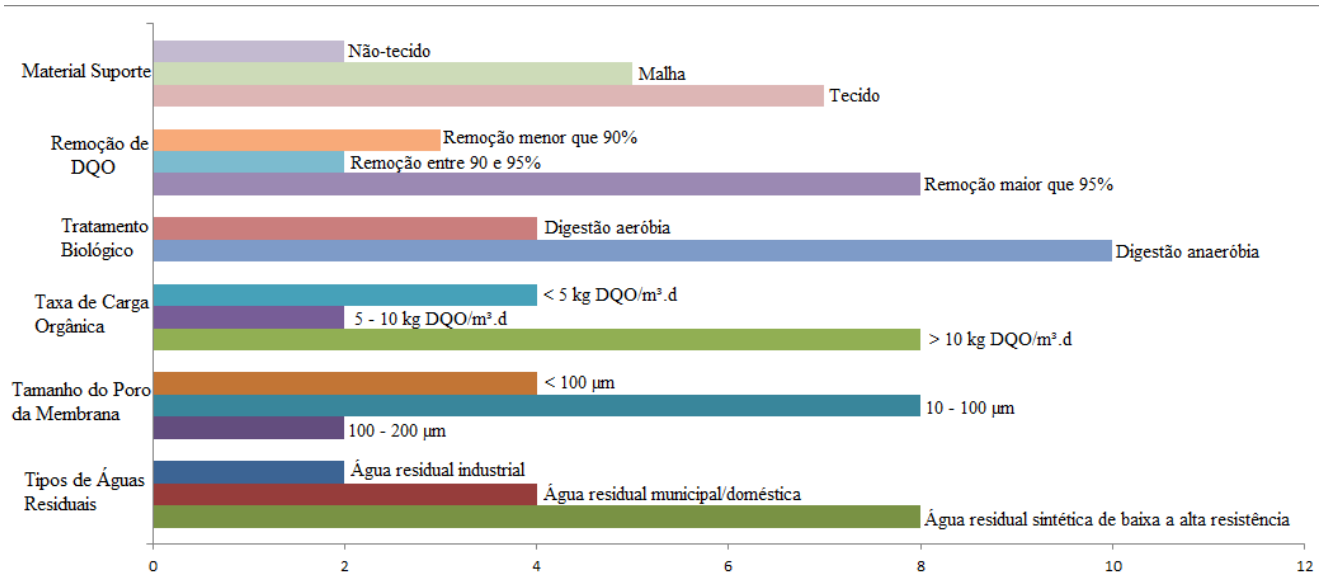
tratamento de água residuária, a qual ainda requer inovação com respeito ao tratamento eficiente e consumo de energia (LI et al, 2018).

Além disso, esta membrana reduz a propensão à incrustação do material de suporte subjacente, de modo que a substituição dos módulos não seja mais necessária. Caso a membrana secundária induza um aumento excessivo na pressão transmembrana (PTM), esta camada pode ser facilmente desfeita e rapidamente reformada (MA et al., 2013; ERSAHIN et al., 2012; JEISON et al., 2008; ZHANG et al., 2010).

Mahat (2018) fez um levantamento de estudos realizados, no período de 2013 até 2017, relacionados à tecnologia da membrana dinâmica com foco em material de suporte de baixo custo, os números deste levantamento está representado na Figura 4. Estes estudos foram escolhidos, baseados nos estudos gerais da tecnologia de MD, no Science Direct e no banco de dados de outros jornais usando nas pesquisas palavras chaves populares. Estas análises estatísticas mostram grande interesse entre os pesquisadores pelo uso de material de suporte com tamanho de poros maiores, sendo o mais relatado o tamanho de poro de 10 - 100µm, e pelo filtro de tecido, que foi o mais investigado como material de suporte. Nesses estudos anteriores, foi utilizado em maior número águas residuárias de alta resistência como meio de alimentação, tornando o tratamento de biodigestão anaeróbio mais favorável que o de digestão aeróbio. A maioria dos estudos atingiu uma taxa de remoção de DQO maior que 95% em ambos os sistemas (BRMDs e BRAnMDs).

A literatura mostra que a aplicação de Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica (BRAnMD) ainda está em seus estágios iniciais, e que 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 MD (AN et al., 2009; ERSAHIN et al., 2017).

Figura 4: Número de estudos relacionados à tecnologia de membrana dinâmica com foco em material de suporte de baixo custo.



Fonte: Adaptado de Mahat (2018).

Os resultados reportados recentemente 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). Além disso, observou-se que, assim como em ambientes anaeróbios existe o baixo efeito de remoção biológica de nutrientes, o BRAnMD também resultou pobre desempenho de remoção de nutrientes, pois os dados mostram que todas as taxas de remoção de nutriente foram inferiores a 30% (HU et al., 2017).

3.3.1 Configuração do módulo de membrana

A classificação dos sistemas de biorreatores de membrana é realizada de acordo com sua configuração e modo de operação, de tal modo que, basicamente, se encontram distribuídos em dois grupos: i) módulo de membrana submerso no biorreator; e ii) módulo de membranas externos ao biorreator (LENS et al., 2002; METCALF & EDDY, 2003; RADJENOVIC et al., 2008).

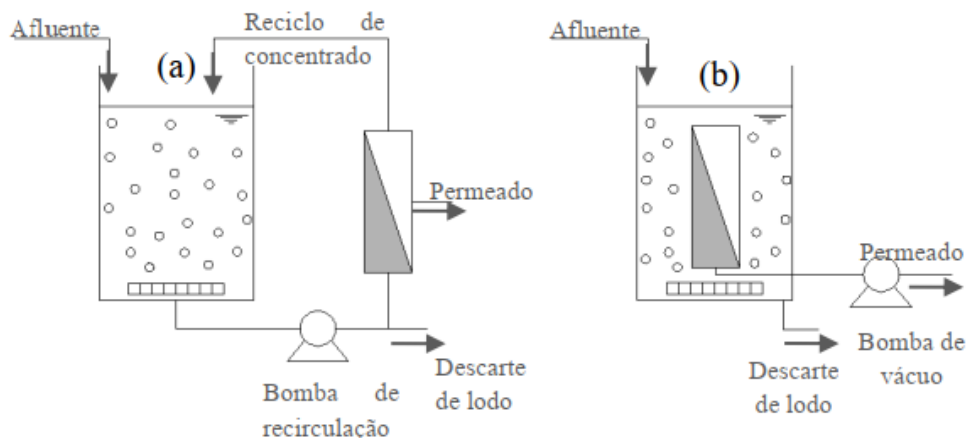
No caso do módulo de membrana submerso no biorreator as membranas são sujeitas a um vácuo, no lado do permeado, proporcionando a permeação da solução através da membrana, enquanto que os sólidos são retidos no biorreator (METCALF & EDDY, 2016).

O módulo de membrana externo é acoplado externamente ao biorreator. Nessa configuração, é empregada a pressão positiva como força motriz para o processo de filtração,

que separa a vazão afluyente em duas linhas distintas: a do permeado, referente à parcela filtrada pelas membranas; e a linha do concentrado, contendo os sólidos retidos pela membrana, que retorna para o biorreator.

Os Biorreatores de modulo externo tem como sua principal desvantagem o alto consumo de energia, quando comparado aos de módulo submerso, devido à necessidade de uma elevada velocidade tangencial. Segundo Scheneider & Tsutiya (2001), o elevado consumo de energia restringe a utilização deste modelo de biorreator a sistemas de pequeno e médio porte, no qual o reuso de água é economicamente interessante ou a otimização de espaço é um importante critério operacional.

Figura 5: Módulo de membrana externa (a) e submerso (b) aplicado à biorreatores de membrana.



Fonte: Adaptado de Stephenson et al. (2000).

3.3.2 Materiais utilizados como material de suporte para desenvolvimento da MD

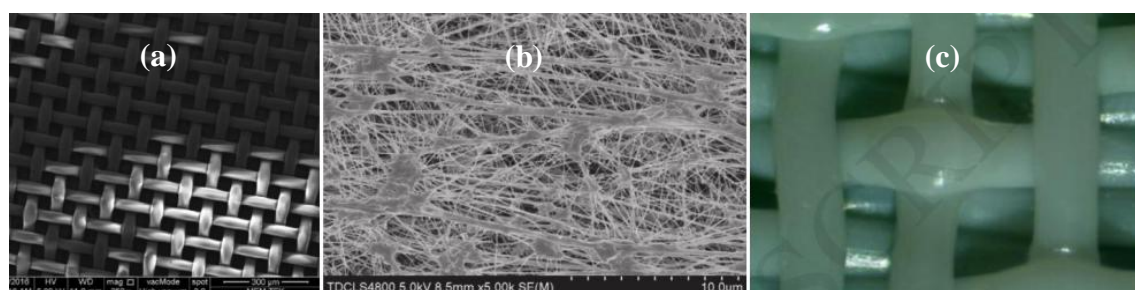
Um dos principais focos das pesquisas sobre MD é uso de malhas, tecidos e tecidos não-tecidos como material de suporte para formação da camada de torta, pois a seleção adequada deste material é um passo crítico para aplicação da tecnologia de MD.

Segundo Ersahin et al. (2012), o filtro de malha consiste de uma barreira permeável feita de fios conectados de metal, fibra ou outro material flexível/dúctil. Enquanto que a estrutura do não-tecido é como uma teia de fibras ou filamentos naturais/ou artificiais, excluindo o papel, que não foram convertidos em fios e que estão conectados internamente. Já

o tecido, é baseado em fio monofilamento ou multifilamento. Os fios monofilamentos são filamentos sintéticos extrudados simples e tem superfícies lisas. Uma fibra multifilamento consiste em várias fibras finas de monofilamento, que são unidas para formar os fios individuais que são eventualmente entrelaçados. Os estudos comprovam que malhas tem menor resistência à filtração, mas acúmulo de lodo ineficiente devido a sua estrutura plana (KISO et al., 2005). Até agora, as malhas, tecidos não-tecido e tecidos foram relatados como possíveis materiais de suporte para a separação sólidos-liquido tanto nos BRMD aeróbios como nos anaeróbios.

Imagens do Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) do filtro de malha, tecido não-tecido e tecido de fio monofilamento são mostrados na Figura 6.

Figura 6: (a) Imagem do Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) da camada de suporte limpa de filtro de malha; (b) Imagem do MEV da superfície da membrana de tecido não-tecido sem uso; (c) Imagem do MEV da superfície limpa do tecido de fio monofilamento.



Fonte: Adaptado de Mahat (2018).

O material de suporte deve ter um tamanho de poro apropriado para formar e reter o material formador da membrana na sua superfície, deve ser forte o suficiente para resistir as pressões aplicadas e deve ter baixo custo.

A relação entre o tamanho do poro do material de suporte e o tamanho da partícula do material formador da MD devem ser avaliados em conjunto para se obter o melhor desempenho de separação, pois o tamanho do poro afeta a taxa de formação da camada dinâmica e o fluxo do permeado. Kiso et al. (2000) investigaram as propriedades de filtração e a qualidade do efluente usando a malha como material de suporte em diferentes tamanhos de poros (100, 200 e 500 μm). Eles relataram que as malhas com um tamanho de poro de 100 μm proporcionaram os melhores resultados em termos de qualidade do efluente e efetivamente rejeitaram flocos de lodo ativado.

Kiso et al. (2005) também afirmaram que, nos filtros de tecido não-tecido o acúmulo de lodo devido a penetração e ao aprisionamento das partículas mais finas deve ser sempre levado em consideração nas operações a longo prazo, pois uma vez que aprisionado na matriz de fibras, é difícil remover as partículas do filtro, aumentando subsequentemente a resistência da membrana.

3.4 Reuso de efluentes

Por muito tempo perpetuou-se a ideia de que os recursos naturais eram infinitos e podiam ser utilizados pelo homem de maneira desenfreada. Porém, essa ideia já foi superada há bastante tempo e cresce em todo o mundo a consciência em torno da importância do uso racional, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e do reuso da água, incluindo a utilização de esgotos para diversos fins com seus inegáveis atrativos, dentro os quais é possível citar a reciclagem de nutrientes, proporcionando economia significativa de insumos, a ampliação de áreas irrigadas e a recuperação de áreas improdutivas ou degradadas.

Organismos internacionais, como a Organização Mundial de Saúde (OMS), têm se dedicado à recomendação de critérios para a utilização de esgotos sanitários. Em 1973 a OMS publicou suas primeiras diretrizes sanitárias sobre o uso de águas residuárias, constantemente atualizadas. A Tabela 2 apresenta as recomendações da OMS para uso agrícola de esgotos sanitários.

Porém, o Brasil ainda enfrenta dificuldades para implementar sistematicamente o reuso de efluentes. Este cenário se deve principalmente a falta de uma norma específica para a normalização do reuso das águas a partir de efluentes tratados. Em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) promulgou a Resolução N° 54 que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água no Brasil, remetendo para a regulamentação complementar os padrões de qualidade e os códigos de práticas para as diversas modalidades de reuso: (i) reuso para fins agrícolas e florestais; (ii) reuso para fins urbanos; (iii) reuso para fins ambientais. (iv) reuso para fins industriais; (v) reuso na aquicultura.

Tabela 2: Diretrizes da OMS para uso agrícola de esgotos sanitários

Tipo de irrigação	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (\log_{10}) ⁽¹⁾	Qualidade do efluente	
		<i>E. coli</i> 100 mL ⁻¹ ⁽²⁾	Ovos de helmintos L ⁻¹ ⁽³⁾
Cultivo de raízes e tubérculos	4	$\leq 10^3$	
Cultivo de folhosas	3	$\leq 10^4$	
Irrigação localizada de plantas cultivadas distantes do nível do solo	2	$\leq 10^5$	≤ 1 ⁽³⁾
Irrigação localizada de plantas cultivadas rentes ao solo	4	$\leq 10^3$	

(1) Remoção de vírus que associada as outras medidas de proteção à saúde corresponderiam a uma carga de doença viral tolerável $<10^{-6}$ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários.

(2) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (1).

(3) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e, ou, medidas complementares mais exigentes: $<0,1$ ovo L⁻¹, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de 1 \log_{10} na higiene dos alimentos pode-se admitir < 10 ovos L⁻¹.

Fonte: Adaptado de OMS (2006)

4.0 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Modelo Experimental

Um Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica (AnDMBR) foi construído para realização do presente estudo e foi operado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada na cidade de Campina Grande - Paraíba, local pertence a UEPB.

O esgoto doméstico tratado no sistema foi gerado por um conjunto habitacional localizado a 200 metros de distância da estação, um condomínio familiar situado no bairro do Catolé constituído por 72 apartamentos e forneciam uma vazão de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. O esgoto doméstico se direcionava para uma caixa de passagem e a partir daí ocorria a distribuição deste esgoto para todas as pesquisas realizadas na Extrabes que faziam uso do mesmo. Com ajuda de um conjunto motor-bomba de fabricante KSB, 220 V, modelo 50-160K, o esgoto era conduzido desse caixa de passagem para um tanque de equalização responsável pela alimentação diária do sistema.

O estudo foi realizado usando um BRAnMD, sistema composto por um digestor anaeróbio equipado com um módulo de membrana externo (Figura 7), ambos construídos a partir de tubos e conexões de PVC. O sistema possuía uma capacidade volumétrica útil de 6L, e o digestor anaeróbio foi construído com altura total de 2 metros.

O módulo de membrana apresentava configuração externa de formato circular com diâmetro de 6,2 cm. No seu interior encontrava-se uma malha de polietileno, com tamanho médio de poro de $89 \mu\text{m}$ sendo utilizado como material de suporte para formação da membrana dinâmica. Esse valor médio de tamanho de poro foi calculado através de programa de processamento de imagem baseado em Java e de domínio público, o *ImageJ*. O interior do módulo de membrana e a malha de polipropileno utilizada como material de suporte são representados pela figura 8.

O efluente alimentava o módulo de membrana por diferença de pressão hidráulica, e o permeado do módulo de membrana era coletado.

Figura 7: Esquema do sistema experimental que foi operado.

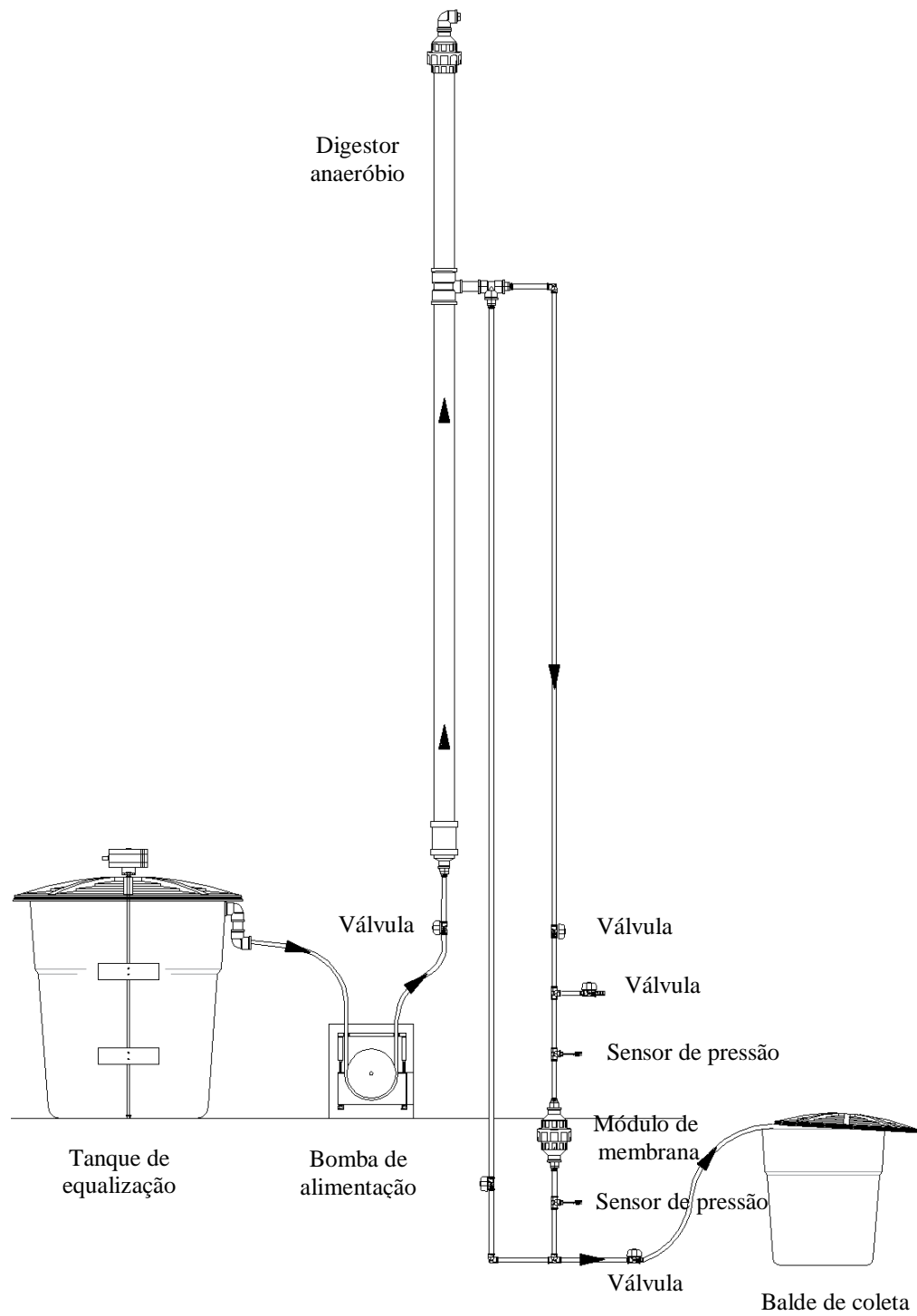


Figura 8: Interior do módulo de membrana e malha de polietileno.



Fonte: Queiroz (2019)

A pressão transmembrana (PTM) foi medida por dois sensores de pressão MPX4250, que foram instalados antes do módulo de membrana e na linha do permeado. Uma placa micro controladora Arduino ATmega328 estava conectada aos sensores de pressão e equipada com um software que foi desenvolvido por Albuquerque (2017), o software SisMonBio, para controle e coleta de dados, permitindo assim que o sistema BRAnMD fosse acompanhado constantemente e através desses dados realizado o acompanhamento do desenvolvimento da membrana dinâmica. Os sensores reportavam os valores de pressão a cada 5 minutos, e ao fim do dia era realizado a média aritmética dos dados colhidos e assim obtido o valor da PTM diária. O cálculo da PTM se dava através da equação 1:

$$PTM = P_e - P_s$$

Onde: P_e : Pressão de entrada;

P_s : Pressão de saída;

Figura 9: Interface do software SisMonBio

Data / Hora	Biogás (kPa)	Entrada (kPa)	Saida (kPa)	Transmembrana (kPa)
09.10.2019 23:57	94,75	110,72	95,86	14,86
09.10.2019 23:51	91,87	109,39	97,64	11,75
09.10.2019 23:45	97,86	109,61	99,41	10,2
09.10.2019 23:40	96,53	112,94	95,86	17,08
09.10.2019 23:33	94,53	110,5	96,08	14,42
09.10.2019 23:28	96,31	106,73	95,86	10,87
09.10.2019 23:23	94,75	111,61	96,31	15,3
09.10.2019 23:17	95,42	109,61	95,42	14,19
09.10.2019 23:11	94,75	110,95	96,31	14,64
09.10.2019 23:01	94,31	107,84	96,31	11,53
09.10.2019 22:55	93,64	108,28	97,64	10,64

4.2 Inóculo

Inicialmente para aclimação do reator, foi utilizado um inóculo de lodo anaeróbio na proporção de 1:1, mistura que facilitou a adaptação da biomassa microbiana do sistema para receber o esgoto doméstico. O lodo anaeróbio foi obtido a partir de um reator UASB já em operação no laboratório e as principais características do inóculo estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3: Principais características do inóculo

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

4.3 Operação do Sistema

O sistema BRAnMD foi operado por um período de 154 dias, entre o período de 30 de maio a 1 de novembro de 2019. O tempo de detenção hidráulica (TDH) adotado foi de 8 horas e o sistema tratava em média um volume de $18 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$.

O esgoto doméstico tratado no sistema era armazenado em um tanque de equalização de 100 L homogeneizado por agitador mecânico por um período de 15 minutos em um intervalo de 30 minutos, para evitar sedimentação do mesmo. A alimentação do digestor anaeróbio era contínua de fluxo ascendente e fornecida por uma bomba peristáltica BP-200D (MS Tecnopon), a uma vazão de $0,72 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$. O volume do permeado era coletado em um balde instalado na saída do permeado no módulo de membrana.

O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi adotado em 120 dias. Por definição operacional, não foi realizada a retirada do lodo de excesso durante o período operacional.

Durante o período experimental foi realizada apenas uma retrolavagem na membrana dinâmica. A retrolavagem foi realizada com próprio esgoto, fechando algumas válvulas do sistema e forçando o mesmo a passar pelo módulo de membrana com fluxo inverso ao de alimentação, realizando assim a limpeza do material de suporte e desmanchando a camada dinâmica já formada.

4.4 Monitoramento da qualidade do afluente e do efluente

As variáveis que estão sendo utilizadas para a caracterização do afluente e do efluente final, bem como as metodologias seguidas e as frequências de cada, são descritas no quadro 2.

Quadro 2: Metodologia e frequência utilizadas para análise dos parâmetros relacionados à eficiência do tratamento.

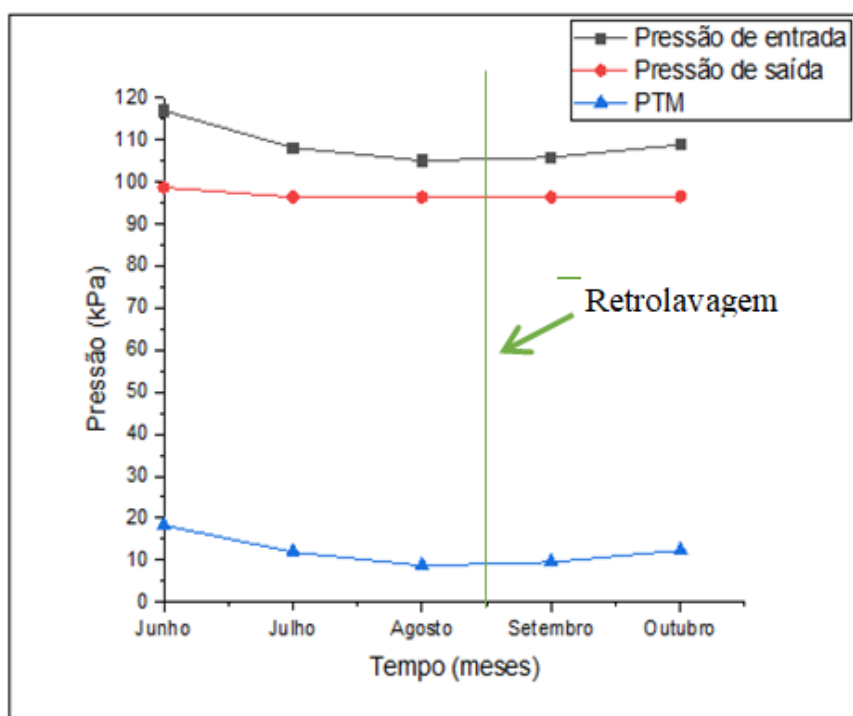
Variáveis	Métodos	Referência	Frequência
pH	Potenciométrico	Seção 4500 / APHA (2012)	Semanal
DQO Solúvel e Filtrada	Titulométrico/ Refluxação Fechada	5220 C / APHA (2012)	Semanal
Fósforo	Ácido ascórbico	Seção 4500 – P E/ APHA (2012)	Semanal
Turbidez	Turbidímetro	(APHA, 2012)	Três vezes na semana
Sólidos totais e suas frações	Método gravimétrico	2540 E. / APHA (2012)	Quinzenal
AGV	Kapp	BUCHAER et al (1999)	Semanal
Alcalinidade	Titulação potenciométrica	2320 B/APHA (2012)	Semanal
Ovos de Helminthos	Bailenger	(WHO, 1989) modificado	Quinzenal

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Desempenho de filtração (PTM, Turbidez e Sólidos Totais)

O perfil da PTM foi construído em função das médias dos meses de operação do BRAnMD como observado na figura 10. Analisar a PTM é importante para acompanhar a formação e o desenvolvimento da membrana dinâmica, como também observar o comportamento de filtração realizado pela mesma.

Figura 10: Perfil de pressão transmembrana (PTM)

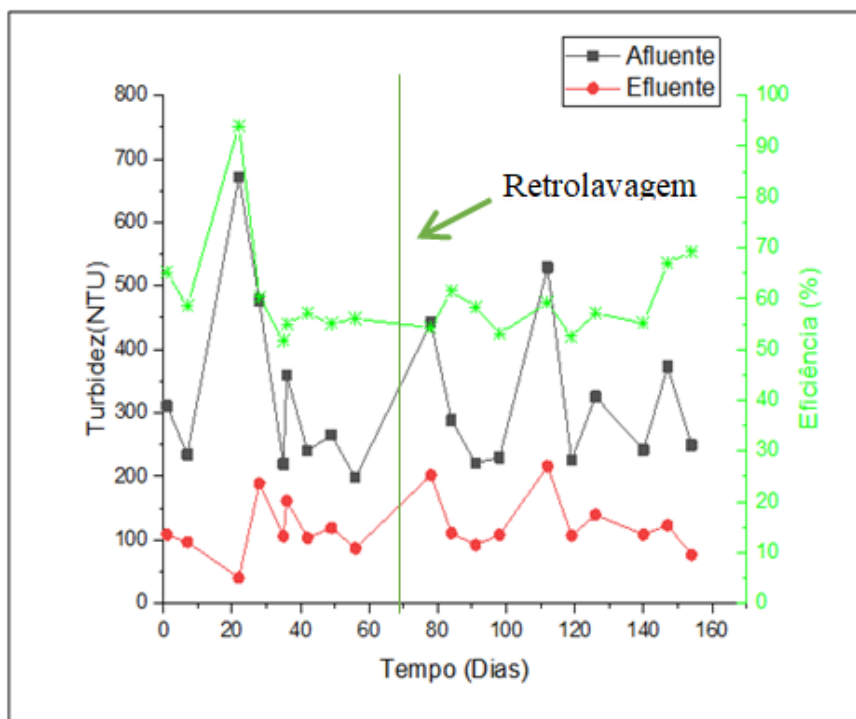


De acordo com a figura 10 é possível observar que a PTM se manteve baixa, entre a faixa de 9 e 18 kPa, durante todo o tempo de operação. É possível também verificar que houve uma acentuada queda na PTM logo após o primeiro mês de operação. A PTM foi afetada devida há uma falha na mangueira da bomba de alimentação, despressurizando a coluna d'água do biodigestor e ocasionando uma perturbação na membrana dinâmica. Depois do segundo mês foi realizada uma retrolavagem na membrana após ser observado registro do menor valor da PTM, a membrana dinâmica foi totalmente desfeita para uma nova formação da mesma. De acordo com Rezvani et al. (2014), há uma queda de pressão antes e depois da limpeza física, isso está relacionado ao desenvolvimento dinâmico da membrana e ao índice

compressibilidade. Após a retrolavagem, é possível observar o aumento da PTM nos meses seguintes, indicando a formação e estabilidade da membrana dinâmica.

Na figura 11 observa-se o comportamento da turbidez do afluente e efluente produzido no BRAnMD durante os 154 dias de operação do sistema.

Figura 11: Variação da turbidez no afluente e efluente e respectiva eficiência de remoção.



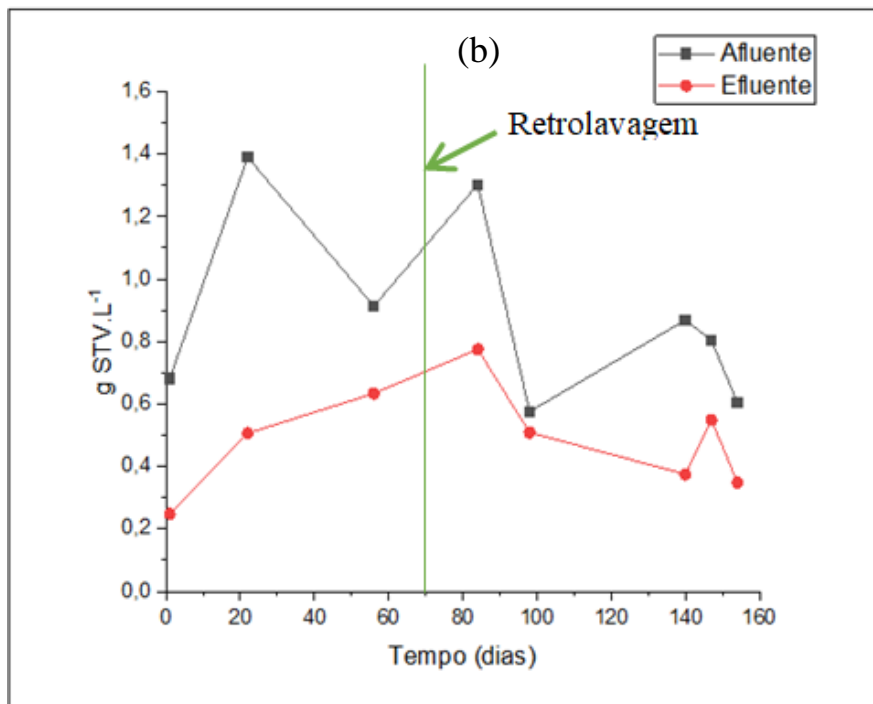
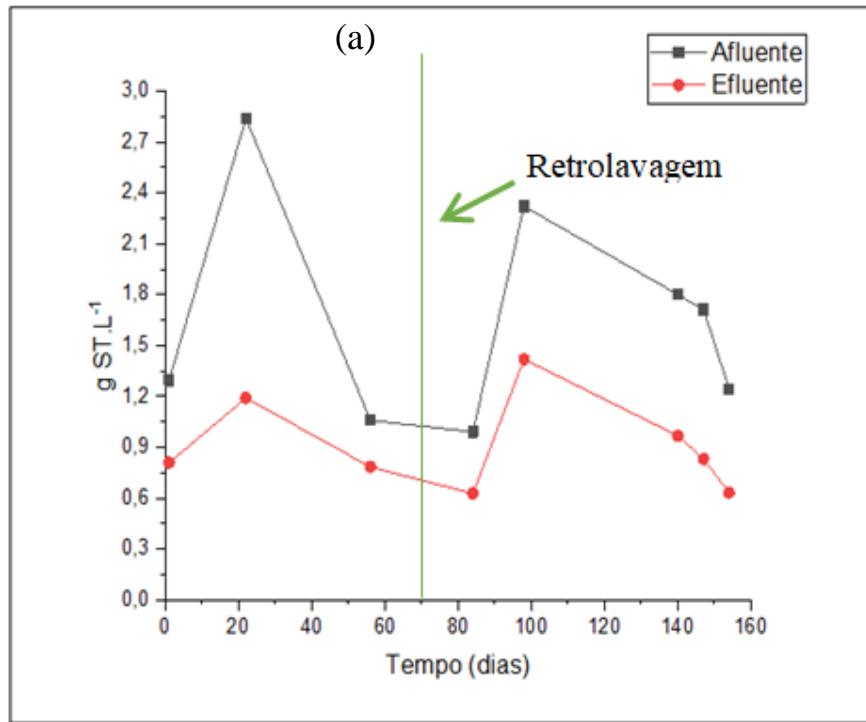
O sistema alcançou uma eficiência média de remoção de 60%, atingindo uma turbidez média de $120,8 \pm 43,8$ NTU no efluente, o qual entrava inicialmente no biodigestor com uma turbidez média de $321,1 \pm 127,3$ NTU. Hu et al. (2017), afirmaram em seu estudo que a operação do BRAnMD inclui três estágios: formação da membrana dinâmica, filtração estável e retrolavagem da MD. No presente estudo foi possível identificar esses estágios de operação. Pode-se observar pela figura 11, que após a retrolavagem, realizada com 70 dias de operação, a eficiência de remoção de turbidez volta a aumentar, apesar da ocorrência de um comportamento de instabilidade, indicando um rápido início de formação da camada dinâmica, sendo esta mais conformada e estável a partir do 140º de operação, a qual apresenta crescente aumento de remoção, chegando a atingir uma eficiência de 69% do 154º dia no efluente com turbidez de 79 NTU.

Levando em consideração o esquema operacional proposto pelo projeto, conclui-se que se faz necessário vários dias para estabilizar a membrana dinâmica na superfície do material de suporte. Li et al. (2018), afirmam que o fluxo crescente, concentração afluyente e tamanho do poro do material de suporte são fatores que podem auxiliar na redução dessa fase inicial de formação da membrana dinâmica.

Outro fator importante para caracterizar o efluente trata-se da concentração de sólidos no reator. Esse parâmetro é imprescindível para compreender o mecanismo de formação da camada dinâmica sobre o material de suporte e acompanhar o seu desenvolvimento. Na figura 12 é possível observar as concentrações médias para as frações de sólidos totais para o afluyente e o efluente.

Os sólidos são fundamentais para a formação da membrana dinâmica, pois quanto maior a concentração de sólidos, mais rapidamente a camada de biofilme é formada. O afluyente apresentou concentração de $1,66 \pm 0,65$ g ST.L⁻¹ e no efluente $0,91 \pm 0,28$ g ST.L⁻¹, alcançando uma eficiência de remoção de 43%. Para o sólidos totais voláteis, o afluyente apresentou uma concentração de $0,89 \pm 0,31$ g STV.L⁻¹ e no efluente uma concentração de $0,49 \pm 0,17$ g STV.L⁻¹, garantindo uma eficiência de remoção de 42,6%. Conclui-se que houve uma boa remoção dos sólidos presentes no reator, que provavelmente a maior parte de remoção foi da fração de sólidos suspensos, ajudando na formação da membrana dinâmica. Li et al. (2018) relataram que a concentração de sólidos suspensos aplicado no biorreator, pode facilitar a formação da membrana dinâmica, e reduzir a turbidez do efluente durante essa formação.

Figura 12: (a) Valores médios de sólidos totais para afluente e efluente, (b) valores médios de sólidos totais voláteis para afluente e efluente.



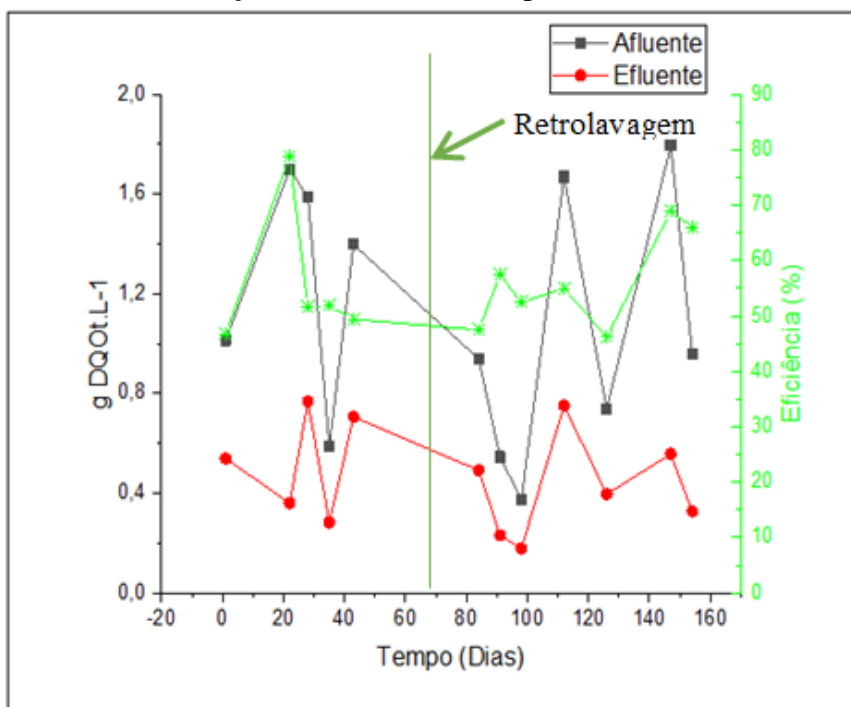
5.2. DQO e Fósforo

As concentrações de DQOt do afluente e efluente durante o período experimental em operação e sua eficiência de remoção no efluente, são mostrados na figura 13. A filtração pela membrana dinâmica se mostrou eficiente na remoção de DQO total. A eficiência média de remoção de DQO foi de 56,01% com concentrações médias no afluente e efluente de $1,11 \pm 0,5$ g DQO.L⁻¹ e $0,47 \pm 0,2$ g DQO.L⁻¹ respectivamente.

Pela análise da figura 13, observa-se que a eficiência de remoção de DQOt ocorreu a partir do 20º dia de operação uma queda acentuada, foi então realizada uma retrolavagem na membrana com 70 dias de operação. Pôde-se verificar que com esse processo, a partir do 100º dia, e que apesar da variação do afluente, o efluente se mostrou mais estável em relação a concentração de DQOt aumentando a sua eficiência de remoção de material orgânico, chegando a alcançar eficiência de 69% no 149º dia.

O comportamento do biorreator foi satisfatório em relação à remoção de DQO total quando comparado a outras literaturas, como também quando comparado à tecnologia UASB. Hirakawa et al. (2002), utilizando a tecnologia do reator UASB para tratar esgoto sanitário bruto, alcançaram uma eficiência média de remoção de DQOt de 50%.

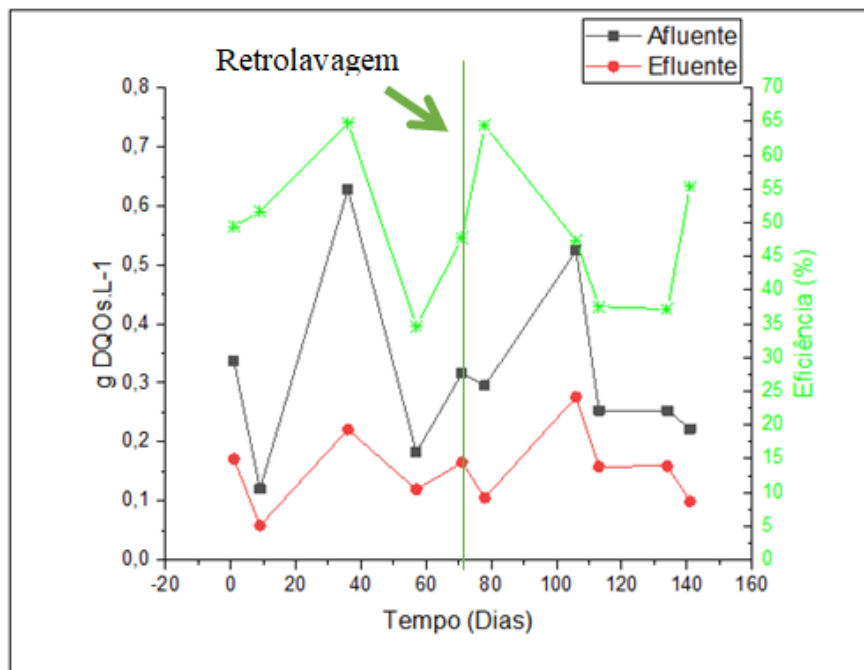
Figura 13: Concentração da DQO total e respectiva eficiência de remoção.



Zhang et al. (2010), obtiveram uma eficiência de remoção de DQO entre 57 e 63% utilizando o BRAnMD para tratar águas residuárias. Alibardi et al. (2016) operaram um biorreator de membrana dinâmica em escala de bancada para avaliar o tratamento anaeróbio de águas residuárias sintéticas e concluíram que, operando o sistema de tratamento com TRH menor que 0,5 d a eficiência de remoção de DQO foi entre 50% e 60%.

Na figura 14 estão os dados das variações das concentrações de DQO solúvel do afluente e do efluente. A eficiência de remoção de DQO solúvel foi mais baixa comparada a DQOt, ficando na média de 49 %. As concentrações médias de DQO solúvel no afluente foi de $0,31 \pm 0,15$ g DQO.L⁻¹ e no efluente de $0,15 \pm 0,06$ g DQO.L⁻¹. A razão média DQO solúvel / DQO total é de 0,32 no efluente, este resultado indica que a maior parte de DQO que sai junto ao efluente é particulado e não dissolvido.

Figura 14: Concentração da DQO solúvel.

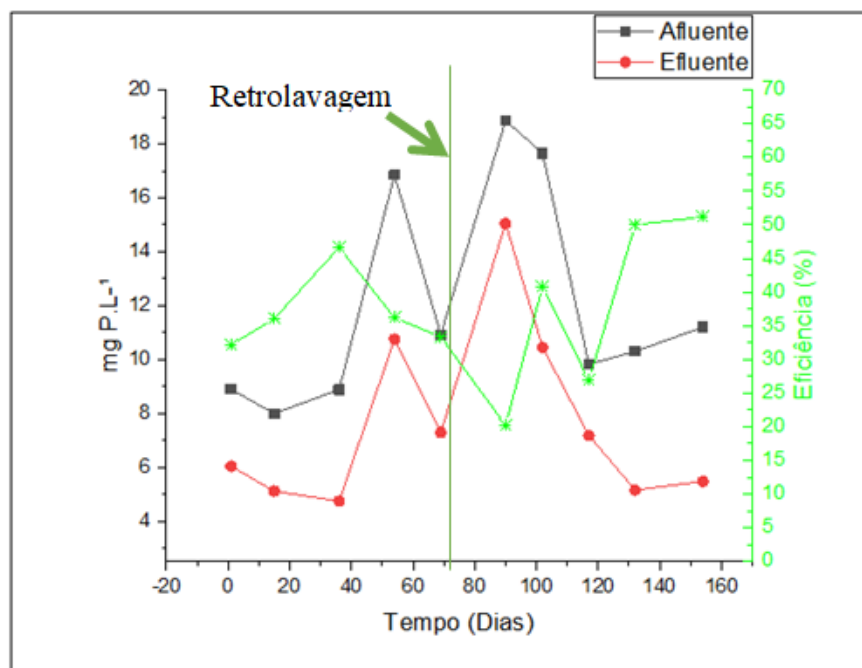


De acordo com os valores de remoção de DQO total obtidos percebe-se a necessidade de um período de aclimação para que o sistema se desenvolva e acredita-se, portanto, que a continuação da operação do reator geraria um efluente de excelente qualidade. Ersahin et al. (2017), afirmaram que para se obter uma camada de membrana dinâmica estável e eficaz, com configuração de modulo de membrana externa, que gere um permeado de alta qualidade é necessário um maior tempo de operação, eles obtiveram uma eficiência de remoção de

DQOt equivalente a 99% mas somente após um período de aclimação do BRAnMD superior a 200 dias.

Quanto ao desempenho de remoção de fósforo, apresentado na figura 15, o BRAnMD mostrou um bom desempenho em comparação com os resultados reportados em outras literaturas. A concentração média de fósforo para o afluente foi de $12,14 \pm 4,05 \text{ mg P.L}^{-1}$ e durante o experimento foi possível obter um efluente com uma concentração média de $7,72 \pm 3,35 \text{ mg P.L}^{-1}$, implicando em uma eficiência de remoção de 37,4%.

Figura 15: Comportamento das concentrações de fósforo total.



Estudos realizados por Ersahin *et al.* (2014), tratando águas residuárias sintéticas em BRAnMD, a taxa de remoção de fósforo foi de 13%. Nesses tipos de sistemas já é esperado a baixa eficiência de remoção de nutrientes, a remoção acontece com o resultado do crescimento da membrana dinâmica, pois com a diminuição dos poros o material particulado fica retido na membrana. O resultado obtido pode ser vantajoso na utilização deste efluente para reuso agrícola.

5.3 pH, AGV e Alcalinidade

Os resultados das determinações físico-químicas de pH, alcalinidade e AGV em termos de médias e desvios estão dispostos na Tabela 4.

Tabela 4: Resultados das análises físico-químicas de pH, alcalinidade e AGV.

Parâmetro	Afluente	Efluente
pH	6,82 a 7,49	7,11 a 7,79
Alcalinidade	369,26 ± 113,6	363,41 ± 115,41
AGV	150,29 ± 61,9	82,6 ± 44,12

Os parâmetros acidez, alcalinidade e pH são de extrema importância para a digestão anaeróbia. Os ácidos graxos voláteis devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema. O pH, como parâmetro de avaliação do sistema, é de utilidade para avaliar as condições de acidez e alcalinidade, pois a inibição do processo anaeróbio por ácidos graxos voláteis está associado ao pH. Os ácidos graxos voláteis em sua forma não ionizada são tóxicos para as bactérias metanogênicas. A baixos valores de pH, os ácidos graxos voláteis estão menos desassociados e portanto, tóxicos (KUS e WISMANN, 1995). Os valores de pH geralmente desejados em um tratamento anaeróbio está entre 6,5 e 7,5, em que a maioria dos ácidos orgânicos estão em sua forma ionizada, como também, é a faixa de pH ótimo para crescimento da grande maioria das bactérias (Campos et al., 2006).

Na figura 16, 17 e 18 estão os valores da variação temporal do pH, AGV e alcalinidade. Dos valores apresentados, pôde-se observar que os valores de pH encontram-se na faixa adequada de pH para a digestão anaeróbia, que foram na média geométrica de 7,49 e 7,42 para o afluente e efluente, respectivamente, e que o mesmo manteve uma constância temporal durante toda a operação do sistema.

Ocorreu uma redução de 45% de ácidos graxos voláteis comparando o afluente com o efluente como observado na figura 17. Demonstrando assim que dentro da faixa de pH, a qual operou o biorreator, os ácidos graxos voláteis estavam na sua grande maioria de forma ionizada, não tóxicos para às bactérias metanogênicas. A alcalinidade apresentou poder tamponante e em equilíbrio com os demais parâmetros, a variação da alcalinidade pode ser observado na figura 18.

Figura 16: Variação temporal do pH.

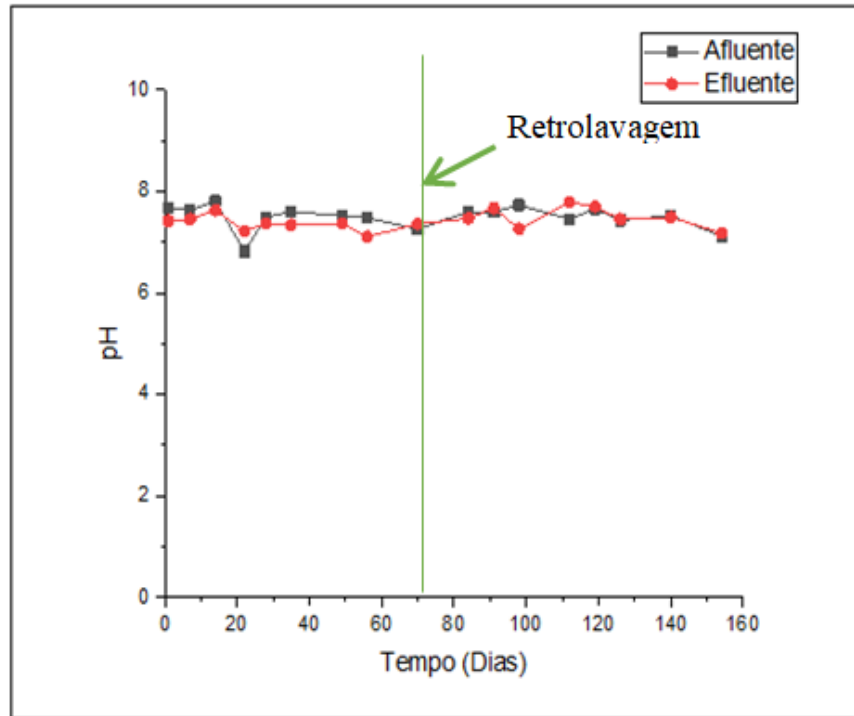


Figura 17: Variação temporal de AGV

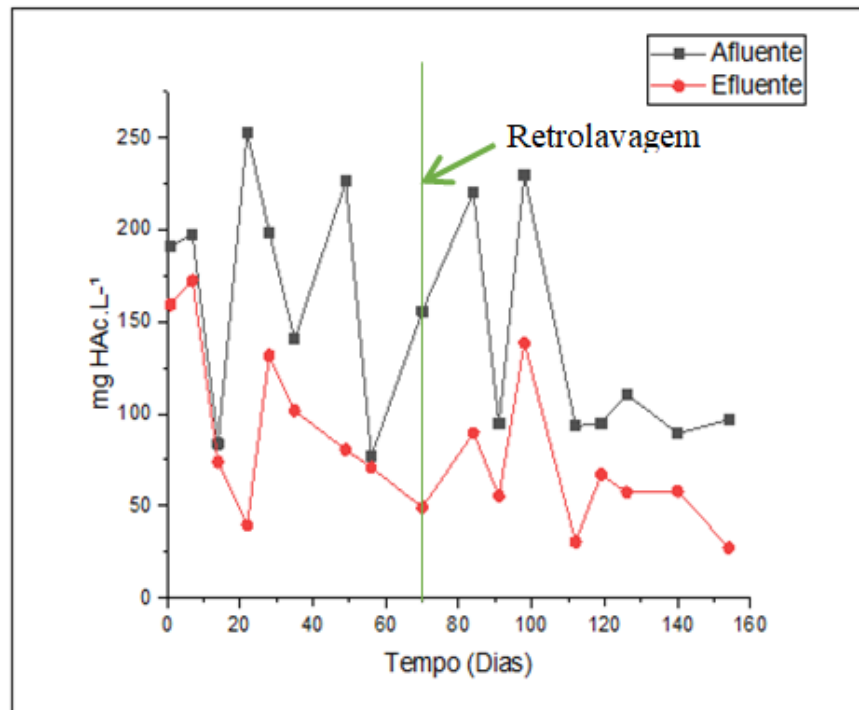
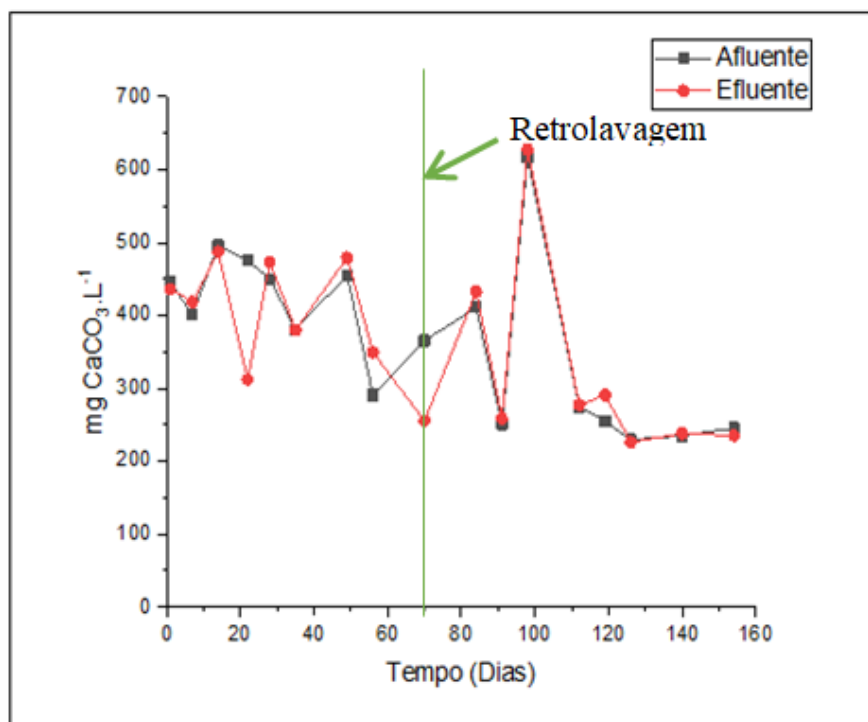


Figura 18: Variação temporal da alcalinidade

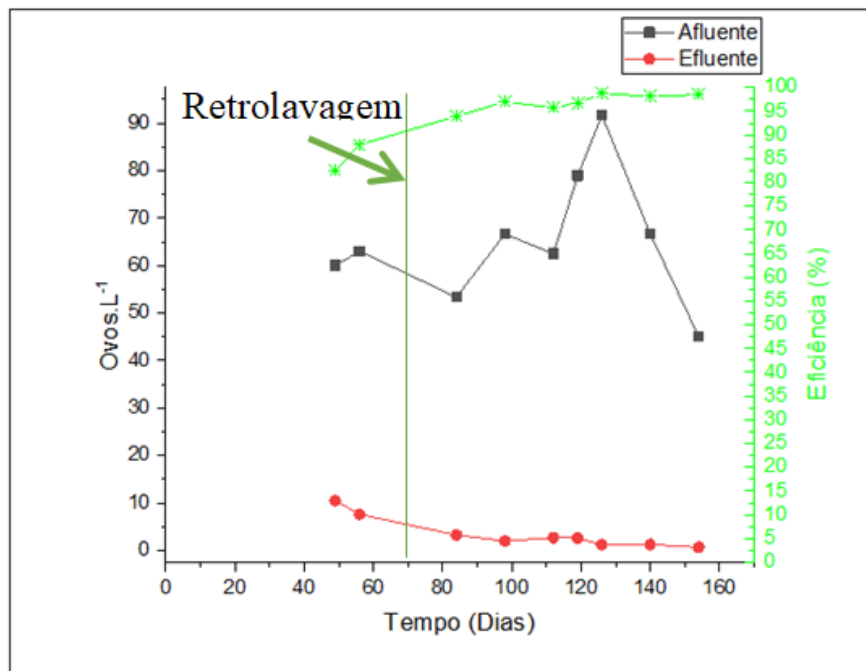


5.4 Ovos de helmintos

Na figura 18 estão apresentados os resultados da variação dos números de ovos ao longo do tempo de operação encontrados no afluente e no efluente e sua eficiência de remoção no efluente. As concentrações médias de ovos de helmintos no afluente foi de $65,3 \pm 13,6$ ovos.L⁻¹ e no efluente de $3,5 \pm 3,3$ ovos.L⁻¹. Os ovos que estão presentes nas águas residuárias ocorrem em função dos hábitos de higiene da população e vale lembrar que a água residuária doméstica utilizada nesse trabalho é proveniente de um condomínio próximo ao laboratório, que está situado em um bairro nobre da cidade, o que explica a baixa concentração de ovos helmintos encontrado no afluente quando comparado a outras literaturas.

A eficiência média de remoção de ovos de helmintos foi de 94,4%. Pode-se observar que à medida que a membrana dinâmica vai se tornando mais consolidada e estável ela, de fato, consegue realizar a remoção eficiente dos ovos no efluente, encontrando no último dia de operação uma concentração de 0,67 ovos.L⁻¹.

Figura 19: Variação da concentração de ovos de helmintos no afluente e no efluente.



Zerbine (2008), utilizando um reator UASB tratou os esgotos brutos gerados em um bairro da cidade de Itabira –MG e reportou uma eficiência de remoção de ovos de helmintos da ordem de 60% no efluente. Verbyla et al. (2013), apresentaram uma eficiência de remoção de ovos de helmintos no efluente de apenas 23%, avaliando a operação reator UASB na recuperação de águas residuárias.

No início do processo de filtração, o efluente apresenta concentração de ovos ainda elevada quando comparada aos padrões recomendados para reuso pela OMS, que é de ≤ 1 ovo.L⁻¹. Porém, como dito anteriormente, ao longo do tempo a filtração vai se tornando mais estável e observa-se a redução das concentrações dos ovos no efluente, chegando a atingir a concentração recomendada pela OMS para uso do efluente em reuso agrícola.

6.0 CONCLUSÃO

- O biorreator anaeróbio de membrana dinâmica tratando esgoto doméstico, levando em consideração esquema operacional proposto visando redução de gasto energético, teve desempenho satisfatório na remoção de ovos de helmintos, chegando a 94,4% de eficiência.
- Observou-se que após estabilização e completa formação da membrana dinâmica o processo de filtração produz efluente viável para sua aplicação em reuso agrícola.
- Observou-se também boa remoção de DQO e turbidez, alcançando eficiência média de 56% e 60%, respectivamente.
- Quanto à remoção de Fósforo total, a eficiência de remoção foi de 37,4%. Uma boa eficiência foi alcançada quando comparada a outros trabalhos, porém para objetivo do trabalho de utilização do efluente na agricultura tal concentração de nutriente se torna benéfico.
- O efluente apresentou concentração $910 \pm 0,28 \text{ mg ST.L}^{-1}$, alcançando uma eficiência de remoção de 43%. As concentrações de sólidos do reator favorecem a formação da membrana dinâmica.
- Durante a operação do sistema experimental foi possível verificar que o BRAnMD necessita-se de um período de aclimação do reator, no qual ocorre a formação e estabilização da membrana dinâmica podendo assim alcançar resultados excelentes.
- Pode-se concluir que a tecnologia da MD pode proporcionar um ótimo desempenho de filtração produzindo um efluente com características promissoras. O BRAnMD se confirma como uma alternativa de tratamento viável e capaz de remover patógenos.

7.0 REFERÊNCIAS

AHMAR SIDDIQUI, M.; DAI, J.; GUAN, D.; CHEN, G. Exploration of the Formation of Selfforming Dynamic Membrane in An Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor, **Separation and Purification Technology**, 2018.

ALBURQUERQUE, T. L. Q., Automação de biorreatores de membrana utilizando a plataforma arduino. **Dissertação - UEPB**, Campina Grande, 2017.

ALIBARDI, L. et al. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 130–138, 2016.

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

AN, Y.; WANG, Z.; WU, Z.; YANG, D.; & ZHOU, Q.; Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, p. 709–715, 2009.

BAKER, R. W., Membrane Technology and applications. **John Wiley & Sons**, 2° Ed., 2004.

BOCHER, Benjamin T., et al. Anaerobic Digestion of Secondary Residuals from an Anaerobic Bioreactor at a Brewery to Bioenergy Generation. **Journal for Industrial Microbiology and Biotechnology**, 2008.

BORNARE, J. B., RAMAN, V. K., SAPKAL, V. S., SAPKAL, R. S., MINDE, GAURI, SAPKAL, P. V.. An Overview of Membrane Bioreactors for Anaerobic Treatment of Wastewaters. **International Journal Of Innovative Research In Advanced Engineering**. India, p. 91-97, 2014.

CAMPOS, C. M. M.; PEREIRA, L. E.; MOTERANI, F.; Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiopra de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB)

tratando efluentes de suicultura. **Revista Ambiente & Água - Na Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n.3, 2009.

CHU, H. et al. Dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment : Operation , critical flux , and dynamic membrane structure. **Journal of Membrane Science**, v. 450, p. 265–271, 2014.

DAGNEW, M.; PARKER, Q.; SETO, P. Anaerobic membrane bioreactors for treating waste activated sludge: Short term membrane fouling characterization and control tests. **Journal of Membrane Science**. n. 421-422, p.103–110, 2012.

DATASUS, 2017. Disponível em: <<http://www.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0205&id=1139862>>. Acesso em: 10 de novembro de 2019.

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, p.160-170, 2012.

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, M. E.; OZGUN, H.; TAO, Y.. van LIER, J. B. Applicability of dynamics membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. **Water Res.**, v. 48, p. 420–429, 2014.

ERSAHIN, M. E. et al. Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance. **Journal Of Membrane Science**, v. 526, p.387-394, 2017.

FAN, B.; HUANG, X. Characteristics of a self-forming dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 36(23), p. 5245–5251, 2002.

HERPIN, V. et al., Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation – a pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. 89, n. 1, p. 105-115, 2007.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R.P.; SOBRINHO, P.A. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB - estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 1-2, p. 82-94, 2002.

HU, Y. et al. Bioresource Technology Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1107–1118, 2018.

HU, Y.; WANG, X. C.; HAO NGO, H.; SUN, Q.; YANG, Y. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review, **Bioresource Technology**, v. 235, p 345-54, 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL, 2019. Disponível em: < <http://tratabrasil.com.br/>> Acesso em: 10 de novembro de 2019.

JEISON D, van Lier JB. Anaerobic wastewater treatment and membrane filtration: A one night stand or a sustainable relationship?. **Water Sci Technol**, v.4, p. 527–532, 2008.

KISO, Y.; JUNG, Y. J.; ICHINARI, T.; PARK, M.; KITAO, T.; NISHIMURA, K.; MIN, K.S. Wastewater treatment performance of a filtration bio-reactor equipped with a mesh as a filter material. **Water Res.**, v.17, p. 4143–4150, 2000.

KISO, Y.; JUNG, Y. J.; MIN, K. S.; WANG, W.; SIMASE, M.; YAMADA, T.; MIN, K. S. Coupling of sequencing batch reactor and mesh filtration: operational parameters and wastewater treatment performance. **Water Res.**, v. 39, p. 4887–4898, 2005.

LAPOLLI, F. R., Biofiltração e Microfiltração Tangencial para Tratamento de Esgotos. **Tese**. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1998.

LENS, P. *et al.* Water recycling and resource recovery in industry: analysis, **Technologies and Implementation**. 1st. Ed. London: IWA, 2002.

LI, L. *et al.* Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 332–340, 2018.

LIAO, B. Q.; Kraemer, J. T.; Bagley, D. M. Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions. **Crit. Rev. Env. Sci. Technol.**, v. 36 (6), p. 489-530, 2006.

LIN, H. J. *et al.* Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs). **Water Research**, v. 43, n. 15, p. 3827–3837, 2009.

LIN, H.; PENG, W.; ZHANG, M.; CHEN, J.; HONG, H.; & ZHANG, Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. **Desalination**, v. 314, p. 169–188, 2013.

LIU, H. *et al.* Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor. v. 148, p. 290–295, 2009.

LUBELLO, C. *et al.*, Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. **Water Research**, v.38, p.2939-2947, 2004.

MA, J.; WANG, Z.; XU, Y.; WANG, Q.; WU, Z.; Grasmick, A. Organic matter recovery from municipal wastewater by using dynamic membrane separation process, **Chem. Eng. J.**, v. 219, p. 190–199, 2013.

MAHAT, S. B; OMAR, R.; IDRIS, A.; KAMAL, S. M. M.; IDRIS, A. I. M. Dynamic membrane applications in anaerobic and aerobic digestion for industrial wastewater: A mini review, **Food and Bioproducts Processing**, v. 112, p. 150 – 168, 2018.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed., Porto Alegre: AMGH, 2016.

MONTEGGIA, L. O. & DE LUCA, S. J., Outros processos de desinfecção. In: **Desinfecção de efluentes sanitários**, Rio de Janeiro: ABES, 2003.

MULDER, M., Basic Principles of Membrane Technology., **Kluwer Academic Publishers**, p. 557, 2003.

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.

PROVENZI, G. Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação. **Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)**, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2005.

QUEIROZ, A. B., Aplicação de um biorreator de membrana dinâmica para o tratamento de águas residuárias. **Dissertação – UEPB**. Campina Grande, 2019.

RADJENOVIC, J. et al. Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology. **Environmental Chemistry**, v. 5, p. 37–101, 2008.

REIF, O. W., Microfiltration Membranes: Characteristics and Manufacturing., **Biochem Engin/Biotechnol**, v. 98, p 73-103, 2006.

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.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso. **ABES**, 2001.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G., The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, v. 65, n. 3, p.175-190, 1998.

SMITH, A. L.; SKERLOS, S. J.; RASKIN, L. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. **Water Res.**, v. 47 (4), p. 1655-1665, 2013.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbico de Esgotos: Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf, p. 240, 1994.

VAN LIER, J. B; MAHMOUD, N. AND ZEEMAN, G. Anaerobic wastewater treatment. In: Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design. Edited by HENZEN, M.; VAN LOOSDRECHT, M C. M.; EKAMA, G. A. and BRDJANOVIC, D. Published by **IWA Publishing**, London, UK, Cap 16, p. 401 – 442, 2008.

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, 2015.

VERBYLA, M.E., OAKLEY, S.M., MIHELICIC, J.R., Wastewater infrastructure for small cities in an urbanizing world: integrating protection of human health and the environment with resource recovery and food security. **Environ. Sci. Technol**, V. 47, P. 3598e3605, 2013.

WU, J. et al. Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling in bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 324, p. 26-32, 2008.

YE, M., ZHANG, H., WEI, Q., LEI, H., YANG, F., & ZHANG, X., Study on the suitable thickness of a PAC-precoated dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. **Desalination**, v. 194, p. 108–120, 2006.

YU, Z., et al., Dynamic membrane bioreactor performance enhancement by powdered activated carbon addition: Evaluation of sludge morphological, aggregative and microbial properties. **Journal of environmental sciences**, n. 11, 2018.

ZHANG, X.; WANG, Z.; WU, Z.; LU, F.; TONG, J.; ZANG, L. Formation of dynamic membrane in an anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment, **Chem. Eng. J.**, v. 165, p. 175–183, 2010.