



**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**

**NATHÁLIA NUNES DE MELO**

**TRATAMENTO DE LODO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA  
DINÂMICA**

**CAMPINA GRANDE - PB  
2018**

**NATHÁLIA NUNES DE MELO**

**TRATAMENTO DE LODO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA  
DINÂMICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Linha de Pesquisa:** Tecnologias de Tratamento de Água e Resíduos.

**Orientador:** Prof. Dr. José Tavares de Sousa

**CAMPINA GRANDE – PB  
2018**

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.

M528t Melo, Nathália Nunes de.  
Tratamento de lodo em biorreator anaeróbio de membrana dinâmica [manuscrito] : / Nathália Nunes de Melo. - 2018.  
58 p.  
  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2018.  
"Orientação : Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."  
  
1. Tratamento de lodo. 2. Lodo de esgoto. 3. Recuperação de nutrientes.

21. ed. CDD 628.38

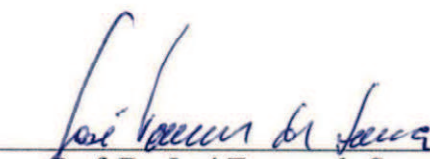
**NATHÁLIA NUNES DE MELO**

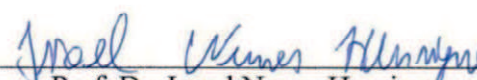
**TRATAMENTO DE LODO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE  
MEMBRANA DINÂMICA**

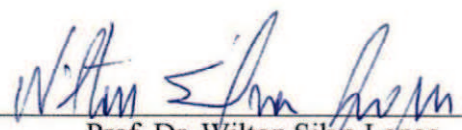
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento as exigências para obtenção do título de mestre.

Aprovado em 27 de Fevereiro de 2018.

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. José Tavares de Sousa  
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba - UEPB)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Israel Nunes Henrique  
(Examinador Externo - Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Wilton Silva Lopes  
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba - UEPB)

## **AGRADECIMENTOS**

Ao professor José Tavares de Sousa pela orientação, paciência e conhecimentos transmitidos.

Aos professores e os colegas de laboratório que tive a oportunidade de conhecer e conviver durante o período que passei na EXTRABES.

À Fernanda pela disponibilidade em ajudar com a minha pesquisa.

À Luciana, Ketyla, Mariah e Suênia por terem trazido leveza para os dias mais difíceis.

À meus pais, exemplo de força e determinação que motivam a seguir sempre em frente.

## RESUMO

MELO, Nathália Nunes de. Tratamento de Lodo em Biorreator Anaeróbio De Membrana Dinâmica. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2018.

O tratamento do lodo de esgoto consiste em um desafio na área de saneamento ambiental por se tratar de um resíduo de difícil estabilização e com grande quantidade de elementos indesejáveis. Por outro lado, é encontrada na sua composição uma elevada concentração de nutrientes que podem ser reutilizados na natureza de maneira benéfica, mas que acabam sendo desperdiçados nos tratamentos convencionais. No presente trabalho foi realizado o tratamento do lodo de esgoto em um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica (BRAnMD), no qual foi possível verificar que a utilização da membrana dinâmica proporcionou um ótimo desempenho para a filtração do lodo, produzindo um permeado com turbidez abaixo de 1 NTU após o período de formação da camada de separação. Além disso, na sua composição foi encontrada 53,2% da concentração do fósforo afluente e 35,6% da concentração de nitrogênio, demonstrando, dessa forma, que a utilização dessa tecnologia consiste em uma alternativa bastante interessante para a recuperação desses nutrientes. À medida que produzia um permeado menos poluente e recuperava de nutrientes, verificou-se também uma estabilização acentuada do concentrado, que apresentou uma redução da fração orgânica de 0,76 para 0,54 e da relação A/M de 0,07 KgDQO/KgSSV para 0,02 KgDQO/KgSSV além de possibilitar uma considerável produção de metano.

**Palavras-Chave:** Tratamento de lodo, Lodo de esgoto, recuperação de nutrientes.

## ABSTRACT

MELO, Nathália Nunes de. Treatment of Sludge in Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2018.

The treatment of sewage sludge is a challenge for environmental sanitation due to its difficulty to stabilize and large number of undesirable elements. On the other hand, it is found in its composition a high concentration of nutrients that can be reused in the nature in a beneficial way, but that end up being wasted in the conventional treatments. In the present work the treatment of sewage sludge in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) was carried out, in which it was possible to verify that the use of the dynamic membrane provided an excellent performance for the sludge filtration, producing turbidity permeate below 1 NTU after the formation of the separation layer. In addition, 53.2% of the phosphorus concentration and 35.6% of the nitrogen concentration were found in its composition, demonstrating that the use of this technology is a very interesting alternative for the recovery of these nutrients. As long as produced a less pollutant and nutrient-recovering permeate, there was also a marked stabilization of the concentrate, which showed a reduction of the organic fraction from 0.76 to 0.54 and the F/M ratio of 0.07 kgCOD/KgVSS to 0.02 KgCOD/KgVSS, furthermore a considerable methane production was observed.

**Keywords:** Sludge treatment , Sewage sludge, nutrients recovery.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática do processo de separação por membranas .....	20
Figura 2: Representação esquemática de escoamento convencional ( <i>dead – end</i> ) .....	21
Figura 3: Representação esquemática de escoamento tangencial .....	22
Figura 4: Representação esquemática do fenômeno de polarização de concentração na MD. 23	
Figura 5: Representação esquemática de fouling superficial e interno na membrana.....	24
Figura 6: Módulo de membrana externo (a) e submerso (b) aplicado à biorreatores de membrana .....	27
Figura 7: Esquema do fluxo de filtração em função da PTM.....	32
Figura 8: Esquema do biorreator anaeróbio de membrana dinâmica .....	36
Figura 9: Esquema do balanço de massa .....	39
Figura 10: Comportamento da PTM durante o período experimental.....	41
Figura 11: Resistência total á filtração durante o período experimental .....	42
Figura 12: Concentração da DQO total e respectiva eficiência de remoção .....	43
Figura 13: Concentração da DQO solúvel e respectiva eficiência de remoção.....	44
Figura 14: Turbidez do permeado durante o período de operação .....	45
Figura 15: Perfil dos sólidos suspensos, sólidos voláteis e fração orgânica no concentrado ...	47
Figura 16: Representação da fração alimento/microrganismo no concentrado.....	48



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Composição química de lodos primários e secundários não tratados .....	16
Quadro 2: Parâmetros operacionais do BRAnMD. ....	36
Quadro 3: Metodologia utilizada para análise dos parâmetros relacionados à eficiência do tratamento. ....	38

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do inoculo .....	37
Tabela 2: Balanço de massa global para a concentração de sólidos totais voláteis.....	49
Tabela 3: Balanço de massa global para fósforo total e nitrogênio kjeldahl total.....	50

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A/M	Relação alimento/ microrganismo
BRAnM	Biorreator anaeróbio de membrana
BRAnMD	Biorreator anaeróbio de membrana dinâmica
BRM	Biorreator de membrana
DQO	Demanda química de oxigênio
DQOs	Demanda química de oxigênio solúvel
EPS	Substância poliméricas extracelulares
ETE	Estação de tratamento de esgoto
MD	Membrana dinâmica
MF/UF	Microfiltração/ ultrafiltração
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Kjeldahl Total
NTU	Unidades nefelométricas de turbidez
PSM	Processo de separação por membranas
Pt	Fósforo total
PTM	Pressão transmembrana
PVC	Policloreto de polivinila
RSB	Reator sequencial em bateladas
SMP	Produtos microbianos solúveis
SSLM	Sólidos suspensos no licor misto
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRC	Tempo de retenção celular
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo
VFT	Velocidade de fluxo tangencial

## SUMÁRIO

<b>1.INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	14
2.1 Objetivo Geral .....	14
2.2 Objetivos Específicos .....	14
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	15
3.1 Composição do lodo de esgoto .....	15
3.3 Processos de separação por membranas (PSM) .....	20
3.2.1 Fluxo do permeado .....	22
3.3 Biorreatores anaeróbios de membrana .....	25
3.4 Biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica.....	26
3.4.1 Configuração do módulo de membrana.....	27
3.4.2 Materiais utilizados como membrana primária .....	28
3.4.3 Desenvolvimento da membrana dinâmica em BRAnMD .....	30
3.4.4 Pressão transmembrana e fluxo .....	30
3.4.5 Resistência à filtração .....	32
3.4.6 Recuperação de nutrientes .....	33
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	35
4.1 Considerações Gerais .....	35
4.2 Descrição do reator.....	35
4.3 Processo de alimentação do reator.....	37
4.4 Métodos analíticos.....	38

4.5 Balanço de massa.....	39
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>40</b>
5.1 Processo de desenvolvimento da membrana dinâmica.....	40
5.2 Qualidade do permeado .....	43
5.3 Estabilização do concentrado .....	46
5.4 Recuperação de nutrientes na membrana dinâmica.....	50
<b>6. CONCLUSÕES .....</b>	<b>51</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>52</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Diferentes alternativas para o tratamento e disposição do lodo inerente ao tratamento de águas residuais são estudadas nos dias atuais, pois além de ser responsável pelos maiores custos de uma estação de tratamento, o lodo é um resíduo de difícil estabilização que se disposto no meio ambiente de maneira inadequada torna-se um poderoso vetor de doenças para população devido a sua elevada carga de patógenos. Além disso, em sua composição é encontrada uma grande quantidade de nutrientes, como o nitrogênio e fósforo, que podem causar a eutrofização dos corpos hídricos receptores.

Para o tratamento convencional do lodo de esgoto geralmente são adotadas algumas medidas visando com isso reduzir seus impactos negativos, como por exemplo, processos de adensamento, desidratação e estabilização.

O processo de estabilização do lodo é um fenômeno que ocorre de maneira espontânea, desde que o lodo esteja disposto em um ambiente propício para tal. De acordo com Metcalf & Eddy (2016), esse processo é necessário para mineralizar a fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, reduzir os riscos de putrefação e diminuir a concentração de organismos patogênicos.

Geralmente a estabilização biológica por via anaeróbia é mais aplicada nas estações de tratamento, tendo em vista que esta não demanda elevado consumo de energia com fonte de aeração, além disso, gera como subproduto o metano, um gás de elevado poder calorífico que pode ser utilizado como fonte alternativa de energia.

No entanto, para que a digestão anaeróbia possa acontecer, o lodo de esgoto deve ser disposto em grandes tanques fechados por um longo período de tempo para que os microrganismos anaeróbios de crescimento lento, responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica possam se desenvolverem e degradarem o substrato. Dessa forma, devido à necessidade de grandes áreas para a implantação das plantas de tratamento para realizar o tratamento de maiores volumes, sua aplicação muitas vezes acaba se tornando onerosa.

Recentemente, o uso de biorreatores anaeróbios associados à unidades de separação por membranas vem sendo considerado como uma alternativa promissora para contornar as principais adversidades do tratamento anaeróbio convencional. Por meio da utilização de membranas dinâmicas (MD), no qual uma torta formada a partir de flocos de lodo que se acumulam sobre a superfície de um material poroso de baixo custo, foi constatado que é possível alcançar uma eficiência de tratamento equivalente à BRM, sem a necessidade de elevados custos com membranas de microfiltração/ultrafiltração convencionais.

Com o emprego dessa tecnologia é possível realizar uma completa retenção da biomassa no digestor anaeróbio através do controle do tempo de retenção celular (TRC) independentemente do tempo de detenção hidráulica (TDH), possibilitando tratar grandes volumes em unidades de tratamento compactas que permitem um maior tempo de contato entre o material biodegradável e os microrganismos, garantindo uma melhor estabilização do lodo. Este aspecto é particularmente importante para as grandes metrópoles, onde o espaço físico disponível para a instalação de unidades de tratamento de esgoto sanitário, ou mesmo industrial, é bastante reduzido.

Além de combinar as principais vantagens dos processos anaeróbios com a produção de um efluente livre de sólidos, o emprego dessa tecnologia também possibilita a recuperação dos nutrientes do efluente na membrana dinâmica.

Partindo desse pressuposto, o presente trabalho tem como objetivo investigar a eficiência de um BRAnMD ao realizar o tratamento de um lodo, visando com isso obter estabilização do material biodegradável, recuperação dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) e um permeado menos poluente.

Com base nos resultados, espera-se contribuir com informações importantes para a disseminação dessa tecnologia como alternativa promissora para o tratamento de lodo, tendo em vista que por se tratar de uma técnica ainda incipiente, muito pouco é conhecido sobre os suas vantagens e desvantagens.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Tratar lodo aeróbio em um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica, produzindo efluente e recuperando nitrogênio e fósforo.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Acompanhar o processo de desenvolvimento da membrana dinâmica e eficiência de filtração;
- Caracterizar o afluente e efluente do biorreator anaeróbio de membrana dinâmica;
- Avaliar o processo de estabilização do concentrado e qualidade do permeado;
- Quantificar os nutrientes (nitrogênio e fósforo) retidos na membrana dinâmica.



### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 COMPOSIÇÃO DO LODO DE ESGOTO

O sistema de tratamento de esgotos nas ETE em geral é bastante eficiente para depuração das águas residuais, no entanto, durante o processo de tratamento são gerados resíduos sólidos tais como areia, espuma e o lodo.

Segundo Metacalf & Eddy (2003), dos constituintes removidos pelos tratamentos, o lodo é de longe, o que apresenta maior volume, e seu processamento, reuso e disposição final são as adversidades mais complexas na área de tratamento de efluentes.

Pedroza et al. (2010) explicaram que em princípio, todos os processos de tratamento biológico geram lodo nas ETE. Os que recebem o esgoto bruto em decantadores primários geram o lodo primário, composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto, o qual pode exalar forte odor (VON SPERLIN, 2002). Na etapa biológica do tratamento, tem-se o lodo biológico, ou secundário, que trata-se da biomassa que cresceu em função do alimento fornecido pelo esgoto afluente. De acordo com Van Haandel e Marais (1999), dependendo do tipo de sistema, o lodo primário pode ser enviado para o tratamento junto com o lodo secundário, neste caso essa mistura passa a ser chamada de lodo misto. E ainda tem-se o lodo químico, originado quando alguma etapa físico-química de remoção de nutrientes é incorporada durante o tratamento terciário.

Na sua composição podem ser encontrados elementos indesejáveis como metais pesados e agentes patogênicos, mas também há a presença de nutrientes que se reaproveitados de maneira adequada podem ser reutilizados na agricultura.

O termo “metais pesados” é utilizado para designar os vários elementos traços presente no lodo. Esses elementos traços, são elementos inorgânicos que, em concentrações muito baixas, podem ser essenciais ou prejudiciais às plantas e aos animais. (METCALF E EDDY, 2016).

Van Haandel (1999) cita que o lodo exhibe basicamente três aspectos indesejáveis: (a) instabilidade biológica, devido à alta fração de material orgânico biodegradável; (b) presença de vírus, bactérias e parasitas (protozoários, ovos de nematodes e helmintos) que constituem uma ameaça para saúde pública e (c) a concentração de sólidos suspensos baixa, de modo que o seu volume é grande.

De acordo com Godoi (2008), suas características químicas, porém, variam em função do material que o originou e do tipo de tratamento utilizado. Dados sobre a composição química típica dos lodos são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1: Composição química de lodos primários e secundários não tratados

Item	Lodo primário não tratado		Lodo ativado não tratado	
	Faixa	Típica	Faixa	Típica
Sólidos Totais (ST), %	1 – 6	3	0,4 – 1,2	0,8
Sólidos voláteis (% de ST)	60 – 85	75	60 - 85	70
AGV (% de ST)	5 -8	6	5 -12	8
Proteínas (% de ST)	20 – 30	25	32 – 41	36
Nitrogênio (N, % de ST)	1,5 – 4,0	2,5	2,4 – 5	3,8
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , % de ST)	0,8 – 2,8	1,6	2,8 – 11	5,5
Potássio (K <sub>2</sub> O, % de ST)	0 -1	0,4	0,5 – 0,7	0,6
Ferro (não como sulfeto)	2- 4	2,5	-	-
pH	5 – 8	6	6,5 – 8	7,1
Alcalinidade (mg/L como CaCO <sub>3</sub> )	500 – 1500	600	580- 1100	790
Ácidos orgânicos (mg/L como HAc)	200 – 2000	500	1100 - 1700	1350
Poder energético, KJ/Kg SSV	23000 - 29000	25000	19000-23000	20000

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

É interessante ressaltar que os valores encontrados na faixa típica após o lodo ser estabilizado para nitrogênio, fósforo e potássio representam aproximadamente 65%, 23% e 3% dos valores encontrados em fertilizantes para usos agrícolas comerciais, respectivamente. Dessa forma, de acordo com Metcalf e Eddy (2016), em muitos casos os biossólidos atendem a demanda de nutrientes para o crescimento das plantas, no entanto, em alguns casos se faz necessário à complementação de fósforo e potássio.

### 3.2 ETAPAS DO TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO

Para Wang et al. (2013), dois passos são fundamentais ao lidar com a problemática do lodo produzido nas estações de tratamento de esgoto. Primeiramente é necessário minimizar sua produção durante o tratamento, além disso, um pós-tratamento da massa de lodo deve ser realizado antes sua disposição final. O principal objetivo desse pós-tratamento é gerar um produto mais estável, e com menor volume para facilitar seu manuseio e, conseqüentemente reduzir os custos de operação.

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), é importante também acrescentar, antes de tudo, uma etapa de preparação do lodo por meio de operações como trituração, remoção de detritos, mistura e armazenamento para possibilitar o fornecimento de um lodo relativamente homogêneo e com uma vazão constante para as instalações de processamento.

De acordo com Cassini (2003), o tratamento do lodo convencional após sua geração, inclui uma ou mais das seguintes etapas:

- Adensamento: redução da umidade;
- Estabilização: redução da matéria orgânica;
- Desidratação: redução adicional da umidade;
- Disposição final: destinação final dos subprodutos.

Para a estabilização do lodo, de acordo com van Haandel (2001), aplicam-se nas estações de tratamento quase que exclusivamente métodos biológicos, como a digestão aeróbia ou digestão anaeróbia, em virtude de serem realizados a partir de processos naturais, portanto, mais baratos e confiáveis do que outros.

No entanto, outros tipos de tratamento também podem ser aplicados, como a estabilização alcalina que é realizada a partir da adição de um material alcalino para manter um alto valor de pH que possibilita a destruição de microrganismos patogênicos, ou a digestão termofílica, que é bastante parecida com a digestão aeróbia, no entanto, uma quantidade maior de oxigênio é adicionada e uma temperatura entre 40 e 80° C é mantida no reator, ou então a compostagem que realiza a conversão da matéria orgânica sólida em um reator fechado ou em pilhas. Todavia, a utilização desses métodos causa um aumento considerável na massa final de lodo, ou uso intenso de energia (digestão termofílica), o que acaba, na maioria das vezes, inviabilizando a sua aplicação.

O processo de estabilização aeróbia é similar ao processo de lodo ativado. Ele consiste na adição de ar ou oxigênio ao lodo contido em tanques abertos de 3 a 6 metros de profundidade.

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), à medida que a fonte de substrato é reduzida no sistema, os microrganismos começam a consumir seu próprio protoplasma para obter a energia necessária para a manutenção das reações celulares. Então o tecido da célula é oxidado aerobiamente para dióxido de carbono, água e amônia. Cerca de 75% a 80% do tecido celular pode ser oxidado, enquanto a fração restante corresponde a material inerte e compostos orgânicos recalcitrantes.

Pedroza (2010) cita que essa técnica apresenta como vantagem baixo custo de implantação, facilidade de operação e produção de lodo estabilizado sem odores fétidos. Porém, esse procedimento necessita de um maior consumo de energia para o fornecimento de oxigênio para o reator e ocasiona a produção de um lodo com baixa capacidade para desidratação, além disso, um aumento significativo na massa de lodo final é ocasionado devido ao metabolismo aeróbio.

A baixa capacidade de desidratação do lodo aeróbio deve-se à destruição da estrutura dos flocos durante o processo de respiração endógena que ocorre no digestor aeróbio (BITTON, 2001).

Já na digestão anaeróbia, de acordo com Chernicharo (2007), um conjunto de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação dos compostos orgânicos complexos – carboidratos, proteínas e lipídeos – em produtos mais simples como metano e gás carbônico.

Para a transformação desses compostos complexos através da digestão anaeróbia, Van Haandel e Lettinga (1994), citam quatro etapas que ocorrem em sintrofia: Hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Com a ênfase dada para a conservação e a recuperação de energia e a intenção de propiciar o uso benéfico dos bio sólidos, o processo de digestão anaeróbia destaca-se como processo mais adequado para a estabilização de lodos.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), os sistemas anaeróbios geralmente possuem uma produção muito baixa de lodo durante o tratamento, sendo esse bastante estabilizado, o que faz desse sistema bastante vantajoso. Outro aspecto positivo é que o lodo produzido também é adequado para utilização no solo como fonte de matéria orgânica, devido à presença de uma elevada concentração de nutrientes como o nitrogênio, fósforo e potássio.

Porém, o problema fundamental da digestão anaeróbia é manter o equilíbrio entre os quatro grupos de bactérias atuantes na decomposição da matéria orgânica, uma vez que a cinética do estágio mais lento limitará a cinética geral de conversão do efluente a ser tratado.

Ma et al. (2013), citam que para que a digestão anaeróbia possa ser eficiente é necessário adotar um elevado tempo de retenção celular (TRC), uma vez as reações de hidrólise, fermentação e metanogênese estão relacionadas com o valor de TRC adotado. Quando maior o TRC, mais completa é a remoção do material orgânico biodegradável.

Todavia, de acordo com Andreoli (2001), uma idade de lodo grande significa que a massa de lodo acumulada terá de ser grande, e isso só poderá ser realizado em um sistema com um dispositivo eficiente de retenção de lodo, e um volume grande para acumulação do lodo retido.

Outro aspecto negativo do tratamento anaeróbio é que, embora ele seja eficaz na redução de putrefação e maus odores, sabe-se que quantidade de patógenos que permanece no lodo ainda é bastante alta.

Dessa forma, Andreoli (2001) a importância de estabelecer os objetivos da estabilização do lodo em um determinado sistema ainda na fase de projeto da estação, de acordo com o destino final previsto para o lodo.

Após o processo de estabilização do lodo, para reduzir o teor de umidade podem ser realizados processos físicos para o adensamento e desidratação da massa final. Metcalf e Eddy (2016) citam os tipos de adensamento mais comuns: por gravidade, flotação com ar dissolvido, centrífuga, adensador de esteira e tambor rotativo. O adensamento tem por objetivo aumentar a concentração de sólidos no lodo. Desta forma, consegue-se reduzir a capacidade volumétrica das unidades subsequentes de tratamento (Miki et al, 2006). O processo de adensamento pode aumentar a concentração de sólidos no lodo primário para aproximadamente 12 % (BITTON, 2001).

Finalmente, para a desidratação, etapa que antecede a disposição final do lodo, Andreoli et al. (2006) mencionam os métodos de secagem natural, como leitos de secagem e lagoas de lodos, e métodos mecânicos, como filtros prensas de placas. De acordo com Spellman (1997), quanto maior a porcentagem de sólidos fixos no lodo, mais fácil será o processo de desaguamento desse resíduo, sendo este aspecto bastante positivo.

Qualquer um dos métodos supracitados pode ser utilizado para desaguar o lodo, a escolha vai de acordo com uma avaliação econômica de requisitos para o uso benéfico e das condições locais.

Nos casos em que a estabilização biológica não é utilizada, de acordo com Metcalf e Eddy (2016), o lodo desaguado é submetido ao processo de decomposição térmica no qual um incinerador de múltiplas câmaras ou de leito fluidizado é utilizado. Em seguida, o lodo não estabilizado e desaguado pode ser secado, estabilizado com um álcali ou encaminhado para um aterro sanitário.

### 3.3 PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS (PSM)

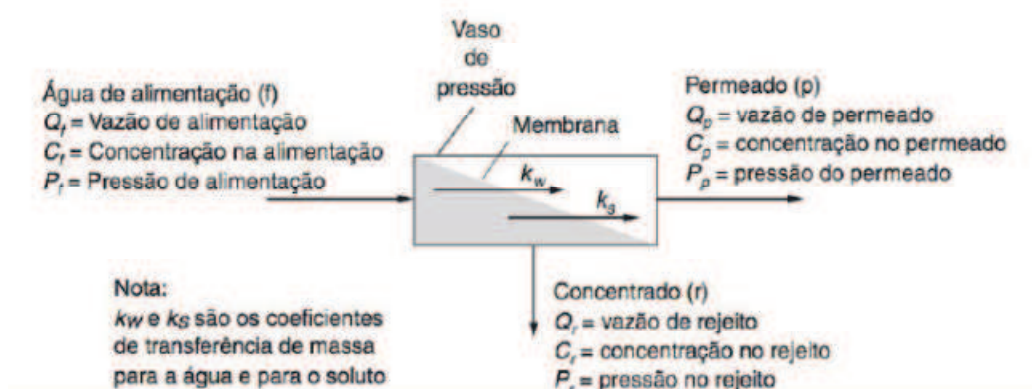
Os processos de separação por membranas envolvem a utilização de membranas sintéticas porosas ou semipermeáveis para separar da água, partículas sólidas de pequenos diâmetros, moléculas e até mesmo compostos iônicos dissolvidos (Strathmann,1990).

Mulder (1991) define a membrana, de um modo geral, como sendo uma barreira que separa duas fases e restringe, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases.

Para que ocorra o transporte de uma espécie através de uma membrana é necessária a existência de uma força motriz agindo sobre a mesma. Essa força motriz pode ser uma diferença de concentração ou temperatura, potencial elétrico ou um gradiente de pressão.

Os principais termos utilizados no campo das tecnologias de separação de através da membrana, segundo Metcalf & Eddy (2016), são: alimentação, concentrado e permeado, conforme ilustrado na Figura 1. Em que, a corrente afluyente aos sistemas de separação de membranas para o tratamento é conhecida como alimentação ou substrato. A parcela que atravessa a membrana é conhecida como permeado, e a fração que não passou pela membrana é conhecida como concentrado, ou rejeito.

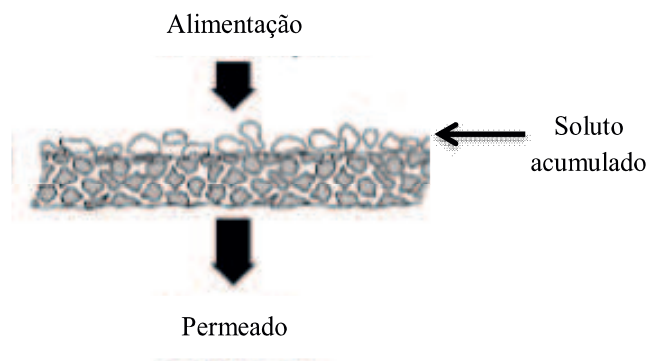
Figura 1: Representação esquemática do processo de separação por membranas



Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

Duas são as principais modalidades de filtração ao serem utilizados processos de filtração com membranas. Na primeira, representada pela Figura 2, denominada filtração convencional ou “*dead-end*”, a alimentação é forçada perpendicularmente com relação à membrana. Koros et al., (1996) explicam que a passagem do líquido através da membrana ocorre por ação de um vácuo e que nesse tipo de filtração é observada uma concentração mais elevada de partículas na região próxima à membrana em função do tempo, conseqüentemente um aumento da resistência e queda do fluxo é ocasionado mais rapidamente devido ao acúmulo de soluto na parede da membrana.

Figura 2: Representação esquemática de escoamento convencional (*dead – end*)

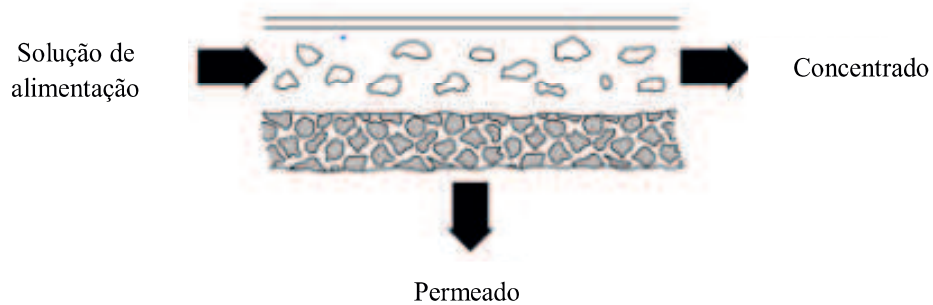


Fonte: Adaptado de Baker (2004).

Enquanto na segunda modalidade, representada através da Figura 3, denominada filtração tangencial, a alimentação é feita paralelamente à superfície da membrana no sentido transversal e uma segunda bomba é utilizada para recolher o permeado. Dessa forma, uma parte da corrente de alimentação permeia através da membrana e a outra parte fica retida por ela (STREIT, 2011). Este sistema permite diminuir a concentração de partículas que se depositam sobre a membrana, proporcionando uma filtração mais eficiente (Koros et al., 1996).

De acordo com Baker (2004), o equipamento necessário para o escoamento tangencial é mais complexo quando comparado a um processo de filtração convencional (*dead-end*), no entanto a vida útil da membrana pode ser bem maior.

Figura 3: Representação esquemática de escoamento tangencial



Fonte: Adaptado de Baker (2004).

### 3.2.1 Fluxo do permeado

A incrustação da membrana é um termo genérico que é associado com a redução do fluxo do permeado de membranas. Trata-se, de um dos principais desafios ao se trabalhar com processos de separação por membranas.

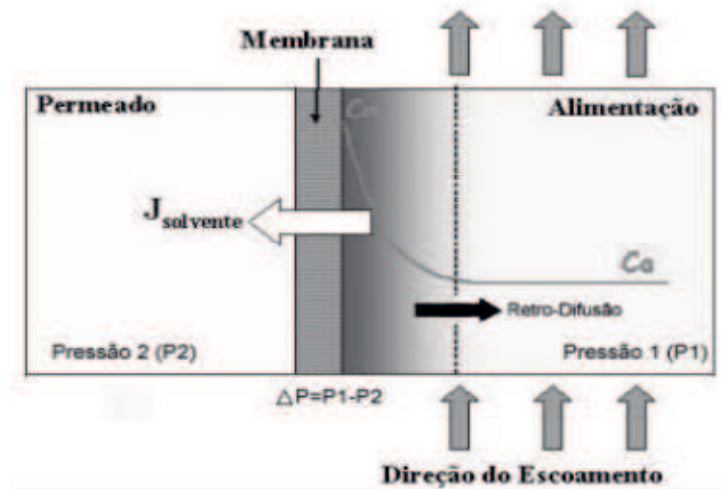
De modo geral, a redução do fluxo permeado em sistemas que utilizam membrana é ocasionada por dois fenômenos: a polarização de concentração e o *fouling* (bloqueio dos poros), que pode ser o resultado da formação de camada gel (biofilme), além de outros solutos adsorvidos à superfície das membranas.

A polarização de concentração é um fenômeno reversível que ocorre imediatamente quando um processo inicia e alcança um valor de equilíbrio, enquanto o *fouling* frequentemente é um processo irreversível, que ocorre em longo prazo, se tratando de membranas comerciais convencionais.

Viana (2004) cita que o termo polarização de concentração se refere ao gradiente de concentração de materiais rejeitados que se estabelece sobre a superfície da membrana, dando origem a uma camada limite determinada pela espessura desta região polarizada, logo acima da superfície da membrana. Dessa forma, o fato de a concentração de soluto próximo à superfície de a membrana ser maior do que no seio da solução, um movimento difusivo deste soluto é provocado no sentido de retornar ao seio da solução, independente do tipo de filtração ser frontal ou tangencial, conforme apresentado a partir da Figura 4.



Figura 4: Representação esquemática do fenômeno de polarização de concentração na MD.



Fonte: Viana (2004).

Harbert (2006) explica que para uma mesma pressão de operação e uma mesma concentração de soluto, o fluxo aumenta com o aumento da velocidade tangencial devido à redução na espessura da camada polarizada.

No entanto, o fluxo do permeado tende para um valor constante à medida que se aumenta a pressão de operação. Isso acontece, pois o aumento de pressão provoca uma maior concentração de espécies retidas próximas à superfície da membrana que por consequência causam uma redução no fluxo. A partir de certo valor de pressão, esse aumento de pressão será equivalente ao aumento da resistência à filtração fazendo com que o fluxo de permeado mantenha-se inalterado.

Uma redução do fluxo do permeado é observada, todavia, à medida que, sob pressão constante ocorrer um aumento da massa molar do soluto, indicando dessa forma um aumento na camada de polarização, isso acontece, pois a membrana é capaz de reter com mais eficiência as moléculas de maior massa molar.

De acordo com Baker (2004), em experimentos realizados em escala laboratorial, a polarização de concentração pode ser minimizada aumentando-se a velocidade de escoamento do fluido. Entretanto, em escala industrial, esse método possui limitações e se faz necessário para minimizar esse efeito melhorar o design dos módulos de membrana e desenvolver métodos de controle da vazão de fluido nos módulos.

O fenômeno de polarização de concentração marca o início da incrustação ou “*fouling*” da membrana. O *fouling* é caracterizado pelo acúmulo de sólidos na superfície ou na matriz da membrana (Figura 5) e é ocasionado por partículas maiores ou de tamanho igual

aos poros que bloqueiam sua entrada, ou por partículas menores que ficam aderidas em suas paredes internas impedindo a passagem do permeado.

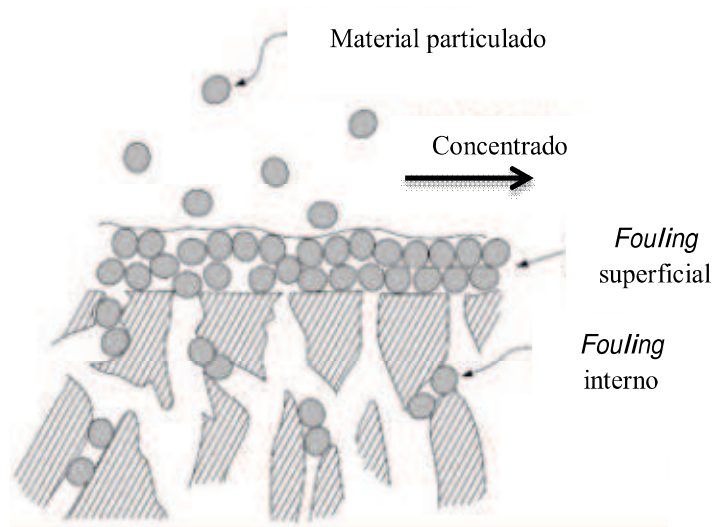
Van Haandel e Van der Lubbe (2012) citam que *fouling* pode ser classificado em duas modalidades: macro- ou micro-*fouling*. Segundo os autores, o macro-*fouling* trata-se da obstrução da membrana por materiais grosseiros, como cabelo, plásticos e outros tipos de detritos, enquanto o micro-*fouling* é o resultado do bloqueio dos poros da membrana de natureza orgânica, biológica e inorgânica.

O *fouling* inorgânico é causado pela precipitação de sólidos inorgânicos na superfície da membrana. No entanto esse fenômeno acontece em menor intensidade no tratamento de efluentes, tendo em vista que sua composição predominante é de material orgânico.

Ao passo que o *fouling* orgânico é causado pelo depósito de materiais orgânicos suspensos e coloidais, como óleos, graxas e gorduras ou moléculas orgânicas com afinidade pelo material da membrana ou maior peso molecular.

Já o *biofouling*, é resultado do crescimento biológico (bactérias, fungos, etc) na superfície da membrana.

Figura 5: Representação esquemática de fouling superficial e interno na membrana



Fonte: Adaptado de Baker (2004).

Os fenômenos de polarização da concentração juntamente com o *fouling*, constituem uma desvantagem inerente durante o processo de filtração com membranas. No entanto, ao serem utilizados à favor da obtenção de uma melhoria no processo de filtração, ou seja, como premissa para o desenvolvimento de uma membrana orgânica, ambos tornam-se fenômenos

responsáveis por propiciar uma redução de custos no processo por meio da obtenção de uma resistência adicional em membranas que possuem baixa porosidade.

### 3.3 BIORREATORES ANAERÓBIOS DE MEMBRANA

Metcalf & Eddy (2016) definem biorreator de membranas como sendo um sistema completamente misturado que utiliza uma unidade de separação por membranas sintéticas para a separação e a reciclagem de sólidos possibilitando um longo tempo de retenção celular (TRC) com um pequeno tempo de detenção hidráulica (TDH).

Bernhard (2006) cita que a combinação desses dois sistemas (sistema completamente misturado + unidade de separação por membranas) desempenha um excelente trabalho na remoção de micropoluentes orgânicos persistentes e poluentes lentamente biodegradáveis, graças à retenção pela membrana, que proporciona aos compostos de alta massa molar e/ou compostos recalcitrantes um maior tempo de permanência no sistema, favorecendo o crescimento de microrganismos mais aclimatados e assegurando uma maior capacidade de degradação.

Segundo Thomas, Judd e Murrer (2000), a membrana normalmente substitui o estágio de adensamento dos processos biológicos convencionais, pois realiza a separação sólido/líquido. Dessa forma, os biorreatores podem então ser operados com alta concentração de biomassa e uma reduzida área, além de permitirem a operação com uma menor quantidade de excesso de lodo devido à baixa relação A/M (KIM; LEE; CHANG, 2001).

A principal restrição dessa tecnologia está relacionada com o problema de incrustação da membrana que ocasiona uma redução do fluxo do permeado (LIU et al., 2009). Em situações extremas, esse fenômeno é irreversível fazendo com que o desempenho da membrana não possa ser restaurado, nem após a etapa de limpeza (AMY, 2008).

Como consequência, as membranas devem ser substituídas frequentemente e o custo dessa substituição, bem como do maior consumo de energia causado pelo processo e pela limpeza devido à incrustação aumentam demasiadamente.

Diversas técnicas têm sido estudadas para poder contornar a problemática relacionada com a rápida redução do fluxo do permeado em biorreatores de membranas e aumento nos custos associados ao tratamento do afluente.

Uma alternativa bastante promissora trata-se da substituição das membranas convencionais por uma membrana orgânica,

Por meio dessa técnica é possível obter um efluente com qualidade semelhante à de biorreatores que utilizam membrana de microfiltração/ultrafiltração (MF/UF), no entanto, com uma redução considerável nos custos do processo.

### 3.4 BIORREACTORES ANAERÓBIOS DE MEMBRANA DINÂMICA

Recentemente, a tecnologia de membrana dinâmica tem sido adotada como uma alternativa para substituir as membranas de MF/UF tradicionais em biorreatores de membrana dinâmica (BRMD) e tem demonstrado excelentes resultados.

A ideia básica é utilizar uma torta (obtida a partir da disposição de partículas sobre uma malha) para alcançar a eficiência de separação sólido-líquido equivalente à MF/UF. Dessa forma, para o processo de filtração são utilizados módulos com materiais baratos de poros grosseiros em vez de membrana de MF/UF.

A primeira aplicação de tecnologia de membrana dinâmica em sistemas anaeróbios foi reportada por Pillay et al. (1994). No entanto, de acordo com Ersahin et al. (2012), somente a partir de 2007 as pesquisas com BRAnMD ganharam mais atenção da comunidade acadêmica, através várias de tentativas para otimizar as condições operacionais da membrana dinâmica.

Estudos recentes têm mostrado a utilização de BRAnMD para o tratamento de diversos tipos de efluentes, como lixiviado (Xie et al., 2014), lodo ativado (Yu et al., 2014) além de esgoto municipal (Evren et al., 2013).

O fluxo do permeado é, no entanto, o maior desafio. Bérubé et al. (2006) citam que os parâmetros que afetam o fluxo do permeado em BRAnMD podem ser divididos em três classes: (1) os que são governados pela própria membrana, e estão relacionados, por exemplo, com o material utilizado, tamanho dos poros, e configuração do módulo; (2) os que são governados por parâmetros operacionais do sistema, como velocidade do fluxo, pressão transmembrana, taxa de aplicação orgânica, TRC e TDH; e por fim, (3) aqueles que são governados pelas características do licor misto, como concentração de sólidos suspensos no licor misto, produtos solúveis e precipitados inorgânicos.

Segundo Chen et al. (2005), o fluxo do permeado que pode ser mantido em biorreatores de membrana podem ser duas vezes maiores dos que utilizam a membrana dinâmica, no entanto, baseado na análise do ciclo de vida da membrana, o custo de um

sistema que utiliza membranas de cerâmica é aproximadamente o dobro de um sistema que utiliza membrana orgânica.

Através da otimização dos parâmetros interferentes do fluxo do permeado é esperado que em um futuro próximo seja possível obter maiores fluxos ao trabalhar com membranas dinâmicas, favorecendo dessa forma a utilização dessa técnica em unidades de tratamento em escala real.

### 3.4.1 Configuração do módulo de membrana

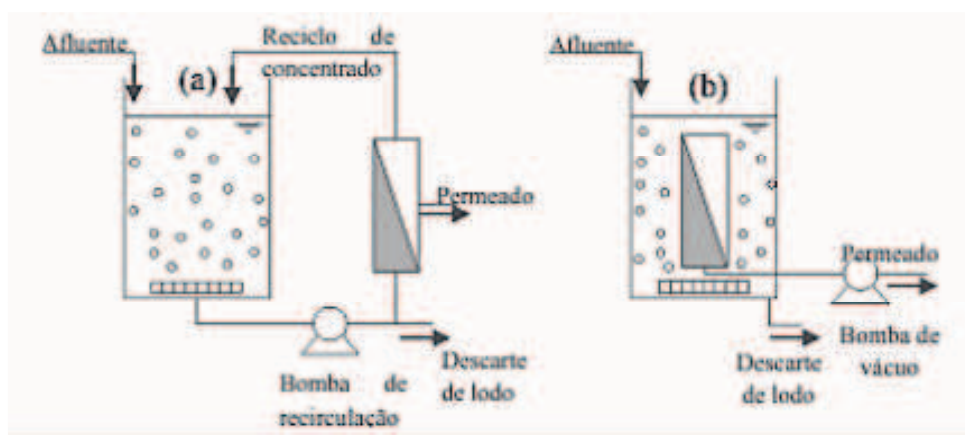
As membranas precisam ser condicionadas no interior de elementos para evitarem a contaminação do permeado com o material concentrado e limitar o acúmulo de material retido, além de permitir a limpeza eficiente da membrana através da simplicidade de manuseio (PELEGRIN, 2004; MAESTRI, 2007).

O módulo de membrana é constituído a partir dos seguintes itens:

- Membrana primária;
- Canais de alimentação e remoção do permeado e concentrado; e
- Estrutura de suporte da pressão aplicada ao sistema.

A utilização de módulos de membranas associadas a unidades no tratamento de efluentes pode se dar de duas formas: com o módulo de membrana submerso no biorreator ou com o módulo externo ao biorreator (Figura 6).

Figura 6: Módulo de membrana externo (a) e submerso (b) aplicado à biorreatores de membrana



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

De acordo com Metcalf & Eddy (2016) os módulos submersos são localizados diretamente dentro do reator biológico ou em um tanque separado para as membranas e a filtração é do tipo *dead-end*, ou seja, as membranas são sujeitas a um vácuo, no lado do permeado, proporcionando a permeação da solução (com as moléculas menores que o tamanho dos poros) através da membrana, enquanto que os sólidos (com maior tamanho que os poros da membrana) são retidos no biorreator.

O módulo de membrana externo, no entanto, é acoplado externamente ao reator, dessa forma, a suspensão do biorreator é bombeada em direção ao módulo de membrana, o qual promove a separação em dois canais: o permeado, que é removido; e o do concentrado, o qual retorna ao biorreator (LENS et al., 2002; METCALF & EDDY, 2016).

Cada configuração possui suas vantagens e desvantagens. Os módulos de membrana submersos de acordo com Silva (2009) têm como sua principal vantagem o baixo consumo de energia, pois a energia utilizada para produzir vácuo nesses reatores é, normalmente, menor que a energia para módulos de membrana externos, que utilizam bombas centrífuga ou de deslocamento positivo, no entanto, os fluxos de permeado são menores.

De acordo com Thomas et al. (2000), a obtenção de fluxos maiores com módulo externo se dá através da combinação de diversos fatores como, por exemplo, pressão transmembrana (PTM) e velocidade tangencial no módulo. Desse modo, devido à necessidade de uma área de membranas reduzida, o elevado consumo de energia, geralmente demandado por esse tipo de configuração e citado por diversos autores é parcialmente compensado, quando esta configuração é comparada ao módulo submerso.

### **3.4.2 Materiais utilizados como membrana primária**

Em princípio, qualquer material que permita a síntese de filmes com porosidade controlada pode ser utilizado para a fabricação de membranas (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001). No entanto, observa-se no atual mercado de saneamento o predomínio das membranas fabricadas a partir de polímeros orgânicos, por serem estas de custos mais acessíveis (VIDAL, 2006).

Ersahin et al. (2012) citam como principais materiais utilizados nesse campo, dois tipos de malhas conhecidas como *woven* e *no-woven*. Tratam-se de malhas tecidas a partir de fios de monofilamentos (nylon) ou multifilamentos (spectra) que apresentam boa resistência (durabilidade) e alta flexibilidade.

Todavia, Kiso et al. (2005), enfatizam as malhas de *no-woven* por serem muito finas, devido a menor espessura de seus fios, a remoção de partículas de lodo fixadas nos poros em operações de longo prazo torna-se mais dificultosa.

De acordo com Alibardi et al (2016), o link entre o tamanho do poro da membrana e a torta formada, ainda não está muito claro. Os autores citam que os poros mais largos podem reduzir a resistência à filtração e o custo do módulo de filtração, no entanto, um tamanho máximo ainda não foi definido.

Ma et al (2013) citam que uma efetiva membrana não pode ser formada em malhas com poros de 60 – 70  $\mu\text{m}$ . Jeison et al. (2008), também verificaram a partir de testes de filtração em bateladas a impossibilidade de se formar uma torta dentro dessa faixa de tamanho de poros. De acordo com os autores, para se obter a torta foi necessário utilizar membranas com tamanhos de poros de tamanhos inferiores. A formação da torta foi monitorada através do aumento da resistência à filtração.

No entanto, Alibardi et al. (2014) afirmam que uma membrana pode ser facilmente formada utilizando o tamanho de poro de 200  $\mu\text{m}$ . O uso de poros mais largos permite ao sistema operar com baixa velocidade de fluxo tangencial (VFT) e conseqüentemente menor PTM, possibilitando maior economia de energia e menores custos de gestão. A combinação da baixa VFT com o tamanho de poro maior melhora o equilíbrio de energia do sistema e a atividade microbiana ao reduzir o esforço de cisalhamento na biomassa.

Segundo Kiso et al. (2000), ao investigarem as propriedades de filtração e qualidade do efluente utilizando membranas de diferentes tamanhos de poros (100, 200, 500  $\mu\text{m}$ ), os autores constataram porém, que com 100  $\mu\text{m}$  foi possível obter melhores resultados em termos de qualidade do efluente e eficiência de rejeição dos flocos de lodo ativado.

Ersahin et al. (2012), explicam que o tamanho do poro da membrana primária mais adequado deve ser escolhido em função do tipo de substrato e tamanho médio das partículas que irão formar a MD para se obter uma melhor performance de separação. Além disso, Zang et al. (2010) citam que o projeto do reator (ex.: completa mistura, UASB) afeta significativamente a formação da MD e permeabilidade, devendo este aspecto também ser considerado durante a escolha.

### 3.4.3 Desenvolvimento da membrana dinâmica em BRAnMD

Zhang et al. (2010) classificam o desenvolvimento da membrana dinâmica no BRAnMD em três estágios. (1) formação da camada de separação, no qual os sólidos suspensos com o tamanho similar ao tamanho dos poros são retidos pela membrana, e ao se acumular sobre a sua superfície transformam o tecido hidrofóbico em uma camada hidrofílica, dando origem a uma camada de separação de separação inicial. Durante essa fase, é observada uma redução de partículas no permeado, entretanto, nenhuma eficiência de remoção de material dissolvido é observada. (2) Estágio de crescimento estável, em que a massa e espessura da torta aumentam simultaneamente e o volume de sólidos suspensos apresenta pouca mudança. Uma ligeira remoção de material dissolvido pode ser verificada. E por fim, (3) o estágio de incrustação da MD e aumento da pressão de filtração, no qual o aumento de SS na torta ultrapassa o aumento da espessura e volume da torta, indicando sua compactação, como resultado um aumento expressivo da resistência à filtração é ocasionado, e uma redução do fluxo irreversível é observada.

A presença de elevadas quantidades de produtos solúveis microbianos (PSM) e substâncias poliméricas extracelulares (SPE) na torta, podem desempenhar um importante papel no seu processo de formação da torta, isso porque a adesão do lodo pode ser melhorada através das interações poliméricas. Huang e Fan (2002) constataram ao utilizar BRMD que as partículas de lodo com maior teor de SMP e EPS preferencialmente aderiam à superfície da membrana, e em seguida outras partículas eram então retidas pelo arrasto de permeação. v

### 3.4.4 Pressão transmembrana e fluxo

Os principais parâmetros para o projeto e operação de biorreatores que utilizam o PSM são o fluxo e a perda de carga através da membrana, medida através da pressão transmembrana (PTM).

O fluxo do permeado é a relação entre a vazão do permeado e a área da membrana, conforme representado na Equação 1. Quanto maior o fluxo, menor a área da membrana para uma determinada vazão. Ele é dado em (L/m<sup>2</sup>.h) e pode ser afetado por diversos fatores como temperatura, quantidade de sólidos suspensos no licor misto, PTM, e formação da torta.

$$J = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$



Onde:

$J$  é o fluxo do permeado [L/m<sup>2</sup>.h ou m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.s].

$Q_p$  é vazão do permeado [L/h ou m<sup>3</sup>/s].

$A_m$  é a área da membrana [m<sup>2</sup>].

A PTM constitui a força motriz da filtração necessária para vencer a resistência da membrana e está diretamente relacionada com o fluxo do permeado. Metcalf e Eddy (2016), citam que para operações no modo tangencial, o cálculo da PTM pode ser realizado a partir da Equação 2:

$$P_{tm} = \frac{P_f + P_r}{2} - P_p \quad (2)$$

Onde:

$P_{tm}$  é a pressão transmembrana, [Pa].

$P_f$  é a pressão da alimentação [Pa].

$P_r$  é a pressão do concentrado [Pa].

$P_p$  é a pressão do permeado [Pa].

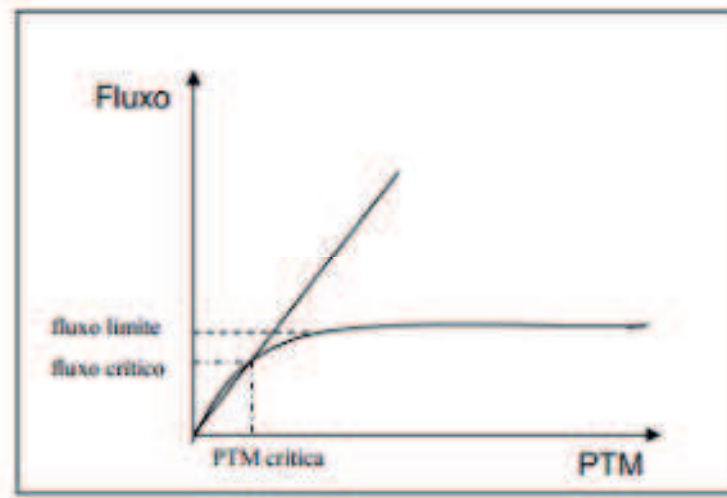
Para Provenzi (2005), a PTM está diretamente relacionada com o acúmulo de partículas sobre a malha. Desse modo, quanto mais elevada for a PTM adotada, maior será a velocidade com que as partículas se depositam sobre a malha. Partindo desse pressuposto, à pressões menores, o sistema tende a manter a filtração mais estável, resultando em menos variações do fluxo do permeado ao longo do tempo.

Na Figura 7 são expostas duas zonas de PTM encontradas durante o processo de filtração, uma de PTM baixa e outra elevada em função do fluxo.

De acordo com Tardieu (1997), a zona de PTM baixa representa aquela em que o fluxo do permeado aumenta linearmente com a pressão transmembrana. Assim sendo, nesta zona, é a PTM que controla a filtração.

Já na região de PTM elevada, o fluxo do permeado não aumenta mais quando a pressão transmembrana aumenta, podendo mesmo ocorrer um decréscimo da PTM. Nesta zona a filtração depende do nível de incrustação ou acúmulo de partículas sobre a membrana.

Figura 7: Esquema do fluxo de filtração em função da PTM



Fonte: Tardieu (1997).

O ponto de transição entre as duas zonas corresponde ao fluxo crítico e também a uma PTM crítica. Provenzi (2005) explica que trabalhar em condições de filtração em regime crítico pode gerar um consumo elevado de energia e aumento dos custos de operação.

### 3.4.5 Resistência à filtração

Na filtração, a resistência do meio ao fluxo do fluido aumenta com o passar do tempo à medida que o meio filtrante vai sendo obstruído ou quando se forma uma torta.

Em BRAnMD, a resistência a filtração pode ser calculada através do modelo da resistência em série, que considera que além da polarização de concentração, outros fenômenos podem interferir nas características de fluxo através da membrana. A resistência total à filtração é dada pela Equação 3:

$$R_t = \frac{PTM}{J \cdot \mu} = R_m + R_t + R_c \quad (3)$$

Onde:

$PTM$  é a pressão transmembrana do sistema [Pa].

$J$  é o fluxo do permeado [ $L/m^2 \cdot h$ ]

$\mu$  é a viscosidade do sobrenadante a uma dada temperatura [Pa.s].

$R_m$  é a resistência intrínseca da membrana [ $m^{-1}$ ].

$R_t$  é a resistência irreversível causada pela adsorção/ bloqueio dos poros [ $m^{-1}$ ].

$R_c$  é a resistência causada pela formação da torta [ $m^{-1}$ ].

Zhang et al. (2010), explicam que a resistência a filtração da torta é muito maior que a resistência intrínseca da malha e a resistência de entupimento dos poros e que essa camada desempenha um papel importante no aumento da resistência a filtração total devido ao aumento de sua espessura e compactação.

Fawehinmi (2006) entende que a resistência específica da torta é amplamente dependente do tamanho das partículas e Choo e Lee (1998), relatam que os coloides finos desempenham um papel crítico no seu aumento. Segundo os autores, os coloides finos tendem a ter uma menor taxa de difusão, dessa maneira, tendem a se acumular na superfície da membrana em maior extensão do que os sólidos em suspensão maiores, formando uma camada mais compacta.

De acordo com Jeison et al (2009) e Lin et al. (2009) em BRAnMD com módulos externos é esperado um desempenho diferente dos que utilizam módulo submersos devido à força de cisalhamentos significativamente maiores a que a biomassa está exposta nesse tipo de configuração. Os autores relatam que maiores forças de cisalhamento além de reduzir a atividade microbológica, reduzem o tamanho dos bioflocos, aumentando ao mesmo tempo a liberação de produtos solúveis microbianos (SMP) no licor misto.

Chen et al. (2005) reportam em seu estudo que o tamanho da maior parte do material suspenso presente no licor misto em um sistema de membrana externa variou de aproximadamente 0,1 a 0,4  $\mu m$ , enquanto que para um sistema submerso variou de aproximadamente 50 a 500  $\mu m$ .

### 3.4.6 Recuperação de nutrientes

De acordo com Von Sperling (2005), na composição de águas residuais são encontradas altas concentrações de fósforo e nitrogênio, elementos que ao serem descartados nos corpos hídricos em maiores quantidades aceleram o processo de eutrofização.

Dessa maneira, segundo Johir et al. (2011), tais nutrientes devem ser removidos dos efluentes antes de serem descarregados para minimizar seu impacto negativo nos corpos hídricos.

Thomas et. al (2011) citam os processos biológicos como sendo os melhores métodos para remoção de Ne P. Estes envolvem processos anaeróbios/anóxicos e aeróbios, um após o outro. No entanto, essa técnica demanda uma maior complexidade de operação. Em alguns casos, uma fonte de carbono externa deve ser adicionada a fim de obter desnitrificação para remoção de amônia. Isso aumenta o uso de produtos químicos, resultando em um incremento nos custos operacionais em termos de energia, consumo dos produtos químicos, além de eliminação do lodo.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Para realização do presente estudo, um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica (BRAnMD) foi instalado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada no município de Campina Grande – PB (Brasil), local pertencente a UEPB, onde foi operado durante um período de 180 dias.

### 4.2 DESCRIÇÃO DO REATOR

O sistema experimental utilizado durante o estudo é composto por um digestor anaeróbio construído a partir de tubos e conexões de PVC, e um módulo de membrana.

O módulo de membrana, por sua vez, é composto por uma estrutura de acrílico e possui um volume de 100 cm<sup>3</sup> (10 cm x 5 cm x 2 cm). No seu interior é encontrada uma malha de polietileno (membrana primária) e uma grade de metal utilizada para oferecer maior resistência à mesma quando for submetida a elevados gradientes de pressão.

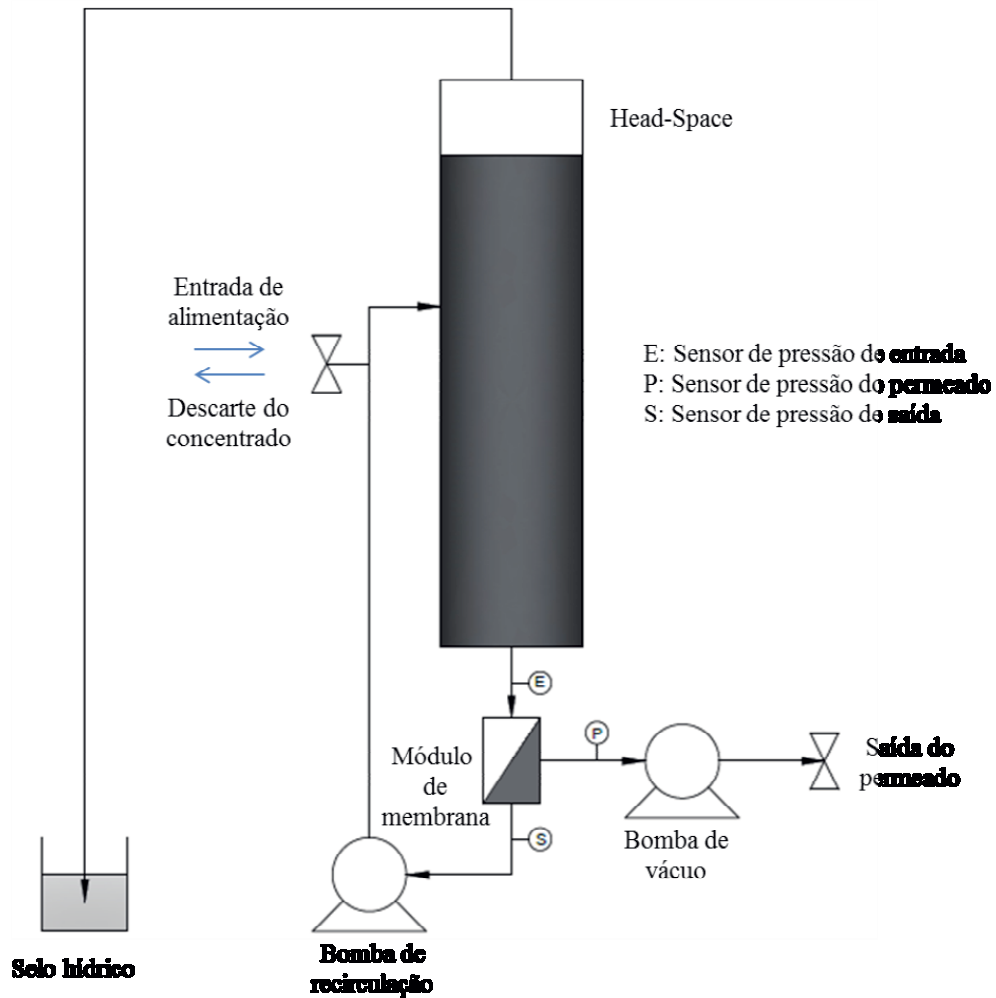
Para mesurar o tamanho dos poros da membrana primária foi utilizado o *ImageJ*, um programa de processamento de imagem baseado em Java e de domínio público capaz de realizar um estimativa baseada na comparação com um objeto de tamanho conhecido. Por meio deste programa foi possível verificar que a membrana apresenta poros com tamanho médio de 89 µm.

Sensores de pressão foram instalados próximos ao módulo de membrana para registrar os valores da PTM, conforme apresentado por Albuquerque (2017). Através desses dados foi realizado o acompanhamento do desenvolvimento da membrana dinâmica.

A recirculação do substrato no sistema o auxílio de um motoredutor de engrenagem helicoidal Linha R (Sew-Eurodrive), enquanto uma bomba peristáltica BP-200D (MS Tecnopon), foi utilizada para retirar o permeado através do módulo de membrana à vácuo, utilizando a técnica de filtração tangencial.

Na Figura 8 pode ser visualizado um esquema do sistema experimental com todos os seus componentes.

Figura 8: Esquema do biorreator anaeróbico de membrana dinâmica



No Quadro 2 são apresentados os parâmetros operacionais adotados para o BRAnMD.

Quadro 2: Parâmetros operacionais do BRAnMD.

<b>Tempo de detenção hidráulica (TDH)</b>	32 dias
<b>Tempo de retenção celular (TRC)</b>	150 dias
<b>Vazão do permeado</b>	75 ml/dia
<b>Volume útil</b>	3 L

Durante o primeiro dia de operação, o reator foi inoculado com um volume de 3L de lodo proveniente de um BRAnMD, cuja concentração de sólidos totais (ST) foi ajustada para 10,92 g/L. Sua caracterização segue apresentada na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização do inoculo

Parâmetro	Lodo Anaeróbio
pH	8,08
ST (g/L)	10,92
STV (g/L)	6,65
STF (g/L)	4,27
SST (g/L)	9,73
SSV (g/L)	5,78
SSF (g/L)	3,94
DQO total (g/L)	12,39
DQO solúvel (g/L)	0,32
NTK (g/L)	0,34
Fósforo total (g/L)	0,16

#### 4.3 PROCESSO DE ALIMENTAÇÃO DO REATOR

O processo de alimentação de lodo no sistema foi realizado a cada dois dias. Durante esse intervalo, o sistema produzia uma quantidade média de 150 ml de permeado que era armazenado em uma proveta. Para manter o volume do reator constante, uma quantidade equivalente do lodo de alimentação era adicionada no sistema, sempre durante o período da manhã.

Com o objetivo de controlar a quantidade de sólidos (orgânicos e inorgânicos) que se acumulavam no interior do reator, uma quantidade do concentrado foi retirada do sistema periodicamente. O cálculo da quantidade do concentrado à ser removida diariamente foi realizado a partir da Equação 4.

$$TRC = \frac{\text{Volume do reator}}{\text{Volume descartado}} \quad (4)$$

Durante o presente experimento, optou-se por realizar o descarte do concentrado quinzenalmente, dessa forma, o montante (300 ml) era retirado do reator ao final desse intervalo e em seguida substituído pela mesma quantidade de lodo de alimentação.

O lodo utilizado para alimentar o sistema tratava-se do lodo em excesso produzido por um reator sequencial em bateladas (RBS) alimentado com esgoto municipal. Esse lodo era descartado diariamente e sua preparação para alimentar o BRAnMD consistia em três passos: primeiramente o material era submetido ao processo de sedimentação, em seguida o material concentrado era passado através de uma peneira com abertura de 1mm, e posteriormente tinha sua concentração de ST ajustada para 10 g/L.

A evolução do tratamento do lodo no BRAnMD foi realizada a partir do acompanhamento da caracterização do lodo de alimentação que era adicionado ao sistema, bem como, do concentrado e permeado que eram retirados do mesmo.

#### 4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

A caracterização do lodo de alimentação, concentrado e do permeado foi realizada quinzenalmente, enquanto a análise da turbidez do permeado foi realizada a cada dois dias. As variáveis utilizadas para a caracterização, bem como a metodologias seguida são descritas no Quadro 3.

Quadro 3: Metodologia utilizada para análise dos parâmetros relacionados à eficiência do tratamento.

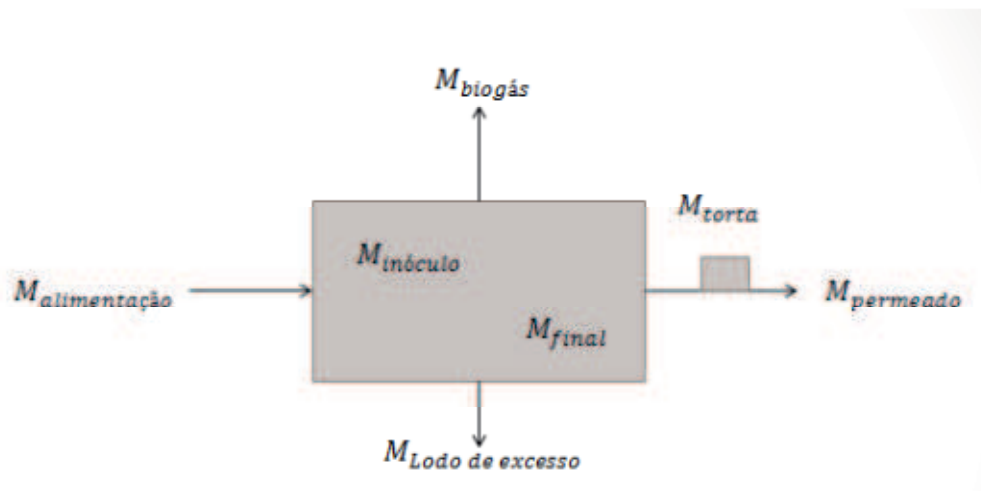
Variáveis	Métodos	Referência
pH	Potenciométrico	Seção 4500 / APHA (2012)
DQO solúvel e filtrada	Titulométrico/ Refluxação Fechada	5220 C. / APHA (2012)
Nitrogênio Total Kjeldahl	Semi-micro kjeldahl	Seção 4500-NTK – APHA (2012)
Fósforo e frações	Ácido ascórbico	Seção 4500 – P E/ APHA (2012)
Turbidez	Turbidímetro	(APHA, 2012)
Sólidos e suas frações	Método gravimétrico	2540 E. / APHA (2012)



#### 4.5 BALANÇO DE MASSA

Para verificar a retenção de nutrientes e microrganismos na membrana dinâmica foi utilizado um balanço de massa global de N e P, realizado a partir da Equação 5, cujo esquema segue apresentado na Figura 8.

Figura 9: Esquema do balanço de massa



$$M_{in.} + M_{al.} = M_{L.E.} + M_P + M_T + M_B + M_F \quad (5)$$

Onde :

$M_{in.}$  é a massa do inóculo;

$M_{al.}$  é o somatório da massa de alimentação durante o período de operação;

$M_{L.E.}$  é o somatório da massa de lodo em excesso retirada durante o período de operação;

$M_P$  é o somatório da massa do permeado retirada durante o período de operação;

$M_T$  é a massa da torta ao final do experimento;

$M_B$  é a massa da fração orgânica convertida à biogás;

$M_F$  é a massa acumulada no digestor no final do experimento.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PROCESSO DE DESENVOLVIMENTO DA MEMBRANA DINÂMICA

Com o objetivo de compreender o mecanismo de formação da torta sobre a membrana dinâmica, bem como, ter uma melhor informação do processo de filtração com essa tecnologia para o tratamento de lodo foram analisadas a PTM e resistência total à filtração.

A partir das condições operacionais adotadas, foi possível operar o sistema por um período de 180 dias sem a necessidade de aplicar técnicas de retrolavagem com um fluxo médio de  $0,63 \pm 0,17$  L/m<sup>2</sup>.h e obter uma considerável remoção da turbidez do permeado.

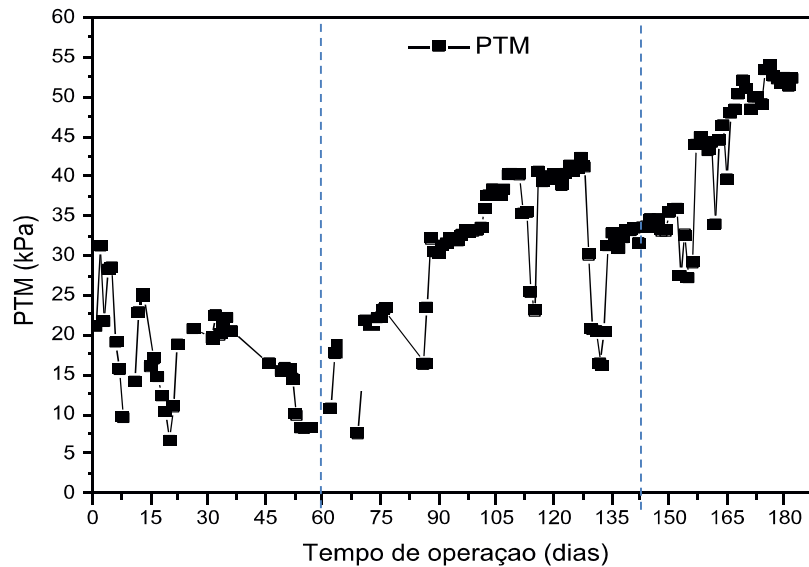
No conceito de filtração com membranas dinâmicas, Ersahin et al. (2013) entenderam que a formação da torta é um fator bastante importante pois é através desse processo que o fluxo do permeado é determinado. Os autores citam que devido ao proeminente efeito da torta, outros fatores como tipo de substrato, temperatura e condições operacionais biológicas têm um menor impacto nesse aspecto.

Na Figura 10 são apresentados os valores obtidos a partir da média diária da PTM, no qual foi possível identificar três estágios durante o processo de formação da membrana dinâmica. Zhang et al. (2010), explicam detalhadamente a ocorrência desses estágios, denominados de formação da camada de separação, fase de crescimento e incrustação em seu estudo. Comportamentos semelhantes são comumente encontrados por diversos autores.

No presente estudo, durante os dois primeiros meses de operação observou-se a ocorrência de um comportamento de maior instabilidade com uma variação entre 10 – 25 kPa. Esse fato resultou em maiores dificuldades para controlar o fluxo de permeado. Alibardi et al. (2010) atribuem esse comportamento ao desenvolvimento lento da camada de separação.

Hu et al. (2018), citam que em operações que adotam fluxos constante, como é o caso o presente experimento, é necessário um período maior para que a membrana possa se consolidar. Porém, o período de estabilidade devido a essa condição é prolongado no sistema, sendo este aspecto bastante positivo.

Figura 10: Comportamento da PTM durante o período experimental



Com relação ao decaimento nos valores observado durante esse período, Li et al (2013) explicam estar relacionado com a deposição gradual dos flocos de lodo na superfície da malha que faz com que aumente a hidrofobicidade do meio filtrante, causando uma redução na resistência à filtração inicial.

O segundo estágio, de maior estabilidade, teve início após 60 dias de operação e obteve uma duração aproximada de três meses. Nesse intervalo o fluxo do permeado apresentou pouca variação. No entanto, um decaimento acentuado foi observado com 133 devido à uma obstrução no canal que transportava o permeado, o que explica a mudança no perfil de comportamento que vinha sendo observado.

Durante o período de 140 a 180 dias, o fluxo do permeado apresentou uma redução significativa, apontando uma incrustação acentuada da membrana dinâmica. Devido aos ajustes constantes e mais representativos realizados na bomba utilizada para recolher o permeado, os valores da PTM atingiram valores elevados demais para a capacidade do sistema, ou seja, acima de 40 kPa, sendo necessário interromper a operação e remover a membrana dinâmica afim de evitar danos ao mesmo.

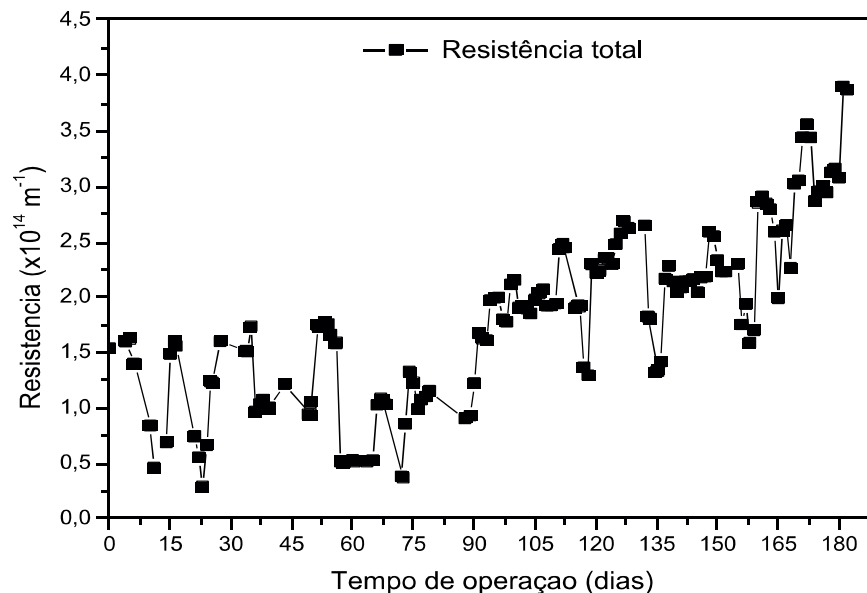
Jeison et al. (2008) citam que para o processo de formação da membrana dinâmica não são observadas diferenças significativa entre experimentos conduzidos em BRAnMD com módulos submersos ou externos. No entanto, alterações podem ser observadas com relação aos valores da PTM. Sistemas com módulos externos costumam operarem com valores de PTM mais elevados.

Processos semelhante de formação da membrana dinâmica foram reportados por Lin et al. (2011) utilizando biorreator anaeróbico de membrana com módulo de membrana submerso e por Zang et al. (2006) e Alibard et al. (2016) utilizando módulo de membrana externo.

O valor da resistência total à filtração foi calculado em função da PTM e foi utilizado para avaliar o desempenho geral da filtração.

Durante o presente experimento, a resistência à filtração total que compreende a resistência imposta pela malha utilizada, formação da torta e bloqueio dos poros, foi obtida a partir da Equação 3. Conforme apresentado na Figura 11, obteve-se uma variação de 0,5 a 4,0  $\times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ .

Figura 11: Resistência total á filtração durante o período experimental



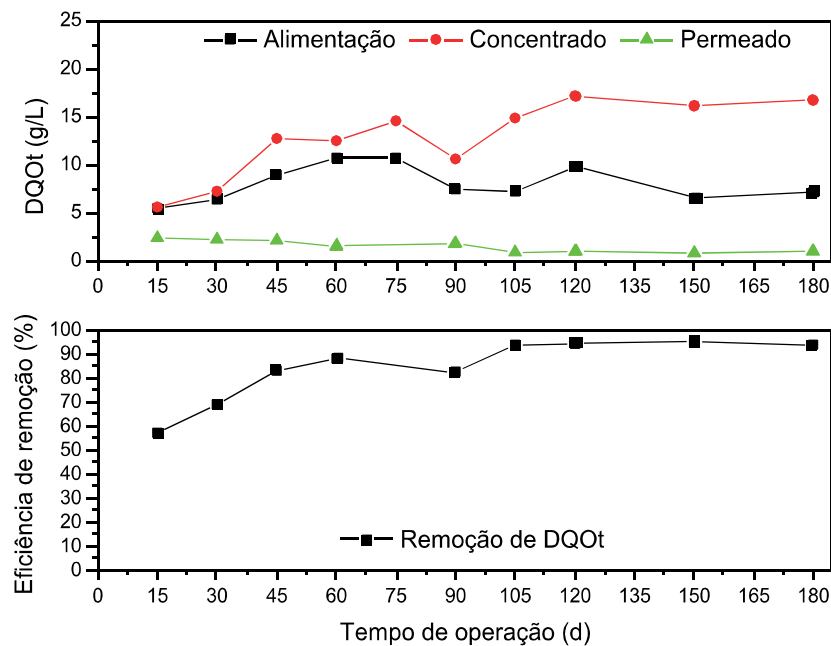
Ao utilizar a tecnologia de membrana dinâmica, o grande desafio segundo Jeison et al. (2008), consiste em encontrar as condições ideais que permitam a formação da torta e que previnam uma excessiva resistência à filtração e possibilitando, dessa forma operar o sistema sobre baixos valores de PTM.

## 5.2 QUALIDADE DO PERMEADO

Durante o período experimental alguns parâmetros foram analisados para avaliar a qualidade do permeado em função dos estágios observados durante a formação da membrana dinâmica, dessa maneira, algumas inferências foram realizadas.

Na Figura 12 estão apresentados os valores da DQOt e sua eficiência de remoção no permeado. Durante os dois primeiros meses de operação, foi observado um incremento na eficiência de remoção da DQOt do permeado, no entanto após esse intervalo ela manteve-se com uma variação pouco significativa, sendo verificada uma eficiência média de remoção de 94%. A partir de 105 dias de operação, concentrações de DQOt abaixo de 0,14 g/ L foram alcançadas.

Figura 12: Concentração da DQO total e respectiva eficiência de remoção



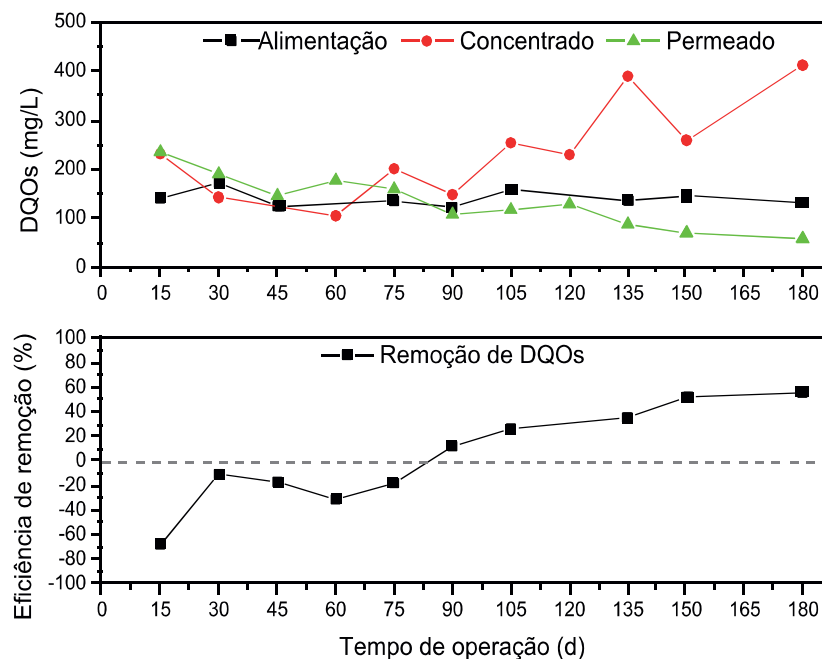
De acordo com Chu et al. (2014), as performances encontradas são comparáveis à biorreatores anaeróbios de membrana, cujo eficiências de remoção da DQO normalmente variam de 75% a 99%.

Ersahin et al (2014) explicam que as elevadas eficiências de remoção com membranas se devem ao fato de que a DQO particulada pode facilmente ser removida através da adsorção

e biodegradação por microrganismos, bem como pela retenção na própria membrana dinâmica.

Na Figura 13, em que são apresentados os resultados da DQOs e sua eficiência de remoção no permeado, foi verificado que durante o período que compreende 0 e 75 dias uma elevada quantidade de partículas finas e coloides ainda podiam ser encontradas no permeado, sugerindo não haver eficiência, por parte da membrana dinâmica, para reter o material dissolvido presente no lodo. A partir de 90 dias, no entanto, uma eficiência de 12,06% foi observada e ao final do experimento esse valor aumentou para 56,4%. Durante o presente experimento foi possível alcançar um permeado com uma variação de concentração de  $0,16 \pm 0,06$  g/L.

Figura 13: Concentração da DQO solúvel e respectiva eficiência de remoção



O aumento nos valores da DQO observado para o concentrado na figura 12 e 13, segundo Belli (2015), está relacionado com o fato de que nem toda DQO do substrato é biodegradável, podendo essa fração inerte ter contribuído com os altos valores da DQOs acumulado.

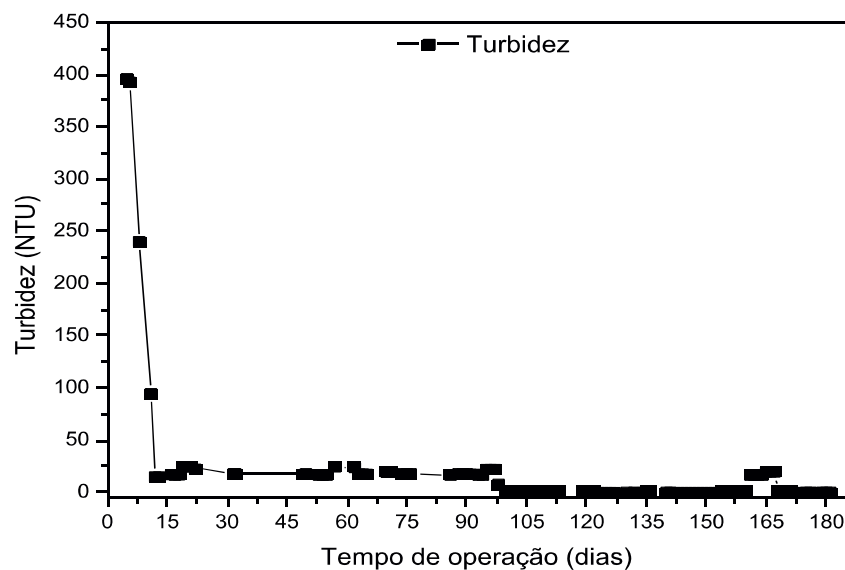
Masse, Sperandio e Cabassud (2006), citam que o acúmulo de biopolímeros geralmente é ocasionado no BRAnMD pois o seu tempo de permanência no reator é

basicamente o mesmo que a idade do lodo, uma vez que tais compostos são em grande parte retidos pela membrana.

Baseado nos valores de remoção da DQO fica claro a necessidade de um período para que o sistema começasse a desenvolver as condições ótimas para remoção do material carbonáceo, que no presente experimento foi de dois meses. Esse período compreende o estágio de formação da camada de separação e constitui um fator crítico na qualidade do permeado. Adotar um TRC de abaixo de 60 dias implicaria em um permeado ainda bastante poluente.

A remoção de material dissolvido pela membrana também foi percebida através dos valores de turbidez do permeado. A Figura 14 aponta que durante os primeiros 15 dias de operação uma eficiência de remoção da turbidez de 95% foi alcançada. Porém, somente a partir de 100 dias de operação a eficiência aumentou para 99,97% e um permeado com turbidez abaixo de 1 NTU foi alcançado, mantendo-se nessa faixa até o final do experimento.

Figura 14: Turbidez do permeado durante o período de operação



Os resultados obtidos nesse estudo vão de encontro com a afirmação de Ersahin et al. (2016), ao citarem que em biorreatores com membrana dinâmica baixos valores de turbidez (< 1 NTU) não podem ser alcançados devido à retenção de partículas nesse tipo de sistema ser realizada por uma torta formada a partir de flocos de lodo em vez de uma membrana convencional.

Embora não tenham sido encontrados valores de turbidez semelhantes ao realizar tratamento de lodo com membrana dinâmica, resultados semelhantes foram reportados por Fuchs et al. (2005) e Chu et al. (2014) ao realizarem o tratamento de esgoto doméstico com essa tecnologia.

Outro parâmetro de grande importância para caracterizar a carga poluente do permeado trata-se da presença de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, em elevadas quantidades na sua composição.

Durante o experimento foi possível obter um permeado com uma concentração de  $5,23 \pm 1,21$  mg/L de fósforo total e  $36,18 \pm 21,2$  mg/L de NTK, que representa o nitrogênio orgânico e amoniacal presente no lodo, implicando em uma eficiência de remoção de 98% e 93%, respectivamente.

Embora tenha se observado uma considerável remoção de nutrientes, de acordo com resolução CONAMA 357/2011 que dispõe padrões para classificação dos cursos d'água que provavelmente irão receber o afluente, a norma estabelece uma concentração de até  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  para nitrogênio Amoniacal total. Enquanto que para fósforo total, ficam estabelecidos valores abaixo de  $0,1 \text{ mg/L}$  à depender da classificação do corpo receptor.

Dessa forma, conclui-se que baseado na quantidade de nutrientes presentes, ainda se faz necessário a aplicação de um pós-tratamento ao permeado caso seu destino final seja a disposição em rios.

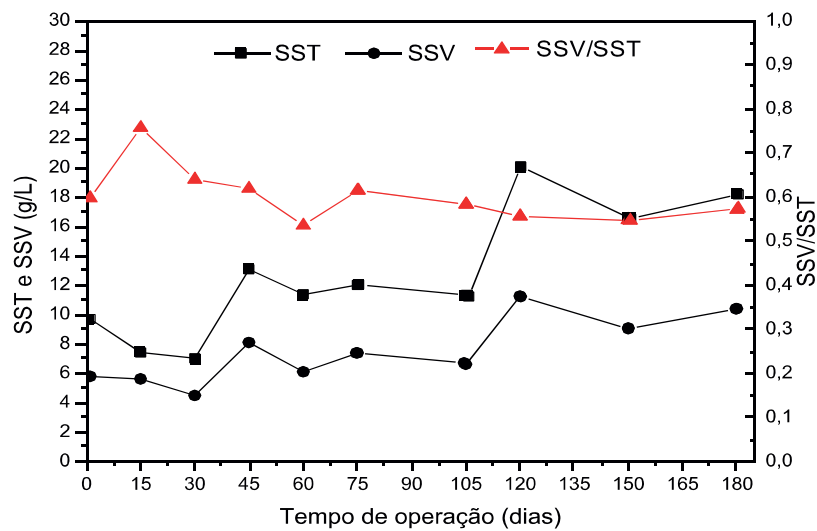
### 5.3 ESTABILIZAÇÃO DO CONCENTRADO

Além de obter um permeado menos poluente, o presente estudo também buscou alcançar uma maior estabilização do concentrado. Para analisar o processo de estabilização do concentrado foi utilizada a proporção de SSV/SST, que representa a fração orgânica presente no reator.

A Figura 15 demonstra uma variação de 0,76 a 0,54. Ressalta-se que após dois meses de operação o concentrado apresentou uma mineralização mais acentuada e mantendo-se com pouca variação durante o restante do período experimental. Esse comportamento se explica devido a quantidade de sólidos pré-determinada que foi adicionada ao sistema durante os procedimentos de alimentação do reator, favorecendo dessa forma a manutenção da fração orgânica em um nível constante. Valores semelhante foram observados por Meabe et al. (2013).



Figura 15: Perfil dos sólidos suspensos, sólidos voláteis e fração orgânica no concentrado



O acúmulo de sólidos suspensos, que pode observado também a partir da Figura 15, consiste em um aspecto bastante positivo durante a utilização de biorreatores de membrana dinâmica para o tratamento do lodo. No presente experimento, foi verificada uma concentração de SSV no concentrado 1,4 vezes maior que a concentração afluyente, que era de  $5,51 \pm 0,57$  g/L. Esse valor de espessamento do lodo é semelhante ao encontrado por Yu et al. (2014).

De acordo com Yu et al. (2016), em BRAnMDs é possível obter uma taxa de espessamento do lodo cerca de quatro vezes maior que na digestão anaeróbia convencional à medida que se garante também uma maior degradação da biomassa.

Wang et al. (2013) explicam que a utilização da membrana dinâmica no tratamento elimina a necessidade de uma unidade exclusiva para essa finalidade, além de também evitar a adição de elevadas quantidades de coagulantes, geralmente demanda no processo de digestão anaeróbia convencional que resultam em um aumento de custos.

Outro parâmetro interessante para avaliar a mineralização do lodo, trata-se da relação de alimento/ microrganismo que é realizada a partir dos valores de DQO e SS no concentrado. O seu acompanhamento pode oferecer fortes indícios sobre o processo de estabilização do concentrado, conforme observa-se na Figura 16.

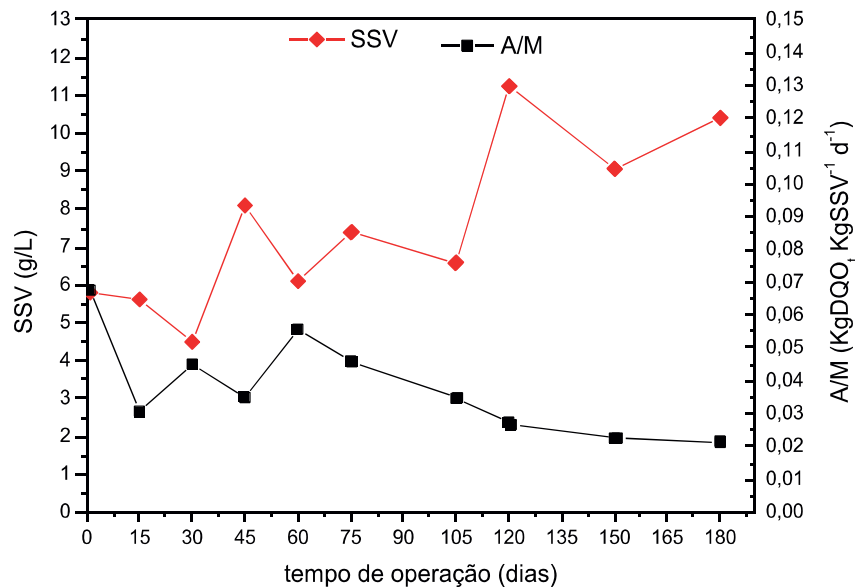
O sistema iniciou com uma relação de  $0,07$  kgDQO/kgSSV.d, apresentando durante os dois primeiros um comportamento diferenciado. No entanto, após esse período uma tendência de decaimento na relação foi observada devido ao acúmulo de material solúvel,

provavelmente de origem inorgânica, resultando em valores em torno de 0,02 kgDQO/kgSSV.d.

Valores muito próximos, em torno de  $0.036 \pm 0.008$  kgDQO/kgSSV.d, também foram adotados por Luna et al. (2014).

Os baixos valores da relação A/M que são possíveis de serem alcançados em biorreatores de membrana implicam em uma menor produção de lodo inerente ao tratamento, bem como em um concentrado mais estabilizado ao final do tratamento devido a essa condição.

Figura 16: Representação da fração alimento/microrganismo no concentrado



Lobos et al (2005), explicam que ao adotarem baixos valores de A/M as células residem em um estado fisiológico que não permite divisão celular, no entanto, estas ainda são capazes de participar dos processos de degradação para satisfazer suas necessidades de manutenção e energia. Partindo desse pressuposto, os autores entendem que uma baixa relação A/M melhora a eficiência de remoção do material orgânico e floculação do lodo.

Radjenovic (2008) cita que a manutenção de baixos valores de A/M conduz uma diminuição significativa na produção de lodo, o que diminui por consequência os custos associados ao tratamento e disposição do lodo excedente. Segundo Wang et al.. (2013), é reportada na literatura uma taxa de redução de lodo variando entre 44 – 59% no processo de digestão anaeróbia com membranas.

A partir dos valores de STV foi realizado um balanço de massa global, para estimar a produção teórica do metano durante o processo de estabilização do lodo. Conforme observado na Tabela 2, conclui-se que cerca de 26,67% dos sólidos voláteis afluente provavelmente foram convertido à biogás.

Tabela 2: Balanço de massa global para a concentração de sólidos totais voláteis

Entrada	Saída		BRAnMD		
	Lodo em excesso	Permeado	Digestor	Torta	Biogás
110,11 g	25,30 g	7,32 g	25,34 g	22,78 g	29,36 g

Em posse dessa informação, estima-se que foi alcançada uma produção média de 0,240 L CH<sub>4</sub>/g DQO<sub>removida</sub>, que representa 68,57% do valor máximo teórico, 0,350 L CH<sub>4</sub>/ g DQO<sub>removida</sub> nas condições normais de temperatura e pressão.

O valor obtido é considerado satisfatório. Valores de rendimento de metano entre 0,210 – 0,270 L CH<sub>4</sub>/ g DQO<sub>removida</sub> foram reportados por Martinez-Soza et al. (2011), no entanto, para o tratamento de esgoto.

A relação de A/M observada durante o presente experimento sugere ter afetado positivamente o desempenho do tratamento nas duas principais vertentes analisadas no presente estudo, redução da carga poluente no permeado e estabilização do concentrado.

Devido a maior liberação de produtos solúveis microbianos (PSM) pela biomassa no concentrado devido ao seu processo de degradação, um acúmulo desse material foi ocasionado na membrana dinâmica, proporcionando dessa forma uma filtração eficiente durante a maior parte do experimento.

Por conseguinte, através da eficiente retenção da biomassa ativa e do material biodegradável por um longo período de tempo, confirmou-se que o concentrado apresentava-se mais estabilizado ao final do experimento, favorecendo dessa maneira sua disposição final, ao mesmo tempo que possibilitou uma produção de metano bastante significativa. Um período de dois meses, no entanto, foi necessário para que o sistema iniciasse a desenvolver as condições favoráveis para tal.

#### 5.4 RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES NA MEMBRANA DINÂMICA

Para quantificar a recuperação dos nutrientes na membrana dinâmica foi realizado um balanço de massa a partir da Equação 5. O resultado é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Balanço de massa global para fósforo total e nitrogênio kjeldahl total.

	Entrada	Saída		Concentrado	Torta
		Lodo em excesso	Permeado		
Fósforo Total	2,91 g	0,64 g	0,05 g	0,68 g	1,55 g
Nitrogênio Kjeldahl Total	6,59 g	1,63 g	0,45 g	2,16 g	2,35 g

Observou-se uma recuperação na membrana dinâmica de nitrogênio Kjeldahl total em torno de 35,6%. Os resultados de fósforo total, no entanto, demonstraram que mais da metade do fósforo afluente, ao final do experimento, encontravam-se retido na membrana dinâmica, representando uma eficiência de recuperação de 53,2%.

A recuperação de nutrientes consiste em um aspecto bastante importante do presente estudo. É esperado que por meio da recuperação desses nutrientes na membrana seja possível realizar a sua reutilização direcionando sua aplicação para uma maneira benéfica, permitindo, dessa forma, amenizar os impactos ambientais negativos geralmente causados por estes elementos quando dispostos de maneira inadequada, tendo em vista que a sua remoção em efluentes trata-se de uma operação muitas vezes difícil e onerosa.

## 6. CONCLUSÕES

Durante o período experimental o sistema BRAnMD tratando lodo aeróbio teve um desempenho muito promissor. As concentrações de DQOt e solúvel apresentaram uma remoção de 94% e 56,4 %, resultando em um permeado com concentração de  $0,14 \pm 0,08$  g/L e  $0,16 \pm 0,06$  g/L, respectivamente.

Para P e N, observou-se uma remoção de 98% e 93%, resultando em concentrações de  $5,23 \pm 1,21$  mg/L e  $36,18 \pm 21,2$ , respectivamente.

A turbidez do permeado apresentou resultados abaixo de 1 NTU durante maior parte do experimento, no entanto, baseado nas concentrações de nutrientes presentes ainda no permeado, entende-se que se faz necessário a realização de um pós-tratamento para atender aos padrões impostos pela CONAMA, caso sua destinação final seja o despejo em corpos hídricos.

A fração de microrganismo representada pela concentração de SSV/SST variou de 0,76 à 0,54, apontando uma mineralização acentuada do concentrado, que foi verificada também a partir dos resultados da relação A/M que apresentou uma redução de 0,07 kgDQO/kgSSV.d para 0,02 kgDQO/kgSSV.d.

Na membrana dinâmica foi recuperado 53,2% e 35,6% da concentração de fósforo total e NTK afluente, respectivamente.

Além disso, baseado nos estágios de desenvolvimento da membrana foi possível compreender que durante o período de formação da camada de separação o sistema desenvolve condições ótimas para operar com maior eficiência. Durante o período de incrustação, no entanto, nenhuma melhoria significativa foi observada, sugerindo que a remoção da membrana dinâmica antes do seu início pode possibilitar uma economia de custos associados à demanda de energia devido aos valores elevados da PTM e resistência à filtração característicos desse estágio.

## REFERÊNCIAS

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

ALIBARDI, L., R. Cossu, M. Saleem, A. Spagni, Development and permeability of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment, *Bioresource. Technol.* v. 161. p. 236–244, 2014.

AMY, G. Fundamental understanding of organic matter fouling of membranes. *Desalination*, v. 231, p 44-51, 2008.

ANDREOLI, C. V. (org), Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMA, ABES, 2001.

ANDREOLI, C., V., TAMANIN, C. R., HOLSBACH, B. PEGORINI, E. S., NEVES, P. S. Uso de lodo de esgoto na produção de substrato vegetal. In: *Biossólidos – Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro, Editora ABES, 398 p., 2006.

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

BELLI, T. J. Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatação das membranas e estratégias de otimização. 2015. 275 p., Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2015.

BERNHARD, M.; MÜLLER, J.; KNEPPER, T. P. Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimised lab-scale membrane bioreactor and activated sludge treatment. *Water research*, v. 40, p. 3419-3428, 2006.

BÉRUBÉ, P.R., HALL, E.R., SUTTON, P.M. Parameters governing permeate flux in an anaerobic membrane bioreactor treating low-strength municipal wastewaters: a literature review. *Water Environ. Res.* V. 78, p. 887–896, 2006.

BITTON, G. *Wastewater Microbiology*. 4 ed. John Wiley & Sons, 804 p., 2011.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. New York: Ed. Wiley, 2001. 381 p.

CASSINI, S. T. Digestão de resíduos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro, EDITORA ABES, 2003. 210 p.

CHEN, J.; Donghong, D.; Hall, E. R.; Be'ube', P. R. (2005) Membrane Bioreactors for Anaerobic Treatment of Wastewaters. Presented at the British Columbia Water and Waste Association Annual Conference, Penticton, Canada, April 16–20; British Columbia Water and Waste Association: Vancouver, Canada.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 380p, 2007.

CHOO, K.H., LEE, C.H., 1998. Hydrodynamic behavior of anaerobic biosolids during crossflow filtration in the membrane anaerobic bioreactor. *Wat. Res.* v. 32, p. 3387–3397, 1998.

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.

ERSAHIN M. E., Ozgun H, van Lier JB.. Effect of support material properties on dynamic membrane filtration performance. *Sep Sci Technol* 48. v. 15, p. 2263–2269, 2013.

Ersahin ME, Ozgun H, Tao Y, van Lier JB. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. *Water Res.* v. 48. p. 420–429, 2014.

ERSAHIN, M. E. et al. A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives. *Bioresource Technology*, v. 122, p. 196–206, 2012.

EVREN, M. et al. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*, v. 48, n. 0, p. 420–429, 2013.

FAWEHINMI, Folasade. Anaerobic Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment. 2006. 201 p., PhD Thesis- Cranfield University, Cranfield, 2006.

FUCHS, W.; RESH, C.; KERNSTOCK, M.; MAYER, M.; SCHOEBERL, P. BRAUN, R. Influence of operational conditions on the performance of a mesh filter activated sludge process. *Water Research*, vol. 39, no. 5, p. 803-810, 2005.

- GODOI, E. L. Uso Agrônômico de lodo de esgoto na recuperação de área degradada: Efeito residual. 2008. 98 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal) – Escola de Agronomia e Engenharia de alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.
- HABERT, A. C.; BORGES, C. P. & NÓBREGA, R. Processos de separação por membranas. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.
- HU, Y. et al. Bioresource Technology Anaerobic dynamic membrane bioreactor ( AnDMBR ) for wastewater treatment : A review. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1107–1118, 2018.
- JEISON D, van Lier JB. Anaerobic wastewater treatment and membrane filtration: A one night stand or a sustainable relationship? *Water Sci Technol* 57. v.4, p. 527–532, 2008.
- JEISON, D., TELKAMP P., VAN LIER J. B., Termofílic side-stream anaerobic membrane biorreactors: the shear rate dilemma. *Water environ. Res.* v. 81, p.. 2372-2308, 2009.
- JOHIR, M. A. H. et al. Removal and recovery of nutrients by ion Exchange from high rate membrane bioreactor (MBR) effluent. *Desalination*, v. 275, p. 197 -2002, 2011.
- KIM, J.S.; LEE, C.H.; CHANG, I.S. Effect of pump shear on the performance of a crossflow membrane bioreactor. *Water Research*, v. 35, n. 9, p. 2137-2144, 2001.
- 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.
- KOROS, W.J. ; MA, Y.H. ; SHIMIDZU, T. Terminology for membranes and membrane processes. *Journal of Membrane Science.* v. 20, p. 149-159, 1996.
- LENS, P. et al. Water recycling and resource recovery in industry: analysis, Technologies and implementation. 1 st. Ed. London: IWA, 2002
- LI, W. et al. Filtration behaviors and biofouling formation mechanism of mesh filters used in membrane bioreactors. *Separation and Purification Technology*, v. 81, n. 3, p. 472–479, 2011.



- 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.J., Liao, B.Q., Chen, J.R., Gao, W.J., Wang, L.M., Wang, F.Y., Lu, X.F. New insights into membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor based on characterization of cake sludge and bulk sludge. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 2373–2379, 2011
- LIU, H. et al. Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor. v. 148, p. 290–295, 2009.
- LOBOS J., C. Wisniewski, M. Heran, A. Grasmick, Effects of starvation conditions on biomass behaviour for minimization of sludge production in membrane bioreactors, *Water Sci. Technol.* v. 51, 2005.
- LUNA, H. J. et al. EPS and SMP dynamics at different heights of a submerged anaerobic membrane bioreactor ( SAMBR ). *Process Biochemistry*, v. 49, n. 12, p. 2241–2248, 2014.
- 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.
- MA, J., WANG, Z., ZOU, X., FENG, J., WU, Z., Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: comparison of bulk sludge and cake layer. *Process Biochem.* v. 3, p. 510–516, 2013.
- MAESTRI, R. S. Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reuso da água. Florianópolis, 2007. 101 p., Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MASSE, A., SPERANDIO, M., CABASSUD, C., Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research* v. 40, p. 2405-2415, 2006.
- MEABE, E. et al. Performance of anaerobic membrane bioreactor for sewage sludge treatment : Mesophilic and thermophilic processes. *Journal of Membrane Science*, v. 446, p. 26–33, 2013.

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

MIKI, M. K.; ALEM SOBRINHO, P.; VAN HAANDEL, A. C. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos – condicionamento, desaguamento mecanizado e secagem térmica do lodo. In: Biossólidos: Alternativas de Uso de Resíduos do Saneamento. Rio de Janeiro: ABES, 2006..

MULDER, M. Basic Principles of Membrane Technology. S.I.: Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. p. 363. 1991

PEDROZA, M.M. et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. Revista Liberato. v.11, n.16, p. 89-188, 2010.

PELEGRIN, D. C. Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico. 2004. 114 p., Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PILLAY, V.L., TOWNSEND, B., BUCKLEY, C.A., Improving the performance of anaerobic digestion at wastewater treatment works: the coupled cross-flow microfiltration/digester process. Water Sci. Technol. v. 30, p. 329–337, 1994.

PROVENZI, G. Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação. 2005. 154 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2005.

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

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

SILVA, M. K. Biorreatores com membrana: uma alternativa para o tratamento de efluentes. 2009. 180 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Florianópolis, 2009.

SPELLMAN, F. R. Dewatering Biosolids. Lancaster: Technomic Publishing, 276 p. 1997.

STRATHMANN, H. Membrane and membrane separation process. In: Ulmann's Encyclopedia of Industrial Chemical. 5th ed., v. 8 p. 877-899, 1990.

STREIT, K. F..Estudo da aplicação de processos de separação com membranas no tratamento de efluentes de curtume: Nanofiltração e eletrodialise. 2011. 182 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio grande do Sul – UFRS, 2011.

TARDIEU, E. Caractérisation du colmatage dans un bioréacteur à membrane recirculé appliqué au traitement d'eau résiduaire urbaine. Montpellier. 1997. 179p. Thèse. Université de Montpellier II, France, 1997.

THOMAS, H.; JUDD, S. & MURRER, J. Fouling characteristics of membrane filtration in membrane bioreactors. Membrane Technology, n 122, p. 10-13, 2000.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado, 1999.

VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI P. F.F. Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. In: ANDREOLI, C.V. Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 p.

VAN HAANDEL, A.C. & VAN DER LUBBE, J. (2012) Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activate sludge systems. London: IWA Publishing, 2012.

VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente, Campina Grande - Paraíba, 240p, 1994

VIANA, P. Z. Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membrana com circulação externa. 2004. 162 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

VIDAL, C.M.S. Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) seguido de tanque de aeração. 2006. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Rio de Janeiro: ABES, 243p, 2002.

VON SPERLING. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005.

WANG, Z., et al. Recent advances in membrane bio-technologies for sludge reduction and treatment, *Biotechnology advances*. 2013.

XIE Z, WANG Z, WANG Q, ZHU C, WUZ. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. *Bioresource Technol.* v. 161, p. 29–39, 2014.

XU, M. et al. *Bioresource Technology* A hybrid anaerobic membrane bioreactor coupled with online ultrasonic equipment for digestion of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 10, p. 5617–5625, 2011.

YU H, WANG Q, WANG Z, SAHINKAYA E, LI Y, Start-Up of an Anaerobic Dynamic Membrane Digester for Waste Activated Sludge Digestion: Temporal Variations in Microbial Communities. *PLoS ONE*. v. 4, 2014.

YU, H. et al. Enhanced waste activated sludge digestion using a submerged anaerobic dynamic membrane bioreactor : performance , sludge characteristics and microbial community. *Nature Publishing Group*, p. 1–10, 2016.

Zhang, J., Chua, H.C., Zhou, J., Fane, A.G., Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. *J. Membr. Sci.*v. 284, p. 54-66, 2006.

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.