



**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**

ANTONIO TARDELLI GOMES DUARTE

**REMOÇÃO DE NUTRIENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE LODO
AERÓBIO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA**

Campina Grande

2019

ANTONIO TARDELLI GOMES DUARTE

**REMOÇÃO DE NUTRIENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE LODO
AERÓBIO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA, em cumprimento às exigências para 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
2019

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.

D812r Duarte, Antônio Tardelli Gomes.
Remoção de nutrientes e produção de biogás de lodo aeróbio em biorreator anaeróbio de membrana dinâmica [manuscrito] / Antônio Tardelli Gomes Duarte. - 2019.
49 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2019.
"Orientação : Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Lodo de esgoto. 2. Tratamento de lodo. 3. Digestão anaeróbia. 4. Tratamento anaeróbio. 5. Biogás. I. Título
21. ed. CDD 628.38

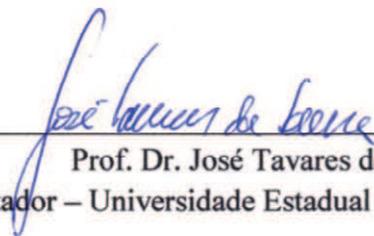
ANTONIO TARDELLI GOMES DUARTE

**REMOÇÃO DE NUTRIENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE LODO
AERÓBIO EM BIORREATOR ANAERÓBIO DE MEMBRANA DINÂMICA**

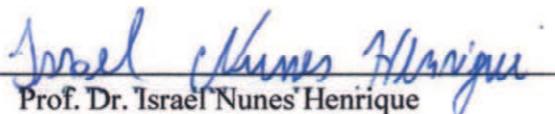
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovado em 26 de fevereiro de 2019

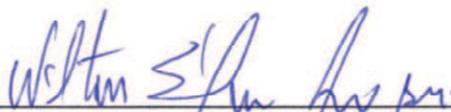
BANCA EXAMINADORA



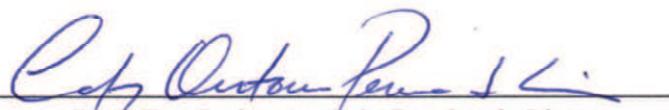
Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



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)



Prof. Dr. Carlos Ant3nio Pereira de Lima
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

DEDICATÓRIA

*Dedico esse trabalho, a minha família,
em especial a meu pai e minha mãe, razões da minha vida, minha força, minha inspiração.*

Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a DEUS, que se faz presente em todos os dias da minha vida.

A minha família, que mesmo longe se fez presente, me dando amor e forças para lutar e fazer o meu melhor. A minha namorada, Ianina Toscano, por me trazer a paz que eu precisava, pelo seu amor, paciência e compreensão. A todos vocês minha GRATIDÃO.

Agradeço ao meu orientador José Tavares de Sousa, que sempre esteve presente e pelo muito que me ensinou, pelo companheirismo e paciência ao longo dos dias.

Aos meus amigos e colegas do laboratório, por nossas boas risadas deixando tudo mais leve nessa jornada. Em especial a Wilza Lopes, por sua amizade, pelos conhecimentos passados e principalmente pelo companheirismo e suas palavras de apoio, sempre que precisei. Meu muito obrigado a todos vocês, serão sempre lembrados.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

O lodo de esgoto possui grande potencial na recuperação de recursos, como fonte de nutrientes, água para reúso e produção de energia na forma de biogás. A tecnologia emergente dos biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica (BRAnMD), cresceu nos últimos anos devido a fatores como baixo custo do módulo de membrana, facilidade operacional, baixa produção de lodo, bem como maior produção de metano em relação aos reatores anaeróbios convencionais. Nessa pesquisa foram avaliados o potencial de produção de e a eficiência na remoção de nutrientes a partir do tratamento de lodo aeróbio em biorreator anaeróbio de membrana dinâmica. A membrana dinâmica foi desenvolvida em uma malha de polietileno de abertura média de 90 μm e o reator foi operado em duas etapas com diferentes fluxos. A formação da membrana dinâmica proporcionou alta remoção da turbidez no permeado, alcançando 99% de eficiência, em ambas as etapas. Em virtude da capacidade de retenção, a efetiva biodegradação do material contribuiu para uma remoção de 97% de DQO. O sistema mostrou resultados promissores na recuperação de nutrientes, apresentando satisfatória eficiência de 69% e 79% para NTK e 70% e 73% para fósforo total. Considerando 65% de metano na composição do biogás, o rendimento foi de 0,22 L NCH₄/gDQO.

Palavras chaves: Fluxo de permeado; Lodo de excesso; Matéria orgânica; Sólidos em suspensão; Tratamento anaeróbio.

ABSTRACT

Sewage sludge has great potential in resource recovery, as a source of nutrients, water for reuse and energy production in the form of biogas. The emerging technology of dynamic membrane anaerobic bioreactors (BRANMD) has grown in recent years due to factors such as low-cost membrane module, operational ease, low sludge production as well as increased methane production compared to conventional anaerobic reactors. In this research were evaluated the potential of production and efficiency in nutrient removal from the treatment of aerobic sludge in dynamic membrane anaerobic bioreactor. The dynamic membrane was developed in a 90 μm medium aperture polyethylene mesh and the reactor was operated in two stages with different fluxes. The formation of the dynamic membrane provided high removal of turbidity in the permeate, reaching 99% efficiency, in both steps. Due to the retention capacity, the effective biodegradation of the material contributed to a 97% removal of COD. The system showed promising results in nutrient recovery, presenting satisfactory efficiency of 69% and 79% for NTK and 70% and 73% for total phosphorus. The values obtained show a higher production of biogas when operating with higher flow, reaching a production of 0.35 L N / gDQO.

Key words: Permeate flow; Excess sludge; Organic matter; Solids in suspension; Anaerobic treatment.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição química do lodo primário e secundário não tratado.....	16
Tabela 2 – Caracterização do inóculo.....	31
Tabela 3 – Parâmetros físico-químico analisados no sistema BRAnMD.....	32
Tabela 4 – Concentrações solúveis e totais de DQO, nitrogênio e fósforo.....	39
Tabela 5 – Balanço de massa das duas etapas.....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de digestão anaeróbia.....	19
Figura 2 – Configurações BRAnMD.....	22
Figura 3 – Modelo experimental.....	28
Figura 4 – Módulo de membrana dinâmica.....	29
Figura 5 – Esquematização do balanço de massa.....	33
Figura 6 – Perfis de pressão transmembrana (PTM), resistência à filtração e turbidez.....	34
Figura 7 – Comportamento das concentrações de sólidos totais e suspensos no lodo de alimentação e lodo de excesso.....	36
Figura 8 – Comportamento das concentrações e eficiências de DQO.....	37
Figura 9 – Comportamento das concentrações e eficiências de NTK e fósforo total.....	38
Figura 10 – Comportamento da produção de biogás nas duas etapas experimentais.....	40

ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

μ	Viscosidade
μm	Micrômetro
%	Percentual
AGV	Ácidos graxos voláteis
BRAnMD	Biorreator anaeróbio de membrana dinâmica
BRAnM	Biorreator anaeróbio de membrana
APHA	American public health association
CH₄	Metano
cm	Centímetro
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
CO₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho nacional do meio ambiente
DQO	Demanda química de oxigênio
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
ETE	Estação de tratamento de esgotos
EXTRABES	Estação experimental de tratamento biológico de esgoto sanitário
g	Gramas
kg	Quilograma
MD	Membrana dinâmica
MF	Microfiltração
ml	Mililitro
NTK	Nitrogenio total kjeldahl
PT	Fósforo total
PTM	Pressão transmembrana
PVC	Policloreto de vinila

p	Pressão
pH	Potencial hidrogeniônico
RBS	Reator em batelada sequencial
RPM	Rotações por minuto
REF	Resistência específica
SRF	Resistência específica a filtração
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos
UF	Ultrafiltração
VFT	Velocidade de fluxo tangencial

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1. OBJETIVO GERAL.....	14
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3. REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1. LODO DE ESGOTO	15
3.1.1. Considerações gerais e características do lodo.....	15
3.1.2. Tratamento do lodo.....	16
3.2. DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	18
3.3. BIORREATORES ANAERÓBIOS DE MEMBRANA DINÂMICA - BRAnMD.....	21
3.3.1. Definição e aplicação.....	21
3.3.2. Tipos de BRAnMD.....	22
3.3.3. Condições operacionais	23
3.3.4. Produção de biogás.....	25
3.3.5. Recuperação de nutrientes.....	26
4. MATERIAL E MÉTODO	28
4.1. MODELO EXPERIMENTAL	28
4.2. INÓCULO	30
4.3. OPERAÇÃO DO REATOR.....	31
4.4. MÉTODOS ANALÍTICOS	31
4.5. BALANÇO DE MASSA.....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.1. DESEMPENHO DE FILTRAÇÃO.....	34
5.2. DQO, NTK E FÓSFORO TOTAL.....	37
5.3. BIOGÁS	39
5.4. BALANÇO DE MASSA.....	41
6. CONCLUSÕES.....	43
REFERÊNCIAS.....	44

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos gerados nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), quando destinados inadequadamente, provocam impactos negativos como contaminação do solo ou corpos d'água, que por sua vez, trazem consequências à fauna, à flora e aos seres humanos. O lodo é um produto inevitável do tratamento de águas residuárias e sua disposição final é uma preocupação mundial, em razão do crescente volume produzido.

O lodo de esgoto possui grande potencial para recuperação de recursos. Fonte de materiais como nitrogênio, fósforo, e micronutrientes, tornando-se uma alternativa bastante favorável tanto sob o aspecto ambiental quanto econômico, uma vez que, submetido a tratamento adequado, seus constituintes podem ser destinados para produção de fertilizantes orgânicos para a agricultura. A fonte de energia, através da produção de biogás, é o recurso valioso do lodo, sendo bastante aplicada nos últimos anos.

O tratamento anaeróbico é considerado uma alternativa promissora para remoção de compostos orgânicos biodegradáveis. Além disso, a quantidade de lodo em excesso produzida é muito pequena e bem estabilizada. Sua capacidade de tratamento está diretamente relacionada à quantidade de biomassa ativa que pode ser efetivamente retida no sistema. Desta forma, diversas maneiras de melhorar a retenção de biomassa no sistema foram desenvolvidas.

As membranas dinâmicas (MD), representam uma alternativa para o uso da tecnologia de membranas no tratamento do lodo, como meio de separação sólido-líquido. Em geral, a membrana dinâmica é uma camada de torta que se forma sobre um material suporte de baixo custo, como uma malha de polietileno, pela deposição de sólidos suspensos, flocos biológicos, coloides, células microbianas e substâncias orgânicas e inorgânicas (MENG *et al.*, 2009).

Nessa perspectiva surgem os biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica (BRAnMD) uma combinação do processo de tratamento anaeróbio e a tecnologia de filtração por membranas, estabelecendo vantagens econômicas e na qualidade do efluente. Essa tecnologia garante efetiva retenção da biomassa no sistema, possibilitando tratar maiores volumes e garantindo melhor estabilização do lodo. Além de, possibilitar a remoção dos nutrientes eutrofizantes presentes no lodo (HU, *et al.*, 2018).

O material suporte comumente usado no sistema BRAnMD, como não pode efetivamente e de forma independente reter partículas finas e coloides devido ao maior tamanho das aberturas dos poros, entre 10 a 200 μm , uma efetiva formação da membrana

dinâmica, resultando em uma membrana mais densa e compacta, determina a capacidade de filtração do sistema.

Quando se trabalha com fluxos constantes em processos de filtração por membranas, observa-se um aumento da Pressão transmembrana (PTM), e esse aumento é caracterizado pela deposição das partículas sobre a membrana. Logo, a PTM serve como parâmetro operacional fundamental para acompanhamento de formação da membrana dinâmica.

Outros fatores como tempo de detenção hidráulica, tempo de retenção de sólidos, fluxo do permeado e concentração de sólidos, também afetam diretamente no processo de formação da membrana dinâmica. Portanto, a escolha e otimização dos parâmetros de operação, é determinante para um melhor desempenho do sistema BRAnMD (SALEEM *et al.*, 2017).

Desde 2007 um crescente aumento de estudos em BRAnMD conduzidos em escala laboratorial, principalmente para águas residuárias sintéticas, demonstram um desempenho comparável a biorreator de membranas convencionais (JASON *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2010; ERSAHIN *et al.*, 2013; XIE *et al.*, 2014; ERSAHIN *et al.*, 2017). Esses estudos se concentram principalmente na aplicabilidade, viabilidade e no desempenho do processo, assim como na caracterização e propriedade da membrana. No entanto, poucos estudos sobre a aplicação de BRAnMD no tratamento do lodo de excesso provenientes de tratamento de esgoto foram realizados (KOOIJMAN, *et al.*, 2017).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial de produção de biogás e remoção de nutrientes a partir do tratamento de lodo aeróbio em Biorreator Anaeróbio de Membrana Dinâmica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar o desempenho e formação da membrana dinâmica observando o comportamento da PTM, da turbidez e da concentração de sólidos.
2. Analisar e quantificar a concentração do material carbonáceo e nutrientes do permeado expressos na forma de DQO, nitrogênio e fósforo.
3. Quantificar a produção de biogás, a partir do processo de digestão anaeróbia.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. LODO DE ESGOTO

3.1.1. Considerações gerais e características do lodo

O lodo de esgoto é um produto resultante do tratamento de águas residuárias e sua disposição, de forma inadequada, é um problema em todo o mundo. A destinação deste lodo é um grande problema econômico e ambiental para as empresas de saneamento, públicas ou privadas (METCALF E EDDY, 2016). O processamento e a disposição final podem representar até 60% do custo operacional de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (VON SPERLING, 2001).

Segundo a definição da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375/2006 (BRASIL, 2006), o lodo de esgoto é uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente, contribuindo para a proliferação de organismos vetores de doenças, bem como compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos em concentrações nocivas, além de possíveis concentrações de metais pesados.

As características do lodo variam em função da origem e do tempo entre a sua geração e o processamento. Em princípio, todos os processos de tratamento biológico geram lodo. Aqueles que recebem o esgoto bruto em decantadores primários geram lodo primário, composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto bruto. Na etapa biológica de tratamento, tem-se o lodo secundário ou lodo biológico. Algumas ETEs produzem lodo químico, quando incorporam etapa físico-química de remoção de nutrientes durante o tratamento terciário (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Os métodos de tratamento primário e secundário de efluentes tem impacto significativo sobre a quantidade e a qualidade do lodo produzido (METCALF & EDDY, 2016). O lodo é composto principalmente por microrganismos, materiais orgânicos e inorgânicos, e se encontra na forma semissólida, contendo entre 0,25 e 12% de sólidos, dependendo do processo utilizado.

O lodo primário, proveniente dos decantadores primários, se apresenta como um fluido mais viscoso e esse tipo de material pode exalar forte odor, principalmente se ficar retido um tempo elevado nos decantadores primários, em condições de elevada temperatura. Possui teores de sólidos totais entre de 1 e 7% e cerca de 1/3 da DQO é removida nos decantadores primários (VON SPERLING, 2002; METCALF & EDDY, 2016).

O lodo secundário, produzido pela conversão biológica da matéria orgânica, é proveniente do descarte dos sistemas de tratamento de lodo convencionais e constituído, em grande parte, por bactérias. As concentrações de sólidos totais nos lodos secundários estão condicionadas ao tipo de tratamento biológico empregado (FERREIRA e ANDREOLI, 1999; KUGLARZ *et al.*, 2013).

Para disposição final do lodo e possível aplicação na agricultura é necessário conhecer os principais constituintes presentes no lodo. As composições químicas típicas dos lodos primário e secundário de sistemas de lodos ativados são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Composição química dos lodos primário e secundário não tratado

Item	Lodo primário não tratado		Lodo ativado não tratado	
	Faixa	Típica	Faixa	Típica
Sólidos totais (% de ST)	1 – 6	3	0,4 - 1,2	0,8
Sólidos totais voláteis (% de ST)	60 – 85	75	60 – 85	70
Graxas e gordura (% de ST)	5 – 8	6	5 – 12	8
Proteínas (% de ST)	20 – 30	25	32 – 41	36
Nitrogênio (N, % de ST)	1,5 – 4	2,5	2,4 – 5	3,8
Fósforo (P ₂ O ₅ , % de ST)	0,8 – 2,8	1,6	2,8 – 11	5,5
Potássio (K ₂ O, % de ST)	0 – 1	0,4	0,5 – 0,7	0,6
Celulose (% ST)	8 – 15	10	-	-
Sílica (SiO ₂ , % de ST)	15 - 20	-	-	-
pH	5 – 8	6	6,5 – 8	7,1
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	500 – 1500	600	580 – 1100	790
Ácidos orgânicos (mg HAc/L)	200 – 2000	500	1100 – 1700	1350
Poder energético, kJ/kg SSV	23000 - 29000	25000	19000 - 23000	20000

Fonte: Metcal & Eddy, 2016

O lodo de esgoto apresenta quantidades consideráveis de nutrientes, particularmente fósforo orgânico e nitrogênio (amônia). De acordo com Bettiol e Camargo (2006) o lodo de esgoto típico apresenta em torno de 40% de matéria orgânica, 4% de nitrogênio, 2% de fósforo, macronutrientes, micronutrientes e elementos potencialmente tóxicos.

3.1.2. Tratamento do lodo

Segundo Van Haandel e Marais (1999), os processos de tratamento de lodo visam à redução da quantidade de matéria orgânica biodegradável, reduzir os microrganismos patogênicos e o volume de água no lodo para que se tenha um material sólido e estável. É

necessário gerar um produto mais estável e com menos volume para facilitar o manuseio e, conseqüentemente, reduzir os custos nos processos subsequentes.

O processo de estabilização do lodo ocorre com a mineralização da fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, reduzindo os riscos de putrefação e diminuindo a concentração de patógenos, e pode ser realizada pelos seguintes processos: digestão anaeróbia, digestão aeróbia, compostagem, estabilização química e estabilização térmica .

A digestão anaeróbia tem sido amplamente aplicada para estabilizar a matéria orgânica do lodo, reduzir o seu volume e extrair energia do lodo na forma de gás metano (LIN *et al.*, 2009). Segundo Tsutya *et al.* (2001), a digestão anaeróbia pode promover redução da concentração de sólidos voláteis na faixa de 35 a 60%, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições de operação do sistema.

Na remoção de água do lodo três tipos de processos podem ser utilizados dependendo do teor de sólidos:

Adensamento: processo que usa a força gravitacional como sedimentação e flotação para produzir uma maior concentração de sólidos no lodo pela remoção de uma parcela da fração líquida. Desta forma, consegue-se reduzir a capacidade volumétrica das unidades subsequentes de tratamento, como volume dos digestores e a potência das bombas. O processo de adensamento pode aumentar a concentração de sólidos no lodo primário (METCALF & EDDY, 2016).

Desidratação: processo mecânico de separação sólido-líquido, que produz ainda uma torta de lodo com alta fração de água e 15 a 25 % de sólidos, dependendo das características do lodo. Existem três sistemas de separação que desidratam o lodo fazendo uso da força mecânica: Filtros de esteira, centrífugas e filtro de pressão ou a vácuo. (METCALF & EDDY, 2016)

Processos de secagem: que se baseiam predominantemente em processos térmicos que produzem lodo com alto teor de sólidos (50 a 95 %), entretanto, o lodo deve ser devidamente estocado após o processamento, pois a matéria orgânica não foi reduzida e, conseqüentemente, pode ocorrer o ressurgimento de bactérias patogênicas no lodo tratado (ANDREOLI *et al.*, 2006).

3.2. DIGESTÃO ANAERÓBIA

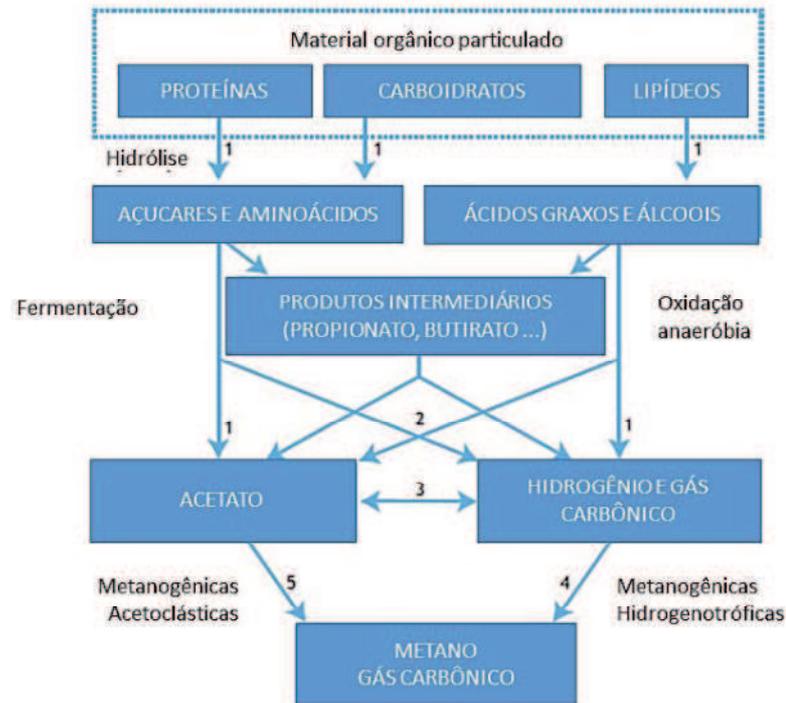
A digestão anaeróbia é um método versátil, eficaz e estabelecido no tratamento de águas residuárias e resíduos orgânicos, como também é um dos processos mais antigos de estabilização do lodo. Por ação dos microrganismos a matéria orgânica é metabolizada e transformada em CO_2 e CH_4 . Na biodegradação anaeróbia os microrganismos utilizam outras substâncias, como nitrato e sulfato para metabolizar o material orgânico. Esse tratamento é muito eficaz na remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, deixando compostos mineralizados como PO_4^{3-} e S^{2-} na solução (METCALF & EDDY, 2016).

O processo envolve quatro etapas principais, a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme ilustrado, esquematicamente, na Figura 1. Esse processo ocorre naturalmente em muitos ambientes que não possuem oxigênio e tenham matéria orgânica.

A digestão anaeróbia fundamenta-se em etapas sucessivas e por vezes interativas, realizadas por grupos de microrganismos com diferentes características e sensibilidades as condições ambientais, tais como: pH, alcalinidade e temperatura. Um processo equilibrado de fermentação exige que as diferentes fases de degradação sejam realizadas por diferentes grupos de microrganismos: as bactérias *fermentativas*, bactérias *acetogênicas* e *metanogênicas* (GURJE E ZEHNDER, 1983).

Devido à complexidade metabólica do processo anaeróbio, a relação simbiótica entre todos os microrganismos é vital para atingir a estabilidade do processo contribuindo para a digestão eficiente e a produção do biogás. Quaisquer perturbações no equilíbrio entre a formação dos ácidos e do metano e os microrganismos que os formam, poderá causar instabilidade nas condições operacionais do reator (HAI *et al.*, 2014).

Figura 1 – Esquema de digestão anaeróbia.



Os números indicam os microrganismos envolvidos em cada etapa: 1. Bactérias hidrolíticas e fermentativas, 2. Bactérias acetogênicas, 3. Bactérias homo acetogênicas, 4. metanogênicas hidrogenotróficas, 5. metanogênicas acetoclásticas. Fonte: Gurje e Zehnder, 1983

O processo pode ser dividido nas quatro fases seguintes, segundo Gurje e Zehnder, 1983:

Hidrólise: bactérias hidrolíticas convertem as moléculas de cadeias longas tais como proteínas, carboidratos e lipídios. Essa primeira etapa se dá por ação de exo-enzimas hidrolíticas secretadas com o objetivo de solubilizar as macromoléculas que são assim convertidas a moléculas menores.

Acidogênese: Microrganismos capazes de converter os monômeros simples em ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico, entre outros compostos simples. Durante a acidogênese, são produzidas grandes quantidades de dióxido de carbono e hidrogênio, especialmente no caso da fermentação de açúcares, sendo a quantidade de hidrogênio produzida alta, podendo ser utilizada na recuperação de energia.

Acetogênese: AGVs produzidos na fase acidogênica (propionato, butirato) entre outros produtos intermediários, são transformados através de bactérias *acetogênicas* em acetato, gás carbônico e hidrogênio, produtos finais da fermentação, precursores da formação do metano.

A mudança de energia livre associada à conversão de propionato e butirato a acetado e hidrogênio requer que a concentração de hidrogênio no sistema seja baixa, pois, altas concentrações de hidrogênio a formação do acetato é reduzida e o substrato é convertido em ácido propiônico, ácido butírico e etanol, em vez do metano. Por isso, é fundamental a relação simbiótica com as *Arqueas metanogênicas hidrogenotróficas* ou a reação não ocorrerá.

Metanogênese: Os microrganismos responsáveis pela produção de metano são classificados como *Arqueas*, e são organismos estritamente anaeróbios. Existem dois grupos distintos que produzem metano e dióxido de carbono: *Arqueas metanogênicas hidrogenotróficas* que utiliza o hidrogênio como doador de elétrons e o gás carbônico como receptor de elétrons para produzir metano e as *Arqueas metanogênicas acetoclásticas* que transformam o acetato em metano e dióxido de carbono.

Além das rotas metabólicas descritas, o processo de digestão anaeróbia pode incluir ainda, a fase de sulfetogênese, na qual os compostos sulfurados são utilizados como aceptores de elétrons e reduzidos a sulfeto, através da ação de bactérias estritamente anaeróbias. A predominância dessa fase depende da composição química do substrato e das configurações operacionais do reator (CHERNICHARO, 1997).

Na digestão anaeróbia do lodo, a hidrólise é geralmente considerada como a etapa limitante do processo. No lodo, compostos como as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) que estão firmemente ligadas às células (bainhas, polímeros capsulares, geis condensados) funcionam como uma barreira protetora de difícil degradação e impedem a extração do material, tanto para aproveitamento energético, como também para o tratamento e estabilização do lodo (NI *et al.*, 2011).

O processo de digestão anaeróbia apresenta algumas vantagens, tais como a redução do volume e desinfecção do lodo, recuperação de energia na forma de metano e a estabilização do lodo, uma vez que realiza a decomposição da matéria orgânica (XU *et al.*, 2014). Porém, o sistema é apenas eficaz na remoção de compostos orgânicos biodegradáveis e dificilmente produz efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (CHERNICHARO, 1997). Torna-se importante o pós-tratamento a fim de completar a remoção da matéria orgânica e organismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

3.3. BIORREACTORES ANAERÓBIOS DE MEMBRANA DINÂMICA - BRAnMD

3.3.1. Definição e aplicação

A incrustação da membrana é um dos obstáculos mais importantes que limitam as aplicações práticas dos biorreatores com membranas, mais conhecidos pela sigla inglesa MBR (*Membrane Biological Reactor*) (GAO *et al.*, 2011). As substâncias produzidas pelos microrganismos, na forma de produtos microbianos solúveis (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS), além de precipitados inorgânicos na superfície da membrana tem papel relevante no desempenho da permeação, pois estão diretamente envolvidas no fenômeno comum em MBR, chamado de *fouling* (AN *et al.*, 2016).

Segundo Ersahin *et al.* (2016) o processo de *fouling* pode ser dividido em duas categorias: a formação da camada de lodo na superfície da membrana e a obstrução dos poros. A camada de lodo é o principal contribuinte para o *fouling* nos MBR, no entanto, esta pode funcionar como um filtro, devido a sua capacidade de remover diversos poluentes e agentes patogênicos (JEISON *et al.*, 2008; HU *et al.*, 2018).

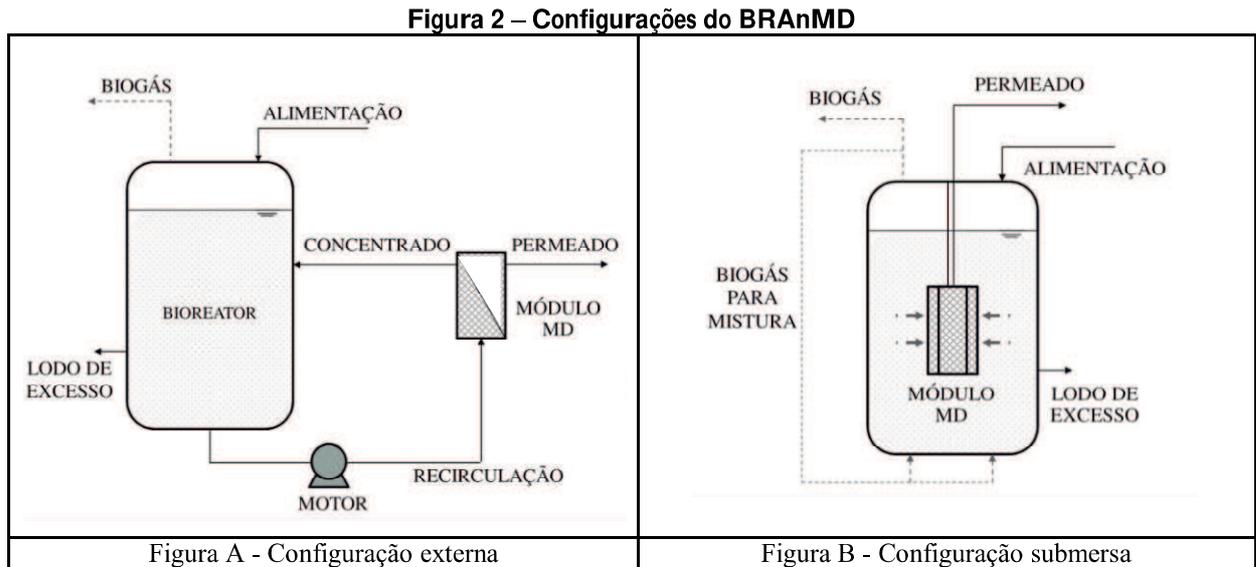
Diante disso, a tecnologia dos biorreatores de membrana dinâmica é um novo conceito que se refere à utilização de um material barato como malha ou tecido, em vez de uma membrana convencional de ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF), a fim de atuar como suporte para a formação da membrana dinâmica (MD), de modo que as propriedades de rejeição fiquem mais dependentes da membrana dinâmica que se forma do que da própria malha usada como suporte, reduzindo seus custos operacionais (KOOIJMAN *et al.*, 2017).

A partir de 2007 começou um crescente interesse da comunidade científica em aperfeiçoar as condições operacionais das membranas dinâmicas (JEISON *et al.*, 2008; AN *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2010; ERSAHIN *et al.*, 2013; XIE *et al.*, 2014; SALEEM *et al.*, 2016; KOOIJMAN *et al.*, 2017).

O uso da tecnologia foi testado em tratamento de resíduos sólidos, águas residuárias, lixiviado e lodo de esgoto, apresentando bons resultados no desempenho tanto no que se refere ao tratamento biológico quanto aos aspectos da membrana (ERSAHIN *et al.*, 2012). No entanto, a literatura mostra que a aplicação de BRAnMD ainda está em seus estágios iniciais (HU *et al.*, 2018).

3.3.2. Tipos de BRAnMD

A configuração do BRAnMD é um fator importante para determinar as melhores condições de operação (ERSAHIN *et al.*, 2017). Dependendo da forma como a membrana é integrada ao biorreator, duas configurações comuns, a externa e a submersa, operam segundo o esquema apresentado na Figura 2.



No arranjo submerso a membrana fica localizada dentro do biorreator, em contato direto com o substrato, podendo ser operado sob vácuo, proporcionando a permeação (ERSAHIN *et al.*, 2013). Na configuração externa, a membrana se localiza fora do reator e pode ser operada sob vácuo ou através da própria pressão positiva gerada dentro do módulo de membrana que leva à permeação do efluente (LIAO *et al.*, 2006, SMITH *et al.*, 2012).

Os biorreatores de configuração externa envolvem requisitos de energia muito maiores, devido a necessidade de recirculação da biomassa através de motobomba. No entanto, tal configuração facilita a limpeza e manutenção do sistema, com possibilidade de permitir que o módulo opere em um ambiente menos exposto a efluentes com elevados teores de sólidos e matéria orgânica. Os módulos de membrana submersa envolvem menores necessidades energéticas, mas operam com fluxos menores de permeado.

Para configurações externas, a velocidade de recirculação é mais efetiva no controle e compactação da MD (ERSAHIN *et al.*, 2017). No entanto, alta velocidade de recirculação pode causar dois efeitos diferentes, alto consumo de energia e deterioração das propriedades da MD, como também redução da atividade microbiana (HU *et al.*, 2018).

A maioria das pesquisas realizadas com BRAnMD foi conduzida com módulos de membrana submersa (GAO *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2011; YU *et al.*, 2014; ERSAHIN *et al.*, 2017). Apenas alguns estudos foram relatados com módulo externo (ERSAHIN *et al.*, 2013; SALEEM *et al.*, 2016; KOOIJMAN *et al.*, 2017). Ersahin *et al.* (2017) conduziram um estudo em escala laboratorial para comparar o impacto das configurações do biorreator (submerso versus externo) no desempenho do tratamento e da filtração sem avaliação adicional da aplicabilidade.

Ersahin *et al.* (2017) abordaram sobre a qualidade do efluente em termos de concentração de DQO no permeado. Embora a configuração submersa tenha se mostrado com um permeado ligeiramente melhor, ambas as configurações apresentaram eficiência de remoção de DQO acima de 98%. No entanto, a configuração submersa mostrou maiores taxas de produção de metano em comparação com o módulo externo. O estudo apontou que esse fato se dá pelo impacto negativo da força de cisalhamento na configuração externa.

Todos os tipos de biorreatores anaeróbios podem teoricamente ser utilizados para aplicação em BRAnMD, tanto na configuração externa ou com configuração submersa. Logo, muitas configurações potenciais podem ser desenvolvidas e estudadas em um futuro próximo.

3.3.3. Condições operacionais

A escolha da condição de operação adequada é fundamental para o desempenho do processo de BRAnMD. Fatores como: velocidade de fluxo tangencial (VFT), fluxo do permeado, tempo de detenção hidráulica (TDH), tempo de retenção de sólidos (TRS) e a concentração de sólidos aplicada, afetam especificamente o desenvolvimento e formação da membrana dinâmica (MD). Os dados de pressão transmembrana (PTM) servem como parâmetro operacional para acompanhamento de formação da membrana dinâmica

A velocidade do fluxo tangencial desempenha um papel importante e significativo no desenvolvimento da camada da MD, pois o efeito da velocidade pode ajudar a controlar a formação do *fouling*. Porém o efeito da velocidade pode está restrito a uma faixa, visto que em altas velocidades intensifica a ação de cisalhamento, provocando o rompimento dos flocos e aumentando a quantidade de substâncias causadoras *fouling* (DEZOTTI *et al.*, 2011). Saleem *et al.* (2016) investigaram as melhores condições operacionais para desenvolvimento da membrana dinâmica através de diferentes velocidades aplicadas, além de diferentes tempos de detenção hidráulica e carga orgânica. Observaram que baixas velocidades podem facilitar a

deposição das partículas sólidas sobre a malha, produzindo um desenvolvimento mais rápido, mais espesso e de maior resistência à filtração.

A exemplo disso, Alibardi *et al.* (2014) avaliaram um sistema onde o reator foi operado com baixa VFT (1 m.h^{-1}), a fim de acelerar o processo de formação da membrana dinâmica e quando formada trabalhou com altas velocidades (5 a 360 m.h^{-1}) para controle da espessura, garantindo maior tempo de filtrabilidade e estabilidade da PTM. Reduções na resistência a filtrações foram observadas por conta da alta velocidade, porém maior ação de cisalhamento na estrutura da MD.

A pressão transmembrana (PTM) está diretamente relacionada com o acúmulo de partículas sob a malha suporte. Quando se trabalha com fluxo constante do permeado, observa-se um gradual acréscimo da PTM, devido ao *fouling*. Com baixos fluxos pode-se prolongar a operação, sem que haja um aumento rápido da PTM, ou seja, pressões menores, o sistema tende a manter períodos maiores de filtração (DEZOTTI, *et al.*, 2011)

Li *et al.* (2018) concluíram que em fluxos altos no permeado e com maiores concentrações de sólidos, devido a rápida deposição das partículas na camada de MD, facilitam a formação da membrana dinâmica. Zhang *et al.* (2014), confirmaram que em BRAnMD que trabalha com altos fluxos de permeado e altas concentrações de sólidos, ocorre redução do tempo de filtração e maior capacidade de incrustação. Saleem *et al.* (2016) observou que a alta VFT não melhorou significativamente a permeabilidade da MD e sugeriu-se que velocidades mais baixas poderiam ser aplicadas para melhorar o equilíbrio energético e a viabilidade econômica do processo.

Outro parâmetro de grande importância é o tempo de retenção de sólidos (TRS). Uma das vantagens dos MBR é a de operar com grandes TRS, o que gera menor produção e maior estabilização da biomassa no sistema, também assegura maior tempo para desenvolvimento de microrganismos que possuem baixa taxa de crescimento e que são efetivas no processo. Operação com grandes TRS levam a maiores concentrações de sólidos no sistema, favorecendo a formação da membrana dinâmica.

Ersahin *et al.* (2013) avaliaram a influência do TRS com relação à eficiência e ao processo de filtração da MD. Observaram que em maiores TRS (40 dias) ocorre maior resistência à filtração em comparação com TRS de 20 dias, com fluxo do permeado constante de $2,6 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. No entanto, altas eficiências de remoção de DQO (99%) foram obtidas em ambos os TRS. Quanto ao tempo de detenção hidráulica, os resultados mostraram que em

TDH superiores a 0,5 d indicam uma remoção média de 80% de DQO e TDH inferiores a 0,5 d ocorre uma diminuição de 50% na remoção.

3.3.4. Produção de biogás

O biogás se refere a uma mistura de gases produzidos da decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio, dentre eles CH_4 , podendo este ser utilizado para produção de energia (CHEN *et al.*, 2016). A energia resultante desse processo permite que o biogás seja recuperado como biocombustível para substituir o uso de combustíveis fósseis, na produção de energia e calor. Portanto, o biogás representa hoje uma grande oportunidade para suprir parcialmente a necessidade de uso de fontes de energia não renováveis.

O sucesso da produção eficiente de biogás depende principalmente da retenção efetiva dos microrganismos metanogênicos no sistema. Nos BRAnM e BRAnMD altas concentrações de biomassa podem ser retidas no sistema, devido a capacidade de operação com maiores TRS (CHEN *et al.*, 2016). Esses sistemas convertem até 98% da DQO presente no efluente em biogás, sendo 70% desse percentual transformados em metano. O desempenho que os BRAnM apresentam na recuperação de energia é também encontrado em BRAnMD, pois ambos têm processos operacionais semelhantes.

Xie *et al.* (2014) avaliaram o uso de lixiviado de aterro sanitário em BRAnMD e perceberam que a produção de biogás aumentou devido à inserção de maiores concentrações de lixiviado no sistema, conseqüentemente maior disponibilidade de matéria orgânica. Uma eficiência média de remoção de DQO de 62,2% foi alcançada e o teor de metano encontrado no biogás estava na faixa de 70 a 90%, com produção média de $0,34 \text{ L.g}^{-1}$ de DQO removida.

Ersahin *et al.* (2013) operaram um BRAnMD tratando águas residuárias concentradas, sob diferentes condições operacionais incluindo diferentes tempo de retenção de sólidos (TRS), 20 e 40 dias, para acompanhamento do desempenho biológico. Elevada eficiência de remoção de matéria orgânica (99%) foi alcançada em ambos os TRS com uma produção média de $0,31 \text{ L CH}_4.\text{g}^{-1}$ de DQO removida com eficiência média de produção de metano de 64%.

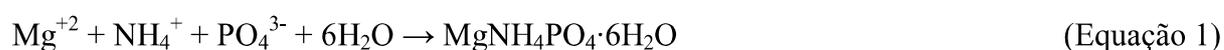
Alibardi *et al.*, (2016) utilizaram membrana dinâmica para o tratamento anaeróbio de águas residuárias sintéticas. Observaram que, durante a fase de operação, a variação na remoção de DQO e do TDH afetava a eficiência de produção de biogás, variando entre 50 e 79%. Analisaram que a baixa velocidade de fluxo tangencial levou à melhoria da atividade

metanogênica na camada da MD, minimizando a tensão de cisalhamento, aumentando a quantidade de biogás produzida.

Ersahin *et al.* (2017) avaliaram as diferentes configurações do BRAnMD (submerso versus externo) no desempenho do tratamento. Foram obtidas altas eficiências de remoção de DQO nas configurações submersa e externa e obtiveram uma produção de metano de 70 e 63%, respectivamente. Explicaram essa diferença devido às condições impostas com módulo externo, afetando levemente a atividade microbiana no BRAnMD.

3.3.5. Recuperação de nutrientes

O processo de tratamento anaeróbio por si só não consegue atingir boa eficiência na remoção de nutrientes. No entanto, no processo BRAnMD pode ocorrer a remoção de nutrientes através de mecanismos biológicos, químicos e físicos. A precipitação de estruvita representa um dos meios de recuperação de nutrientes. Também denominada de fosfato de magnésio amoniacal, a reação de precipitação química da estruvita é apresentada pela Equação 1. (METCALF & EDDY, 2016).



A precipitação ocorre quando as concentrações combinadas excedem o produto da solubilidade da estruvita que, por sua vez, é controlado pelo pH do meio. A medida que o pH aumenta, a solubilidade diminui, tornando-o um dos fatores mais importantes para a precipitação da estruvita (METCALF & EDDY, 2016). A concentração de ortofósforo no meio é outro fator importante. Segundo Britton *et al.* (2005), para concentrações de ortofósforo de pelo menos 40 mg.L⁻¹, é possível manter uma eficiência elevada.

O objetivo do processo de recuperação de fósforo na forma de estruvita é obter um produto cristalizado com grau de pureza e características físicas que o qualifiquem para reuso como valioso fertilizante, pois possui dissolução lenta, ou seja, baixa solubilidade em água. Do ponto de vista da produção de alimentos, essa propriedade da estruvita é vantajosa, pois evita perdas de nutrientes por lixiviação e demanda aplicações com menor frequência (YAN e SHIH, 2016).

O produto das concentrações molares dos constituintes que formam a estruvita, presentes na fase líquida do digestor anaeróbio, não é suficiente para induzir a formação de uma quantidade substancial desse produto, limitando sua eficiência de recuperação de fósforo.

Logo, os sistemas BRAnMD não tem capacidade de remoção direta de nutrientes. A remoção acontece com o resultado do crescimento da membrana dinâmica, diminuição dos poros, fazendo com que o material particulado fique retido na membrana.

Em estudos realizados por Ersahin *et al.* (2013), usando águas residuárias sintéticas, as taxas de remoção de nitrogênio e fósforo, eram inferiores a 30%. Em argumentação, ele avaliou a baixa remoção devido às águas residuárias usadas no experimento conter principalmente substâncias solúveis, de nitrogênio e fósforo, juntamente ao baixo poder de remoção de nutrientes no ambiente anaeróbio. Ma *et al.*, (2013); Ersahin *et al.* (2013), obtiveram uma remoção de fósforo, cerca de 60%, e associaram o melhor desempenho ao fato de que foram utilizadas águas residuárias municipais reais contendo maior quantidade de fósforo particulado, em vez de águas sintéticas.

Poucos estudos sobre BRAnMD foram desenvolvidos voltados para a recuperação de nutrientes, são necessárias mais pesquisas que explorem o processo e estudem estratégias eficientes que otimizem o tratamento, bem como, a recuperação de nutrientes.

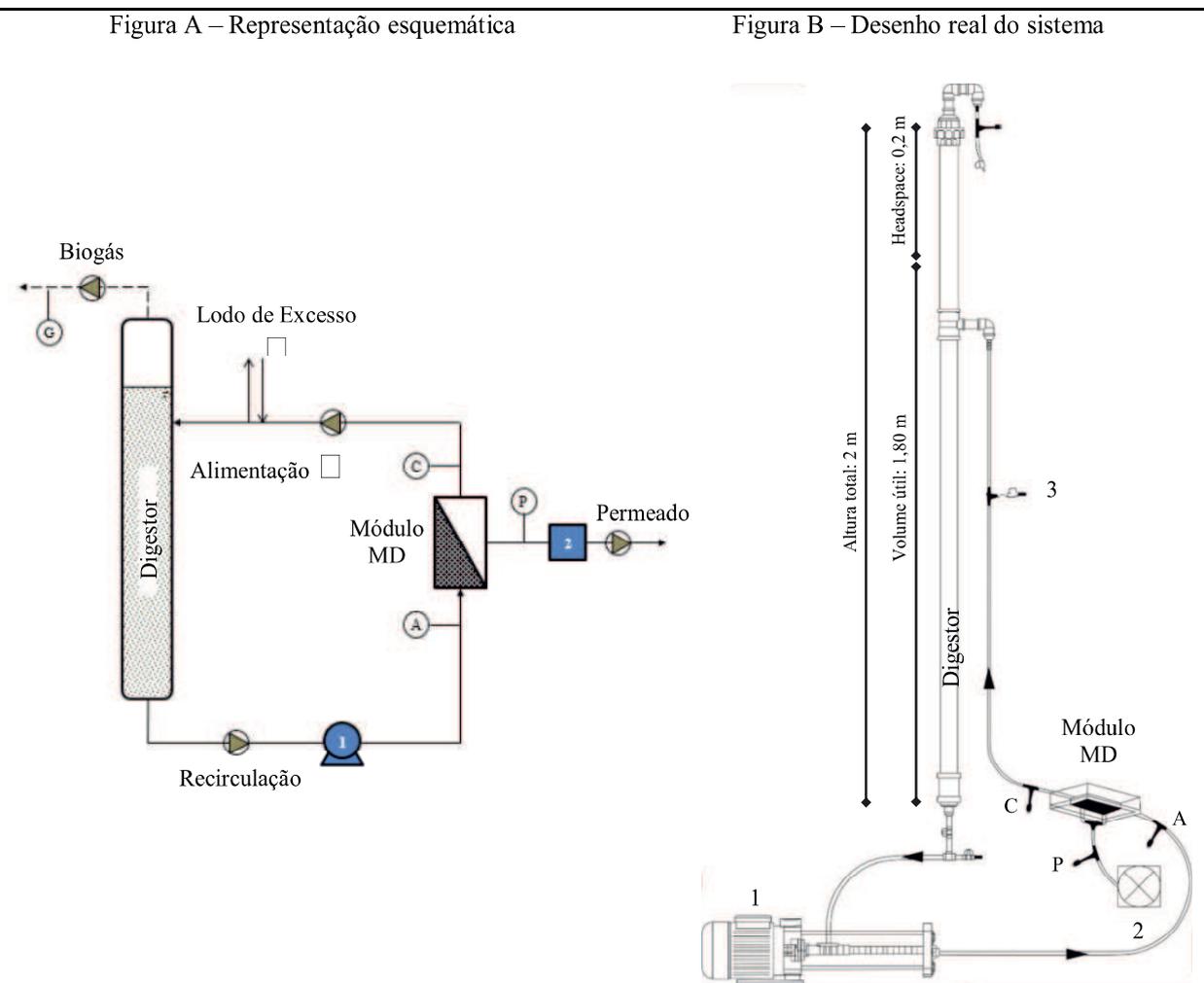
4. MATERIAL E MÉTODO

4.1. MODELO EXPERIMENTAL

O sistema foi construído e operado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no bairro Tambor em Campina Grande, em área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e a Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

Na Figura 3 estão representados o modelo esquemático do sistema experimental e o desenho real do sistema para compreensão clara do reator BRAnMD.

Figura 3 – Modelo experimental



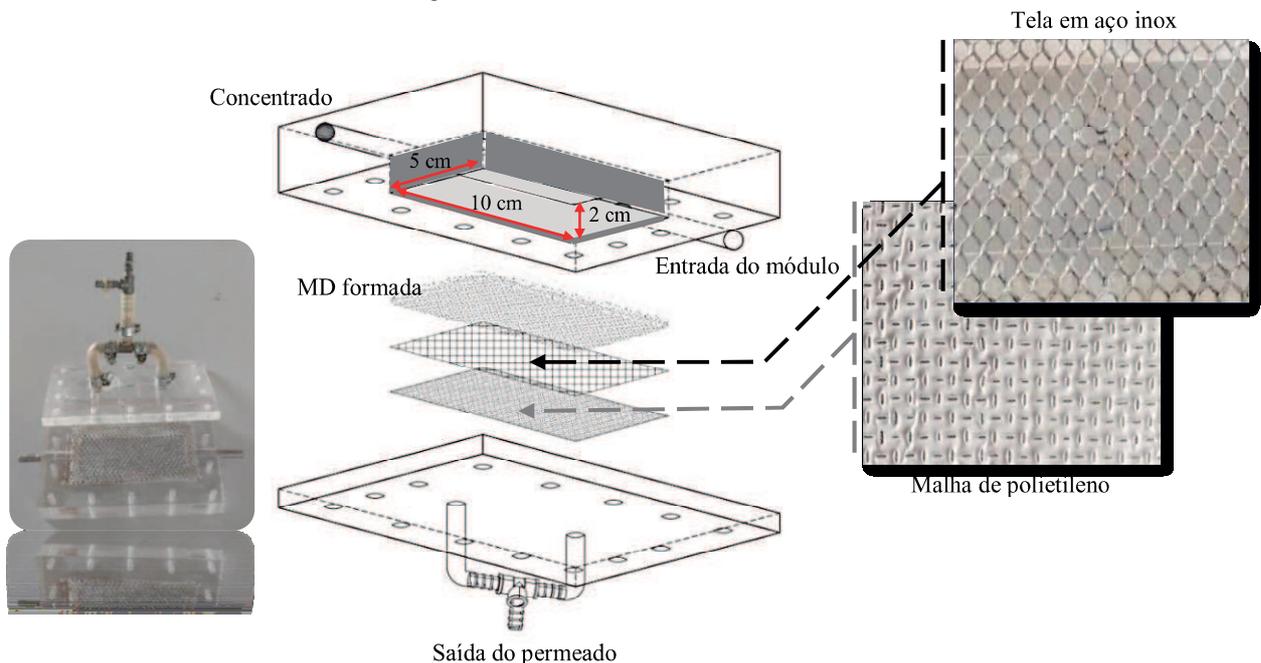
Motoredutor para recirculação (1); Bomba peristáltica (2); Registro de alimentação e retirada do lodo de excesso (3); Sensor de pressão na entrada do módulo (A); Sensor de pressão na saída do módulo (concentrado) (C); Sensor de pressão na saída do permeado (P); Sensor de pressão na saída do biogás (G).

O lodo aeróbio de excesso tratado no sistema BRAnMD era proveniente de um Reator em Batelada Sequencial (RBS), também operado e monitorado na EXTRABES. O esgoto tratado no RBS era proveniente da rede coletora de esgotos domésticos da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA.

O sistema foi projetado para tratar lodo de excesso do RBS com capacidade volumétrica útil de 2,9 litros. O mesmo foi desenvolvido com módulo de membrana dinâmica externo, e um digestor fabricado em Policloreto de vinila (PVC), com altura total de 2 m e um diâmetro de 0,046 m. O módulo foi fabricado em material acrílico, tem formato retangular, uma área útil interna de 50 cm² e volume de 100 cm³ (Figura 4).

Para suporte de formação da membrana dinâmica, foi utilizado uma malha de polietileno, com abertura média de 90 µm. Esse valor de médio da abertura foi calculado através de programa de processamento de imagem baseado em Java e de domínio público, o *ImageJ*. Como meio de assegurar maior resistência para a malha devido aos elevados gradientes de pressão interna, foi utilizado uma tela de aço inox sobre a malha de polietileno.

Figura 4 – Módulo de membrana dinâmica



A recirculação da biomassa dentro do reator era realizada por um motoredutor (marca NEW-EURODRIVE versão R17F de múltiplos estágios) que continuamente, recirculava todo o material dentro do sistema com fluxo de aproximadamente 22,5 L/h. Essa biomassa passava pelo módulo de membrana dinâmica gerando um concentrado que permanecia sendo

recirculado e um fluxo de permeado no qual era retirado por meio de uma bomba peristáltica (modelo LDP-101-3 da TECNOPON), que controlava a vazão estabelecida na saída do efluente filtrado.

A pressão transmembrana (PTM) foi monitorada diariamente por sensores de pressão instalados nas linhas de entrada, do concentrado e permeado do módulo, afim de acompanhar o comportamento e formação da membrana dinâmica. Os sensores foram conectados a uma placa composta por um microcontrolador programado para medição dos valores de pressão e enviados a um computador para monitoramento e ajustes de dados. Os sensores calculavam valores de pressão a cada 5 minutos, logo, esses valores eram analisados e em seguida realizado uma média aritmética das pressões obtidas para cálculo da PTM diária através da Equação 2.

$$PTM = \frac{(p_e + p_c)}{2} - p_p \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: p_a – Pressão de entrada

p_c – Pressão do concentrado;

p_p – Pressão do permeado

Para estimativa da produção de biogás, foram utilizados sensores para medição da pressão acumulada no *headspace* e a partir dos dados de pressão medidos, foram convertidos a volume de biogás através das condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

4.2. INÓCULO

O BRAnMD foi inoculado com lodo anaeróbico de um reator UASB e lodo aeróbico de um RBS numa proporção de 2:1, respectivamente, mantendo, assim, boa relação alimento/microrganismo. As principais composições do inóculo estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização do inóculo

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

4.3. OPERAÇÃO DO REATOR

Foram realizadas duas etapas operacionais no sistema BRAnMD, aplicando mesma configuração, porém, com tempos de detenção hidráulica (TDH) diferentes. As etapas foram descritas e definidas em Etapa 1, com duração da fase de operação de 70 dias, entre os meses de abril a junho, e, Etapa 2, com 100 dias de duração, durante o período de agosto a novembro de 2018

Na etapa 1, a vazão do permeado foi controlada em 200 mL/dia correspondendo a um fluxo de 1,6 L/m².h o que equivale a um TDH de 15 dias. Na etapa 2, a vazão do permeado foi controlada em 100 mL/dia, reduzindo 50% do volume retirado diariamente, o que equivale a um fluxo de 0,8 L/m².h. A finalidade de operar a Etapa 2 com a metade do fluxo de permeado da primeira etapa, foi objetivar uma melhor formação da membrana dinâmica buscando uma maior eficiência.

O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi adotado para ambas as etapas em 60 dias. O volume para retirada de lodo excedente, buscando manter o sistema equilibrado, foi calculado em função do TRS resultando em um volume de 48 mL/dia. Por definição operacional, a retirada de lodo de excesso era realizada semanalmente, logo o volume retirado era o acumulado da semana.

A alimentação do sistema era realizada diariamente com o lodo de excesso em sua concentração real de saída proveniente do RBS. Seu volume de alimentação diário era proporcional a quantidade de volume de permeado retirado no dia, ou seja, mantendo sempre volume constante no reator. Quando ocorria o descarte do lodo de excesso do BRAnMD o seu volume era somado com volume retirado pela permeação na membrana. Portanto, o volume de lodo que alimentava o reator BRAnMD era proporcional aos dois volumes retirados no dia.

Para coleta e medição do volume de permeado retirado, era utilizado uma bureta graduada instalada na saída do permeado no módulo de membrana. A alimentação era realizada manualmente, com uma seringa comum, graduada, através de um registro de pressão instalado na mangueira de recirculação que servia também para retirada do lodo excedente.

4.4. MÉTODOS ANALÍTICOS

O desempenho do sistema operado foi monitorado através de análises físico-químicas. Foram realizadas de acordo com as metodologias recomendadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Para as análises físicas e químicas foram coletadas amostras do permeado, lodo de excesso e lodo de alimentação provenientes do BRAnMD. Todas as amostras para análise das concentrações solúveis, foram filtradas em filtros de fibra de vidro de 0,45 µm. As análises foram realizadas semanalmente, com exceção da turbidez realizada diariamente. A Tabela 3 mostra as variáveis analisadas e os métodos analíticos.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químico analisados no sistema BRAnMD

Parâmetros físico-químicos	Método Analítico	Referência
DQO total e solúvel	Refluxação fechada	(5520 C) APHA (2012)
ST e SST	Sólidos totais, fixos e voláteis em amostras sólidas e semissólidas	(2540 G) APHA (2012)
NTK	Método Macrokjeldahl	4500-Norg B APHA (2012)
PT	Método do ácido ascórbico	4500 – P E APHA (2012)
pH	Eletrométrico	APHA (2012)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Método da titulométrico	2320 B APHA (2012)
Turbidez	Turbidímetro	APHA (2012)
Viscosidade	Viscosímetro Rotativo Microprocessado-Q860M26	APHA (2012)

DQO – Demanda Química de Oxigênio; ST – Sólidos Totais; SST – Sólidos Suspensos Totais; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; PT – Fósforo Total;

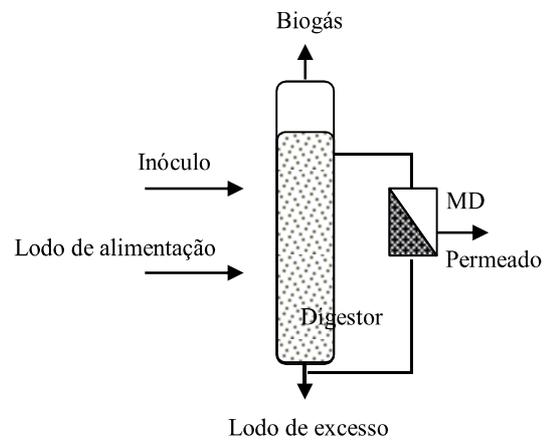
A resistência total a filtração (R_T) foi calculada em função da PTM , da viscosidade do permeado (μ) e do fluxo através da membrana (J) expressada na Equação 2 (ERSAHIN *et al.*, 2017).

$$R_T = \frac{PTM}{\mu \times J} \quad \text{Equação 3}$$

4.5. BALANÇO DE MASSA

Foi realizado um balanço de massa, utilizando a aplicação do princípio da conservação da massa, no qual, foi utilizado para a análise e contabilidade das concentrações de entrada e saída no reator. Os parâmetros analisados pelo balanço: DQO, NTK e Fósforo total.

O balanço foi realizado de acordo com a Equação 4, no qual foi levado em consideração para contabilidade de entrada do sistema, as concentrações do inóculo (In) e lodo de alimentação (La). Para contabilidade total da concentração de saída do sistema foi empregado a soma das frações do permeado (Pe), lodo de excesso (Le), o acumulado no digestor (D), membrana dinâmica (MD) e o que provavelmente foi convertido em biogás (B).

Figura 5 – Esquematização do balanço de massa

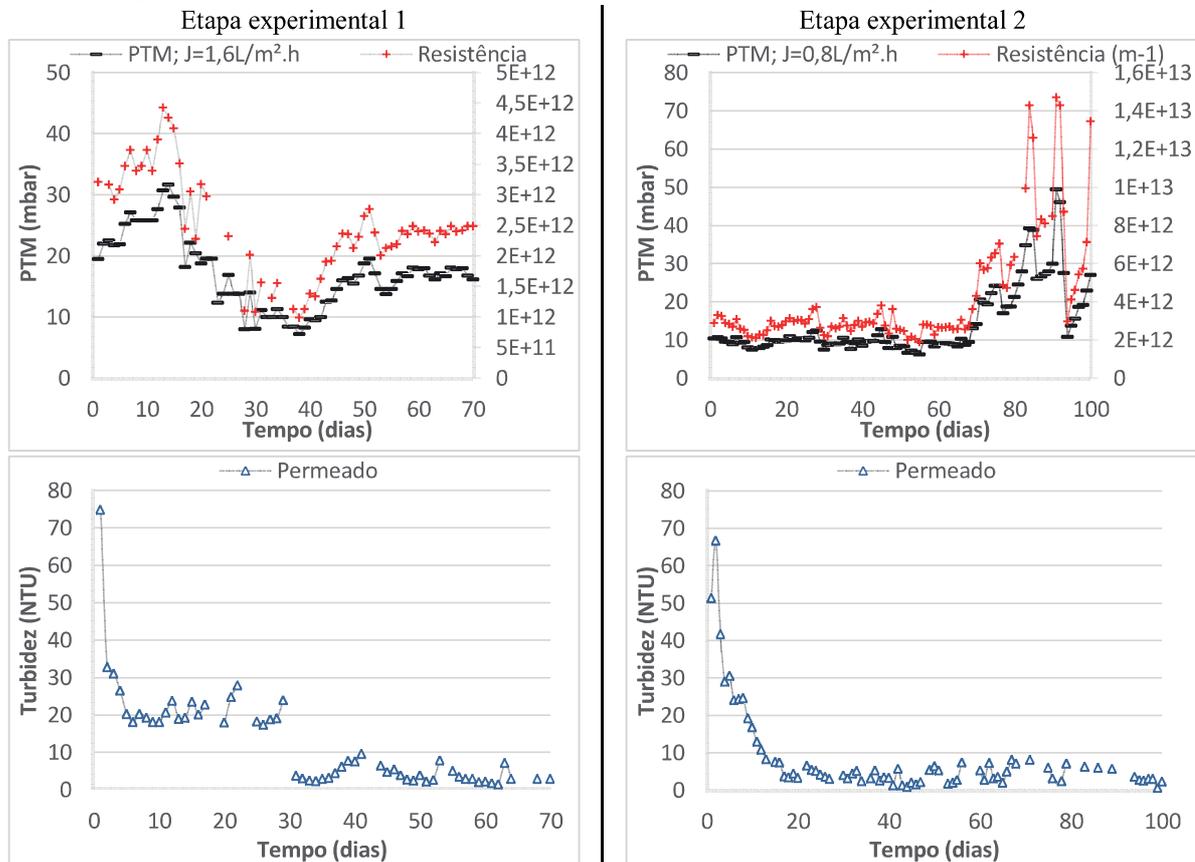
$$M_{In} + M_{La} = M_{Le} + M_{Pe} + M_D + M_{MD} + M(B) \quad \text{Equação 4}$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. DESEMPENHO DE FILTRAÇÃO

Os perfis de variação da PTM em função do tempo de operação, foram expressados na Figura 6 a fim de observar o comportamento de filtração da membrana dinâmica. A resistência total à filtração é uma função da PTM, do fluxo do permeado e da viscosidade. Podemos observar que a PTM aumentou mais rapidamente a medida que o fluxo foi maior. Segundo Saleem *et al.* (2016) um fluxo mais alto favorece a deposição dos materiais sob a membrana, podendo facilitar a formação da membrana dinâmica.

Figura 6 – Perfis de pressão transmembrana (PTM), resistência à filtração e turbidez.



Quando se trabalhou com um menor fluxo ($0,8\text{ L}/\text{m}^2\cdot\text{h}$), o comportamento da PTM foi caracterizado por um período inicial com pouca variação da PTM se mantendo próximo a pressão de 10 mbar, sugerindo crescimento lento da MD. Zhao *et al.* (2012) observaram que um tempo maior é necessário para a formação da camada de membrana dinâmica quando se trabalha com menores fluxos. No entanto, seus resultados indicaram que a baixo fluxo, a PTM

aumentava a uma proporção aceitável de modo que garantia um maior tempo de operação sendo favorável ao processo de filtração.

Para os dois fluxos propostos, foram observadas tendências similares de remoção da turbidez. Uma diferença foi observada no período inicial da formação da membrana dinâmica, onde na etapa 1 foram necessários 30 dias de operação para que a turbidez fosse reduzida para 3,8 NTU. Em comparação, uma turbidez semelhante de 3,4 foi alcançada após 20 dias de operação na etapa 2. Isso pode ser o resultado dos diferentes fluxos aplicados, porém, a concentração de sólidos aplicada na etapa 2 com média de 2,4 g SST/L em comparação com 1,4 g SST/L na etapa 1, considerando o período dos primeiros 30 dias, favoreceu uma redução mais rápida e estável da turbidez. Li *et al.* (2018) mostraram que uma maior concentração de sólidos suspensos aplicada no biorreator, pode facilitar a formação da membrana dinâmica, e reduzir a turbidez durante essa formação. No entanto, uma vez que a MD se encontra em estágio mais avançado de formação, a turbidez é similar para todas as concentrações aplicadas.

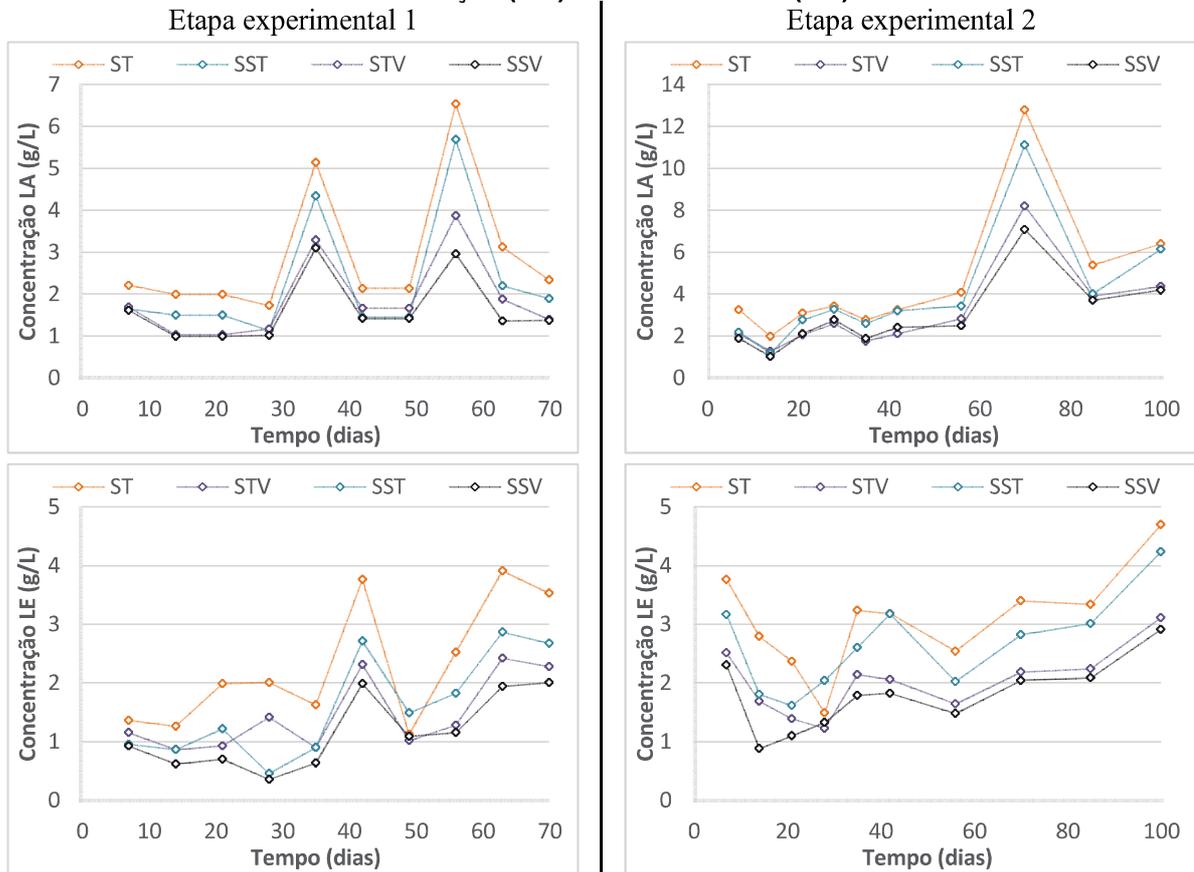
Avaliando a concentração de sólidos no reator, altas concentrações foram adicionadas no biorreator, nas duas etapas experimentais, como observado na Figura 7. Na etapa 1, por cerca de 30 e 55 dias de operação, a concentração de alimentação passou de 1,2 g SST/L para 4,3 g SST/L e 1,5 g SST/L para 5,6 g SST/L. Esse aumento influenciou diretamente no aumento da PTM e na turbidez do permeado, chegando a valores médios de 2,9 NTU após esses aumentos.

Na etapa 2, alta concentração de sólidos presente no lodo de alimentação foi inserida no reator, passando de 3,5 g SST/L para 11 g SST/L após 70 dias de operação, indicando que esse parâmetro teve total influência no aumento da resistência e da PTM, devido a uma maior disponibilidade de material depositado na camada de MD. A turbidez caiu de uma média de 7 NTU nos dias que antecederam o aumento, para uma média de 2,5 NTU após esse aumento. Portanto, a concentração de sólidos adicionados ao reator, pode ter total influência na formação da membrana, observado pela variação da resistência e PTM, consequentemente na diminuição da turbidez, como evidenciado por Ersahin *et al.* (2017) e Li *et al.* (2018).

Saleem *et al.* (2016) confirmaram que o efeito da concentração de sólidos no desempenho da filtração aumentava os valores da PTM durante o processo e que, com base nessa relação, podia manter um controle e maior tempo operacional do reator.

Ersahin *et al.* (2017) trabalhando com maiores concentrações de SST (6,4 g/L) e com fluxo aplicado na membrana de 2,2 L.m⁻².h, alcançaram níveis baixos e estáveis de turbidez após 20 dias de operação, excedendo 99% de remoção tanto para turbidez como para SS.

Figura 7 – Comportamento das concentração de sólidos totais e suspensos no lodo de alimentação (LA) e lodo de excesso (LE).

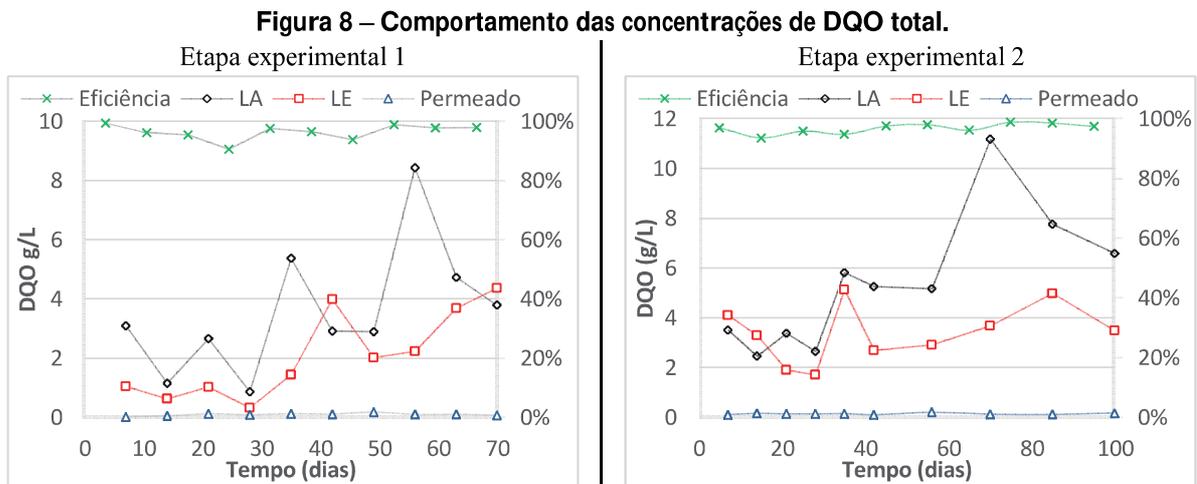


5.2. DQO, NTK E FÓSFORO TOTAL

As concentrações de DQO_t de entrada (lodo de alimentação), lodo de excesso (LE) e saída (permeado) durante o período experimental em operação, são mostradas na Figura 8.

Como observado, um maior fluxo na etapa 1, pode ter ajudado na deposição mais rápida de partículas na camada da malha, alcançando maior eficiência de retenção em comparação a etapa 2, logo nos primeiros dias de operação. Em seguida, independentemente do fluxo e das concentrações de DQO_t de entrada, o permeado se manteve com baixa concentração em ambas as etapas, com médias de $0,1 \pm 0,04$ g/L e $0,14 \pm 0,03$ g/L, respectivamente, alcançando eficiência de 97% de remoção de DQO_t , nas duas etapas, corroborando com resultados encontrados por Ersahin *et al.* (2016) e Guan *et al.* (2018), que obtiveram eficiências superiores a 90%.

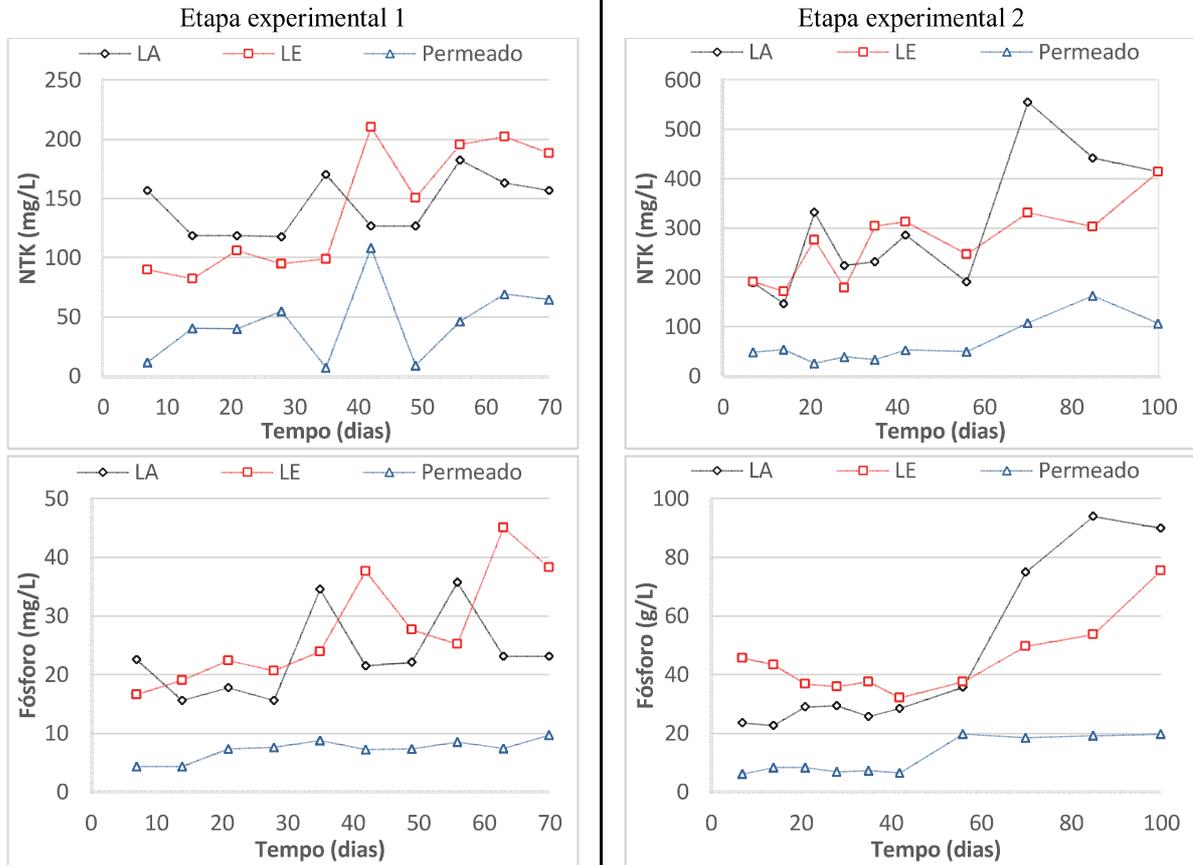
Embora a concentração de alimentação tenha aumentado nas duas etapas em operação, a eficiência de remoção não foi afetada. A eficiente retenção da membrana dinâmica e a biodegradação efetiva do material, contribuíram para uma remoção estável da DQO.



Quanto ao desempenho na remoção de nitrogênio e fósforo, apresentado na Figura 9, o reator apresentou boa eficiência em comparação com os resultados de outras literaturas em BRAnMD. As taxas de remoção para as etapas 1 e 2, alcançaram cerca de 70% e 79% para NTK e 69% e 73% para fósforo total, respectivamente. Wang *et al.* (2018), alcançaram eficiências médias de aproximadamente 20% para NTK e 40% para fósforo total, trabalhando com diferentes fluxos. Embora as concentrações baixassem rapidamente no início, esses estabilizaram em níveis baixos de eficiência durante os dias de operação. Eles associaram a

baixa remoção, a grande parcela solúvel de nitrogênio e fósforo presente nas águas residuárias sintéticas

Figura 9 – Comportamento das concentrações de NTK e Fósforo total.



Observando na Tabela 4, as concentrações solúveis contribuíram para 98% e 85% da DQO_t no permeado, nas etapas 1 e 2, respectivamente. Para Nitrogênio e fósforo, as remoções de suas respectivas frações solúveis alcançaram baixa eficiência, chegando a valores de $N-NH_4^+$ (2% e 32%) e $P-PO_3^{4-}$ (2% e 3%) na etapa 1 e etapa 2, respectivamente. Para DQO_s , a eficiência ficou em média de 43% para etapa 1 e 28% para a etapa 2. Logo, essa recuperação de matéria orgânica e nutrientes no BRAnMD está diretamente relacionada com a alta quantidade de material particulado presente no lodo de alimentação. Ma et al. (2013) encontraram alta remoção de DQO e SS, porém baixa remoção de amônia e fósforo. Ersahin et al. (2013) trabalhando com efluente doméstico sintético, encontraram remoção de DQO_s de 60% enquanto que taxas de remoção para nitrogênio e fósforo foram de 20% e 13%, respectivamente.

Podemos observar que a alta eficiência de remoção de DQO_t nas duas etapas experimentais foi obtida independente do fluxo aplicado, o que indica que a camada de

membrana dinâmica tem alta capacidade de retenção, compensando as diferenças operacionais de fluxo no reator. Saleem *et al.* (2016) relataram que trabalhando com diferentes concentrações e diferentes fluxos, obtiveram remoções de DQO semelhantes, e que altos fluxos poderiam ter ajudado na formação de uma membrana mais uniforme e densa. Quanto a remoção de nitrogênio e fósforo, um menor fluxo apontou uma pequena melhora na eficiência, porém, devido a uma variação na concentração de sólidos na etapa 2, em aproximadamente 70 dias de operação, não se pode garantir que a maior eficiência está somente associada ao menor fluxo.

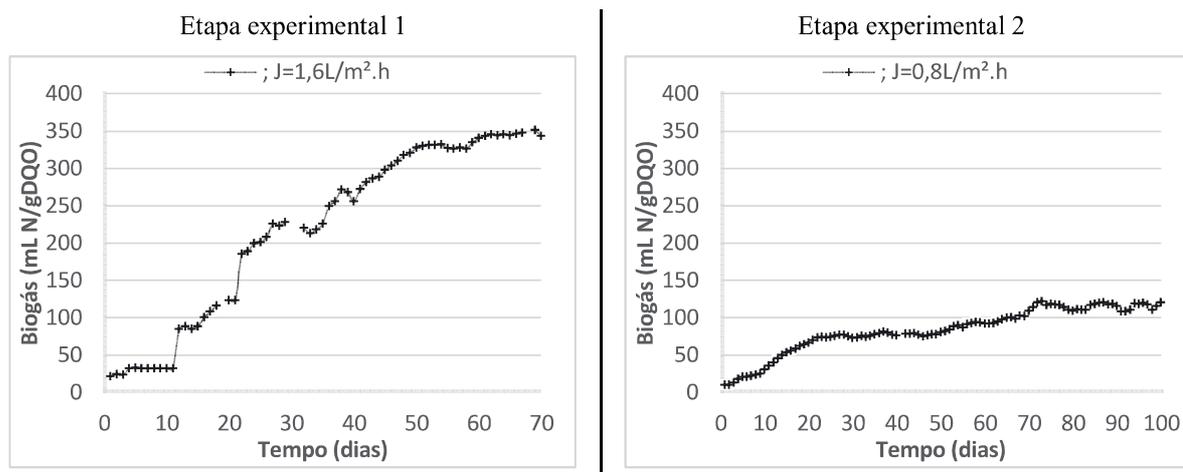
Tabela 4 – Concentrações solúveis e totais de DQO, nitrogênio e fósforo.

	Lodo de alimentação (mg/L)		Lodo de excesso (mg/L)		Permeado (mg/L)	
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
DQO_s	165,3±46,9	166,9±68,2	112,3±67,2	127,2±42,6	93,7±39,9	120,4±33,8
N-NH₄⁺	42,5±7,0	44,1±6,5	48,2±5,5	51,8±6,7	41,5±6,7	30,1±11,7
P-PO₃⁴⁻	7,0±1,3	11,0±5,9	8,0±1,5	11,7±3,5	7,3±1,3	10,7±4,8
DQO_t	3504,0±2019,2	5018,7±272,0	2070,8±1389,1	3383,2±1093,4	95,2±41,98	141,6±29,2
NTK	147,8±24,5	301±125,7	141,8±50,0	272,9±73,0	45,1±30,0	63,9±41,2
Fósforo	24,1±6,7	45,3±27,3	27,6±8,9	44,7±12,0	7,5±1,4	12,0±5,9

5.3. BIOGÁS

Ao fim dos dias operacionais para as etapas 1 e 2, a produção média de biogás foi de 0,35 L N/gDQO e 0,12 L N/gDQO, respectivamente, expressados na Figura 10. Considerando que 65% do biogás produzido, esteja na forma de metano, obteve-se um rendimento médio de metano de 0,22 L NCH₄/gDQO e 0,08 L NCH₄/gDQO, para etapa 1 e etapa 2, respectivamente, representando 62% e 23% do valor máximo teórico de 0,350 L CH₄/gDQO nas CNTP.

Figura 10 – Comportamento da Produção de biogás acumulado nas duas etapas experimentais.



Convencionalmente em sistemas anaeróbios uma maior produção de biogás advém de uma maior disponibilidade de substrato no reator. Os valores obtidos comprovam uma maior produção de biogás quando se opera com maior fluxo.

Yuzir *et al.* (2011) observaram uma redução da produtividade de metano com TDH mais longo, devido a uma menor quantidade de substrato disponível no reator. Ersahin *et al.* (2013), registraram produção média de $0,31 L CH_4/gDQO$ e $0,34 L CH_4/gDQO$, trabalhando com TRS de 20 e 40 dias, respectivamente.

Conforme os resultados observados, a otimização da produção e da medição do biogás no sistema, precisa ser melhor desenvolvida. A natureza de crescimento lento dos microrganismos metanogênicos e a necessidade de um período inicial de aclimação influenciam em uma menor produção inicial, sendo necessário maiores tempos de operação e assim favorecer um aumento em sua produção. Além do mais, alguns trabalhos com BRAnM, evidenciaram que grande parcela da fração de biogás dissolvida no efluente pode resultar em percas pela própria corrente do permeado.

Smith *et al.* (2015) descobriram em seu trabalho que até 40% a 50% do total de metano gerado em um BRAnM pode ser dissolvido no permeado. Alibardi *et al.* (2014) relataram que houve uma saturação de metano no permeado, devido as atividades metanogênicas no módulo externo, uma grande quantidade de biogás foi produzida pela unidade de membrana e posteriormente liberada com a corrente do permeado.

Assim, estratégias para coleta mais eficiente do biogás em BRAnMD devem ser observadas a fim de se obter maior eficiência na recuperação do metano.

5.4. BALANÇO DE MASSA

Para avaliar a eficiência do processo, foi realizado um balanço de massa, a partir das cargas médias dos seguintes parâmetros: DQO, Nitrogênio total e fósforo total, representados na Tabela 5.

Tabela 5 – Balanço de massa das duas etapas

Etapa 1		DQO		NTK		Fósforo	
		Massa (g)	Balanço de DQO (%)	Massa (g)	Balanço de NTK (%)	Massa (g)	Balanço de P (%)
ENTRADA	Inóculo	8,1	13%	0,011	23%	0,003	33%
	LA	52,2	87%	0,036	77%	0,006	67%
	Total	60,3	100%	0,047	100%	0,009	100%
SAÍDA	LE	7,4	12%	0,007	15%	0,001	11%
	Permeado	2,0	3%	0,009	19%	0,002	22%
	Digestor	7,2	12%	0,005	11%	0,001	11%
	MD	7,8	13%	0,026	55%	0,005	56%
	Metano	22,2	37%	-	-	-	-
	Total	46,7	77%	0,047	100%	0,009	100%

Etapa 2		DQO		NTK		Fósforo	
		Massa (g)	Balanço de DQO (%)	Massa (g)	Balanço de NTK (%)	Massa (g)	Balanço de P (%)
ENTRADA	Inóculo	8,1	10%	0,008	15%	0,002	22%
	LA	69,3	90%	0,045	85%	0,007	78%
	Total	77,4	100%	0,053	100%	0,009	100%
SAÍDA	LE	14,4	19%	0,013	25%	0,002	22%
	Permeado	2,1	3%	0,006	11%	0,001	11%
	Digestor	9,9	13%	0,009	17%	0,002	22%
	MD	17,3	22%	0,025	47%	0,004	44%
	Metano	7,7	10%	-	-	-	-
	Total	51,4	66%	0,053	100%	0,009	100%

Analisando o balanço de massa quanto a fração de DQO_i , observa-se que apenas 3% da concentração do material carbonáceo que entrou no reator saiu no efluente, a maioria na

forma solúvel, conforme Tabela 4. Resultados semelhantes foram encontrados por Saleem *et al.* (2016) e Ersahin *et al.* (2013) que obtiveram eficiências na remoção de DQO superiores a 97%.

Tratando-se de um reator anaeróbio, essa retenção da biomassa favorece o processo de digestão, fazendo com que boa parte da DQO seja convertida a metano. A taxa de conversão da DQO foi de 37% e 10%, para a etapa 1 e 2, respectivamente, conforme Tabela 5. Entende-se que a baixa taxa observada na segunda etapa, deva-se a baixa concentração de DQO alimentada no módulo de membrana que conseqüentemente produziu menor volume de gás dificultando a medição dos sensores utilizados, presumivelmente influenciou nos valores medidos, como também devido a parcela de metano dissolvida no efluente carregada no permeado.

A formação da membrana dinâmica pode ser considerada o fator fundamental para o bom desempenho na remoção de nutrientes. O fluxo foi parâmetro importante para uma maior eficiência na remoção de NTK na etapa 1. Para fósforo total, os valores não se diferenciaram muito, observando-se valores próximos. Para NTK, conforme os dados observados na Tabela 5, cerca de 55% e 47%, etapa 1 e etapa 2 respectivamente, da concentração que entrou no sistema ficou retido na membrana, enquanto que para fósforo, cerca de 56% e 44% ficaram retidos.

6. CONCLUSÕES

O biorreator anaeróbio de membrana dinâmica tratando lodo aeróbio teve bom desempenho na remoção de sólidos suspensos, chegando a 99% de eficiência, produzindo permeado com baixa turbidez

Elevadas concentrações de sólidos no reator favorecem a formação da membrana dinâmica, sendo evidenciado pelo comportamento da PTM. No entanto é necessário manter um equilíbrio, pois elevadas concentrações de sólidos podem colmatar mais rapidamente a membrana dinâmica, aumentando os custos operacionais com recirculação e retirada do permeado.

Quanto a remoção de DQO total em relação as duas etapas experimentais, o sistema BRAnMD alcançou elevada eficiência de remoção, 97%. Para NTK e Fósforo total, na segunda etapa com menor fluxo, a eficiência de remoção foi maior. Essas eficiências estão relacionadas com as frações particuladas, sendo necessária uma melhor formação da membrana dinâmica, tornando-a mais compacta e densa para uma maior retenção das frações solúveis.

Considerando 65% de metano na composição do biogás, o rendimento foi de 0,22 L NCH₄/gDQO, se aproximando dos valores reportados na literatura, representando 62% do valor máximo teórico nas CNTP.

REFERÊNCIAS

- ALIBARDI, L., BERNAVA, N., COSSU, R., SPAGNI, A., Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. **Chem. Eng. J.** 284, 130–138, 2016.
- ALIBARDI, L., COSSU, R., SALEEM, M., SPAGNI, A., Development and permeability of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. **Bioresour. Technol.** 161 (3), 236–244, 2014.
- AN, Y., WANG, Z., WU, Z., YANG, D., ZHOU, Q., Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Chem. Eng. J.** 155 (3), 709–715, 2009.
- 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** 2006.398 p.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A.; A disposição de lodo de esgoto em Solo Agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, Cap 2, p. 243-254, 2006.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375 de 29 ago 2006**. Brasília: Governo Federal, 2006.
- BRITTON, A et al., Pilot-scale struvite recovery from anaerobic digester supernatant at an enhanced biological phosphorus removal wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 4, n. 4, p. 265–277, 2005.
- CHEN, C., GUO, W., NGO, H.H., LEE, D.-J., TUNG, K.-L., JIN, P., WANG, J., WU, Y., 2016. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. **Renew. Energy** 98, 120–134.
- CHERNICHARO, C. A. D. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: **UFMG**, v. 5, 1997. 380 p.

DEZOTTI M.; S. Jr. LIPPEL G.; BASSIN J. P., Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. **Interciência**. Rio de Janeiro, 2011.

ERSAHIN, M. E. et al., Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. **SciVerse ScienceDirect**, p. 10, September 2013.

ERSAHIN, M. E. et al., Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance. **Journal of Membrane Science**, p. 9, January 2017.

ERSAHIN, M. E. et al., Characteristics and Role of Dynamic Membrane Layer in Anaerobic Membrane Bioreactors. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 113, April 2016. ISSN 4.

ERSAHIN, M.E., OZGUN, H., DERELI, R.K., OZTURK, I., ROEST, K., VAN LIER, J.B., A review on dynamic membrane filtration: materials, applications and future perspectives. **Bioresour. Technol.** 122, 196–206, 2012.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V. Produção e características dos biossólidos. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura/Organizado [por] Aderlene Inês de Lara, Andréia Cristina Ferreira, Cleverson Vitório Andreoli, Eduardo Sabino Pegorini, Ricardo Germano Kurten Ihlenfeld. Curitiba: **PROSAB/ SANEPAR**, 1999.

GAO, W.J., LEUNG, K.T., QIN, W.S., LIAO, B.Q., Effects of temperature and temperature shock on the performance and microbial community structure of a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Bioresour. Technol.** 102, 8733–8740, 2011.

GAO, W.J., LEUNG, K.T., QIN, W.S., LIAO, B.Q., Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Process Biochemistry**. v 45, 1279 – 1287, 2010.

GUAN D., DAI J., WATANABE Y., CHEN G. Changes in the physical properties of the dynamic layer and its correlation with permeate quality in a self-forming dynamic membrane bioreactor. **Water Research**, 2018.

HAI, F.I., YAMAMOTO, K., LEE, C.-H., Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse. **IWA Publishing**, UK. 2014.

HU, Y. et al., Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**, p. 12, 2018.

JEISON, D., VAN LIER, J.B. Feasibility of thermophilic anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment. **Desalination** 231, 227–235, 2008.

KOOIJMAN, G. et al., Impact of Coagulant and Flocculant Addition to an Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) Treating Waste-Activated Sludge. **Membranes**, p. 11, March 2017.

KUGLARZ, M.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. Microwave and thermal pretreatment as methods for increasing the biogas potential of secondary sludge from municipal wastewater treatment plants. **Bioresource Technology**, v 134, p. 290-297, 2013.

LI L.; XU G.; YU H.; XING J.; Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. **Science of the Total Environment**, 2018.

LIAO, B.Q., KRAEMER, J.T., BAGLEY, D.M., Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions. Crit. Rev. **Environ. Sci. Technol.** 36, 489–530, 2006.

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

LOPES, J. C., RIBEIRO, L. G., ARAÚJO, M. G. DE & BERALDO, M. R. B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, 23(1), 143-147, 2005.

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.** 3 (2), 510–516, 2013.

MEABE, E. et al., Performance of anaerobic membrane bioreactor for sewage sludge treatment: Mesophilic and thermophilic processes. **Journal of Membrane Science**, n. 446, p. 8, june 2013.

MENG, F., LIAO, B., LIANG, S., YANG, F., ZHANG, H., SONG, L., 2010. Morphological visualization, componential characterization and microbiological identification of membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs). **J. Membr. Sci.** 361, 1–14.

METCALF & EDDY. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: **AMGH Editora Ltda**, 2016.

NI, B.-J., RITTMANN, B.E., YU, H.-Q.. Soluble microbial products and their implications in mixed culture biotechnology. **Trends Biotechnol.** 29 (9), 454–463, 2011.

SALEEM, M.; ALIBARDI, L.; LAVAGNOLO M. C.; COSSU R.; SPAGNI A.. Effect of filtration flux on the development and operation of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. **Environmental Management.** 2016.

SMITH, A. L.; SKERLOS, S. J.; RASKIN, L. Membrane biofilm development improves COD removal in anaerobic membrane bioreactor wastewater treatment. **Microbial Biotechnology**, p. 12, July 2015.

SMITH, A.L., STADLER, L.B., LOVE, N.G., SKERLOS, S.J., RASKIN, L., Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. **Bioresource Technol.** 122, 149–159, 2012.

STAMATELATOU, G. A. G. L. Production of biogas via anaerobic digestion. In: LUQUE, R.; CAMPELO, J.; CLARK, J. Handbook of Biofuels Production: Processes and Technologies. 15^a. ed. Cambridge: **Woodhead Publishing Limited**, 2011. Cap. 12.

TSUTYA, M. T. et al. . Biossólidos na agricultura. São Paulo, SP: 2001. 424p.

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

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. O comportamento do sistema de lodo ativado. Campina Grande: **Epgraf**, 1999.

VAN LIER, J. B. V. L.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic Wastewater Treatment. In: HENZE, M., et al., Biological Wastewater Treatment, Principles, Modelling and Design. London: **IWA Publishing**, 2008. Cap. 16.

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

XIE, Z. et al., An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. **Bioresource Technology**, v. 161, p. 11, March 2014.

XU, J.; YUAN, H.; LIN, J.; YUAN, W.; Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v 45, p. 2531–2536, 2014.

YAN, H.; SHIH, K. Effects of calcium and ferric ions on struvite precipitation: A new assessment based on quantitative X-ray diffraction analysis. **Water Research**, v. 95, p. 310–318, 2016.

YU, HONGGUANG et al., Start-Up of an Anaerobic Dynamic Membrane Digester for Waste Activated Sludge Digestion: Temporal Variations in Microbial Communities. **PLoS ONE** 9, (2014).

YUZIR A., CHELLIAPAN S., SALLIS P. J. Influence of step increases in hydraulic retention time on (RS)-MCPD degradation using an anaerobic membrane bioreactor. **Bioresour. Technol.**, 2011.

ZHANG, X. et al.,. Formation of dynamic membrane in an anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, n. 165, p. 8, September 2010.

ZHANG, X., WANG, Z., WU, Z., WEI, T., LU, F., TONG, J., MAI, S., Membrane fouling in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: characteristics of membrane foulants and bulk sludge. **Process Biochem**, 2011.

ZHANG, Y., ZHAO, Y., CHU, H., DONG, B., ZHOU, X., Characteristics of dynamics membrane filtration: structure, operation mechanisms, and cost analysis. **Chinese Sci. Bull**, 2014.

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