

Universidade de Passo Fundo
Faculdade de Engenharia e Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

Everton Luis Butzen

**BIORREATOR COM MEMBRANA SUBMERSA PARA
TRATAMENTO DE ESGOTO DE CENTROS COMERCIAIS**

Passo Fundo

2017

Everton Luis Butzen

**BIORREATOR COM MEMBRANA SUBMERSA PARA
TRATAMENTO DE ESGOTO DE CENTROS COMERCIAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Prof. Dr. Vandré Barbosa Brião.

Universidade de Passo Fundo
Faculdade de Engenharia e Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

A Comissão Examinadora aprova a dissertação de mestrado BIORREATOR COM MEMBRANA SUBMERSA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DE CENTROS COMERCIAIS, elaborada por EVERTON LUÍS BUTZEN, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Data da aprovação: 07 de abril de 2017.

Comissão examinadora.

Prof. Dr. Vandrê Barbosa Brião
Orientador

Prof. Dr. Marcelo Hemkemeier
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr. Jeferson Steffanello Piccin
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr. Roberto Bentes de Carvalho
Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro - PUC-RJ

Passo Fundo

2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a minha família, em especial aos meus pais Norberto e Maria Tereza, minha irmã Fernanda e minha esposa Marília, que estiveram ao meu lado durante toda a pesquisa.

Ao professor orientador Vandr  Barbosa Brião pelo conhecimento e ajuda no desenvolvimento do trabalho.

Aos professores da banca, em especial aos professores Marcelo Hemkemeier e Jeferson Steffanello Piccin que participaram do projeto, qualifica o e disserta o, pelas dicas importantes durante a pesquisa.

*Ao corpo de professores do PPGEng, funcionários, bolsistas e laboratoristas da UPF.
Aos colegas do mestrado do PPGEng –UPF.*

*A Universidade de Passo Fundo – UPF, pela oportunidade e estrutura oferecida.
Enfim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a concretiza o deste trabalho.*

RESUMO

O aumento da pressão sobre os recursos hídricos demonstra a necessidade de criar novas estratégias que visam melhorar a qualidade das águas e a sua conservação. A implementação de tratamentos de esgotos eficientes, utilizando processo combinado de lodo ativado com a separação sólido/líquido através de membranas contribuem para essa sustentabilidade hídrica. O objetivo do trabalho é avaliar o desempenho de um biorreator com membrana submersa (BRMS) para o tratamento de esgoto de centros comerciais. A alimentação do sistema foi realizada com amostras coletadas no Centro de Convivência da Universidade de Passo Fundo - UPF, sem qualquer tratamento prévio. O sistema BRMS operou com pressão constante e fluxo variável durante 60 dias, com idade do lodo mantida em 30 dias. A concentração média de Sólidos Suspensos Totais (SST) foi de $3.738 \pm 930 \text{ mg.L}^{-1}$ com fluxo médio de $7,00 \pm 1,84 \text{ L.h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. Foram analisadas as características do esgoto bruto e do permeado. O sistema apresentou grande capacidade de remoção de cor e turbidez, atingindo eficiência média de 91,20% e 99,23%, respectivamente. A eficiência média na remoção da demanda química de oxigênio (DQO) foi 89,76% e para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) atingiu 87,78%, relacionada diretamente com a concentração de biomassa do BRMS, além da capacidade de retenção de sólidos em suspensão e substâncias coloidais pela membrana. A remoção de fósforo atingiu eficiência média de 49,21%. A eficiência média na remoção de nitrogênio total foi de 84,60% e de nitrogênio amoniacal 80,73%, com a ocorrência do processo de nitrificação. O sistema BRMS mostrou ser um processo eficiente na remoção dos poluentes, mantendo-se estável mesmo com a oscilação das características do esgoto bruto, apresentando grande potencial para aplicação no tratamento de esgoto de centros comerciais e em efluentes com altas cargas orgânicas.

Palavras-chaves: **lodo ativado, processos de separação, ultrafiltração.**

ABSTRACT

Increased pressure on water resources demonstrates the need to create new strategies to improve water quality and conservation. The implementation of efficient sewage treatment using a combined activated sludge process with solid/liquid separation through membranes contributes to this water sustainability. The objective of this work is to evaluate the performance of submerged membrane bioreactor (SMBR) for the treatment of wastewater malls. The system was fed with samples collected at the University of Passo Fundo - UPF, without any previous treatment. The SMBR system operated with constant pressure and variable flow for the period of 60 days with sludge age maintained in 30 days. Total Suspended Solids (TSS) concentration was $3738 \pm 930 \text{ mg.L}^{-1}$ and the mean flux obtained was $7.00 \pm 1.84 \text{ L.h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. The characteristics of the raw sewage and the permeate were analyzed. The system presented great color removal and turbidity capacity, reaching average efficiency of 91.20% and 97.20%, respectively. The chemical oxygen demand (COD) removal average efficiency was 89.76% and for biochemical oxygen demand (BOD) it reached 87.78%, directly related to the SMBR biomass concentration, as well as the retention capacity of suspended solids and colloidal substances by the membrane. Phosphorus removal reached an average efficiency of 49.21%. The average efficiency in the removal of total nitrogen was 84.60% and of ammonia nitrogen 80.73%, with the occurrence of the nitrification process. The SBRM system proved to be an efficient process in the removal of the pollutants, remaining stable even with the oscillation of the characteristics of the raw sewage, presenting great potential for application in the treatment of sewage of shopping centers and in effluents with high organic loads.

Keywords: activated sludge, separation processes, ultrafiltration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Esquema das seções transversais das membranas e características morfológicas.....	16
Figura 2 - Filtração convencional e tangencial nos processos de separação por membranas.	18
Figura 3 – Configuração das membranas: a) tubular; b) placas planas e c) fibra oca.....	18
Figura 4 - Esquema básico de lodos ativados.	19
Figura 5 – Esquema do BRM com módulo externo.	24
Figura 6 – Esquema do BRM com módulo submerso.	25
Figura 7 - Formação da camada polarizada.....	31
Figura 8 - Efeitos da polarização de concentração e incrustação (<i>fouling</i>).....	32
Figura 9 - Esquema de formação da bio-incrustação	33
Figura 10 - Esquema de filtração e retrolavagem em BRM com módulo submerso.....	34
Figura 11 – Fases do trabalho de pesquisa.	41
Figura 12 - Vista aérea parcial do campus da UPF.....	42
Figura 13 – Vista externa da fachada do Centro de Convivência da UPF.....	43
Figura 14 - Detalhe da caixa de passagem e local da coleta das amostras.....	43
Figura 15 - Esquema da unidade experimental do BRMS.	46
Figura 16 – Sistema BRMS utilizado no ensaio.	46
Figura 17 – Módulo de membrana utilizada nos ensaios.....	47
Figura 18 – Aspecto visual de diferentes amostras do esgoto bruto do Centro de Convivência.	51
Figura 19 – Aspecto do lodo ativado na fase inicial da aclimação.....	52
Figura 20 – Aspecto do lodo ativado na fase final de aclimação.....	53
Figura 21 – Comportamento do fluxo no ensaio preliminar.	54
Figura 22 - Efluente bruto e permeado nos ensaios preliminares com BRMS.....	56
Figura 23 – Permeabilidade hidráulica da membrana - UF 729.....	59
Figura 24 - Fluxo médio e evolução de SST durante a operação do BRMS.....	59
Figura 25 – Comportamento do fluxo do BMR durante 24 horas.....	60
Figura 26 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de cor.....	62
Figura 27 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de turbidez.	63
Figura 28 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de DQO.....	64
Figura 29 - Desempenho do BRMS quanto à remoção de fósforo total.	66
Figura 30 - Desempenho do BRMS quanto à remoção de Nitrogênio total.....	68
Figura 31 – Amostras de esgoto bruto e permeado obtido durante a operação do BRMS.	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais características dos lodos ativados aplicados a esgotos sanitários.	21
Tabela 2- Parâmetros de caracterização do esgoto sanitário bruto típico.	36
Tabela 3 – Condições operacionais do ensaio preliminar com BRMS.....	48
Tabela 4 – Caracterização do esgoto bruto gerado no Centro de Convivência da UPF.	50
Tabela 5 - Condições operacionais e eficiência do BRMS no ensaio preliminar.	53
Tabela 6 - Eficiência do BRMS no ensaio preliminar.	55
Tabela 7 – Parâmetros de controle durante a operação do BRMS.....	57
Tabela 8 – Remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos.....	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Processos com membranas que utilizam gradiente de pressão e suas classificações.....	17
Quadro 2 - Operações, processos para a remoção de poluentes dos esgotos sanitários.	37
Quadro 3 - Relação das análises e seus respectivos princípios e referências.....	44
Quadro 4 - Características do módulo de membranas de ultrafiltração.....	47

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 Aspectos gerais dos processos de separação por membranas (PSM)	15
2.2 Lodos ativados.....	19
2.3 Biorreatores com membranas - BRM.....	22
2.3.1 Configuração dos biorreatores com membrana.....	23
2.3.2 Aspectos importantes do BRM.....	26
2.3.2.1 Compactação da membrana.....	26
2.3.2.2 Pressão transmembrana, fluxo crítico e fluxo limite.	27
2.3.2.3 Aeração.....	28
2.3.2.4 Concentração de sólidos.....	29
2.3.2.5 Tempo de detenção hidráulica e idade do lodo.	29
2.3.2.6 Temperatura e pH.....	30
2.3.2.7 Incrustação e polarização por concentração.....	30
2.3.2.8 Limpeza das membranas.....	34
2.4 Esgoto sanitário	35
2.5 Aplicações de BRMS no tratamento de efluentes	38
3 METODOLGIA.....	41
3.1 Delineamento da pesquisa	41
3.2 Coleta e caracterização das amostras.....	42
3.3 Aclimação do lodo	44
3.4. Ensaio preliminar.....	45
3.4.1 Instalação do BRMS.....	45
3.4.2 Ensaio preliminar	48
3.5 Ensaio com BRMS.....	49
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	50
4.1 Caracterização do esgoto gerado no Centro de Convivência da UPF.....	50
4.2 Aclimação do lodo ativado.....	52
4.3 Ensaio preliminar.....	53
4.4 Ensaio com BRMS.....	57
4.4.1 Parâmetros de controle do BRMS.....	57

4.4.2 Análise do fluxo.....	58
4.5 Eficiência do sistema BRMS	62
4.5.1 Cor e turbidez	62
4.5.2 DQO e DBO.....	64
4.5.3 Fósforo.....	65
4.5.4 Nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos.	67
4.6 Avaliação do BRMS	69
5 CONCLUSÕES.....	71
5.1 Sugestões para trabalhos futuros	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são estratégicos para o desenvolvimento econômico, social e ambiental de um país, pois suprem as necessidades básicas da população e garantem a manutenção da vida. Além do abastecimento, atendem finalidades de geração de energia, irrigação e navegação. Uma gestão eficiente é indispensável para garantir um uso equilibrado e contribuir para desenvolvimento sustentável do país.

O crescimento da população, a expansão da economia, a urbanização e o aumento do nível de vida no mundo estão aumentando a pressão sobre os recursos hídricos (TOBINO et al., 2016). Há uma preocupação crescente com os recursos hídricos, pois a escassez severa de água tem sido observada em todo o mundo (NEOH et al., 2016). A estimativa no Brasil é de que no período de 2005 a 2025, a demanda média para abastecimento da população urbana brasileira deverá ter um crescimento de aproximadamente 28% (ATLAS, 2010). O aumento da demanda sobre esses recursos demonstra a necessidade de novas estratégias em sua utilização e o aperfeiçoamento dos processos que visam melhorar a qualidade e conservação das águas.

Um dos aspectos importantes para conservação dos recursos hídricos está relacionado ao tratamento dos esgotos, que quando não tratados de forma adequada, alteram a qualidade das águas e limitam seu uso. No Brasil, grande parcela de esgoto gerado não recebe nenhum tipo de tratamento e é lançado *in natura* em rios e córregos e de acordo com o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2013, o índice médio de tratamento dos esgotos no país chega a 39% para a estimativa dos esgotos gerados (SNIS, 2014). Os processos de tratamento de esgotos precisam ser aprimorados, evitando ou diminuindo a degradação das águas.

O esgoto não tratado pode conter agentes patogênicos, microrganismos e resíduos tóxicos, que representam risco de contaminação e transmissão de doenças aos seres humanos como a febre tifoide, cólera, hepatite A, amebíase e giardíase. Tratar o esgoto adequadamente, de tal forma que minimize ou controle a poluição, evitando a contaminação dos recursos hídricos, é uma medida de suma importância para prevenir a proliferação de doenças relacionadas ao consumo de água.

Além de conter agentes patogênicos, microrganismos e resíduos tóxicos, os esgotos brutos podem conter elevada concentração de nitrogênio e fósforo de difícil remoção, pois possuem baixa biodegradabilidade e as descargas sem o tratamento adequado podem causar problemas ao sistema aquático, potencializando a eutrofização das águas (BELLI et al., 2014).

Os processos biológicos tradicionais aplicados ao tratamento de esgotos não possuem boa eficiência de remoção destes elementos, possibilitando que concentrações acima do permitido sejam lançadas em corpos receptores. Incorporar novas tecnologias e adaptar processos aos sistemas de tratamento convencionais possibilita melhorar a qualidade dos efluentes.

Um setor crescente na economia é os centros comerciais. A busca da população por espaços que ofereçam serviços, alimentação, lazer e socialização concentrados em um só local e localizados em áreas de fácil acesso tem aumentado as taxas de ocupação destes centros, bem como a implantação de novos empreendimentos. Segundo a Associação Brasileira de Shopping Centers (ABRASCE), somente computando empreendimentos com área superior a 5.000 m², o tráfego de pessoas nesses locais passou de 203 milhões de visitas/mês em 2006 para 439 de milhões de visitas/mês em 2016.

Os centros comerciais possuem infraestrutura de abastecimento de energia, água, saneamento, drenagem pluvial, acesso para veículos. O crescimento do setor tem contribuído para o aumento da geração de resíduos sólidos e efluentes, tornando o tratamento de esgotos fundamental para seu funcionamento. No entanto, restrições de espaço físico para implantação de sistemas novos ou ampliação de existentes, o baixo rendimento de sistemas convencionais, a impossibilidade de interligações nas redes coletoras e sobrecargas nas estações de tratamento podem dificultar o tratamento adequando dos esgotos de centros comerciais. Para Neoh et al. (2016), o aumento da geração de esgotos vem sobrecarregando as estações de tratamento de águas residuais existentes e em muitos casos não há espaço disponível para expansão das plantas. É importante buscar técnicas e processos eficientes para o tratamento de esgotos que garantam a qualidade do esgoto tratado e atendam aos padrões exigidos pela legislação.

Um dos processos comumente utilizados para o tratamento de esgotos é o sistema de lodos ativados. Porém, para a sua operação, é necessário conhecer profundamente as características do efluente a ser tratado, controlando sistematicamente a produção do lodo, evitando à presença de microrganismos que possam prejudicar seu funcionamento e a eficiência do processo. A complexidade do processo demanda monitoramento e controle permanente e, mesmo assim, pode ocorrer o escape de material celular e de quantidade significativa de sólidos suspensos e, conseqüente, contaminação biológica.

Para Subtil et al. (2013), uma das grandes limitações do processo de lodo ativados está relacionado ao decantador secundário, responsável pela retenção da biomassa que pode apresentar baixa eficiência e problemas na sedimentação quando o tempo de detenção hidráulica é baixo, há presença de flocos biológicos pequenos com estrutura aberta ou

malformados, bem como a ocorrência do *bulking* do lodo, que prejudicam a eficiência do sistema. Na implantação do sistema de lodos ativados convencional existe a necessidade de um espaço físico elevado, bem como alto investimento inicial em obras, principalmente do tanque decantador. Estes requisitos muitas vezes inviabilizam ampliações ou construções de novas ETEs, principalmente em áreas com elevada concentração demográfica.

Os biorreatores com membrana submersa (BRMS) combinam o processo de lodo ativado com uma separação sólido/líquido através de membranas, substituindo a etapa de sedimentação dos sistemas de convencionais (RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014). A tecnologia dos BRMS pode ser considerada superior aos sistemas biológicos convencionais à medida que produzem água tratada de melhor qualidade (KOMESLI et al., 2015), representando um avanço para obter efluentes com padrão superior e assim colaborar para a conservação dos recursos hídricos.

Os biorreatores com membrana submersa têm como característica principal a grande capacidade de retenção de material biológico das membranas, eliminando problemas com sedimentação no sistema de lodos convencionais. Além disso, o sistema diminui significativamente a quantidade de lodo gerado com tempo de detenção celular maior, permite a remoção de bactérias e vírus sem incorporação de agentes químicos (VILLAIN; MARROT, 2013; KOMESLI et al., 2015; MAQBOOL et al., 2014). São sistemas compactos que requerem pouca área para instalação e possuem maior controle sobre a retenção hidráulica e idade do lodo.

As técnicas tradicionais de tratamento de esgotos envolvendo processos físico-químicos e biológicos carecem de evolução e sistemas que melhorem a sua eficiência na remoção de poluentes. Com a utilização do sistema de biorreatores com membrana submersa, que combinam o processo de lodos ativados com o processo de separação através de membranas, esperamos melhorar a qualidade final do esgoto tratado de centros comerciais.

O trabalho está inserido na linha de pesquisa de infraestrutura sustentável do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, na qual são desenvolvidas pesquisas sobre sistemas combinados de tratamento de efluentes com uso de membranas para melhorar a qualidade dos efluentes, abordando temas relacionados ao saneamento básico urbano e conservação de recursos hídricos.

A utilização de processo com separação por membranas vem sendo pesquisada no programa em diversas aplicações, sendo empregada de forma isolada ou combinada com outras técnicas para tratamento de efluentes e reuso de água. Foi utilizada a combinação de técnicas de eletrocoagulação e processos de separação de membranas para pós-tratamento de

efluente de ETE para obter água com qualidade de reuso; processo de separação com membranas de ultrafiltração para o tratamento de água da chuva visando a potabilidade; técnicas de microfiltração e ultrafiltração para realizar o pós-tratamento de esgoto urbano, analisando a possibilidade de reuso urbano para fins não potáveis.

O objetivo geral do trabalho é apresentar um processo alternativo para o tratamento do esgoto de centros comerciais visando a sustentabilidade hídrica, utilizando técnicas inovadoras que combinam o sistema de lodo ativado com o processo de separação por membranas denominados de biorreatores com membrana submersa. Os objetivos específicos são:

- a) avaliar os parâmetros físico-químicos do esgoto bruto e tratado através do sistema de biorreator com membrana submersa, verificando sua eficiência no tratamento;
- b) analisar as condições operacionais do biorreator com membrana submersa;
- c) avaliar o comportamento do BRMS quanto ao fluxo de permeado, frequência de retrolavagens e incrustação da membrana.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Aspectos gerais dos processos de separação por membranas (PSM)

A tecnologia dos processos de separação por membranas vem ganhando destaque nos últimos anos. Inúmeras são suas possibilidades de aplicação nas mais diversificadas áreas. As técnicas de separação por membranas foram utilizadas inicialmente nos anos 1960, para a dessalinização de água do mar e, mais recentemente, vêm sendo usadas em setores da indústria química, alimentícia, farmacêutica, nas áreas de medicina e biotecnologia e ainda, no tratamento de efluentes (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; BAKER, 2004).

De acordo com Habert et al. (2006), as membranas podem ser definidas como barreiras semipermeáveis que separam duas fases e restringem, total ou parcialmente, o transporte dos componentes presentes nas fases. As membranas podem ser consideradas como barreiras seletivas, permitindo que sejam selecionados os elementos retidos e os permeados, que são encontrados nos mais diversas composições, formatos e estruturas.

O processo de separação por membranas pela sua variabilidade de utilizações e a tecnologia empregada nos processos apresenta inúmeras vantagens, que Habert et al. (2006) destacam como sendo:

- a) Economia de Energia - Os PSM, em sua grande maioria, promovem a separação sem que ocorra mudança de fase. Neste sentido são processos energeticamente favoráveis. Esta é uma das razões pela qual seu desenvolvimento coincide com a crise energética dos anos 1970, devido ao grande aumento do preço do petróleo.
- b) Seletividade - A seletividade é outra característica importante dos PSM. Em algumas aplicações, estes processos se apresentam como a única alternativa técnica de separação.
- c) Separação de Compostos Termolábeis - Como via de regra, os PSM são operados à temperatura ambiente, podendo ser aplicados no fracionamento de misturas envolvendo substâncias termosensíveis. Por este motivo eles têm sido amplamente empregados na indústria farmacêutica e de alimentos e, mais recentemente, como uma alternativa na purificação de produtos ou recuperação de células em biotecnologia.
- d) Simplicidade de Operação e Escalonamento - Ao contrário da maioria dos processos de separação, os PSM apresentam, ainda, a vantagem de serem extremamente simples do ponto de vista operacional. Os sistemas são modulares e os dados para o

dimensionamento de uma planta podem ser obtidos a partir de equipamentos pilotos operando com módulos de membrana de mesma dimensão daqueles utilizados industrialmente. Além disso, a operação dos equipamentos com membranas é simples e não intensiva em mão de obra.

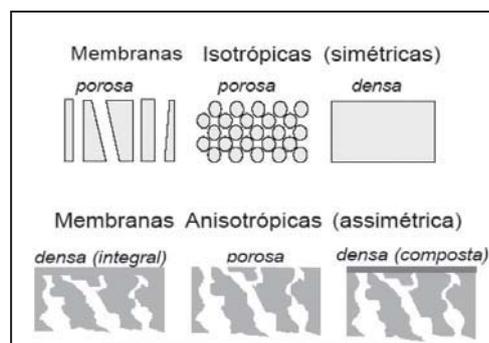
e) Podem ser facilmente combinadas com outros processos (VIANA, 2004).

As membranas apresentam diferentes estruturas que podem ser divididas em dois grandes grupos: as membranas microporosas e as membranas densas (não porosas). A separação de solutos por membranas microporosas ocorre principalmente em função do tamanho molecular e distribuição de tamanho do poro (HABERT et al., 2006).

Em geral, apenas as moléculas que diferem consideravelmente do tamanho dos poros podem ser separadas com eficiência por membranas microporosas (ultrafiltração e microfiltração). As membranas densas consistem de uma película densa na qual o permeado é transportado por difusão através da força motriz de pressão, concentração ou gradiente de potencial elétrico. A separação dos vários componentes de uma mistura está diretamente relacionada com sua taxa relativa de transporte no interior da membrana, que é determinada pela sua solubilidade e difusividade no material de membrana (BAKER, 2004).

As membranas também podem ser classificadas quanto sua característica morfológica em isotrópicas (simétricas) ou anisotrópicas (assimétricas). As membranas isotrópicas têm estrutura densa ou porosa, com poros de diâmetros regulares ao longo da espessura da membrana. As membranas anisotrópicas podem ser integrais quando as duas regiões são compostas pelo mesmo material ou compostas quando um material diferente da matriz polimérica é usado para sua formação (HABERT et al., 2006). A Figura 1 mostra as diferentes seções transversais das membranas e características morfológicas.

Figura 1- Esquema das seções transversais das membranas e características morfológicas.



Fonte: Habert et al. (2006).

A utilização das membranas como meios filtrantes dependem da composição da solução a ser filtrada podendo ser classificadas em microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e a Osmose Inversa (OI), sendo o gradiente de pressão a força motriz nos processos.

O Quadro 1 mostra a classificação dos processos quanto à força motriz (gradiente de pressão), capacidade de retenção dos diversos tipos de materiais e suas aplicações.

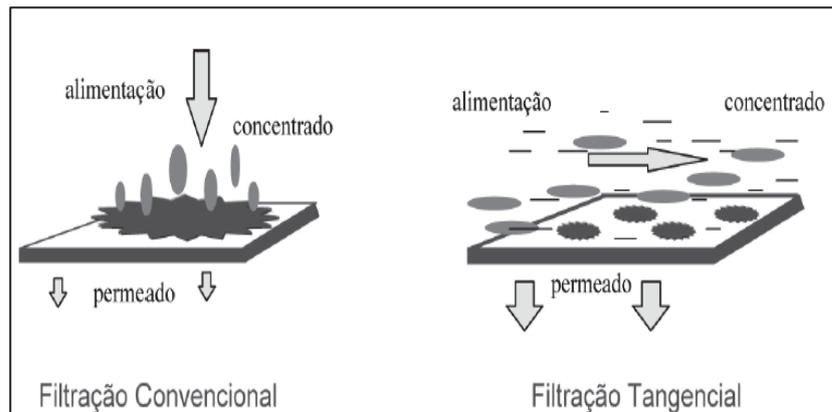
Quadro 1 - Processos com membranas que utilizam gradiente de pressão e suas classificações.

Processo	Força Motriz ΔP	Materiais retidos	Materiais que permeia	Aplicações
Microfiltração (MF)	0,5-2 atm.	Materiais em suspensão e bactérias (MM>500 kDa) (0,01 μm)	Água e sólidos dissolvidos	Esterilização bacteriana, clarificação de vinhos e cervejas, concentração de células, tratamento de efluentes.
Ultrafiltração (UF)	1-7 atm.	Coloides e macromoléculas (MM>5.000 Da)	Água (solvente), sais solúveis de baixa MM.	Fracionamento/ concentração de proteínas, recuperação de pigmentos/óleos.
Nanofiltração (NF)	5-25 atm.	Moléculas de massa molar média (500<MM<2.000 Da)	Águas, sais e moléculas de baixa MM.	Purificação de enzimas, biorreatores com membrana.
Osmose Inversa (OI)	15-80 atm.	Todo material solúvel ou em suspensão	Água (solvente)	Dessalinização

Fonte: Habert et al. (2006).

Os processos de separação por membranas podem ser operados de forma clássica, denominada filtração convencional ou em fluxo cruzado denominada filtração tangencial. Na filtração convencional a solução ou suspensão é forçada perpendicularmente à membrana e, considerando que a membrana é seletiva ou parcialmente seletiva aos compostos, haverá a retenção de substâncias sobre sua superfície. Na filtração tangencial, a solução escoia paralelamente à superfície da membrana, sendo o permeado retirado transversalmente (VIANA, 2004). A Figura 2 demonstra a filtração convencional e tangencial que pode ocorrer nos processos de separação por membranas.

Figura 2 - Filtração convencional e tangencial nos processos de separação por membranas.

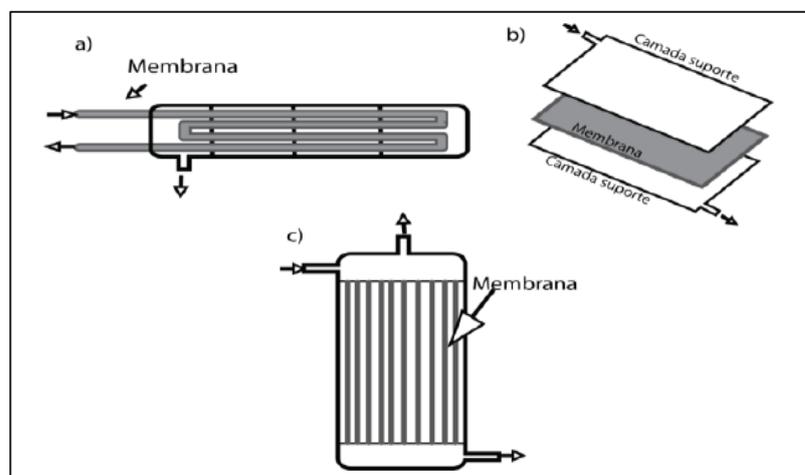


Fonte: Habert et al. (2006).

Para atender o mercado e a necessidade de diferentes aplicações, os processos de separação por membranas foram sendo desenvolvidos em diferentes arranjos e combinações. Porém, a estrutura básica para possibilitar o processo de separação por membranas, definida com módulo, contém os seguintes componentes: membranas, estruturas de suporte de pressão do vácuo ou da corrente elétrica aplicada ao sistema e canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Os principais módulos para os processos de separação são os módulos de placa e quadro, módulos espirais, módulos tubulares, módulos com fibras ocas e módulos com discos rotatórios. Para Kellner (2014), as configurações mais utilizadas em BRM são as de placas planas, fibra oca e tubulares e são apresentadas na Figura 3.

Figura 3 – Configuração das membranas: a) tubular; b) placas planas e c) fibra oca.



Fonte: Kellner (2014).

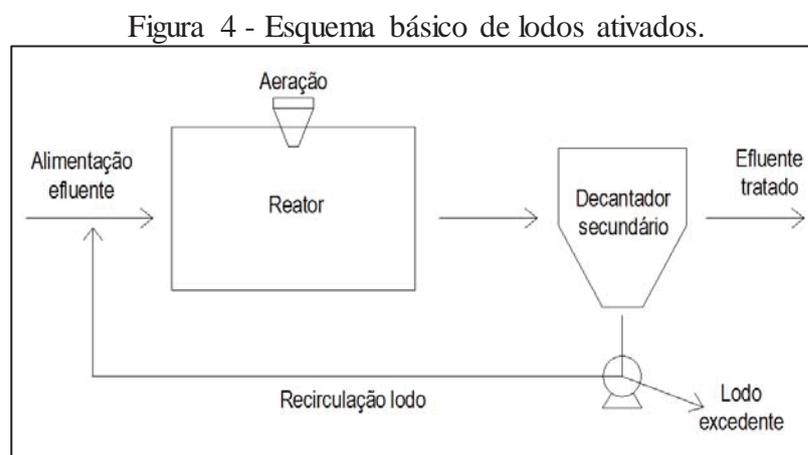
A disposição paralela, distanciadas por espaçadores e suportes porosos são características das membranas de placas planas. As membranas de tubulares geralmente são formadas de material polimérico ou cerâmico introduzido em módulos de geometria cilíndrica e as membranas de fibra oca são compostas por uma grande quantidade de fibras na forma de cartuchos, que proporcionam uma configuração com melhor densidade de empacotamento e maior área superficial (KELLNER, 2014).

2.2 Lodos ativados

O sistema de lodos ativados e suas variações são processos comumente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários e estão baseados na remoção da matéria orgânica por microrganismos aeróbios. Pode ser definido como um processo estritamente aeróbio e biológico, no qual ocorre o desenvolvimento da biomassa na forma de flocos, sendo constantemente recirculada e colocada em contato com a matéria orgânica do efluente, em presença de oxigênio (NUVOLARI, 2011).

No tratamento de águas residuais, o processo biológico tem como objetivo remover a matéria orgânica presente no efluente. São os microrganismos que, utilizando essa matéria orgânica, se desenvolvem e se unem com outras substâncias em microssistemas formando flocos biológicos. A estrutura dos flocos biológicos é composta principalmente por bactérias, além de fungos, protozoários, vírus, rotíferos, e permitem adsorção de substratos solúveis, matéria coloidal e macromoléculas. (RADJENOVIC et al., 2008).

A Figura 4 apresenta o esquema básico de fluxo do processo de lodos ativados convencional.



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

Metcal e Eddy (2003) e Von Sperling (2002) descrevem o sistema de lodos ativados como sendo compostos basicamente por três elementos. Um reator, no qual os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos aerados e em suspensão; um tanque de sedimentação, para a separação sólido-líquido; um sistema de reciclo para o retorno da biomassa (microrganismos) ao reator, removida do tanque de sedimentação.

O sistema de lodos ativados consiste basicamente no efluente ser conduzido a um tanque de aeração onde ocorre a decomposição da matéria orgânica. Posteriormente, o efluente é encaminhado a um tanque decantador, onde acontece a sedimentação dos sólidos e a saída do efluente clarificado. A parte do lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração para novamente ser misturado ao efluente como forma de reativação das bactérias e o lodo excedente é descartado (NUVOLARI, 2011).

Quando ocorre a recirculação do lodo, aumenta a concentração de sólidos suspensos no tanque reator, assegurando que a biomassa consuma quase a totalidade da matéria orgânica presente nos esgotos, e desta forma, proporcionando elevada eficiência do sistema. Em geral, no sistema de lodos ativados o tempo de detenção dos líquidos é curto e o volume do tanque reator é relativamente menor, quando comparados a outros tratamentos biológicos (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Um aspecto importante para o funcionamento correto do processo de lodo ativado está relacionado ao tempo de permanência do lodo no sistema, que é definido como idade do lodo. O controle do período de atividade do lodo fornece parâmetros para manter o equilíbrio do sistema, recirculando quantidades necessárias para que matéria orgânica do efluente possa ser consumida mais rapidamente possível e que a quantidade de lodo excedente seja excluída (METCAL; EDDY, 2003; NUVOLARI, 2011).

Inúmeras são as adaptações e modificações ao processo de lodos ativados e que, de acordo com Von Sperling (2002) e Von Sperling (2005), podem ser classificados da seguinte maneira:

- a) Quanto à idade do lodo: lodo ativado convencional (sistema de carga convencional) e aeração prolongada (sistema de baixa carga).
- b) Quanto ao fluxo: fluxo contínuo e fluxo intermitente (reatores sequenciais por bateladas e variantes).
- c) Quanto à etapa biológica do sistema: esgoto bruto, efluente de decantador primário, efluente de reator anaeróbio e efluente de outro processo de tratamento de esgotos.

- d) Quanto aos objetivos do tratamento: remoção de carbono (DBO) e remoção de carbono e nutrientes (nitrogênio e/ou fósforo).

Os sistemas de lodos ativados e suas variações são comumente empregados no tratamento de esgotos sanitários, sendo fundamental caracterizar e conhecer as necessidades específicas locais para definir o processo adequado. Os sistemas mais utilizados para o tratamento de esgotos sanitários são o processo de lodo ativado convencional e lodo ativado com aeração prolongada.

A Tabela 1 apresenta as variações dos sistemas de lodos ativados e suas principais características quanto à idade do lodo, relação alimento/microrganismo (A/M) e eficiência de remoção de alguns elementos.

Tabela 1 - Principais características dos lodos ativados aplicados a esgotos sanitários.

Item geral	Item específico	Modalidade	
		Convencional	Aeração prolongada
Idade do lodo	Idade do lodo (d)	4-10	18-30
Relação A/M	Relação A/M (kgDBO/KgSSVTA.d)	0,25 a 0,50	0,07 a 0,15
Eficiência de remoção	DBO (%)	85-95	93-98
	DQO (%)	85-90	90-95
	Sólidos Suspensos (%)	85-95	85-95
	Amônia (%)	85-95	90-95
	Nitrogênio (%)	25-30	15-25
	Fósforo (%)	25-30	10-20
	Coliforme (%)	60-90	70-95

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), grande parte das estações de tratamento que empregam o uso de sistemas com lodos ativados recebem o efluente pré-tratado, normalmente através de tratamento em tanque de sedimentação primária (eficientes na remoção de sólidos sedimentáveis). Porém, os processos biológicos são essenciais para a remoção de substâncias orgânicas solúveis, coloidais e particuladas (suspensas), para nitrificação e desnitrificação biológica, bem como para a remoção biológica de fósforo.

Para Von Sperling (2002), é importante destacar que a eficiência de qualquer variante do processo de lodos ativados está diretamente associada ao desempenho do decantador secundário, pois, havendo escape de sólidos no efluente final, diminuirá consideravelmente a qualidade do efluente, independentemente do bom desempenho do tanque de aeração.

O sistema de lodo ativado apresenta como vantagens a boa eficiência do tratamento, flexibilidade de operação e menor área ocupada. Entre as desvantagens está a operação mais delicada, necessidade de controle laboratório e custo maior de operação (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

2.3 Biorreatores com membranas - BRM

Os avanços tecnológicos com constante aperfeiçoamento de materiais empregados na produção de membranas, inovações nos arranjos dos módulos e ainda, as rigorosas exigências ambientais proporcionaram o crescimento da aplicação das membranas em processos de tratamento de efluentes sanitários (HUANG; LEE, 2015).

Os primeiros biorreatores com membranas (BRM) foram desenvolvidos na década de 1960, porém o mercado teve crescimento significativo nos últimos anos, após a comercialização da configuração de BRM com módulo submerso (FENU et al., 2010).

Meng et al. (2012) em sua revisão sobre os processos de biorreatores com membrana, afirmam que a principal utilização do sistema BRM é no tratamento de águas residuais municipais, com cerca de 80% do mercado, sendo a maioria das plantas em funcionamento instaladas na América do Norte e Europa.

De acordo com Fenu et al. (2010), o BRM combina o processo de lodo ativado com processo de separação por membrana, onde o reator é operado semelhante ao processo convencional de lodos ativados, porém sem a necessidade de etapas de clarificação secundária e terciária. A filtração na membrana ocorre através de baixa pressão, tanto de microfiltração (MF) quanto de ultrafiltração (UF), e sua função é separar o efluente da biomassa (MELIN et al., 2006).

No reator biológico, a matéria orgânica encontrada no efluente é consumida e incorporada ao floco (biomassa) que vai sendo oxidada, enquanto as membranas exercem a função de reter a biomassa através de uma barreira física, proporcionando uma água tratada de alta qualidade. Para Radjenovic et al. (2008), essa massa biológica complexa encontrada no reator definida como lodo ativado precisa ser conhecida, pois na utilização de BRM, a produção de lodo, a concentração de biomassa, a relação alimento/microrganismos e ainda, o tempo de retenção hidráulica dos sólidos são fatores que influenciam diretamente no processo de separação por membranas.

A tecnologia dos biorreatores com membranas tem sido amplamente aplicada no tratamento de águas residuais devido: à qualidade superior do permeado obtido; às exigências

de legislações mais restritivas quanto ao lançamento em corpos hídricos; ao rápido desenvolvimento da tecnologia; à diminuição dos custos das membranas; à escassez de água em diversos locais; ao aumento da confiança e aceitação da tecnologia BRM e à introdução de incentivos estatais para promover a melhoria das águas residuais (PAN et al., 2010; JUDD, 2006; YU et al., 2012).

As vantagens do uso dos BRM são significativas, incluindo a retenção completa de material particulado, funcionamento com concentrações elevadas de massa biológica, operação automatizada e maiores tempos de retenção dos sólidos que resultam em menor produção do lodo, produção de efluente tratado de alta qualidade livre de bactérias e patógenos, altas eficiências na remoção da matéria orgânica, elevados níveis de nitrificação e necessidade de pouca área para implantação (MENG et al., 2012; METACALF; EDDY, 2003; NUVOLARI, 2011)

Para Belli et al. (2014), o BRM além de proporcionar uma melhoria significativa na qualidade final do efluente, possibilita a remoção de nutrientes com a introdução de fase anóxica/ anaeróbica e aeróbia no ciclo operacional. Processo que permite a retenção de bactérias nitrificantes, desnitrificantes, além de organismos de acumulação de fosfato, responsáveis pela remoção de fósforo.

Para Praneeth et al. (2014), o aumento dos custos associados aos processos convencionais de tratamento de efluentes para atender às exigências ambientais fez com que aumentasse o interesse em tecnologias alternativas, sendo o processo de biorreatores com membrana uma tecnologia com grande potencial para aplicação no tratamento de efluentes.

Em sua revisão, Huang e Lee (2015), apontam que os biorreatores com membrana para tratamento de efluente têm sido aplicados em grande escala no mundo, demonstrando que o processo com BRM está sendo otimizado e adaptado à novas configurações que visam melhorar a remoção de poluentes e proporcionar um melhor desempenho. E ainda, que estão sendo incorporados adsorventes e elementos para mitigar a incrustação das membranas e promover remoções simultâneas de nutrientes e outros poluentes.

2.3.1 Configuração dos biorreatores com membrana

O mercado de membranas teve expressiva evolução nos últimos anos, surgindo novos fabricantes, diferentes composições e tipos de materiais de membranas. Contudo, a configuração básica do sistema BRM apresenta o modelo de módulo externo e o modelo de módulo submerso. De acordo com Radjenovic et al. (2008), a separação por membrana é

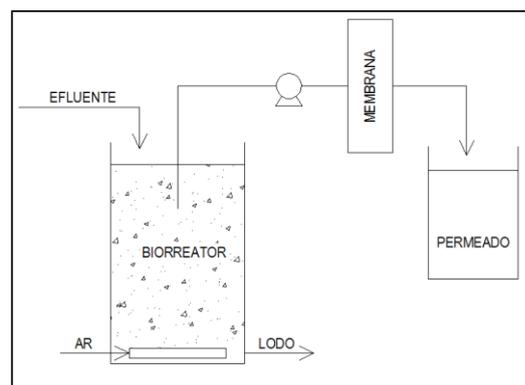
realizada ou pela filtração através de pressão dirigida em módulo externo da BRM ou com vácuo orientado em membranas submersas diretamente no biorreator.

Conforme Radjenovic et al. (2008), a configuração da BRM mais comum para tratamento de esgotos sanitários é o tipo de módulo de membranas submersas, apesar da configuração com módulo externo também ser possível, porém com efluente sendo bombeado através do módulo de membrana e em seguida retornar ao biorreator. Ambas as configurações necessitam de uma força de cisalhamento sob a superfície da membrana para evitar a incrustação com os elementos componentes do efluente. A configuração dos tipos de biorreatores com membranas é descrita a seguir.

a) Biorreator com módulo de membrana externo.

A Figura 5 apresenta o esquema de funcionamento do biorreator com módulo de membrana externo. O efluente é bombeado do tanque reator para o sistema de membrana fora do tanque, fluindo paralelamente à superfície da mesma e o permeado é conduzido perpendicularmente. O BRM com módulo externo possui configuração simples, é estável e facilmente operado, porém a necessidade de manter elevadas pressões para obter o permeado e garantir a velocidade à suspensão tem alto consumo energético. As altas tensões de cisalhamento devido à circulação podem liberar macromoléculas do interior das células no efluente, aumentando a concentração que podem ser adsorvidos pelos poros das membranas e influenciando para diminuir o fluxo (VIERO, 2006; SILVA, 2009).

Figura 5 – Esquema do BRM com módulo externo.



Fonte: Adaptado Metacalf e Eddy (2003).

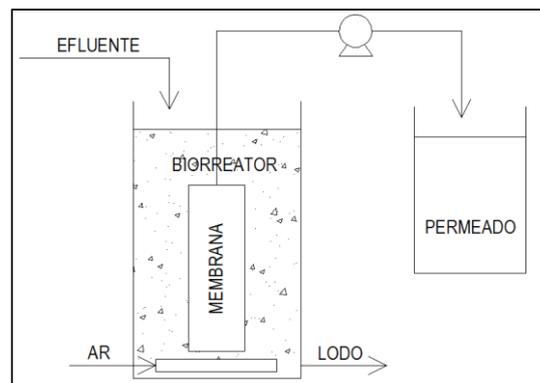
b) Biorreator com módulo de membrana submerso.

Para Komesli et al. (2015), devido ao alto consumo de eletricidade do biorreator com módulo de membrana externo, o BRM com módulo submerso tornou-se uma técnica bastante

utilizado para o tratamento de águas residuais municipais após meados de 1990. O desenvolvimento desse processo levou a uma aplicação mais ampla em plantas de BRM ao redor do mundo, a partir do ano de 2000.

A Figura 6 mostra o esquema de funcionamento do biorreator com módulo de membrana submerso. O conjunto de membranas é inserido diretamente nos reatores biológicos ou em um tanque separado para as membranas. As membranas sofrem pressões de sucção (vácuo) nas paredes internas proporcionando a permeação da solução. O permeado é obtido quando as moléculas menores que o tamanho dos poros atravessa a membrana e os sólidos com dimensões maiores que os poros ficam retidos na membrana (METACALF; EDDY, 2003).

Figura 6 – Esquema do BRM com módulo submerso.



Fonte: Adaptado Metacalf e Eddy (2003).

Para Masse et al. (2006), o biorreator com membrana submerso têm sido desenvolvidos para o tratamento de águas residuais municipais a fim de produzir água de alta qualidade, reduzir o tamanho do reator e minimizar a produção de lodos. São sistemas relativamente complicados para projetar e operar quando comparados ao processo de lodos ativados convencionais, pois as interações entre as propriedades dos lodos e seus efeitos na incrustação das membranas são complexas e envolvem uma grande quantidade de variáveis.

Segundo Gupta et al. (2008), no BRM com módulo submerso, o fluxo do permeado é obtido por aspiração e opera em condições de baixas pressões. É uma configuração mais econômica com base no consumo de energia, pois não há necessidade de bomba de reciclagem uma vez que a aeração gera um fluxo de ar no líquido, tangencial às membranas. Além disso, as condições de operações são mais viáveis quando comparadas ao sistema com módulo externo, pois utiliza menor pressão transmembrana e velocidade tangencial.

A incorporação do ar no reator tem a finalidade de garantir a quantidade necessária de oxigênio para a massa biológica e realizar a limpeza das membranas através do fluxo de ar, removendo os sólidos que promovem o entupimento dos poros mantendo os sólidos em suspensão no reator (METACALF; EDDY 2003).

Para Komesli et al. (2015), embora o reator com membrana externa permita um melhor acesso para a limpeza quando ocorre a incrustação, o custo de operação é muito alto e não aplicável para o tratamento e reutilização de águas residuais municipais, sendo o modelo com membrana externa utilizado principalmente para o tratamento de efluentes industriais.

A configuração de BRM com módulo de membrana imerso diretamente no tanque de lodo ativado contribui para diminuir o consumo da energia elétrica do sistema, além de apresentar vantagens que incluem um *design* simples e eficiência hidráulica elevada, quando comparados aos módulos externos. E ainda, a pressão transmembrana aplicada no sistema submersa é muito baixa, cerca de 0,3 bar, enquanto a configuração externa fica em torno de 1 a 4 bar (KOMESLI et al., 2015).

2.3.2 Aspectos importantes do BRM

O funcionamento dos biorreatores com membranas, assim como o tratamento de esgotos sanitários convencionais, sofre influência de diversos fatores externos. A temperatura, oscilações do clima e a alterações das características dos efluentes são condições locais que podem interferir no desempenho do processo (GIACOBBO, 2010). Alguns fatores associados à operação dos sistemas podem ser controlados, como pH, aeração, concentração de biomassa, pressões, tempo de detenção hidráulica e idade do lodo.

Outros fatores que envolvem a operação dos sistemas BRM, principalmente relacionados às características das membranas e sua interação com o efluente precisam ser considerados. Os aspectos relevantes que influenciam a utilização dos sistemas de biorreatores com membranas são descritos a seguir.

2.3.2.1 Compactação da membrana

O decréscimo de fluxo do solvente puro com o tempo, quando ocorre exclusivamente através de deformação mecânica, é denominado como compactação. O fenômeno é função do valor da pressão aplicada e das características estruturais das membranas, incluindo o tipo de

polímero utilizado, sendo esses reorganizados de forma que ocorra o aumento da resistência da membrana e conseqüentemente redução do fluxo (HABERT et al., 2006).

Para Giacobbo (2010), a ocorrência da compactação das membranas que utilizam diferença de pressão é inevitável, sendo que a compactação antecedente evita efeitos de pressão na estrutura da membrana durante os experimentos. Assim, no ensaio de compactação antecedente, para atingir um fluxo constante, utiliza-se uma pressão transmembrana superior à de trabalho deixando o sistema filtrando água até atingir fluxo de permeado constante.

2.3.2.2 Pressão transmembrana, fluxo crítico e fluxo limite.

A pressão transmembrana pode ser definida como a força motriz da filtração necessária para vencer a resistência da membrana e está ligada ao acúmulo de partículas sobre a membrana. Quanto maior a pressão transmembrana exercida para a permeação, maior será a velocidade de deposição de elementos na membrana que conseqüentemente diminuirá o fluxo. Deste modo, a possibilidade de uma filtração mais estável, com mais baixas variações de fluxo ao longo do período, está relacionada geralmente às pressões menores. (PROVENZI, 2005).

Para garantir boas condições de operação dos sistemas que utilizam a filtração por membranas, parâmetros relacionados com a pressão transmembrana, como o fluxo crítico e fluxo limite, precisam ser conhecidos (GIACOBBO, 2010).

Para Radjenovic et al. (2008), nos BRMs, o fluxo crítico normalmente é definido como o fluxo mais elevado em que uma filtração prolongada com permeabilidade constante é possível, sendo utilizado nas operações de BRM como uma ferramenta de referencial para determinar fluxos operacionais adequados.

Segundo Han et al. (2005), o fluxo crítico indica um limite a partir do qual, para valores superiores, é observado o fenômeno de incrustação com arraste e acúmulo de partículas, diminuindo o fluxo do permeado, sugerindo que a operação das membranas em fluxos menores que o fluxo crítico tende a ter menor incrustação.

A determinação do fluxo crítico está relacionada com pressão transmembrana, sendo possível sua determinação de duas maneiras: mantendo o fluxo constante verificando o aumento da pressão transmembrana ou mantendo a pressão transmembrana constante e verificando a redução do fluxo permeado. Outro fator importante relacionado aos processos de separação por membranas é o seu fluxo limite, que representa o máximo do fluxo do

permeado em regime constante obtido, aumentando a pressão transmembrana (HAN et al., 2005).

Em BRM com módulos submersos geralmente são aplicadas baixas pressões que tendem a aumentar o tempo para incrustação da membrana. Para Gupta et al. (2008), na configuração submersa, a pressão transmembrana é limitada em cerca de 0,5 bar. Para Giacobbo (2010), operação em sistemas com módulos submersos deve ser realizada em baixas pressões, variando de 0,2 a 0,8 bar.

2.3.2.3 Aeração

Para o desenvolvimento das reações biológicas no reator, é importante que o sistema de aeração forneça oxigênio em quantidades adequadas para o equilíbrio do sistema, pois a necessidade de oxigênio varia conforme a idade do lodo e a concentração de matéria orgânica presente no efluente. A incorporação de ar no processo colabora para manter a massa biológica em suspensão e ajuda através das bolhas de ar a remover e diminuir o acúmulo de sólidos na superfície das membranas, atenuando os fenômenos de entupimento dos poros.

Para Temmermann et al. (2015), no sistema BRM, a aeração é normalmente aplicada próxima às membranas bem como no biorreator. A aeração com bolhas grossas de ar (>2mm) junto às membranas é aplicada para limpeza da biomassa nas imediações e superfície da membrana. A turbulência criada próxima à membrana retarda o entupimento da membrana. Em contraste, a aeração do biorreator com bolhas finas (<2mm) é responsável por manter a concentração suficiente de oxigênio dissolvido (OD) para a nitrificação e remoção de carbono orgânico. Porém, ambos os tipos de aeração podem levar às tensões de cisalhamento do líquido nas membranas.

Em um sistema BRM com membranas submersas, as forças de cisalhamento são induzidas pela turbulência do fluxo de ar e líquidos nos módulos. A quantidade de ar usado para agitar as fibras da membrana é um parâmetro crítico quanto à taxa de incrustação da membrana. O entupimento da membrana ocorre acima de um fluxo de permeação crítica ou sob condições de baixa aeração, sendo que o entupimento da membrana pode ser controlado aumentando a vazão de ar (MELIN et al., 2006).

Praneeth et al. (2014), em sua pesquisa com BRM submerso para tratamento de efluentes, utilizaram aeração contínua através de bolhas grosseira com difusores de ar, promovendo velocidade de escoamento tangencial ao longo da superfície da membrana e,

simultaneamente, produzindo oxigênio dissolvido (OD) necessário para a biomassa presente na reator, utilizando concentrações de OD na faixa de 0,5 a 1 mg.L⁻¹.

2.3.2.4 Concentração de sólidos

Os sólidos dissolvidos, coloidais ou em suspensão presentes nos efluentes do reator afetam o funcionamento do biorreator com membrana. Quantidades de sólidos elevadas que aumentam a concentração no líquido tendem a acumular sobre as membranas e reduzir o fluxo do permeado (MAESTRI, 2007).

Para Chen et al. (2012), o aumento da concentração de biomassa no biorreator é um parâmetro importante para assegurar a capacidade do tratamento biológico e estabilidade dos sistemas BRM.

Para Von Sperling (2002), a concentração de sólidos voláteis em suspensão (SSV) no sistema de lodos ativados convencional varia de 1,5 a 3,0 g.L⁻¹ e para aeração prolongada de 2,5 a 4,0 g.L⁻¹. Para Radjenovic et al. (2008), os valores típicos de concentração para sólidos suspensos no licor misto em BRM variam de 10 a 25 g.L⁻¹, enquanto nos sistemas convencionais de lodo ativados estão em torno 1,5 a 5,0 g.L⁻¹.

Praneeth et al. (2014) utilizaram o processo de BRM submerso para o tratamento de efluente com concentração média de biomassa durante o funcionamento de 5,025 g.L⁻¹, enquanto Marel et al. (2010), operaram BRM submerso com uma concentração média de lodo ativado de 10 g.L⁻¹.

2.3.2.5 Tempo de detenção hidráulica e idade do lodo.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo que o efluente permanece no biorreator do sistema BRM. O controle do tempo de detenção hidráulica deve ser definido a fim de evitar tanto os efeitos adversos de substâncias não biodegradáveis acumuladas como também de uma produção excessiva de lodo de baixa idade, visto que uma das principais vantagens da BRM é operar com idades de lodo avançadas (RADJENOVIC et al., 2008).

Gupta et al. (2008), em sua revisão sobre sistema BRM, relataram que os tempos de detenção hidráulica geralmente variam na faixa de 1 a 8 horas para a operação do sistema.

A idade do lodo que Villain e Marrot (2013) denominam como tempo de retenção de lodo é considerado um dos fatores operacionais de controle mais importante no processo de

BRM, pois afeta ao mesmo tempo as características da biomassa, a incrustação das membranas e a qualidade do efluente final.

Para Chen et al. (2012), a definição do tempo de retenção de sólidos isoladamente nos diferentes tipos de BRM é complexa, pois o desempenho do sistema com relação à concentração de sólidos, concentração de substâncias poliméricas extracelulares, concentração de produtos microbianos solúveis e eficiência de remoção de nitrogênio, apresenta diferentes variações que poderiam ser escolhidas como indicadores para fornecer o melhor tempo de retenção.

Temmerman et al. (2015) operaram o sistema BRM para o tratamento de águas residuais municipais com tempo de retenção de sólidos de 15 dias. Já Villain e Marrot (2013), trabalharam com tempo de retenção de sólidos entre 20 e 50 dias, com relação de alimento/microrganismo constante no tratamento de águas residuais municipais e obtiveram resultados com diferentes eficiências. Portanto, o tempo de retenção de sólidos ou idade do lodo é um parâmetro variável que sofre influência de diversos fatores durante a operação dos sistemas de BRM.

2.3.2.6 Temperatura e pH

O pH é um parâmetro importante no tratamento de efluentes, principalmente nos que são utilizados processos biológicos, visto que a maioria dos microrganismos não tolera níveis de pH fora da faixa de 4,0 a 9,5, sendo considerado pH ótimo entre 6,5 e 7,5 (METCAL; EDDY, 2003; GIACOBBO, 2010).

A temperatura é um fator externo local, relacionada aos processos biológicos que interferem na solubilidade do oxigênio e a atividade microbiana. As concentrações de O₂ dissolvido na água são variáveis de acordo com a temperatura, sendo que em maiores temperaturas ocorrem menores concentrações. Portanto, a eficiência global do sistema é afetada pela temperatura, que interfere diretamente na atividade metabólica dos microrganismos (METCAL; EDDY, 2003).

2.3.2.7 Incrustação e polarização por concentração

Uma das principais limitações para utilização das membranas é o fenômeno da incrustação, que está relacionada às possíveis alterações nas membranas provocadas pelos

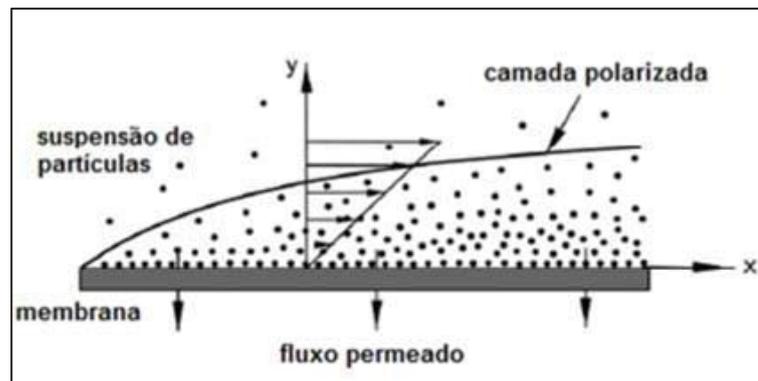
elementos presentes na composição da efluente, reduzindo o fluxo do permeado na membrana.

De acordo com Habert et al. (2006), os principais fenômenos que contribuem para incrustação das membranas são:

- a) adsorção das moléculas de soluto na superfície da membrana ou/e no interior de seus poros devido à interação físico-química com o material da membrana.
- b) entupimento de poros por moléculas ou partículas em suspensão.
- c) depósito de material em suspensão sobre a superfície da membrana com formação de uma torta de filtração.

Outro fenômeno que ocorre durante o processo de separação por membrana é caracterizado quando ocorre à concentração de soluto na interface da membrana/solução, proporcionando resistência à filtração, fenômeno denominado de polarização por concentração (PROVENZI, 2005). A faixa de concentração do soluto forma uma camada polarizada, localizada na região próxima à interface membrana/solução conforme esquematizado na Figura 7.

Figura 7 - Formação da camada polarizada.

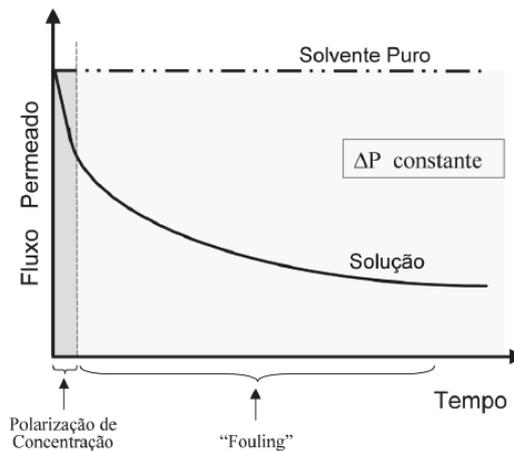


Fonte: Habert et al. (2006).

O fenômeno da polarização de concentração é independente ao processo de transporte seletivo, sendo totalmente reversível, pois quando finalizado o procedimento e a limpeza, a permeabilidade ao solvente puro é recuperada.

A Figura 8 mostra os efeitos da polarização de concentração e da incrustação (*fouling*) no comportamento do fluxo do permeado ao longo de um período, com uma pressão transmembrana constante em um processo de separação por membranas.

Figura 8 - Efeitos da polarização de concentração e incrustação (*fouling*).



Fonte: Habert et al. (2006).

No BRM, da mesma forma que nos processos de separação por membranas em geral, a incrustação é um dos principais problemas que ocorrem durante a operação, porém complexa em virtude da ocorrência de processos biológicos.

Para Pan et. al (2010), a incrustação da membrana resulta no aumento do custo de operação e manutenção do sistema BRM, tornando-se um dos fatores mais significativos que impedem a aplicação generalizada desses sistemas.

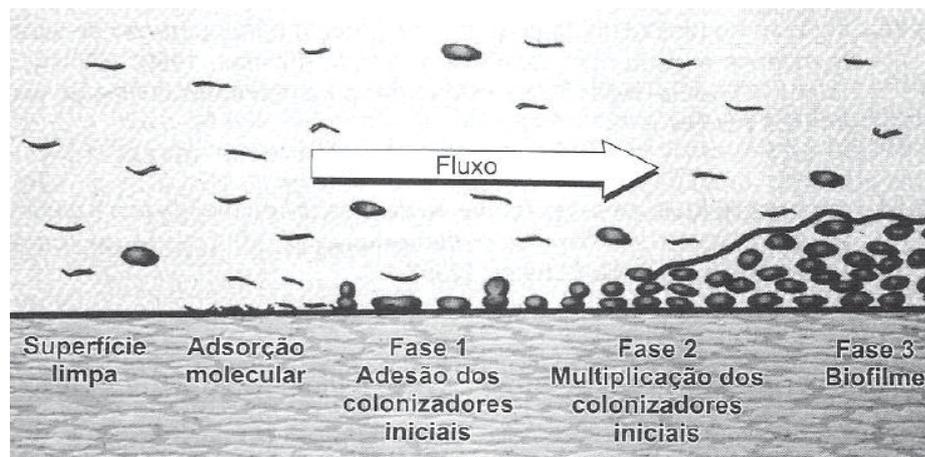
A incrustação é um termo genérico associado à redução do fluxo do permeado que, nos sistemas de biorreatores com membranas, pode acontecer pela deposição das partículas na superfície das membranas, adsorção de macromoléculas ou células microbianas na superfície (incrustação superficial ou torta), ou nos poros da membrana e/ou por bloqueio de poros (VIERO, 2006).

Para Marel et al. (2010), a incrustação da membrana do BRM submerso é causada pelo acúmulo dos constituintes da biomassa na água sob a superfície da membrana (torta e/ou a formação do gel) ou na matriz de membrana (bloqueio de poro e/ou adsorção). A natureza e a extensão da incrustação são influenciadas pelas propriedades da membrana e as condições operacionais (como a aeração ou a técnica de filtração), e as propriedades da alimentação.

Para Radjenovic et al. (2008), a diminuição do fluxo permeado ou o aumento da pressão transmembrana durante o processo que utiliza membrana é definido como incrustação. Os processos com BRM envolvem diversos fenômenos e interações simultâneas, muitas vezes complicados de identificar e localizar com precisão. Citando, ainda, que as principais causas da incrustação são: adsorção de material coloidal e macromolecular, crescimento de biofilmes na superfície da membrana, precipitação da matéria orgânica e o envelhecimento da membrana.

De acordo com Maestri (2007), como ocorrem processos biológicos nos sistemas BRM, a incrustação acontece por ação biológica, ou seja, pelo depósito de matéria orgânica e crescimento de microrganismos aglutinados na superfície da membrana. A formação da bio-incrustação começa com o acúmulo de matéria orgânica na superfície da membrana. Em seguida, os microrganismos aderem e consomem essa matéria orgânica, liberando polímeros extracelulares que formam um tipo de gel conforme a Figura 9.

Figura 9 - Esquema de formação da bio-incrustação.



Fonte: Schneider e Tsutiya (2001).

A incrustação é provavelmente um dos principais problemas envolvidos na tecnologia das membranas e que limita seu uso nos processos. É importante conhecer o fenômeno e minimizar seus efeitos a fim de proporcionar melhores condições de fluxo e aumentar o tempo de vida útil das membranas.

Diversos são os fatores relacionados à incrustação, sendo um fenômeno praticamente inevitável durante a filtração, devendo ser controlado para reduzir ou eliminar a sua ocorrência. Mesmo envolvendo inúmeras condicionantes, diversos fatores devem ser avaliados para minimizar a incrustação do BRM como: alteração das condições hidrodinâmicas, modificação de sistemas de aeração, otimização da limpeza física e química, periodicidade de retrolavagens, frequência de limpezas, incremento de pré-tratamentos, controle de vazão e velocidade de alimentação, funcionamento em períodos intercalados (GIACOBBO, 2010; MAESTRI, 2007; VIERO, 2006).

Segundo Radjenovic et al. (2008), sob o ponto de vista prático, a incrustação pode ser dividida em três tipos:

- a) incrustação reversível, que pode ser removida da membrana por limpeza física.

- b) incrustação irreversível, removida por limpeza química.
- c) incrustação irrecuperável, que não pode ser removida por qualquer limpeza.

2.3.2.8 Limpeza das membranas

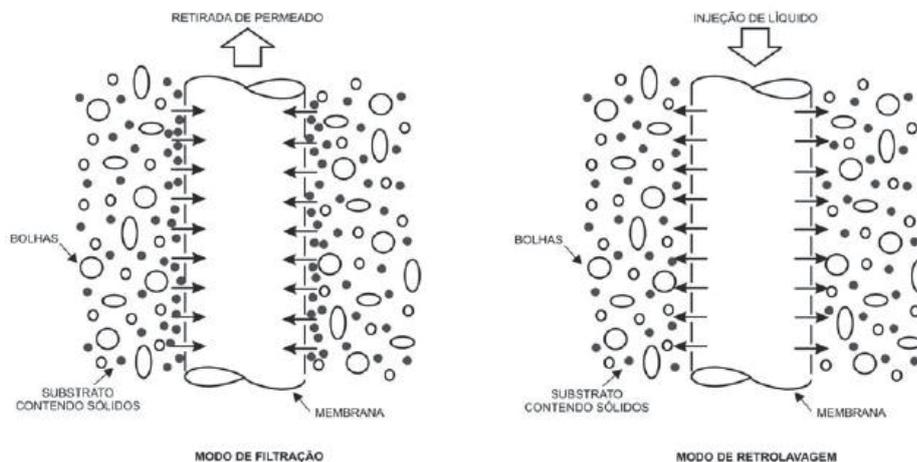
Para Radjenovic et al. (2008), a limpeza física em BRM normalmente é conseguida por meio de retrolavagem ou por relaxamento (interrupção do fluxo de permeado e injeção de ar), sendo a limpeza física um dos métodos simples e curtos, geralmente com duração de menos de 2 min.

Maqbool et al. (2014) descrevem que o relaxamento ou retrolavagem é obrigatório para um funcionamento eficaz do módulo de membranas e o arejamento intermitente é útil para a remoção de nutrientes.

Para Viero (2006), os sistemas BRM funcionam basicamente em ciclos intercalados, por períodos de filtração e períodos de limpeza de retrolavagem. A retrolavagem é um método físico de limpeza em que os elementos aderidos à superfície das membranas são removidos ou deslocados através de forças mecânicas revertendo o sentido do fluxo e com a finalidade de diminuir o fenômeno de incrustação.

A Figura 10 mostra o funcionamento da membrana no sistema BRM submerso, no qual a continuidade da filtração é feita intercalando ciclos de permeação e retrolavagem. Através de sucção, o substrato contendo sólidos atravessa as paredes da membrana e o permeado é retirado e a retrolavagem é realizada invertendo do fluxo, ou seja, parte do permeado é bombeado no sentido inverso da permeação (VIERO, 2006).

Figura 10 - Esquema de filtração e retrolavagem em BRM com módulo submerso.



Fonte: Viero (2006).

No entanto, mesmo com limpezas físicas periódicas incorporadas ao processo de separação, em determinado estágio não é mais possível remover todo o material depositado na membrana e as condições de fluxo pré-estabelecidas são prejudicadas, sendo necessária realizar a limpeza química das membranas.

Nesse caso, os procedimentos químicos de limpeza são mais eficientes, com capacidade de remover partículas aderidas nas membranas. Segundo Schneider e Tsutiya (2001), para a remoção do material remanescente da retrolavagem, como óxido de ferro, sedimentos, carvão, sílica, sais, géis de matéria orgânica e biofilmes microbianos, são utilizados processos de limpeza química.

O tempo e as condições necessárias para a limpeza química das membranas são variáveis, conforme indicação dos fabricantes. Usualmente é utilizada a retrolavagem química diária, a manutenção com maior concentração química semanal e limpeza química intensiva semestral ou anual. Quando a incrustação acumulada na membrana ao longo dos anos de sua operação não pode ser removida por nenhum método de limpeza disponível, é denominada de incrustação irreversível (RADJENOVIC et al., 2008).

2.4 Esgoto sanitário

De acordo com a NBR 9648/1986, o esgoto sanitário é despejo líquido constituído de esgotos domésticos e industriais, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária, sendo o esgoto doméstico o despejo resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas e o esgoto industrial aquele do despejo resultante de processos industriais que respeitam os limites permitidos pela legislação. A água de infiltração é toda a água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema que penetra na tubulação, e a contribuição pluvial parasitária é a parcela inevitavelmente absorvida pelo sistema de deflúvio superficial.

A composição média do esgoto sanitário é de cerca de 99,9% de água e apenas 0,01% de sólidos, sendo que cerca de 75% desses sólidos são constituídos de matéria orgânica em decomposição (NUVOLARI, 2011).

Os esgotos sanitários podem ser caracterizados fisicamente, quimicamente e biologicamente, além de suas propriedades variarem conforme o clima, situação socioeconômica e hábitos da população (VON SPERLING, 2005).

Pela quantidade de parâmetros e variáveis envolvidas no processo de tratamento de efluentes, é importante conhecer as características dos esgotos a serem tratados, pois através dessa caracterização são planejadas as ações que garantem um tratamento eficiente.

A Tabela 2 apresenta os parâmetros de caracterização do esgoto sanitário típico de acordo com Von Sperling (2005).

Tabela 2- Parâmetros de caracterização do esgoto sanitário bruto típico.

Parâmetro	Unidade	Esgoto sanitário	
		Concentração	
		Faixa	Típico
Sólidos totais	mg/L	700-1350	1100
Em suspensão	mg/L	200-450	350
Fixos	mg/L	40-100	80
Voláteis	mg/L	165-350	320
Dissolvidos	mg/L	500-900	700
Fixos	mg/L	300-550	400
Voláteis	mg/L	200-350	300
Sedimentáveis	ml/L	10-20	15
Matéria orgânica			
DBO₅	mg/L	250-400	300
DQO	mg/L	450-800	600
DBO_{última}	mg/L	350-600	450
Nitrogênio total	mgN/L	35-60	45
Nitrogênio orgânico	mgN/L	15-25	20
Amônia	mgNH ₃ -N/L	20-35	25
Nitrito	mgNO ₂ -N/L	≈0	≈0
Nitrato	mgNO ₃ -N/L	0-1	≈0
Fósforo	mgP/L	4-15	7
Fósforo orgânico	mgP/L	1-6	2
Fósforo inorgânico	mgP/L	3-9	5
pH	-	6,7-8,0	7,0
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	100-250	200
Metais pesados	mg/L	Traços	Traços
Comp. Orgânicos tóxicos	mg/L	Traços	Traços
Temperatura	°C		
Surfactantes	mg/L		

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

De acordo com Metcal e Eddy (2003), muitas propriedades físicas químicas e biológicas dos esgotos sanitários estão inter-relacionadas, citando como exemplo a temperatura que é uma propriedade física que afeta tanto a quantidade de gases dissolvidos nas águas residuais como a atividade biológica. Ainda, conforme Metcal e Eddy (2003), a preocupação no tratamento de esgotos sanitários está relacionada principalmente à remoção de orgânicos biodegradáveis, sólidos em suspensão totais e agentes patogênicos e, ainda, para

padrões de exigência maiores ainda devem ser considerados remoções de nutrientes, metais pesados e poluentes prioritários.

O Quadro 2 apresenta resumidamente os processos, operações e sistemas de tratamento de esgoto sanitários mais utilizados em função dos poluentes a serem removidos.

Quadro 2 - Operações, processos para a remoção de poluentes dos esgotos sanitários.

Poluente	Operação, processo ou sistema de tratamento.
Sólidos em suspensão	Gradeamento Remoção de areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização Lodos ativados e variações Reatores aeróbios com biofilmes Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Organismos patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultravioleta Membranas
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Lagoas de maturação de alta taxa Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica Lagoas de maturação e alta taxa Processos físico-químicos

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

Os sistemas de tratamento de esgoto sanitário buscam basicamente remover os poluentes encontrados na composição dos efluentes, atendendo aos padrões de qualidade exigidos pela legislação, diminuindo riscos de contaminação que representem ameaça à saúde da população (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

De acordo com Nuvolari (2011), na questão técnica, são inúmeras as opções para fazer o tratamento de esgoto sanitário, cada qual com suas vantagens e desvantagens. Devem ser analisadas questões sobre a área necessária, eficiência desejada no tratamento, utilização ou não de equipamentos eletromecânicos, com consequente consumo de energia, sofisticação ou não de implantação e operação, necessidade ou não de mão de obra especializada. E ainda, para indicar a técnica ou o conjunto de processos mais adequados para determinado tratamento é necessário analisar as características como o clima, topografia e corpo receptor.

Do mesmo modo que os poluentes encontrados nos esgotos são de natureza física, química e biológica, as técnicas de tratamento de esgotos sanitários podem ser realizadas através de processos físicos, químicos e biológicos, em processos isolados ou em combinações (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Os níveis de tratamento a serem utilizados em uma estação de tratamento de esgotos estão associados à qualidade desejada do efluente para lançamento ou ao padrão de qualidade exigido para reaproveitamento, sendo enquadrados em nível de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

Os processos e finalidades do tratamento dos esgotos sanitários que ocorrem em cada nível são descritos de acordo com Von Sperling (2005) como sendo:

- a) nível preliminar: tem a finalidade de remover os sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia).
- b) nível primário: faz a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e DBO em suspensão (associada à matéria orgânica).
- c) nível secundário: agem na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em suspensão (caso não haja tratamento primário), DBO em suspensão finamente particulada e DBO solúvel.
- d) nível terciário: faz a remoção de nutrientes, organismos patogênicos compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos, sólidos em suspensão remanescentes.

Ainda, de acordo com Von Sperling (2005), a remoção de nutrientes (por processos biológicos) e de organismos patogênicos pode ser considerada como integrante do tratamento secundário, dependendo do processo de tratamento adotado.

Para o tratamento de esgoto sanitário, inúmeras são as possibilidades de combinações e adaptações de sistemas. Porém, dificilmente poderão ser utilizados sistemas padrões para diferentes demandas, sendo necessário levar em conta além de questões técnicas, aspectos referentes à disponibilidade de espaço, padrão desejado, legislação vigente e peculiaridades de cada local (NUVOLARI, 2011).

2.5 Aplicações de BRMS no tratamento de efluentes

Os sistemas de biorreatores com membranas submersas (BRMS) são sistemas versáteis que podem ser aplicados em diversos setores para o tratamento de efluentes.

Keskes et al. (2012), analisaram o desempenho de um biorreator com membrana submersa para tratamento de águas residuais de um matadouro durante 115 dias. A demanda química de oxigênio (DQO) do permeado não ultrapassou 25 mg.L^{-1} fornecendo uma remoção média de DQO de 98%. A análise microbiológica mostrou que BRMS permitiu uma remoção completa de coliformes fecais, *Listeria* e *Salmonella*, além de observar uma redução significativa de produção de biomassa.

Belli et al. (2014), em sua pesquisa, avaliaram o desempenho de um biorreator com membrana para remoção de nutrientes de águas residuárias municipais, construído em escala piloto com volume de 15 litros, operado durante 240 dias sob o modo de batelada, com tempo de ciclo de 4 horas. O biorreator com membranas apresentou eficiência média de remoção de 97% para demanda química de oxigênio, 99% de amônia e 82% de nitrogênio total. Com relação à remoção de fósforo, apresentou média de remoção de 48%, sendo esse fraco desempenho atribuído à baixa disponibilidade de matéria orgânica durante a fase anóxica/anaeróbia devido à atividade de desnitrificação, que limitou o processo de liberação de fósforo e absorção durante a fase aeróbica. Além disso, foi observado que o aumento da temperatura no verão dificultou o processo de remoção de fósforo.

Capodici et al. (2015) operaram uma planta piloto de BRMS em fase aeróbias e anóxicas durante um período de 120 dias para o tratamento de águas residuais municipais. Foram utilizados módulos com membranas de fibra ocas e o fluxo foi mantido na faixa de 20 a $23 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ com relação A/M bastante moderada e concentração de sólidos na faixa de 5.000 e 7.000 mg.L^{-1} . Obtiveram eficiência média de remoção de DQO na faixa de $85\pm 12\%$ a $98\pm 1\%$, DBO na faixa de $97\pm 1\%$ a $99\pm 1\%$ e nitrogênio total de $55\pm 21\%$ a $76\pm 11\%$.

Nguyen et al. (2016) pesquisaram o desempenho de BRMS (convencional e com adição de cubos esponjosos) com módulo de membrana de fibra oca para o tratamento de águas residuais de hospital. A idade de lodo foi mantida em 45 dias e concentração de biomassa oscilou entre 4.889 e 6.978 mg.L^{-1} na BRMS-Esponja e entre 3.720 e 5.825 mg.L^{-1} no BRMS convencional. As eficiências médias de remoção de DQO na BRMS-Esponja foram de $89\pm 9\%$, $88\pm 6\%$ e $85\pm 10\%$ para os fluxos de 2, 4 e $6 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$, respectivamente, enquanto a BRMS convencional foram e $84\pm 10\%$, $86\pm 6\%$ e $84\pm 10\%$. As eficiências de remoção de nitrogênio total variaram de $12\pm 1\%$ até $52\pm 13\%$ e de fósforo total de $20\pm 15\%$ a $28\pm 12\%$, nas diferentes condições operacionais.

As configurações e condições operacionais do BRMS são objetos de diversas pesquisas, visando melhorar o desempenho dos processos e sua eficiência.

Maqbool et al. (2014), em seu estudo, realizaram investigações de diferentes modos de filtração e o comportamento da incrustação da membrana em tratamento utilizando biorreator com membrana submersa. Operaram de três modos, 12, 10 e 8 minutos de filtração e 3, 2 e 2 minutos de relaxamento, correspondente a 6, 5 e 4 ciclos / hora, respectivamente. Os perfis da pressão transmembrana mostraram que BRMS com 8 minutos de filtração e 2 minutos de relaxamento reduziu a taxa de incrustação, representado um tempo mais longo de filtração do sistema BRM para o tratamento de água residuária sintética, além de apresentar uma taxa de desnitrificação mais alta. O sistema BRMS com 12 minutos de filtração e 3 minutos de relaxamento foi mais eficiente na remoção orgânica e de nutrientes.

Shen et al. (2015), operando um biorreator com membrana submersa para o tratamento de águas residuais sintéticas, investigaram os efeitos do tamanho de flocos da massa biológica na incrustação de membrana, as interações termodinâmicas e a resistência da torta no BRMS.

Temmermann et al. (2015) avaliaram os efeitos das variações da intensidade de aeração sobre as membranas do BRMS em escala de laboratório, monitorando a dinâmica de cisalhamento de bolhas de ar finas no desenvolvimento do lodo e na incrustação da membrana.

Tobino et al. (2016) pesquisaram um sistema BRMS híbrido piloto compacto e eficiente energeticamente para tratamento de águas residuais, demonstrando a capacidade de remoção de carbono orgânico e reduzindo a produção do excesso de lodo.

Para Krzeminski et al. (2017), o controle de incrustação das membranas e o consumo de energia continuam sendo os grandes desafios dos sistemas BRMS. A utilização de procedimentos e técnicas como a operação em condições ótimas de fluxo para maximizar a utilização hidráulica das membranas; a equalização de fluxo; o ajuste de configurações operacionais (ciclos de filtração, concentração SST); a implementação de novas e/ou otimização de estratégias atuais de aeração; a introdução de sistemas de controle de aeração; a instalação de variadores de velocidade em sopradores e bombas; os tratamentos preliminares à frente do BRMS; e o design modular com múltiplas linhas de tratamento com ajuste gradual de fluxo são propostas em configurações de BRMS que visam melhorar o controle da incrustação da membrana e reduzir o consumo de energia.

3 METODOLGIA

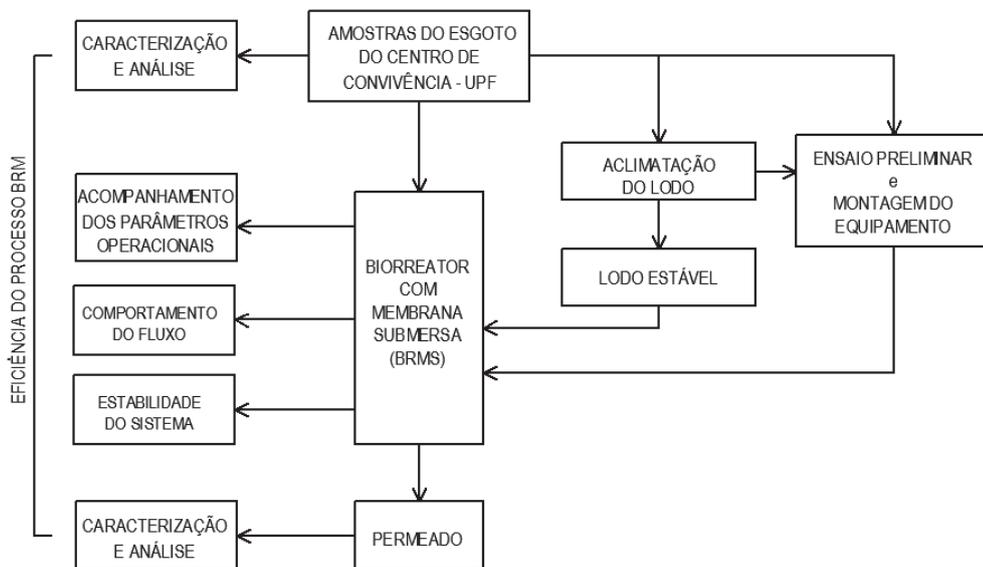
3.1 Delineamento da pesquisa

O delineamento da pesquisa pode ser organizado nas etapas a seguir.

- a) Caracterização do esgoto bruto: coleta e caracterização do esgoto de Centro de Convivência da UPF.
- b) Aclimação do lodo ativado: processo que envolveu a inoculação, controle e acompanhamento das propriedades do lodo ativado até o início da operação do BRMS.
- c) Ensaio preliminar: montagem e instalação do equipamento experimental, realização de ensaio preliminar com BRMS para estabelecer indicadores operacionais, análise do desempenho do sistema quanto à remoção de alguns parâmetros físico-químicos e quanto ao comportamento do fluxo.
- d) Ensaio com BRMS: acompanhamento dos parâmetros operacionais, avaliação do comportamento do fluxo, análise da eficiência do tratamento do esgoto utilizando BRMS, caracterização do esgoto bruto e tratado (permeado), avaliação do desempenho e estabilidade durante 60 dias de operação do sistema.

O trabalho de pesquisa foi desenvolvido conforme as atividades apresentadas no fluxograma da Figura 11.

Figura 11 – Fases do trabalho de pesquisa.



Fonte: Autor.

3.2 Coleta e caracterização das amostras

As amostras do esgoto bruto utilizadas na pesquisa são provenientes do Centro de Convivência da Universidade de Passo Fundo, campus Passo Fundo/RS, que possui uma área construída de 3.695 m² e está localizado em uma área central do campus com coordenadas geográficas de latitude -28.232480° e longitude -52.382396°. A Figura 12 indica o Centro de Convivência da UPF e a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-UPF).

Figura 12 - Vista aérea parcial do campus da UPF.



Fonte: Adaptado Google Earth (2016).

O Centro de Convivência da UPF abriga diferentes estabelecimentos comerciais, farmácia, livraria, agência bancária, sanitários, além de uma praça de alimentação com restaurantes, lancherias, sorveteria e cafeteria. Seu horário de funcionamento é de segunda a sexta-feira com a praça de alimentação atendendo das 7h30min às 22h30min e as lojas comerciais têm o horário das 10h às 22h. Aos sábados, a praça de alimentação funciona das 7h30min às 14h30 e as lojas das 10h às 14h. A Figura 13 mostra a fachada externa do Centro de Convivência da UPF.

De acordo com Bier (2013), a população que utiliza o Centro de Convivência da UPF é classificada como flutuante, atendendo além dos funcionários, a comunidade da instituição e usuários externos. Bier (2013) estimou uma população fixa de 126 pessoas, contabilizando funcionários próprios do Centro Comercial e dos estabelecimentos comerciais, e uma população flutuante de 3.200 pessoas, sendo 960 pessoas efetivamente usuárias da praça de alimentação.

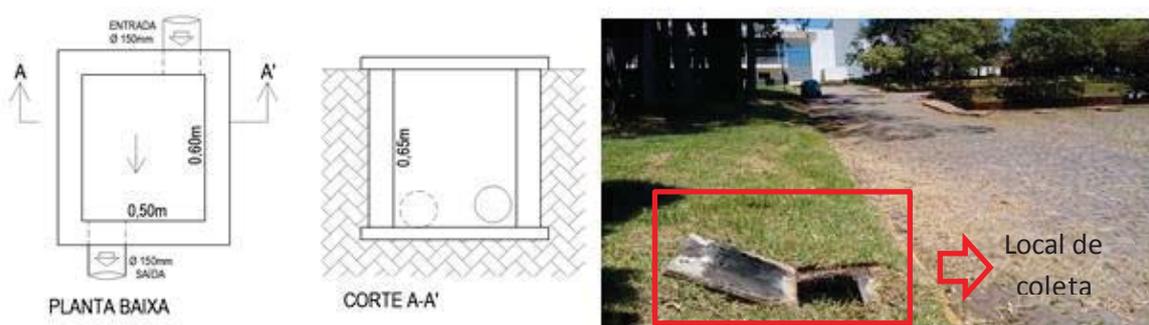
Figura 13 – Vista externa da fachada do Centro de Convivência da UPF.



Fonte: Autor.

As coletas do tipo amostragem simples foram realizadas em uma caixa de passagem, em rede coletora, próxima ao prédio do Centro de Convivência que recebe contribuições exclusivamente de esgoto gerado no Centro de Convivência da UPF e sem qualquer tratamento preliminar. A Figura 14 indica o local da coleta das amostras.

Figura 14 - Detalhe da caixa de passagem e local da coleta das amostras.



Fonte: Autor.

Após passar pela caixa de passagem, o esgoto gerado no Centro de Convivência é conduzido para a Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade de Passo Fundo (ETE-UPF), onde recebe o tratamento juntamente com o efluente gerado em outros prédios do campus.

Utilizando somente amostras do esgoto gerado no Centro de Convivência é minimizada a possibilidade de haver elementos tóxicos em sua composição. O efluente que chega à estação de tratamento da UPF pode apresentar características de toxidez que dificultam seu tratamento, pois em sua composição podem ser encontrados elementos provenientes de laboratórios utilizados em análises, lavagens de vidrarias e processos. A presença de elementos tóxicos pode comprometer o tratamento de efluente que utilizam processos biológicos.

A caracterização do esgoto bruto e do permeado foi realizada avaliando-se os parâmetros através dos princípios do método e a referência apresentados no Quadro 3.

Quadro 3 - Relação das análises e seus respectivos princípios e referências.

Parâmetro	Princípio do Método	Referência
Alcalinidade	Método titulométrico com indicadores laranja de metila e fenolftaleína	APHA, 2005
Turbidez	Espectrofotométrico	APHA, 2005
pH	Método Eletrométrico	APHA, 2005
Nitrogênio amoniacal	Método do fenato	NBR 9896/93
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Micrométrico através da digestão em refluxo fechado e quantificação fotométrica.	APHA, 2005
Matéria orgânica	Método do permanganato de potássio	NBR 10739/89
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico	APHA, 2005
Nitrogênio Kjeldahl	Digestão ácida da amostra, destilação e titulação.	APHA, 2005
Nitratos	Colorimétrico	APHA, 2005
Nitritos	Colorimétrico	APHA, 2005
Fósforo Total	Digestão Ácida	APHA, 2005
Cor	Espectrofotométrico	APHA, 2005

Fonte: Autor.

3.3 Aclimação do lodo

O processo de aclimação do lodo ativado durou aproximadamente 30 dias, iniciando com a inoculação do lodo ativado proveniente de um sistema de tratamento de efluentes de indústria de laticínios. Inicialmente em um tanque de polipropileno com capacidade de 4,5

litros, que posteriormente foi transferido para um tanque de pvc (biorreator) com volume de 6,0 litros na efetiva operação do sistema BRMS.

Para a aclimação do lodo, o reator foi mantido em aeração constante utilizando inicialmente uma bomba diafragma e posteriormente um compressor de ar com rotâmetro, com injeção de ar de 4 L/min mantendo o oxigênio dissolvido (OD) na faixa de 2 a 4 mg.L⁻¹.

O biorreator foi alimentado através de uma bomba peristáltica continuamente com esgoto do Centro de Convivência da UPF e diluições de água com leite em pó para atender a relação A/M, alimento/microrganismo na faixa de 0,08 a 0,15 kgDBO/kgSSV.d. O pH do biorreator foi mantido na faixa entre 6,0 e 9,0 em temperatura ambiente.

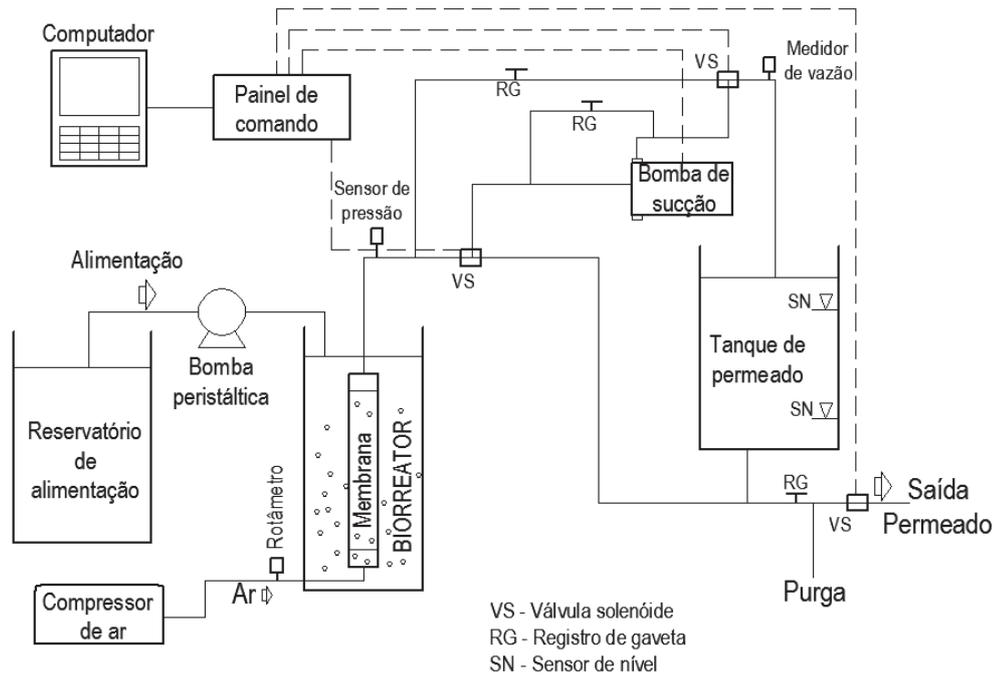
O acompanhamento na aclimação do lodo foi realizado através do parâmetro de sólidos sedimentáveis utilizando o cone Imhoff, e através dos sólidos suspensos totais (SST) por filtração e pesagem.

3.4. Ensaio preliminar

3.4.1 Instalação do BRMS

O sistema BRMS experimental fornecido pela PAM – Membranas Seletivas foi instalado no Laboratório da Engenharia Ambiental, no Campus da Universidade de Passo Fundo (UPF). O BRMS é formado por um biorreator (tanque de polipropileno), onde estão inseridos os módulos de membranas. Uma bomba de sucção conectada a esse módulo retirou e conduziu o permeado até o tanque de permeado graduado. A inversão do fluxo do sistema foi responsável pelas retrolavagens. Um sistema de aeração instalado no biorreator forneceu oxigênio para a massa biológica e colaborou para redução do processo incrustação da membrana. A alimentação do sistema foi realizada através de uma bomba peristáltica que transportou o esgoto do reservatório de alimentação até o biorreator. Um painel de comandos elétricos interligado a um computador foi responsável pelo envio, recebimento e armazenamento das informações que determinam a operação do sistema. O sistema BRMS utilizado na pesquisa pode ser representado esquematicamente conforme a Figura 15.

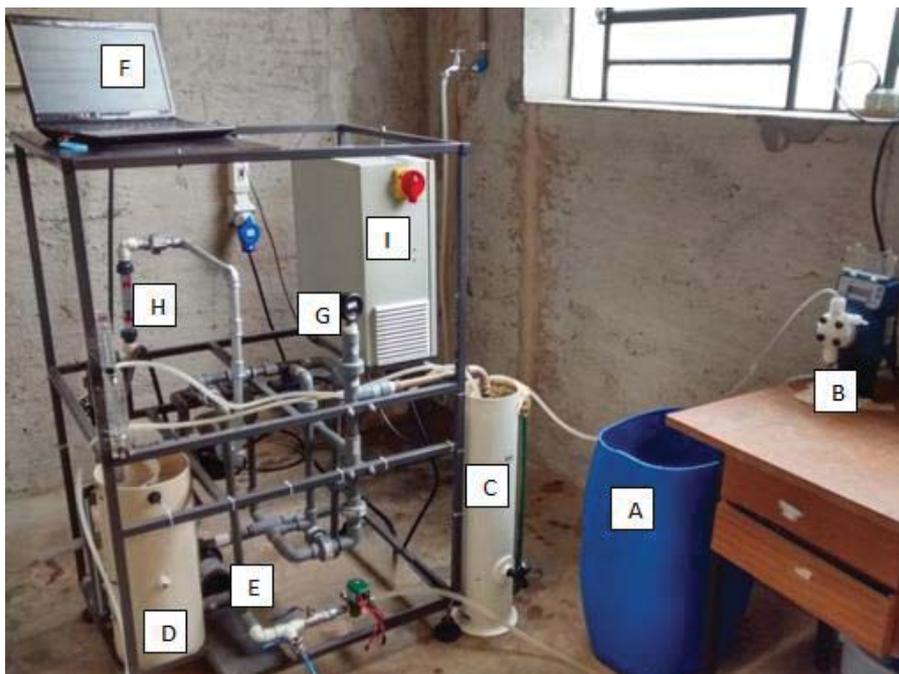
Figura 15 - Esquema da unidade experimental do BRMS.



Fonte: Autor.

A Figura 16 apresenta o sistema BRMS utilizado durante os ensaios para o tratamento do esgoto do Centro de Convivência da UPF.

Figura 16 – Sistema BRMS utilizado no ensaio.



Legenda

- A: reservatório de alimentação;
- B: bomba peristáltica;
- C: biorreator;
- D: tanque de permeado;
- E: bomba de sucção;
- F: computador;
- G: sensor de pressão;
- H: medidor de vazão;
- I: painel de comando.

Fonte: Autor

O módulo de membranas submerso utilizado no sistema BRMS foi de Ultrafiltração (UF), modelo 729, tipo fibra oca, fabricado pela empresa PAM – Membranas Seletivas, conforme características indicadas no Quadro 4.

Quadro 4 - Características do módulo de membranas de ultrafiltração.

Identificação do módulo	729
Processo	Ultrafiltração
Configuração	Submerso
Comprimento total (m)	0,25
Diâmetro externo do módulo (m)	0,075
Empacotamento (m ² /m ³)	919
Área de filtração (m ²)	0,22
Permeabilidade hidráulica (L/hm ² bar)	67
Massa molar de corte (kDa)	50

Fonte: Adaptado de PAM Membranas.

A Figura 17 apresenta o módulo de membranas submerso utilizado no sistema identificando as fibras da membrana, entrada de ar e a saída do permeado. A tela de proteção do módulo evita a danificação das fibras da membrana causada pelo choque de materiais grosseiros durante a sucção.

Figura 17 – Módulo de membrana utilizada nos ensaios.



Fonte: Autor.

3.4.2 Ensaio preliminar

Inicialmente foi realizada a limpeza química da membrana e posteriormente executado um ensaio preliminar para determinar o fluxo de trabalho das membranas e planejar os experimentos posteriores. Além disso, foram modificadas condições operacionais e analisada a eficiência frente a alguns parâmetros de controle; a saber: tempo de filtração e retrolavagens. O ensaio preliminar foi realizado em dois períodos com parâmetros de funcionamento estabelecidos conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Condições operacionais do ensaio preliminar com BRMS.

Parâmetro	Período 1	Período 2
Operação (min)	0-120	120-360
Filtração (min)	30	60
Retrolavagem (s)	15	15

Fonte: Autor.

O ensaio preliminar foi realizado na fase inicial de aclimação do lodo em um biorreator com volume de 4,5 litros. Durante a operação, a aeração do biorreator permaneceu em $4 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, mantendo oxigênio dissolvido (OD) na faixa de 2,0 a $4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

A pressão de trabalho no sistema foi constante de 40 kPa, tanto para a filtração como para retrolavagens, em faixa estipulada por Gupta et al. (2008) na configuração submersa que sugere pressões abaixo 50 kPa.

O pH foi mantido na faixa de 7,5 a 8,0. Os sólidos suspensos totais oscilaram próximos de $2.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e os sólidos sedimentáveis na faixa de $400 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$.

A idade do lodo não foi possível determinar, pois o lodo ativado estava em fase inicial de aclimação. O acompanhamento do lodo foi realizado através do parâmetro de sólidos sedimentáveis utilizando o cone Imhoff, pelo princípio da volumetria e através dos sólidos suspensos totais (SST) por filtração e gravimetria.

Foram realizadas coletas de esgoto bruto e permeado para análises de cor, turbidez, DQO, nitrogênio e fósforo. A partir da pressão de trabalho constante foram obtidos valores variáveis de vazão, fluxo.

3.5 Ensaio com BRMS

Antes do início da operação, foi realizado ensaio com água deionizada para verificar a permeabilidade hidráulica do módulo de membrana.

O sistema BRMS foi operado por 60 dias nos meses de setembro, outubro e novembro. O início da operação foi realizado com lodo ativado previamente aclimatado. A concentração inicial de sólidos suspensos totais no biorreator foi próxima de 3.000 mg.L^{-1} .

Os sólidos sedimentáveis do biorreator foram medidos constantemente para estimar o descarte de lodo e manter a idade do lodo próximo de 30 dias, dentro da faixa utilizada por Villain e Marrot (2013), que trabalharam com tempo de retenção de sólidos entre 20 e 50 dias.

O reator do BRMS com volume útil de 6 litros foi alimentado constantemente com esgoto bruto do Centro de Convivência através de uma bomba peristáltica.

A aeração foi mantida constante em 4 L.min^{-1} , fornecida por um compressor e controlada através de um rotâmetro, mantendo o oxigênio dissolvido no biorreator na faixa de 2,0 a $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e medidos com oxímetro.

O pH do biorreator foi controlado ao longo do funcionamento do BRMS, buscando manter-se na faixa de 6,0 a 9,0. A operação do sistema ocorreu em temperatura ambiente, buscando reproduzir condições reais de um sistema de tratamento de efluentes.

A pressão de trabalho no sistema foi mantida constante de 40 kPa, tanto para a filtração como para retrolavagens, variando as condições de vazão, fluxo e o do tempo de detenção hidráulica (TDH) em função da incrustação da membrana.

O ciclo operacional do BRMS foi de 4 horas de filtração e retrolavagem de 30 segundos.

O acompanhamento do lodo foi efetuado através do parâmetro de sólidos sedimentáveis pelo princípio da volumetria utilizando o cone Imhoff e dos sólidos suspensos totais (SST) por filtração e gravimetria. Foram realizadas coletas de esgoto bruto e permeado para análises de caracterização físico-químicas. Ao longo do tempo foram registrados os dados de vazão, fluxo permeado e TDH.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do esgoto gerado no Centro de Convivência da UPF

Os resultados da caracterização das amostras do esgoto bruto proveniente do Centro de Convivência da UPF coletadas no período anterior a aclimação do lodo, durante a aclimação do lodo e na operação do sistema BRMS, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Caracterização do esgoto bruto gerado no Centro de Convivência da UPF.

Parâmetro	Unidade	Efluente bruto
pH	-	6,44±0,78
Cor	Hazen	581,96±402,55
Turbidez	NTU	619,01±341,69
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg.L ⁻¹	1.707,43±324,63
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg.L ⁻¹	991,67±308,27
Fósforo total	mg.L ⁻¹	24,09±15,17
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹	35,72±17,09
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	15,15±9,98
Sólidos totais (ST)	mg.L ⁻¹	2.140,58±1044,41
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg.L ⁻¹	650,00±313,33
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	1.582,18±199,51

Fonte: Autor.

As amostras que caracterizam o esgoto gerado no Centro de Convivência da UPF apresentaram variações no decorrer das análises, refletidas no alto desvio padrão dos parâmetros demonstrados na Tabela 4.

Os valores de pH encontrados de 6,44±0,78 estão próximos da faixa sugerida por Von Sperling (2005) que vai de 6,7 a 8,0 para esgotos sanitários típicos.

Com relação à DQO, os valores encontrados na faixa de 1.707,43±324,63 mg.L⁻¹ estão acima dos valores indicados por Metcal e Eddy (2003) para esgoto sanitário forte (faixa de 1.000 mg.L⁻¹). Da mesma forma, foram encontradas altas concentrações de DBO no esgoto bruto, na faixa de 991,67±308,27 mg.L⁻¹.

As quantidades de ST, SST e óleos e graxas também estão acima da faixa de esgoto forte sugerido por Metcal e Eddy (2003).

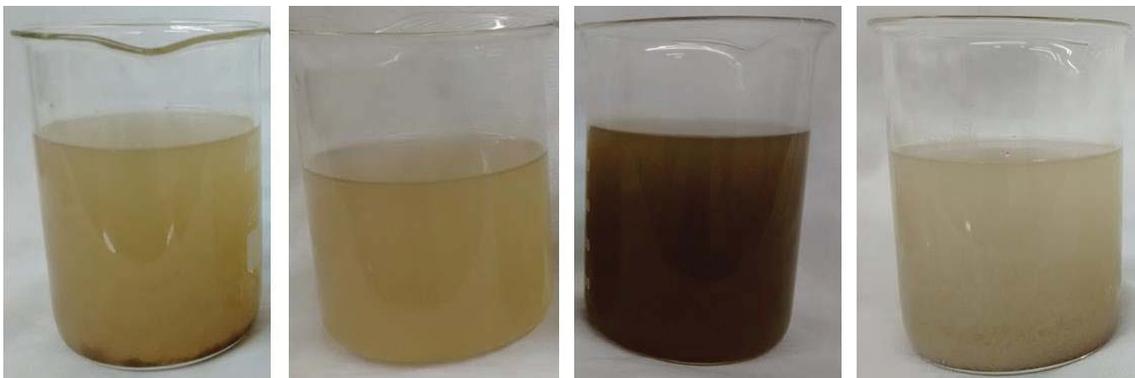
A elevada concentração de fósforo total de $24,09 \pm 15,17 \text{ mg.L}^{-1}$ está associada principalmente ao uso de detergentes nos estabelecimentos que oferecem serviços de alimentação. As concentrações de nitrogênio total e amoniacal estão em faixa com valores médios típicos do esgoto sanitário.

Subtil et al. (2013) caracterizaram o esgoto sanitário proveniente da moradia estudantil e do restaurante universitário da Universidade de São Paulo, que apresentou parâmetro de cor variando entre 197 a 584 Hazen, turbidez entre 123 a 383 NTU, DQO de 337 a 746 mg.L^{-1} e DBO entre 277 e 458 mg.L^{-1} . Valores inferiores aos obtidos na caracterização do esgoto do Centro de Convivência devido ao tratamento preliminar recebido (grade mecânica, desarenação e equalização).

Os parâmetros analisados que caracterizam o esgoto gerado no Centro de Convivência da UPF apresentaram grandes variações e elevadas cargas, com concentrações superiores ao esgoto sanitário tipicamente forte. A variação da carga está relacionada aos períodos de maior ocupação e movimentação do centro em horários de refeições e, ainda, pela ausência de sistema de equalização do esgoto bruto. A elevada carga que caracterizam o esgoto do Centro de Convivência como um esgoto forte estão associados a ausência de águas de diluição como de chuveiros, máquina de lavar, lavagem de pisos, águas de infiltração na rede, bem como a inexistência de tratamento preliminar.

A Figura 18 apresenta o aspecto visual de amostras distintas do esgoto bruto do Centro de Convivência da UPF, durante as análises de caracterização.

Figura 18 – Aspecto visual de diferentes amostras do esgoto bruto do Centro de Convivência.



Fonte: Autor.

Visualmente, as amostras do esgoto do Centro de Convivência apresentaram grandes variações de cor e turbidez durante a caracterização, que refletiram nas demais características do esgoto. A elevada quantidade de materiais suspensos e sedimentáveis indicam a inexistência de qualquer tratamento prévio.

4.2 Aclimação do lodo ativado

Durante o processo de aclimação, o lodo ativado apresentou grande instabilidade na fase inicial, com variações significativas na concentração de SST e sólidos sedimentáveis. A Figura 19 mostra o lodo ativado na fase inicial de aclimação.

Figura 19 – Aspecto do lodo ativado na fase inicial da aclimação.



Fonte: Autor.

Durante a fase inicial de aclimação, a massa biológica apresentou grandes alterações, pois estava em formação. Neste período, é comum a ocorrência de flocos malformados, dispersos, leves, excesso de flocos filamentosos, bem como uma seleção natural dos organismos que formam a massa biológica do lodo ativado.

Na fase final de aclimação, os valores de SST permaneceram na faixa de 3.000 mg.L⁻¹ que correspondem, aproximadamente, à concentração de sólidos voláteis em suspensão (SSV) de 2.550 mg.L⁻¹. Von Sperling (2002) sugere para lodo ativados com aeração prolongada a concentração de SSV na faixa de 2.500 a 4.000 mg.L⁻¹. Já para a operação de biorreatores com membrana, Temmermann et al. (2015) iniciaram o processo com a concentração de 6.000 mg.L⁻¹ de SST e Maestri (2007) deu partida no sistema com valores de SST bem inferiores, na faixa de 1.000 mg.L⁻¹.

A Figura 20 mostra o aspecto visual do lodo ativado na fase final da aclimação, início da operação do sistema BRMS e o ensaio de sólidos sedimentáveis.

Figura 20 – Aspecto do lodo ativado na fase final de aclimação.



Fonte: Autor.

Os sólidos sedimentáveis na fase final de aclimação estavam com valores próximos de 400 mL^{-1} , apresentando um índice volumétrico de lodo (IVL) de 133 mL.g^{-1} . Valores próximo do ideal sugeridos por Jordão e Pessoa (2011) para um floco biológico bem formado, fica na faixa de 80 a 120 mL.g^{-1} .

4.3 Ensaio preliminar

O ensaio preliminar foi realizado na fase aclimação do lodo, portanto sem determinar a idade do lodo. As condições operacionais e o resultado do fluxo obtido durante o ensaio preliminar utilizando o BRMS para o tratamento do esgoto do Centro de Convivência são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Condições operacionais e eficiência do BRMS no ensaio preliminar.

Parâmetros	Período 1	Período 2
Operação (min)	0-120	120-360
Filtração (min)	30	60
Retrolavagem (s)	15	15
Fluxo médio ($\text{L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$)	10,44	13,29

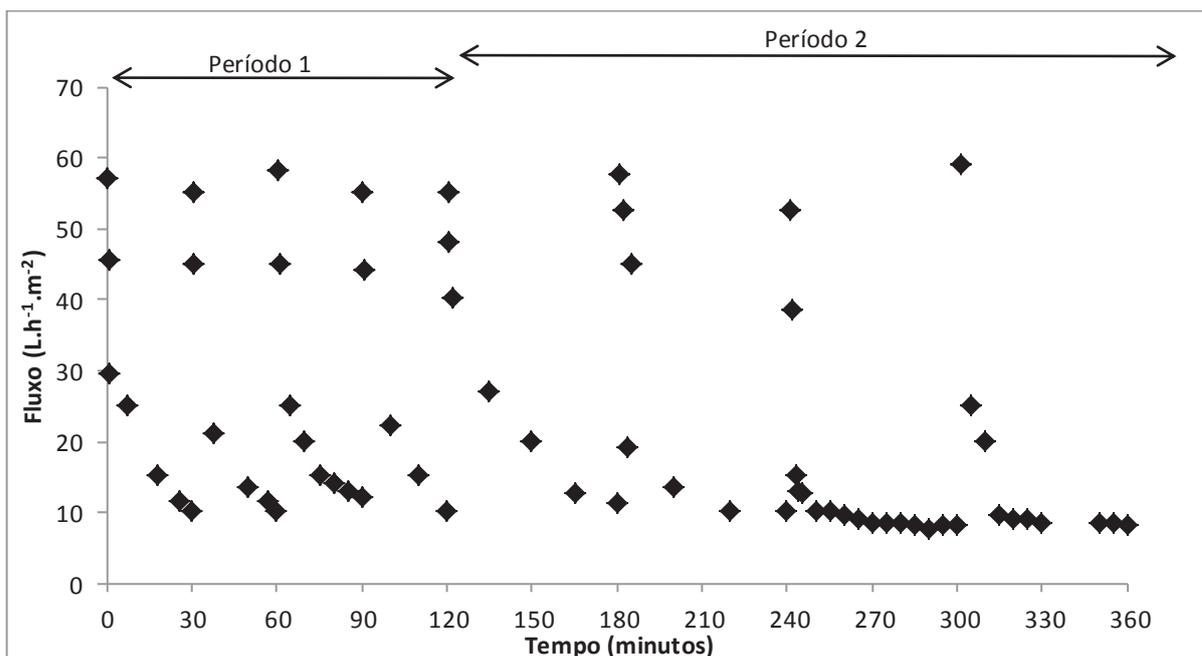
Fonte: Autor.

O fluxo médio no ensaio preliminar apresentou valores de $10,44 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ no período 1 e $13,29 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ no período 2. Maestri (2007) utilizou BRMS tipo fibra oca para o tratamento de esgoto doméstico com fluxo de permeação de $5 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ e $15 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$. Já, Temmermann et al. (2015) utilizaram um biorreator com membrana submersa para o tratamento de águas residuais municipais durante 4 meses e obtiveram fluxo médio na ordem de $13 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$.

Os fluxos médios obtidos durante a realização dos ensaios preliminares podem ser considerados compatíveis para sistemas BRMS. Porém, é importante ressaltar que as condições de fluxo do BRMS estão associadas ao processo de incrustação que são influenciadas principalmente pelas propriedades das membranas, condições operacionais e características da massa biológica (MAREL et al., 2010).

A Figura 21 apresenta o comportamento do fluxo nos períodos 1 e 2 durante o ensaio preliminar no tratamento do esgoto do Centro de Convivência.

Figura 21 – Comportamento do fluxo no ensaio preliminar.



Fonte: Autor.

O comportamento do fluxo durante o ensaio preliminar apresentou características semelhantes nos períodos 1 e 2. Foi observada uma elevada redução do fluxo na fase inicial da filtração e posteriormente uma queda suave e contínua, com tendência de estabilização em ambos os casos na faixa de 8 a $10 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$. Após as retrolavagens, o fluxo era recuperado para a faixa de 55 a $60 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$, independentemente do tempo de filtração. Utilizando

período de permeação superior aos utilizados nos ensaios preliminares (30 e 60 minutos) e ainda um acréscimo ao tempo de retrolavagens, acredita-se ser possível a produção de um volume maior de permeado, em virtude da estabilidade atingida pelo fluxo após a queda inicial.

A eficiência na remoção de DQO, nitrogênio e fósforo, bem como cor e turbidez, obtidas nos ensaios preliminares utilizando BRMS para tratamento de esgoto do Centro de Convivência são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Eficiência do BRMS no ensaio preliminar.

Parâmetros	Período 1		Período 2		Eficiência	Eficiência
	Bruto	Perm	Bruto	Perm	Período 1	Período 2
Cor (Hazen)	260,00	24,00	243,00	20,00	90,77%	91,77%
Turbidez (NTU)	345,00	7,00	303,00	6,00	97,97%	98,02%
DQO (mg.L ⁻¹)	935,36	221,97	1585,80	165,67	77,01%	89,55%
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	70,84	32,90	45,36	10,83	53,56%	76,12%
Fósforo (mg.L ⁻¹)	20,59	14,50	-	-	29,58%	-

Fonte: Autor.

Os parâmetros de cor e turbidez fornecem indícios importantes e rápidos para uma avaliação preliminar das características do efluente bruto e tratado. O BRMS mostrou ser um tratamento eficiente na remoção de cor e turbidez do esgoto do Centro de Convivência. Para cor obteve eficiência na remoção de 90,77% e 91,77% e para turbidez 97,97% e 98,02%. Eficiência próxima obtida por Bani-Melhem et al. (2015) que utilizaram o sistema BRM com membrana de UF submersa para o tratamento de água cinza de pias e limpeza oriundas de um edifício da Faculdade de Recursos Naturais atingindo índices de remoção de cor de 95,20% e para turbidez de 96,30%, porém em condições estáveis do sistema BRMS. Portanto, índices similares aos obtidos neste ensaio preliminar, os quais estão relacionados à capacidade de retenção das membranas.

A eficiência da remoção de DQO foi de 77,01% e 89,55% e para nitrogênio total foi de 53,56% e 76,12%. Melin et al. (2006) pesquisaram diversos biorreatores com membrana submersa para o tratamento de águas residuais municipais e referenciaram a eficiência de remoção para DQO na faixa de 89% a 98% e para nitrogênio total de 36% a 80%, em diferentes condições operacionais. Logo, nossos resultados são próximos para remoção de

DQO e estão na faixa para a remoção de nitrogênio total, atribuídos às condições operacionais estabelecidas que permitissem essa eficiência na remoção.

A eficiência de remoção do fósforo atingiu 29,58% no ensaio preliminar. Barbosa et al. (2016), utilizando BRMS somente em condições aeróbias, obtiveram uma eficiência na remoção de fósforo total de 33%, considerado como valores típicos para lodos ativados.

Com a realização dos ensaios preliminares no BRMS em período de aclimação, o lodo ativado apresentou grande instabilidade na estrutura e desenvolvimento dos flocos, refletindo diretamente na eficiência do BRMS. Com os flocos biológicos instáveis, boa parte da eficiência obtida no BRMS foi atribuída ao processo físico de separação pelas membranas.

Durante o ensaio preliminar foram coletadas amostras do esgoto bruto do Centro de Convivência e o permeado, obtido através tratamento com o BRMS, que podem ser observados na Figura 22.

Figura 22 - Efluente bruto e permeado nos ensaios preliminares com BRMS.



Fonte: Autor.

Visualmente, percebe-se a clarificação do permeado quando comparado ao esgoto bruto, indicando que o tratamento utilizando o sistema BRMS teve uma elevada eficiência na remoção de cor e turbidez.

A eficiência na remoção dos parâmetros analisados nos ensaios preliminares utilizando BRMS, bem como os fluxos médios obtidos, permaneceu dentro ou próximo da faixa propostas pela literatura, sugerindo que alguns ajustes nas condições operacionais estabelecidas e um lodo ativado bem formado no biorreator proporcionem boas condições de tratamento do esgoto do Centro de Convivência da UPF.

O ensaio preliminar apresentou resultados promissores, possibilitando estabelecer parâmetros operacionais do BRMS para seu funcionamento em experimentos de longa duração.

4.4 Ensaio com BRMS

Nesta seção são descritos resultados, análises e discussões do experimento com BRMS para o tratamento do esgoto do Centro de Convivência da UPF durante 60 dias de operação.

4.4.1 Parâmetros de controle do BRMS

Os parâmetros de controle do BRMS durante os 60 dias de operação do sistema estão indicados na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros de controle durante a operação do BRMS.

Parâmetro	Unidade	Biorreator
Pressão	kPa	40
Filtração	H	4
Retrolavagens	S	30
OD	mg.L ⁻¹	2-4
Idade do lodo	dias	30
Relação A/M	kgDQO/kgSST.d	3,33±1,43
pH	-	7,59±0,51
SST	mg.L ⁻¹	3.738±930
TDH	H	4,18±1,11

Fonte: Autor.

Durante a operação do BRMS, o OD no reator permaneceu na faixa de 2 a 4 mg.L⁻¹ e o pH médio obtido foi de 7,59±0,51. A idade do lodo foi mantida em 30 dias, realizando o descarte de 0,2 litros do volume do biorreator.

Um dos fatores mais importantes na operação do BRMS é a concentração de biomassa no biorreator, neste estudo avaliado através da concentração de SST no biorreator. O início da operação do BRMS foi com concentração de SST na faixa de 3.000 mg.L⁻¹, mantendo-se em grande parte da operação na faixa de 3.000 a 4.000 mg.L⁻¹. O valor médio de SST no biorreator durante o funcionamento do BRMS atingiu a concentração de 3.738±930 mg.L⁻¹.

Barbosa et al. (2016) operando um sistema BRMS por 60 dias, alimentado com esgoto doméstico e com idade do lodo estimada em 3 dias, obtiveram concentração média de SST no lodo com 3.058 mg.L⁻¹ com variações de 1.600 a 6.000 mg.L⁻¹ durante a operação, demonstrando grandes oscilações de sólidos no sistema.

Villain e Marrot (2013) estudaram a relação A/M em um biorreator com membrana com a idade de lodo de 20 dias e 50 dias utilizando efluente sintético controlado, com relação inicial A/M de 0,2 KgDQO/KgSSV.d. Reduzindo a relação A/M para 0,1 KgDQO/KgSSV.d a quantidade de média de SSV reduziu 6% para idade do lodo de 20 dias e 11% para 50 dias. Aumentando a relação A/M para 0,8 KgDQO/KgSSV.d, a quantidade média de SSV aumentou 20% para SSV com 20 dias e 37% para SSV com 50 dias. Percebe-se que não há uma proporcionalidade tanto na redução como no aumento de SSV com a carga aplicada, indicando que outros fatores podem interferir no desenvolvimento da massa biológica do BRMS.

Durante o experimento foi possível constatar e confirmar através da literatura consultada que a concentração de sólidos em BRMS está sujeita a variações durante seu funcionamento, vinculadas às características e carga orgânica da alimentação do sistema, idade do lodo e às condições operacionais.

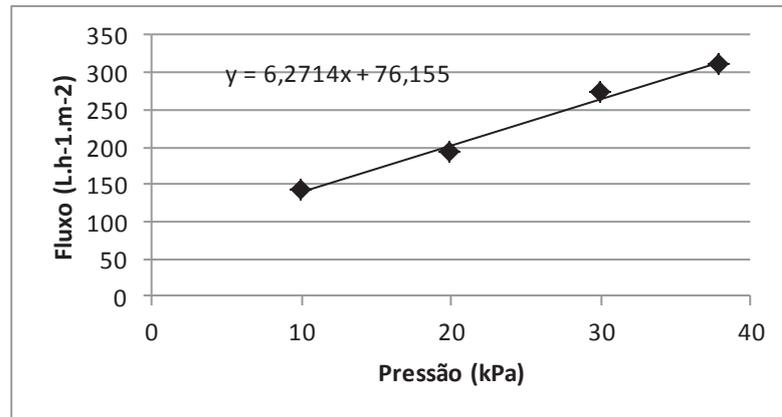
Durante os 60 dias de operação do BRMS, o TDH médio foi de $4,18 \pm 1,11$ horas, sendo a variação obtida a partir da operação com pressão constante, relacionados ao comportamento da vazão de filtração e do fluxo. Viero (2006) realizou estudos utilizando o BRMS com tempos de detenção hidráulica na faixa de 2 a 5 horas e concluiu que não houve interferência desse parâmetro na remoção da matéria orgânica.

Considerando os valores de TDH obtidos durante a operação, acredita-se que essa variação não interferiu significativamente sobre as características do permeado obtido.

4.4.2 Análise do fluxo

Inicialmente foi realizado um teste com água deionizada para verificar o comportamento do fluxo da membrana em função da pressão aplicada. Utilizando água deionizada, o fluxo de permeado aumentou linearmente com o acréscimo da pressão aplicada (10 a 40 kPa). Condição esperada, em virtude do líquido utilizado não possuir materiais suspensos e dissolvidos. Para pressão de trabalho de 40 kPa utilizando água deionizada o fluxo obtido foi na ordem de $327 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$. A Figura 23 apresenta a permeabilidade hidráulica obtida durante o ensaio.

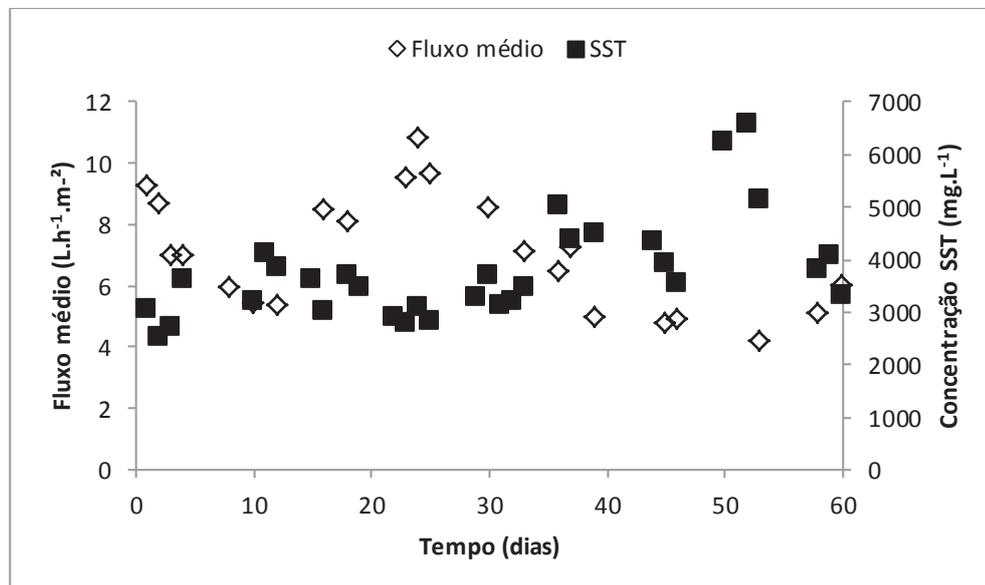
Figura 23 – Permeabilidade hidráulica da membrana - UF 729.



Fonte: Autor.

Durante a operação do BRMS para o tratamento do esgoto do Centro de Convivência da UPF com pressão constante de 40 kPa, o fluxo médio e a evolução de SST são apresentados na Figura 24.

Figura 24 - Fluxo médio e evolução de SST durante a operação do BRMS.



Fonte: Autor.

Durante os dias de operação do BRMS, o fluxo de permeado permaneceu em grande parte do tempo na faixa de 5 a 9 L/h.m², com valor médio de $7,00 \pm 1,84$ L.h⁻¹.m⁻². Esta faixa é aproximada dos valores obtidos por Kellner (2014) que operou BRMS tipo fibra oca para

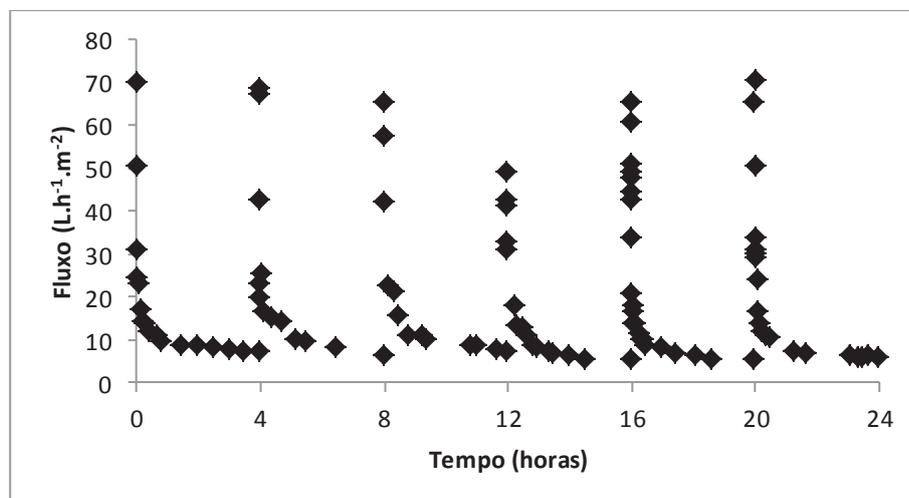
tratamento de efluentes sanitários com SST variando de 3.000 a 5.000 mg.L⁻¹ com pressão variável até 50 kPa obteve fluxo de permeação de 6,74 L.h⁻¹.m⁻². Ainda próximo de Huelgas et al. (2010) que obtiveram fluxo 9 L.h⁻¹.m⁻² para o tratamento de águas residuais de lavadoras e pias de cozinha, demonstrando que o comportamento do fluxo é influenciado pelas propriedades da biomassa, das condições operacionais e as características do efluente.

Entre os dias 20 e 30 com a concentração de SST na faixa 3.000 mg.L⁻¹ o fluxo atingiu valores na faixa de 10 L.h⁻¹.m⁻² e posterior ao dia 50, com o aumento da massa biológica para faixa de 5.000 a 6.000 mg.L⁻¹, o fluxo reduziu à valores próximo de 4 L.h⁻¹.m⁻², sendo possível atribuir a concentração de SST no BRMS como um dos fatores responsáveis pelo comportamento do fluxo. Da mesma forma, Huelgas et al. (2010) constataram a redução do fluxo com aumento da concentração de SST, e os dados dessa pesquisa confirmam este fenômeno.

Bani-Melhem et al. (2015) relatam que além do desenvolvimento e da concentração SST no BRMS, maiores concentrações DQO e impurezas inorgânicas no esgoto bruto podem ter impacto significativo sobre a redução do fluxo, visto que a incrustação da membrana em tecnologia BRMS é causada não apenas pelos flocos microbianos, mas também pelo sobrenadante contendo colóides e solutos.

O comportamento do fluxo do BRMS em um período de 24 horas, com ciclo de filtrações de 4 horas e retrolavagens de 30 segundos com pressão constante de 40 kPa, é apresentado na Figura 25.

Figura 25 – Comportamento do fluxo do BMR durante 24 horas.



Fonte: Autor.

Operando em ciclos de 4 horas de filtração e 30 segundos de retrolavagens, o BRMS apresentou uma queda acentuada de fluxo nos minutos iniciais das filtrações e suave redução no período posterior, atingindo estabilidade de fluxo na faixa de $7,00 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$, conforme demonstrada na Figura 25. Após as retrolavagens, o fluxo foi recuperado, atingindo a faixa de $60 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$, porém sofria novamente uma rápida redução caracterizando, assim, o ciclo operacional. A recuperação do fluxo após as retrolavagens indica que a incrustação da membrana foi totalmente reversível.

A queda brusca inicial do fluxo inicial está relacionada a grande quantidade de sólidos totais encontrado no esgoto bruto, que em um momento inicial ocasionam um rápido entupimento dos poros que posteriormente são rearranjados com massa biológica depositada na superfície da membrana, reduzindo o fluxo gradualmente. Melin et al. (2006) sugerem que a instalação de sistemas de tratamento preliminares anteriores ao BRMS são uma questão chave para reduzir a incrustação da membrana.

O volume total obtido ao final de 24 horas foi de aproximadamente 45 litros, sendo realizada durante esse período cinco retrolavagens de 30 segundos que consumiram 500 ml de permeado cada uma, totalizando 2,5 litros. As retrolavagens foram realizadas com permeado e o volume utilizado retornava ao biorreator.

O fluxo médio obtido no experimento é compatível com a literatura pesquisada. O comportamento do fluxo e o processo de incrustação da membrana podem ser relacionados diretamente com a concentração SST do BRMS. Acredita-se, ainda, que a elevada quantidade de sólidos totais, a alta carga orgânica e impurezas inorgânicas contidas no esgoto bruto e a na forma de colóides e solutos sobrenadantes, tenham contribuído para a incrustação da membrana e conseqüentemente redução do fluxo.

Fatores relacionados às propriedades das membranas (MAREL et al., 2010), as características do lodo (PAN et al., 2010), a idade do lodo (CHEN et al., 2012) e (VILLAIN; MARROT, 2013) os tempos de filtração e relaxamento (MAQBOOL et al., 2014), o tamanho do floco biológico (SHEN et al., 2015), a intensidade da aeração e tamanho das bolhas (TEMMERMANN et al., 2015), podem influenciar no processo de incrustação de BRMS. Logo, para melhor compreensão da complexidade do processo de incrustação, seria necessária uma gama maior de análises.

4.5 Eficiência do sistema BRMS

Durante a operação do BRMS, foram avaliados os parâmetros de cor, turbidez, DQO, DBO, fósforo, nitrogênio, nitrogênio amoniacal, do esgoto bruto e do permeado, verificando a eficiência para o tratamento do esgoto do Centro de Convivência da UPF. Ainda, foram avaliadas as concentrações de nitritos e nitratos durante a operação.

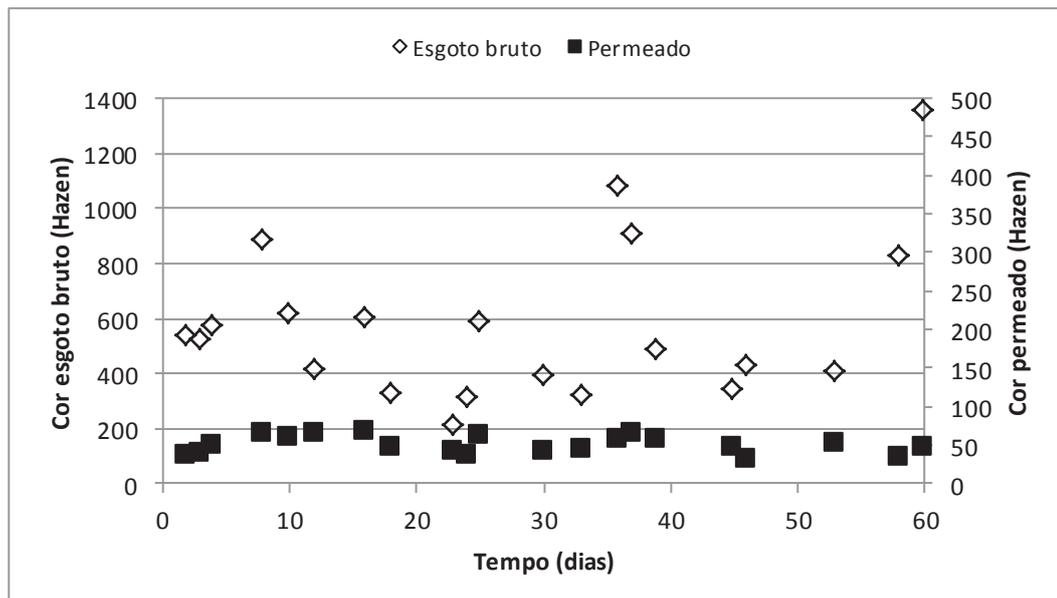
4.5.1 Cor e turbidez

Os parâmetros de cor e turbidez do esgoto bruto apresentaram altos desvios padrões, indicando grandes oscilações ao longo do tempo, com médias de $580,10 \pm 280,27$ Hazen e $680,10 \pm 336,01$ NTU, respectivamente. O permeado obtido apresentou média de cor de $51,05 \pm 11,08$ Hazen e turbidez de $5,24 \pm 1,02$ NTU, obtendo eficiências médias de remoção 91,20% e 99,23%, respectivamente. Subtil et al. (2013) obtiveram resultados próximos, com eficiência média de remoção de cor de 93% e 99% para turbidez de esgotos sanitários.

A alta eficiência de remoção foi atribuída principalmente ao processo de separação física do sistema, que possui grande capacidade de retenção de materiais em suspensão, coloidais e dissolvidos.

O desempenho do BRMS quanto à remoção de cor durante a operação é apresentado na Figura 26.

Figura 26 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de cor.

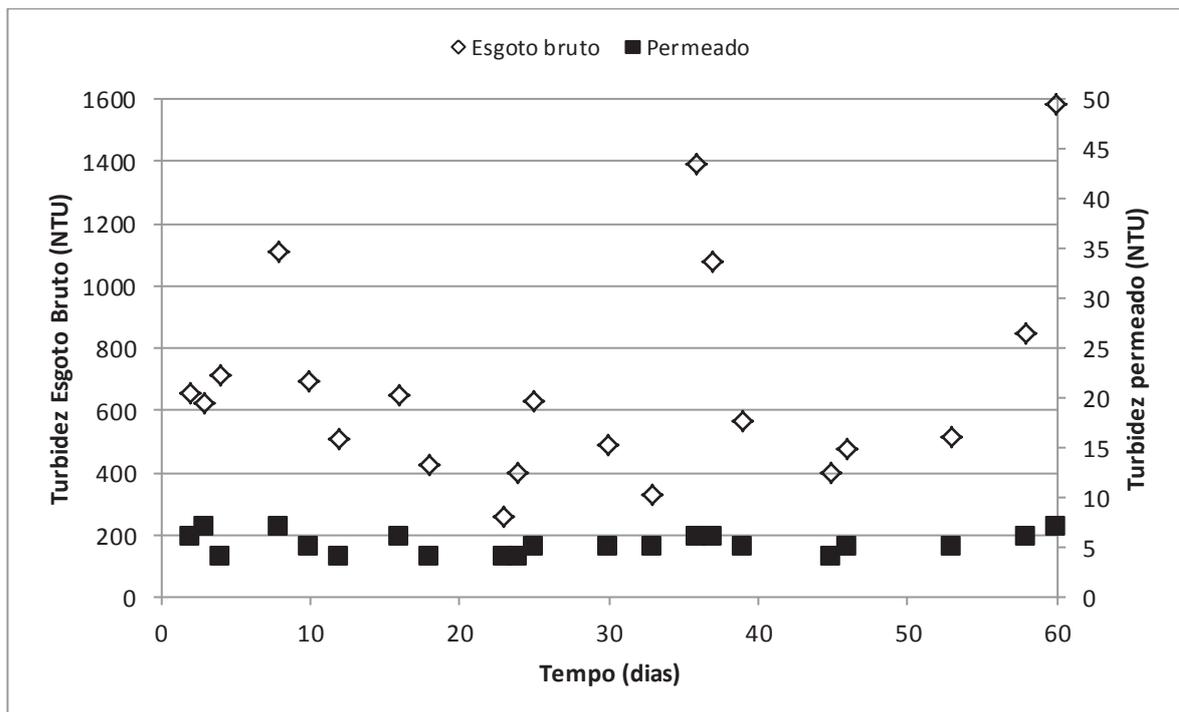


Fonte: Autor.

Durante a operação do BRMS, os valores residuais de cor do permeado permaneceram estáveis durante praticamente todo o processo conforme observado na Figura 26, mesmo o esgoto bruto apresentando altas taxas e variações. Pode-se afirmar que as variações das concentrações de cor no esgoto bruto não interferiram na eficiência do BRMS.

O desempenho do BRMS quanto à remoção da turbidez durante a operação do sistema é apresentado na Figura 27.

Figura 27 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de turbidez.



Fonte: Autor.

Os valores residuais de turbidez no permeado apresentaram média de $5,24 \pm 1,02$ NTU e da mesma forma que na remoção de cor, manteve-se estável ao longo do funcionamento do BRMS, não havendo interferência das variações de turbidez do esgoto bruto na qualidade do permeado obtido.

As altas rejeições de cor e turbidez do BRMS estão relacionadas diretamente com a barreira física das membranas, responsáveis pela separação de sólidos. A qualidade do permeado tanto quanto a cor como a turbidez mantiveram-se estáveis ao longo do funcionamento, independentemente das variações das características do esgoto bruto.

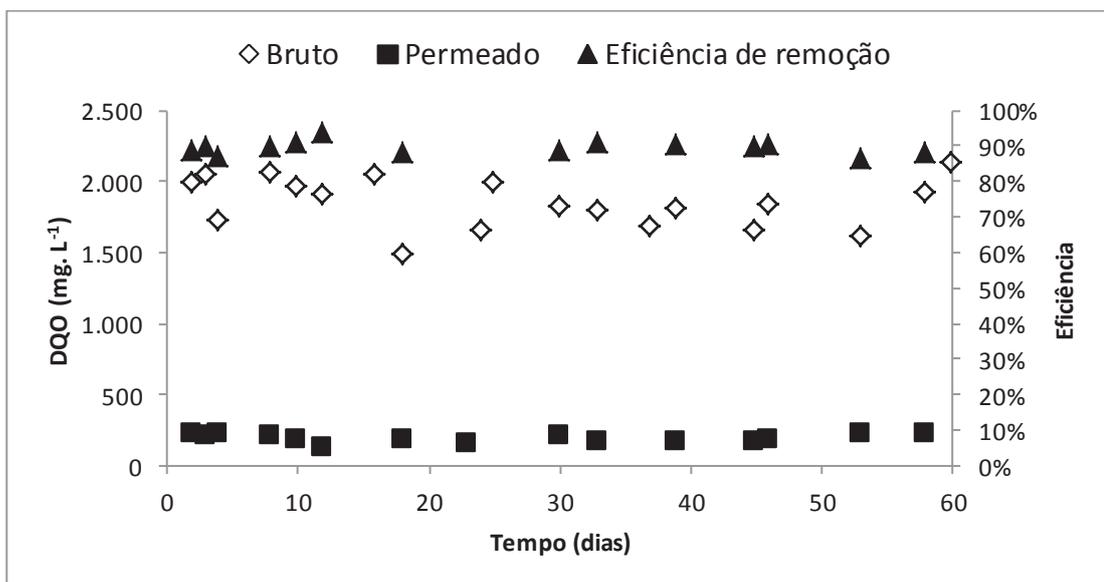
4.5.2 DQO e DBO

Na operação do BRMS, o esgoto bruto apresentou concentração média de DQO de $1.849,90 \pm 174,28 \text{ mg.L}^{-1}$ e um residual no permeado com concentração média de $189,44 \pm 30,22 \text{ mg.L}^{-1}$, atingindo eficiência média na remoção de DQO de 89,76%. Esta remoção é superior à alcançada por Maestri (2007), que utilizou BRMS com membrana submersa tipo fibra oca para o tratamento de esgoto doméstico, com concentração de SST no biorreator variando de 1.000 a 2.220 mg.L^{-1} e obteve eficiência na remoção de DQO de 88,82%, com TDH de 60 horas e 83,53% com TDH de 20 horas. Mesmo com baixo TDH (cerca de 4 horas), a remoção de DQO obtida neste trabalho é superior, o que pode ser atribuído à maior concentração de biomassa no reator.

Maqbool et al. (2014) operando um biorreator com membrana submersa com TDH de 4 horas, idade do lodo de 20 dias e SST na faixa 11.000 mg.L^{-1} alimentado com efluente sintético obtiveram melhores eficiências, com remoção de DQO entre 93,3% e 95,1%. Komesli et al., (2015) obtiveram remoção média de 95% com concentração de SST na faixa de 12.000 mg.L^{-1} . Em comparação a estes autores, a eficiência obtida durante este trabalho é menor, e novamente pode-se atribuir essa diferença à concentração de SST no biorreator ($3.738 \pm 930 \text{ mg.L}^{-1}$), que se tratando de BRMS pode ser considerada baixa.

O comportamento do BRMS quanto à remoção de DQO ao longo de sua operação está apresentado na Figura 28.

Figura 28 – Desempenho do BRMS quanto à remoção de DQO.



Fonte: Autor.

O residual de DQO do permeado durante a operação do BRMS manteve-se em uma faixa estável, mesmo com as variações de carga orgânica apresentadas pelo esgoto bruto como pode ser observado na Figura 28. O residual de DQO no permeado, segundo Subtil et al. (2014), está ligado principalmente à matéria orgânica solúvel não biodegradável e não transformada que transpassou a barreira física da membrana. A elevada carga aplicada pode ter sobrecarregado o lodo ativado, não sendo possível maior degradação da matéria orgânica e consequentemente gerando residuais de DQO no permeado.

Quanto à DBO, o esgoto bruto apresentou concentração média de $991,67 \pm 352,81 \text{ mg.L}^{-1}$ e o permeado com residual médio de $121,22 \pm 80,17 \text{ mg.L}^{-1}$, obtendo uma eficiência média de remoção através do BRMS de 87,78%. Rodríguez-Hernández et al. (2014) atingiram eficiência na remoção de DBO de 96%, atribuindo a alta eficiência de remoção orgânica do BRMS à maior concentração ou atividade de biomassa no biorreator. Judd (2006) sugere que os processos de separação por ultrafiltração além de reter os sólidos em suspensão promovem a retenção de substâncias coloidais que proporcionam uma elevada remoção da DBO.

Pode-se afirmar que a eficiência de remoção de DQO e DBO está relacionada diretamente com as características da biomassa do BRMS, além da capacidade de retenção de sólidos em suspensão e substâncias coloidais pela membrana. A operação do BRMS com elevada concentração de SST no biorreator pode promover melhores remoções de matéria orgânica do esgoto bruto, produzindo um permeado de melhor qualidade.

4.5.3 Fósforo

A concentração de fósforo do esgoto bruto durante a operação do BRMS apresentou valores médios de $25,30 \pm 17,64 \text{ mg.L}^{-1}$ e o permeado valor médio de $12,85 \pm 8,12 \text{ mg.L}^{-1}$, resultando na eficiência média de remoção de fósforo total de 49,21%.

Nguyen et al. (2016), no tratamento de águas residuais de hospitais, obtiveram eficiência na remoção de fósforo de 20% a 29%, com concentração de SST variando de 3.720 a 5.825 mg.L^{-1} e DQO de entrada de 38 a 224 mg.L^{-1} , relatando que as limitações da biomassa gerada devido às baixas taxas de A/M foram responsáveis pela reduzida eliminação de fósforo total. Logo, as altas taxas de A/M ($3,33 \pm 1,43 \text{ KgDQO/kgSST.d}$) utilizadas no experimento podem ter favorecido a remoção de fósforo.

Maqbool et al. (2014) operaram um biorreator com membrana submersa alimentado com efluente sintético em diferentes ciclos de filtração e relaxamento da membrana atingindo eficiência de remoção de fósforo com média de 41,3% a 48,2%, respectivamente, alegando

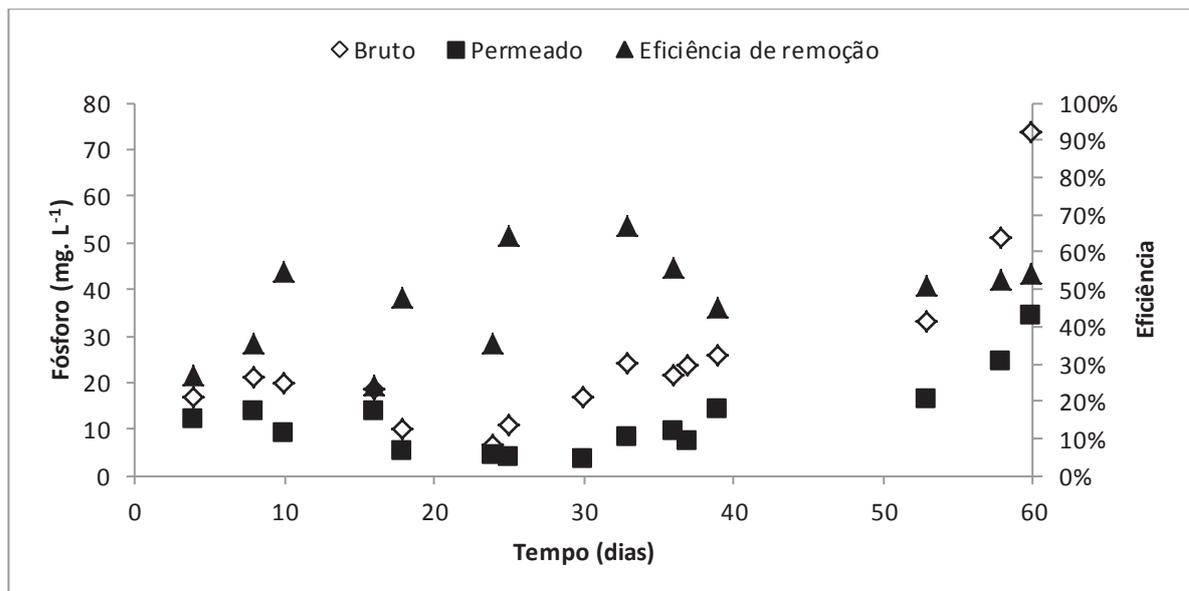
que o baixo TDH de 4 horas associados ao rápido crescimento dos microrganismos foi responsável pela remoção obtida. O THD médio obtido durante a operação do BRMS na faixa de $4,18 \pm 1,11$ horas favoreceram a remoção.

Rodríguez-Hernández et al. (2014) pesquisaram BRMS para o tratamento de água residuais e obtiveram eficiência na remoção de fósforo de 37% a 42%, atribuído a remoção às necessidades nutricionais dos microrganismos, desconsiderando a remoção através dos organismos acumuladores de fósforo (OAPs) em virtude da baixa carga orgânica aplicada e a elevada idade do lodo (47 e 80 dias). A idade do lodo mantida em 30 dias e a carga orgânica elevada contribuíram para remoção de fósforo.

A eficiência de remoção de fósforo obtida neste trabalho possivelmente está associada a idade do lodo, a elevada carga orgânica aplicada (resultando em elevada relação A/M), o baixo tempo de detenção hidráulica que proporcionaram a assimilação de fósforo pelos microrganismos que foram retidos no processo de separação física. Acredita-se ainda, que a presença de fosfatos adsorvidos no material suspenso e as substâncias coloidais retidas na membrana tenham colaborado para o desempenho obtido.

O acompanhamento do desempenho do BRMS quanto à remoção de fósforo é apresentado na Figura 29.

Figura 29 - Desempenho do BRMS quanto à remoção de fósforo total.



Fonte: Autor.

Durante a operação do BRMS foi possível observar que a eficiência na remoção do fósforo de maneira geral manteve-se proporcional entre a entrada do esgoto bruto e a saída do

permeado, permanecendo em uma faixa de eficiência de 30% a 50% conforme observado na Figura 29, sendo as oscilações atribuídas principalmente à disponibilidade variável da carga orgânica ao sistema.

Uma forma eficiente para a remoção biológica de fósforo está associada à intermitência entre etapas aeróbia e anaeróbia, proporcionando aos microrganismos melhor assimilação do fósforo (METACALF; EDDY, 2003).

Han et al. (2005) operaram BRMS em ciclos de 240 minutos (alimentação sem aeração; aeração; fase sem aeração; filtração com aeração), obtendo eficiência de remoção de fósforo de 30% a 72%, relatando vantagens para o lodo com idades menores. Belli et al. (2012), operando em bateladas, chegaram a eficiência de 74%, sendo a matéria orgânica disponível aos microrganismos determinante para o bom rendimento da remoção biológica de fósforo, próximo ainda da eficiência média de 70% encontrado por Kellner (2014).

Logo, melhores resultados para remoção de fósforo em BRMS podem ser obtidos com a introdução de fase anaeróbia durante o processo, mantendo cargas orgânicas elevadas e baixas idades do lodo.

Operando o sistema com aeração intermitente com a introdução de fases anaeróbias, proporcionando o desenvolvimento ou a seleção de quantidades maiores de microrganismos acumuladores de fósforo, é possível obter melhores eficiências de remoção de fósforo em sistemas BRMS.

4.5.4 Nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos.

O desempenho do BRMS na remoção às diversas formas de nitrogênio (nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos) é apresentado na Tabela 8.

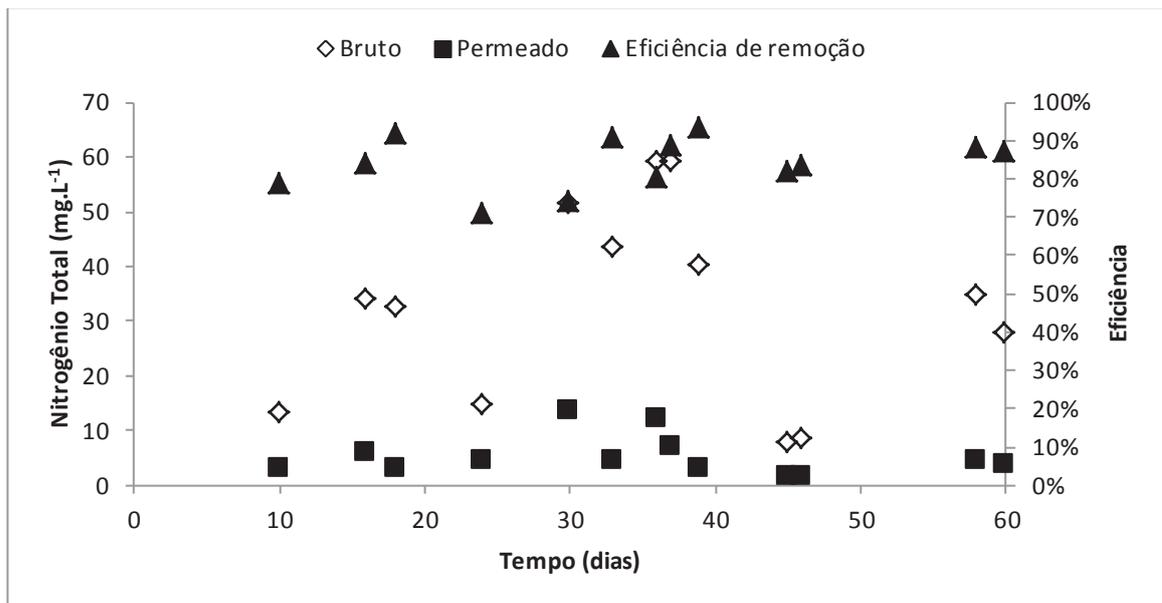
Tabela 8 – Remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos.

Parâmetro	Unidade	Efluente bruto	Permeado	Eficiência
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹	32,60±17,18	5,02±3,56	84,60%
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	15,15±9,98	2,92±1,88	80,73%
Nitritos	mg.L ⁻¹	0,65±0,15	1,65±0,45	-
Nitratos	mg.L ⁻¹	1,51±0,45	4,64±3,15	-

Fonte: Autor.

A eficiência média na remoção de nitrogênio total foi 84,60%. Barbosa et al. (2016), sob aeração constante e idade do lodo de 3 dias, obtiveram eficiência média na remoção de nitrogênio total de 81%. Capadoci et al. (2015) obtiveram remoção de nitrogênio total na faixa de 55% a 76%. A Figura 30 apresenta o desempenho do BRMS quanto à remoção de Nitrogênio total ao longo do experimento.

Figura 30 - Desempenho do BRMS quanto à remoção de Nitrogênio total.



Fonte: Autor.

A eficiência de remoção de nitrogênio total manteve-se na faixa de 80% a 90% durante praticamente toda a operação do BRMS, conforme mostrado na Figura 30. Durante o funcionamento, o permeado obtido apresentou valores residuais de nitrogênio total de $5,02 \pm 3,56 \text{ mg.L}^{-1}$, atribuídos principalmente à geração de nitritos e nitratos na concentração de $1,65 \pm 0,45 \text{ mg.L}^{-1}$ e $4,64 \pm 3,15 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente.

A eficiência média na remoção de nitrogênio amoniacal atingiu 80,73%, com concentração média no esgoto bruto na faixa de $15,15 \pm 9,98 \text{ mg.L}^{-1}$ e no permeado com média de $2,92 \pm 1,88 \text{ mg.L}^{-1}$. Esta faixa é próxima dos resultados de Bani-Melhem et al. (2015), que com retenção completa do lodo tratando águas cinzas durante 42 dias, obtiveram eficiência média na remoção de amônia de 88%.

Bani-Melhem et al. (2015) atribuem as eficiências de remoção de amônia as taxas de crescimento de bactérias nitrificantes que precisam de mais tempo para estabelecer e alcançar

concentrações para nitrificar a amônia. Da mesma forma, Capodici et al. (2015) relataram que a idade de lodo de apenas 5 dias limitou o crescimento das bactérias nitrificantes.

Chen et al. (2012) relatam que baixas eficiências da remoção de amônia do BRMS estão relacionadas a quantidade insuficiente de oxigênio fornecida ao sistema, o que não ocorreu neste trabalho, pois o OD foi mantido na faixa de 2 a 4 mg/L, garantindo uma boa remoção de nitrogênio amoniacal. Este nitrogênio é utilizado pelas bactérias nitrificantes, e com a idade do lodo mantida em 30 dias e a quantidade de oxigênio dissolvido em quantidade suficiente, a nitrificação ocorreu com intensidade no BRMS, mas, no entanto, em BRMS com aeração constante, a nitrificação é quase completa, porém para a desnitrificação é necessária a introdução de fase anóxica, geralmente com uma aeração intermitente no sistema (RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014).

A nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) está associada a formação de um núcleo anóxico no interior do floco e uma faixa aeróbia na superfície externa da massa biológica (LIN et al., 2013). A introdução de uma fase anóxica ao ciclo operacional do BRMS pode facilitar o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea.

Belli et al. (2014), operaram um BRMS com membrana submersa em fases de alimentação, anóxica/anaeróbica, aeração/filtração, com idade de lodo de 80 dias, utilizando águas residuais, obtiveram eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal de 99% e nitrogênio total de 82%. Barbosa et al. (2016), após estabelecerem as condições de NDS, obtiveram eficiência de remoção de DQO e nitrogênio total com valores médios de 70% e 99%, respectivamente, demonstrando a capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um único reator, produzindo um permeado de alta qualidade.

A remoção de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal durante a operação do BRMS apresentaram bons resultados. O processo de nitrificação foi influenciado pelas condições operacionais do sistema como a idade do lodo mantida em 30 dias, quantidade de oxigênio fornecida ao biorreator e a carga orgânica aplicada, sendo que a inclusão de fase anóxica ao processo pode facilitar o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea.

4.6 Avaliação do BRMS

Os BRMS apresentam vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais. O processo de lodo ativado convencional possui limitações principalmente quanto à separação da biomassa que ocorre pela sedimentação (gravidade) no decantador,

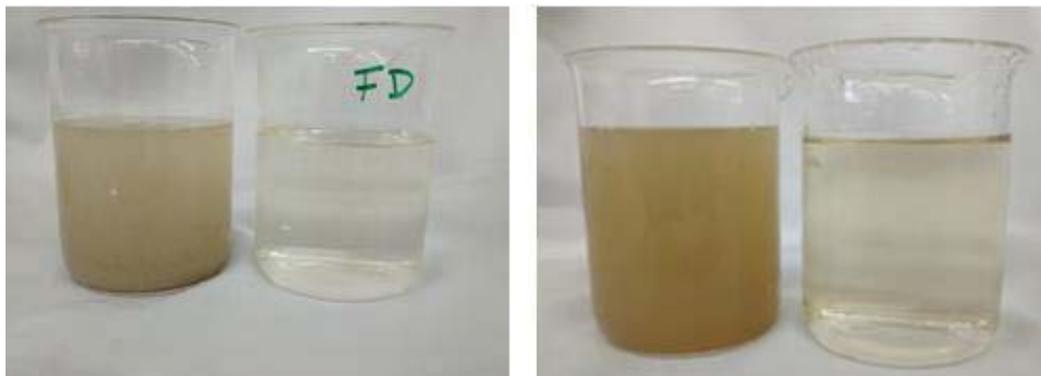
necessitam de espaço físico elevado, possuem elevado custo operacional e requerem constante monitoramento e controle do processo.

Os BRMS são compactos que requerem pouca área para implantação, pois as membranas inseridas no biorreator são responsáveis pela separação da biomassa da fase líquida, não havendo a necessidade de dispositivo exclusivo para a separação, demonstrando, assim, ser uma alternativa viável para o tratamento de esgoto proposto na pesquisa.

São sistemas que apresentam grande capacidade de retenção de material biológico através da barreira física da membrana, evitando o escape dessa biomassa. A retenção desse material colaborou para uma boa eficiência de remoção dos parâmetros de cor, turbidez e matéria orgânica do esgoto do Centro de Convivências da UPF.

A aparência do esgoto bruto e o permeado obtido utilizando o BRMS podem ser comparados na Figura 31.

Figura 31 – Amostras de esgoto bruto e permeado obtido durante a operação do BRMS.



Fonte: Autor.

Na Figura 31 é possível observar a qualidade do permeado obtida através do tratamento com BRMS e comparar com esgoto bruto do Centro de Convivência da UPF em dias distintos da operação do sistema. A clarificação do permeado indica a excelente remoção de cor e turbidez através do BRMS, que da mesma forma mostrou ser eficiente na remoção dos parâmetros de DQO, DBO, fósforo, nitrogênio total e amoniacal.

5 CONCLUSÕES

Os ensaios realizados com o BRMS demonstram que o sistema é uma alternativa viável para o tratamento de esgoto de centros comerciais, com grande potencial para aplicação em empreendimentos de pequeno, médio e grande porte, além de restaurantes, refeitórios e outros estabelecimentos geradores de esgotos com elevada carga orgânica que buscam a sustentabilidade hídrica. Mostraram ser um processo eficiente na remoção dos poluentes, mantendo-se estável mesmo com a oscilação do esgoto bruto.

Operando durante 60 dias com concentração média de SST de $3.738 \pm 930 \text{ mg.L}^{-1}$ e alimentado com esgoto bruto do Centro de Convivência da UPF, o BRMS manteve-se estável apresentando excelente capacidade de remoção de cor e turbidez, atingindo eficiência média de 91,20% e 99,23%, respectivamente. Assim como na remoção de DQO (89,76%) e DBO (87,78%), estas associadas à concentração da biomassa no biorreator.

O sistema BRMS com aeração constante apresentou boa eficiência na remoção de fósforo e nitrogênio. A remoção média de fósforo total atingiu 49,21%, índice superior ao sistema de lodo ativado convencional. Para o nitrogênio total, a eficiência média de remoção obtida foi de 84,60% e para o nitrogênio amoniacal foi de 80,73%. Foi possível comprovar o processo de nitrificação, porém a introdução de uma fase anóxica ao ciclo operacional poderia facilitar o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, bem como melhorar a remoção de fósforo.

O fluxo médio obtido durante a operação do BRMS foi de $7,00 \pm 1,84 \text{ L.h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ e, com o aumento na concentração de SST no biorreator, o fluxo sofreu redução. Após as retrolavagens, o fluxo foi recuperado concluindo que incrustação na membrana foi reversível.

O tratamento de esgoto através do BRMS apresentou vantagens em relação ao processo de lodos ativados convencionais que são limitados quanto à separação da biomassa, necessitam de espaço físico elevado e precisam de mão de obra constante para controle do processo. Os sistemas BRMS são compactos e automatizados, possuem grande capacidade de retenção de material biológico, são eficientes na remoção de matéria orgânica e nutrientes, e ainda, minimizam a taxa de produção de lodo.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

Operar o BRMS tratando esgotos comerciais com concentração maior de SST e para diferentes idades de lodo.

Realizar ensaios alimentando o BRMS com esgoto bruto de centros comerciais após realizar tratamento preliminar.

Realizar análises microscópicas do material biológico, buscando identificar os tipos de microrganismos e a estrutura dos flocos biológicos.

Inserir fase anóxica/aeróbia através de aeração intermitente, buscando melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio (nitrificação/desnitrificação completa) e fósforo no processo BRMS.

Testar a operação do sistema com diferentes ciclos de operação, alterando tempos de filtração e retrolavagens.

Realizar a limpeza química da membrana durante a operação do BRMS.

Adaptar dispositivos ao equipamento BRMS para obter um fluxo constante, variando as pressões transmembranas.

Analisar outros parâmetros de qualidade do permeado, verificando a possibilidade de enquadramento para reuso do permeado obtido.

Realizar a análise econômica relativa à produção do permeado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^a Ed. Washington: IWWA, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 9648 - Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro. 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SHOPPING CENTERS (ABRASCE). Disponível em <http://abrasce.com.br/>. Acesso em 25 de janeiro/2017.
- ATLAS Brasil. **Abastecimento Urbano de Água**. Panorama Nacional. Volume1. Agência Nacional de Águas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília – DF. 2010.
- BANI-MELHEM, K.; AL-QODAHB, Z.; AL-SHANNAGC, M.; A QASAIMEHD, A.; QTAISHATC, M. R.; ALKASRAWI, M. On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system *sp.* **Journal of Membrane Science**, v. 476, p. 40-49, 2015.
- BAKER, R. W., **Membrane Technology and Applications**, 2^a Ed., John Wiley& Sons, 2004.
- BARBOSA, I. M.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I.; SUBTIL, E. L. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em biorreator com membranas submersas operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea *sp.* **Revista Ambiente e Água**, v.11, n.2, 2016.
- BELLI, T. J.; BERNARDELLI, J. K. B.; AMARAL, P. A. P.; COSTA, R. E.; AMARAL, M. C. S.; LAPOLLI, F. R. Biological nutrient removal in a sequencing batch membrane bioreactor treating municipal wastewater *sp.* **Desalination and Water Treatment**, p. 1-8, 2014.
- BELLI, T. J.; AMARAL, P. A. P.; RECIO, M. A. L.; VIDAL, C. M. S.; LAPOLLI, F. R. Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nutrientes *sp.* **Revista Eng. Sanitária Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 143-154, 2012.
- BIER, A. S. **Avaliação Pós-utilização de um sistema de aproveitamento de água de chuva: Estudo de caso no Centro de Convivência na UPF-RS**. 2013. 136f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2013.
- CAPODICI, M.; DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D.; TORREGROSSA, M. Case study: pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: analysis of biological performance *sp.* **Bioresource Technology**, v. 177, p. 398-405, 2015.
- CHEN, W.; LIU, J.; XIE, F. Identification of the moderate SRT for reliable operation in MBR *sp.* **Desalination**, v. 286, p. 263–267, 2012.
- FENU, A.; GUGLIELMI, G.; JIMENEZ, J.; M. SPERANDIO, M.; SAROJ, D.; LESJEAN, B.; BREPOLS, C.; THOEYE, C.; NOPENS, I. Activated sludge model (ASM) based

modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities, *sp. Water research*, v. 44, p. 4272-4294, 2010.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. 2010. 77f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2010.

GOOGLE. Google Earth. V. 7.1.5.1557. 2016.

GUPTA, N.; JANA, N.; MAJUMDER, C. B. Submerged membrane bioreactor system for a municipal wastewater treatment process: An overview. *sp. Indian Journal of Chemical Technology*. v. 15, p. 604-612, 2008.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. Escola Piloto em Engenharia Química: **Processos de Separação por Membranas**. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

HAN, S. S.; BAE, T. H.; JANG, G. G.; TAK, T. M. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system *sp. Process Biochemistry*, n. 40, p. 2393–2400, 2005.

HUANG, L.; LEE, D. J. Membrane bioreactor: A mini review on recent R&D Works *sp. Bioresource Technology*, v. 194, p. 383–388, 2015.

HUELGAS, A.; FUNAMIZU, N. Flat-plate submerged membrane bioreactor for the treatment of higher-load graywater *sp. Desalination*, v. 250, n. 1, p. 162-166, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª Ed. Rio de Janeiro ABES, 2011.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1ª Ed. Elsevier, 2006

KELLNER, R., L. **Biorreator à membrana de leite móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários** 2014. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2014.

KESKES, S.; HMAIE, F.; GANNOUN, H.; BOUALLAGUI, H.; GODON, J. J.; HAMDI, M. Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic Treatment of abattoir wastewater *sp. Bioresource Technology*, n. 103, p. 28-34, 2012.

KOMESLI, O. T.; MUZ, M.; AK, S.; GÖKÇAY, C. F. Prolonged reuse of domestic wastewater after membrane bioreactor treatment, *sp. Desalination and Water Treatment*, n. 53, p. 3295-3302, 2015.

KRZEMINSKI, P.; LEVERETTE, L.; MALAMIS, S.; KATSOU, E. Membrane bioreactors A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects *sp. Journal of Membrane Science*, v. 527, p. 207-227, 2017.

LIN, J.; GUO, H.; CHEN, J.; LI, Y. Removal characteristics of pollutants in airlift intermittent circulation membrane bioreactor *sp.* **Procedia Environmental Science**, v. 18, p. 592-596, 2013.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reuso da água**. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2007.

MAQBOOL, T.; KHAN, S. J.; , LEE, C. H. Effects of filtration modes on membrane fouling behavior and treatment in submerged membrane bioreactor *sp.* **Bioresource Technology**, v. 172, p. 391–395, 2014.

MAREL, P. V. P.; ZWIJNENBURG, A.; KEMPERMAN, A.; WESSLING, M.; TEMMINK, H.; MEER, V. D. W. Influence of membrane properties on fouling in submerged membrane bioreactors, *sp.* **Journal of Membrane Science**, v. 348, p. 66-74, 2010.

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, *sp.* **Water Research**, v. 40, p. 2405-2415, 2006.

MELIN, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D.; THOEYE, C.; DE WILDE, W.; DE KONING, J.; VAN DER GRAAF, J.; WINTGENS, T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *sp.* **Desalination**, n. 187, p. 271-282, 2006.

MENG, F.; CHAE, S.; SHIN, H.; YANG, F.; ZHOU, Z. Recent Advances in Membrane Bioreactors: Configuration Development, Pollutant Elimination, and Sludge Reduction *sp.* **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139-160, 2012.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4^a Ed. New York: McGraw Hill, 2003.

NEOH, C. H.; NOOR, Z. Z.; MUTAMIM, N. S. A.; LIM, C. K. Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various wastewater treatment systems *sp.* **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 582-594, 2016.

NGUYEN, T. T; BUI, X. T; VO, T. D. H; NGUYEN, D. D.; NGUYEN, P. D; DO H. L. C; NGO, H. H; GUO, W. Performance and membrane fouling of two types of laboratory-scale submerged membrane bioreactors for hospital wastewater treatment at low flux condition *sp.* **Separation and Purification Technology**, v. 165, p. 123-129, 2016.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário - coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2^a Ed. Revisada, atualizada e ampliada. São Paulo – SP: Blucher, 2011.

PAN, J. R.; SU, Y. C.; HUANG, C.; LEE, H. C. Effect of sludge characteristics on membrane fouling in membrane bioreactors *sp.* **Journal of Membrane Science**, v. 349, p. 287-294, 2010.

PRANEETH, K.; MOULIK, S.; VADTHYA, P.; BHARGAVA, S. K.; TARDIO, J.; SRIDHAR, S. Performance assessment and hydrodynamic analysis of a submerged

membrane bioreactor for treating dairy industrial effluent *sp.* **Journal of Hazardous Materials**, v.274, p. 300–313, 2014.

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

RADJENOVIC, J.; MATOSIC M.; MIJATOVIC I.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. **Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology.** Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008.

RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, L.; ESTEBAN GARCÍA, A. L.; TEJERO, I. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: a pilot scale study *sp.* **Bioresource Technology**, v. 152, p. 212-219, 2014.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso.** 1ª Ed. Editora ABES, São Paulo, 2001.

SHEN, L. G; LEI, Q.; CHEN, J. R; HONG, H. C.; HE, Y. M.; LIN, H. J. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc Size, *sp.* **Chemical Engineering Journal**, v. 269, p. 328-334, 2015.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes.** 2009. 196 f. Tese (Doutorado Engenharia Química), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SNIS. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013.** Ministério das Cidades. Brasília, 2014.

SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. Comparison between a conventional membrane bioreactor (CMBR) and a biofilm membrane bioreactor (BFMBR) for domestic wastewater treatment *sp.* **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, 2014.

SUBTIL, E. L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. Biorreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reuso *sp.* **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, 2013.

TEMMERMAN, L.; MAERE, T.; TEMMINK, H.; ZWIJNENBURG, A.; NOPENS, I. The effect of fine bubble aeration intensity on membrane bioreactor sludge characteristics and fouling *sp.* **Water Research**, v. 76, p. 99-109, 2015.

TOBINO, T.; CHEN, J.; SAWAI, O.; NUNOURA, T.; YAMAMOTO, K. Inline thickener-MBR as a compact, energy efficient organic carbon removal and sludge production devise for municipal wastewater treatment *sp.* **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 107, p. 177-187, 2016.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa.** 2004. 162

f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2004.

VIERO, A. F. **Avaliação do desempenho de um biorreator com membrana submersa para tratamento de efluente**. 2006. 174 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Química), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

VILLAIN, M.; MARROT, B. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions *sp. Bioresource Technology*, n. 128, p. 134-144, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA. Universidade Federal de Minas Gerais. Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 2ª Ed. ampliada. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA. Universidade Federal de Minas Gerais. Editora UFMG, 2002.

YU, Z.; WEN, X.; XU, M.; QI, M.; HUANG, X. Anaerobic digestibility of the waste activated sludge discharged from large-scale membrane bioreactors *sp. Bioresource Technology*, n. 126, p. 359-361, 2012.