

Fabiana Valois Thiesen

**AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANAS
PLANAS ASSOCIADO A REATOR EM BATELADA
SEQUENCIAL PARA TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

Dissertação submetido(a) ao Programa
de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do Grau
de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Flávio R Lapolli

Florianópolis

2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Thiesen, Fabiana Valois

AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANAS PLANAS ASSOCIADO
A REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL PARA TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO / Fabiana Valois Thiesen ; orientador, Flávio
Rubens Lapolli - Florianópolis, SC, 2016.
109 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de Esgoto
Sanitário. 3. Biorreator a Membrana. 4. Reator em Batelada
Sequencial. I. Lapolli, Flávio Rubens. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.

Fabiana Valois Thiesen

**AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANAS
PLANAS ASSOCIADO A REATOR EM BATELADA
SEQUENCIAL PARA TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “Mestre”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental

Florianópolis, 18 de outubro de 2016.

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Orientador

Banca Examinadora:

Prof. Guilherme Farias Cunha, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a Maria Ángeles Lobo Recio, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus pais
pelo amor e constante incentivo.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pelo constante incentivo e confiança.

À Habitusul Empreendimentos Imobiliários, por me oportunizar a realização do curso de Mestrado, incentivando a ideia proposta.

A todos os colaboradores da Fluid Brasil Microdyn Nadir, em especial o Demétrio, que, com toda a atenção, apostou no projeto piloto, bem como no desenvolvimento deste estudo.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), aos colegas, professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Ao Élio, pelos serviços prestados na automação do reator piloto.

À Empresa Impulso, pela atenção concedida.

Ao professor Lapolli, pela tranquilidade na orientação do trabalho.

Ao meu noivo Maickel Marcelino Coelho, pela paciência durante todas as fases.

À minha amiga e irmã Lucila Adán, pelas palavras sábias que sempre me confortaram e me motivaram a seguir em frente.

Aos meus colegas de trabalho que, durante todo o período, me ajudaram na solução dos diversos problemas que eu encontrava no caminho. Cada um ao seu jeito, não me negaram apoio: Luiz Fernando Lemos, Rodnei Elias, Marcio Coladel, Elton, Vanderlei, Moacir Gonçalves, Ademir Souza, Deoclécio Silva, Alessandro Silva, João Machado, Claudio, Marcos, Francisco Alves, Anderson, William e Luana Lucero.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVO GERAL	25
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	27
3.1	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA	27
3.2	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	28
3.2.1	Nitrificação.....	28
3.2.2	Desnitrificação.....	29
3.3	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO	30
3.4	MICROBIOLOGIA DOS LODOS ATIVADOS	32
3.5	ESTUDO DA COMUNIDADE BACTERIANA	33
3.6	REACTORES EM BATELADA SEQUENCIAL	34
3.7	PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS (PSM)	36
3.7.1	Tipos de membranas.....	37
3.7.2	Filtração por membranas.....	38
3.7.3	Classificação das membranas.....	39
3.7.4	Módulos de membranas.....	40
3.7.5	Características das membranas.....	41
3.7.6	Membranas planas – Microdyn Nadir (BIO-CEL [®]).....	42
3.8	BIORREACTORES A MEMBRANAS (BRM)	44
3.8.1	Aspectos operacionais em BRM.....	46
4	MATERIAIS E MÉTODOS	51
4.1	UNIDADE EXPERIMENTAL	51
4.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	56
4.2.1	Determinação do fluxo crítico.....	56
4.2.2	Operação dos reatores.....	57
4.2.3	Monitoramento dos reatores.....	57
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
5.1.1	Fluxo crítico.....	61
5.1.2	Pressão transmembrana (PTM).....	62
5.1.3	Parâmetros físico-químicos.....	63
5.1.4	Parâmetros biológicos.....	79
5.1.5	Qualidade do permeado para reuso.....	93
6	CONCLUSÕES	97
6.1	RECOMENDAÇÕES	98
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo ..	32
Figura 2 - Ciclos do Processo de operação intermitente	35
Figura 3 - Representação do funcionamento de uma membrana.....	37
Figura 4 - Esquemas de filtração: (a) Frontal e (b) Tangencial.....	39
Figura 5 - Diferentes configurações de membranas a)Tubular b)Placas planas c)Fibra-oca	41
Figura 6 - Folha de membrana plana retrolavável BIO-CEL [®]	43
Figura 7 - Cassetes C25 em módulo.....	44
Figura 8 - Tipos de BRM	45
Figura 9 - Representação esquemática do piloto BRM proposto	51
Figura 10 - Unidade experimental – Visão geral do sistema proposto BRM.....	52
Figura 11 - Unidade Experimental - Detalhamento unidades II e III....	53
Figura 12 - Unidade Experimental - Compressor de ar para aeração do BRM.....	53
Figura 13 - Unidade Experimental - Módulo de Membranas.....	54
Figura 14 - Representação Esquemática - recirculação licor misto BRM em 3 reatores RBS.....	55
Figura 15 - Unidade Experimental - Detalhe sensor PTM e Registro para retrolavagem.....	56
Figura 16 - Determinação do fluxo crítico BRM	61
Figura 17 - Evolução da PTM e teor de sólidos do BRM durante o período de operação	63
Figura 18 - Evolução da temperatura no BRM durante o período de operação	65
Figura 19 - Evolução do oxigênio dissolvido no BRM durante período de operação.....	66
Figura 20 - Variação do pH do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado	67
Figura 21 - Variação da alcalinidade do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado	68
Figura 22 - Monitoramento dos teores de SST no BRM e no RBS.....	69
Figura 23 - Avaliação dos teores de SST e SSV no BRM	70

Figura 24 - Variação da turbidez do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado.....	71
Figura 25 - Variação da cor verdadeira do efluente bruto, do efluente decantado, e do permeado.....	72
Figura 26 - Variação da DQO do efluente bruto, do efluente decantado, e do permeado.....	73
Figura 27 - Variação da DQO do efluente decantado RBS e do permeado BRM.....	74
Figura 28 - Eficiência de remoção e variação da amônia do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado.....	75
Figura 29 - Variação do nitrato do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado.....	76
Figura 30 - Variação do fósforo total do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado.....	78
Figura 31 - Principais micro-organismos observados durante operação do BRM.....	81
Figura 32 - Quantificação de E.Coli no efluente bruto, tratado no RBS e no permeado.....	82
Figura 33 - Quantificação de coliformes totais no efluente bruto, tratado no RBS e no permeado	83
Figura 34 - Táxon Filo – Abundância relativa (%) no BRM e RBS	85
Figura 35 - Táxon Ordem – Abundância relativa (%) no BRM e RBS	87
Figura 36 - Táxon Espécie – Abundância relativa (%) no BRM e RBS	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação das membranas pelo tamanho do poro	39
Tabela 2 - Métodos e frequência das análises físico-químicas.....	58
Tabela 3 - Análise geral de % remoção nutrientes dos sistemas RBS e BRM.....	64
Tabela 4 - Caracterização do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado quanto ao teor de nitrogênio total	76
Tabela 5 – Quantitativo dos micro-organismos identificados durante operação do BRM	79
Tabela 6 – Resultados do ensaio MFI da amostra do BRM e RBS.....	83
Tabela 7 – Táxon Filo, Ordem e Espécie - Abundância relativa (%)....	88
Tabela 8 – Bactérias patogênicas - Abundância relativa (%) no BRM e RBS	92
Tabela 9 - Valores máximos permitidos para o reúso e resultados	95

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

- A= Área
- AOB = Ammonia Oxidation Bacteria, em português: bactérias de oxidação da amônia
- ATP = Adenosina trifosfato
- BRM = Biorreator a Membranas
- RBS= Reator em Batelada Sequencial
- CaCO₃ = Carbonato de Cálcio
- CONAMA= Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COT= Carbono Orgânico Total
- DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO= Demanda Química de Oxigênio
- EBPR= Enhanced Biological Phosphorus Removal, em português: Remoção Biológica de Fósforo
- EQ = Tanque de Equalização
- ETE= Estação de Tratamento de Esgotos
- IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IVL= Índice Volumétrico de Lodo
- J_p= Fluxo do permeado
- LARA= Laboratório de Reúso de Águas
- LIMA= Laboratório Integrado de Meio Ambiente
- L_p= Permeabilidade hidráulica
- MEV= Microscopia Eletrônica de Varredura
- MF= Microfiltração
- MFI = Modified Fouling Index, em português: Índice de incrustação do licor misto
- MO = Matéria Orgânica
- NF= Nanofiltração
- NH₃= Amônia
- NH₄⁺ = íon Amônio
- N₂ = Nitrogênio gasoso
- NO₂⁻ = íon Nitrito
- NO₃⁻ = íon Nitrato
- N-NH₄⁺= Nitrogênio amoniacal
- N-NO₃⁻= Nitrogênio nitrato
- NGS = Next Generation Sequencing, em português: Sequenciamento de Nova Geração
- NT= Nitrogênio Total

- OAP= Organismos Acumuladores de Fósforo
- OD= Oxigênio Dissolvido
- OR= Osmose Reversa
- Pa = Pascal
- PES = Polietersulfona
- pH= Potencial hidrogeniônico
- PHB = Poli-hidroxibutirato
- PHA = Polyhydroxyalkanoate
- PNSB = Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
- Poli-P = Polifosfato
- P-PO43- = Ortofosfato
- PSM = Processo Separação por Membranas
- PTM = Pressão Transmembrana
- Q= Vazão
- RBS = Reator em Batelada Sequencial
- RPM= Rotações por Minuto
- SAE = Sistema de Água e Esgotos de Jurerê Internacional
- SBR = Sequencing Batch Reactor
- SST= Sólidos Suspensos Totais
- SSV= Sólidos Suspensos Voláteis
- UF= Ultrafiltração
- UFSC = Universidade Federal de Santa Catarina
- USEPA= United States Environmental Protection Agency, em português: Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos

RESUMO

Esta pesquisa aborda o tratamento de efluentes sanitários, considerando a remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo, bem como a degradação da matéria orgânica em um Biorreator a Membranas (BRM) associado a um Reator em Batelada Sequencial (RBS), utilizando membranas planas de alta densidade. A busca pela otimização dos tratamentos, com aplicação de inovações, tem o intuito de minimizar, cada vez mais, a periculosidade da disposição inadequada de efluentes no meio ambiente. A associação do tratamento com membranas a um reator de lodos ativados busca a melhoria no desempenho do tratamento do efluente sanitário e traz a possibilidade da real adaptação da tecnologia em uma estação de tratamento em operação. Desse modo, para este estudo, um BRM com volume de 10 m³ operou durante 120 dias, sendo alimentado com o lodo ativado do RBS em escala real. O BRM possuía um misturador e difusores de ar abaixo do módulo de membranas planas de ultrafiltração, e uma bomba helicoidal para retirada do efluente tratado, com fluxo adotado de 10 L/m².h de permeação. O estudo teve como objetivo avaliar a melhoria no desempenho do sistema, quanto à remoção da carga orgânica, de nutrientes e patógenos. Além disso, pode-se avaliar a operação do biorreator e verificar as características do efluente tratado (permeado) para sua disposição final, observada a legislação, para reúso da água. O monitoramento foi realizado por meio de análises físico-químicas no meio líquido e de observações microscópicas do lodo ativado. As remoções médias de DQO e fósforo foram de 91,7% e 92,3%, respectivamente. Em relação à remoção da amônia, a eficiência média foi de 93% e, para o nitrogênio total, 73%. A turbidez média do permeado foi de 0,24 NTU e, durante todo o período de operação, foi verificada ausência de coliformes fecais no permeado. Não foi verificado aumento significativo da pressão transmembrana, com aumento da concentração de biomassa no sistema. Com uso da microscopia óptica, foi verificada grande variedade de micro-organismos indicadores de estabilidade operacional. A expectativa desta dissertação é contribuir para o desenvolvimento de tecnologias, visando a aplicabilidade e o aperfeiçoamento operacional das diversas ETES existentes no país, possibilitando, assim, reduzir os impactos causados por este tipo de efluente.

Palavras-chave: biorreator a membranas, membranas planas, batelada sequencial, remoção de nitrogênio, remoção de fósforo, aplicabilidade.

ABSTRACT

This study deals with the sewage treatment considering the nitrogen and phosphorus nutrients removal as well as the degradation of organic matter in a membrane bioreactor (MBR) associated with a sequencing batch reactor (SBR) using high density flat membranes. The search for treatments optimization with innovations aims to minimize the danger of the improper effluents disposal into the environment. The association of a membrane treatment with a Activated Sludge Reactor seeks to improve the performance of the wastewater treatment and brings the possibility of real adaptation of the technology in a treatment plant in operation. Therefore, a MBR with volume of 10 m³ operated for 120 days and was fed with activated sludge of a SBR real scale. The MBR had a mixer and air diffusers below the flat ultrafiltration membrane module, and a pump with a permeation flow of 10 L/ m².h. The study aimed to evaluate the system performance improvement, as the removal of organic matter, nutrients and pathogens. Also, evaluate the operation of the bioreactor and verify the characteristics of the treated effluent (permeate) to its final disposal against the law to reuse water. The monitoring was carried out through physical-chemical analysis of the treated effluent and microscopic observations of the activated sludge. The average COD and phosphorus removals were 91.7% and 92.3% respectively. Regarding the removal of ammonia, the average efficiency was 93% and the total nitrogen 73%. The average permeate turbidity was 0.24 NTU throughout the period of operation was checked in the absence of Fecal Coliform permeate. There was not observed a significant increase in transmembrane pressure with the biomass concentration increase in the system. With an optical microscope, it was found wide variety of microorganisms indicators of operational stability. The expectation of this dissertation is to contribute in the development of technologies for the applicability and operational improvement of all existing sewage plants, thus seeking to reduce the impact caused by this type of effluent.

Keywords: membrane bioreactor, flat membrane, sequencing batch, nitrogen removal, phosphorus removal, applicability.

1 INTRODUÇÃO

Apesar de o Brasil possuir 12% da água doce disponível no mundo, tem-se verificado uma crescente degradação dos recursos hídricos. A disposição inadequada de efluentes domésticos e/ou industriais pode ser considerada uma das principais fontes poluidoras dos ecossistemas aquáticos. De acordo com o Diagnóstico de Serviços de Água e Esgotos de 2014, divulgado pela Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério das Cidades, com base em dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS, 2014), apenas 41% do esgoto produzido pelos municípios brasileiros possuem alguma forma de tratamento, sendo o restante disposto direta ou indiretamente nos corpos d'água, sem nenhum tratamento.

Os esgotos domésticos podem conter micro-organismos patogênicos provenientes dos dejetos de origem humana. Esses micro-organismos podem gerar impactos negativos à vida aquática devido ao baixo teor de oxigênio dissolvido, provocado pela depuração da matéria orgânica desses efluentes. Sendo assim, percebe-se que o tratamento dos esgotos assume grande importância no que diz respeito à preservação dos recursos hídricos e, conseqüentemente, da saúde humana.

Nesse contexto, verifica-se a necessidade de se desenvolver tecnologias capazes de garantir a remoção de nutrientes dos esgotos, de forma eficiente e econômica, atendendo aos padrões, cada vez mais rigorosos quanto ao controle ambiental, de lançamento de efluentes. A operação apropriada das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) tem papel fundamental nesse controle de riscos. Sendo assim, é iminente a busca pela sua otimização, com a aplicação de inovações que promovam melhorias tecnológicas, com o intuito de minimizar cada vez mais a periculosidade do panorama apresentado.

Entre as recentes tecnologias estudadas e desenvolvidas para o tratamento biológico do esgoto estão os sistemas de biorreatores a membranas. Essa inovação veio com o objetivo de se buscar melhorias na eficiência de remoção dos nutrientes dos sistemas convencionais de tratamento por lodos ativados. No caso de adaptação aos sistemas pré-existentes torna-se otimista a perspectiva de sua implantação, bem como aceitação da ideia.

A aplicação desse tipo de reator para o tratamento de efluentes ainda é incipiente no Brasil devido, principalmente, ao custo ser considerado alto. O tipo de membrana aplicada neste estudo é bastante difundido em países da Europa e Estados Unidos, desde 2007, em estações de tratamento de esgotos sanitários e industriais. Entretanto, no

Brasil, ainda é pouco aplicado, e inexistente em sistemas em batelada sequencial.

O estudo do biorreator à membrana proposto neste trabalho, através do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), advém de uma evolução de trabalhos desenvolvidos e dos conhecimentos sobre membranas e tratamento de efluentes, apresentados desde Lapolli (1998), em sua tese. A aplicabilidade da pesquisa focará no avanço e aperfeiçoamento dos sistemas desenvolvidos no Laboratório de Reúso de Águas, LaRA, de reatores que operam tanto em batelada sequencial, quanto em sistemas contínuos, como observado por Provenzi (2005), Maestri (2007), Campello (2009), Belli (2011, 2015) e Kellner (2014).

O que se propõe neste trabalho é a avaliação de um tipo de membrana, inovador para o mercado brasileiro, adaptado a um sistema de lodos ativados em batelada sequencial com a aplicação do módulo de membrana em câmara externa ao sistema existente. Essas membranas de ultrafiltração são planas, de alta densidade de empacotamento, flexíveis e de fácil aplicação, denominadas BIO-CEL[®]NADIR[®], fabricadas pela Empresa MANN+HUMMEL Fluid Brasil.

As membranas planas possuem densidade volumétrica relativamente pequena quando comparadas a outros sistemas (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Entretanto, justifica-se a proposta de aplicação das membranas planas pelas características que elas possuem, como a alta densidade de empacotamento especificada em até 15% maior do que as convencionais. Além disso, são descritas como de alta estabilidade química e mecânica e de poder hidrofílico permanente, ou seja, poder de penetração e interação com a água constante.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a eficiência e a estabilidade de um biorreator a membranas no tratamento de efluentes domésticos, como adaptação de um sistema em batelada sequencial convencional, na busca de melhorias ao tratamento através de tecnologias inovadoras, neste caso, através do uso das membranas planas especificadas. As melhorias avaliadas referem-se, principalmente, quanto ao atendimento aos requisitos legais para lançamento de efluentes, tais como o estabelecido na normativa do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA nº 430/2011, e à aplicabilidade do sistema proposto.

Em termos de relevância deste estudo, espera-se que, ao ser aplicado em escala piloto, os resultados encontrados e os efeitos aplicados sejam muito próximos à realidade da ETE na qual se pretende aplicar a tecnologia. O emprego desta logística busca trazer pioneirismo

à amostragem e obter resultados satisfatórios tanto para o meio acadêmico, contribuindo com os conhecimentos gerados na pesquisa, quanto para aplicabilidade em outras estações de tratamento de efluentes sanitários do país.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um biorreator a membranas planas de operação contínua associado a um reator em batelada sequencial para tratamento de efluente sanitário.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a remoção de nitrogênio em todas as suas formas através do processo de nitrificação e desnitrificação.
- Avaliar a remoção de fósforo através do processo de remoção biológica de fósforo, bem como a retenção física dos OAP através da ultrafiltração.
- Avaliar o desempenho da membrana durante o período operacional através do comportamento da pressão transmembrana.
- Avaliar a comunidade bacteriana através de técnicas de biologia molecular e microscopia óptica.
- Avaliar a filtrabilidade do lodo.
- Avaliar a qualidade do permeado para possível aproveitamento.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido devido aos processos de estabilização, realizados pelas bactérias decompositoras (bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas), as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração e conversão da matéria orgânica a compostos simples e estáveis, como água e gás carbônico. Com isso, enquanto houver disponibilidade de alimento e oxigênio no meio, elas tendem a crescer e a se reproduzir, gerando mais bactérias. O decréscimo do oxigênio dissolvido constitui-se em um dos principais problemas de poluição das águas em nosso meio (VON SPERLING, 2005).

De uma maneira simplificada, pode-se dizer que as reações aeróbias para a estabilização da matéria orgânica carbonácea comportam-se em um sistema fechado, em uma sequência, na qual predominam dois principais mecanismos: Anabolismo e Catabolismo (ECKENFELDER, 1980, *apud* VON SPERLING, 1996).

O processo de oxidação da matéria orgânica ocorre em duas etapas: oxidação direta da matéria orgânica biodegradável ou respiração exógena, com aumento da biomassa bacteriana; seguida da oxidação do material microbiano celular pelos próprios micro-organismos ou respiração endógena (FERNANDES; SOUZA, 2001).

Na primeira etapa, predominam atividades de síntese. Nela, a matéria orgânica presente nas águas residuárias é utilizada pelos micro-organismos para as suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia (VON SPERLING, 1996).

A segunda etapa acontece quando a matéria orgânica, originalmente presente na água residuária, se encontra, em sua maior parte, removida, e a população de micro-organismos se encontra em seu máximo. Assim, devido à baixa disponibilidade de substrato no meio, os micro-organismos passam a consumir o próprio protoplasma celular, a fim de obter energia para suas reações celulares. O resultado disso é a auto-oxidação da matéria celular, e a diminuição do número de organismos. Metcalf e Eddy (1979) afirmam que somente 75 a 80% do protoplasma celular pode ser oxidado; os restantes 20 a 25% são compostos não biodegradáveis. O oxigênio total consumido em ambas as fases é definido como a demanda última (DBOu), podendo ser expresso, também, por meio da DQO (VON SPERLING, 1996).

Sendo assim, para que haja efetiva conversão da matéria orgânica é necessário: uma população de micro-organismos ativos; contato adequado entre os micro-organismos e os esgotos a serem degradados; disponibilidade de oxigênio; disponibilidade de nutrientes; e condições ambientais favoráveis, como temperatura, pH etc (JORDÃO; PESSOA, 2005). Ainda, conforme indicam Metcalf e Eddy (1979), as condições ideais para que ocorra a oxidação da matéria orgânica carbonácea são: pH próximo à neutralidade, na faixa entre 6,0 e 9,0; e concentração de oxigênio dissolvido em torno de 2,0 mg/L.

3.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

A remoção biológica de nitrogênio no tratamento de esgotos ocorre por dois mecanismos principais:

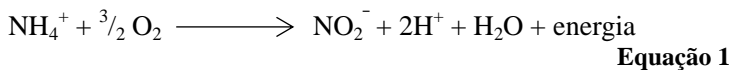
- 1) Síntese de biomassa (assimilação de nitrogênio) e de lodo;
- 2) Processo de nitrificação/desnitrificação, sendo apenas este último capaz de atingir altos níveis de remoção de nitrogênio e baixas concentrações de nitrogênio inorgânico em processos de tratamento biológico de efluentes sanitários (USEPA, 2010).

3.2.1 Nitrificação

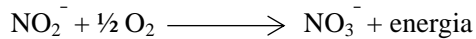
A nitrificação, considerada como uma reação de conversão da amônia-N em nitrito-N e este em nitrato-N, ocorre, geralmente, em ambientes aeróbios. Os organismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o dióxido de carbono é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia (VON SPERLING, 1996).

Segundo Van Loosdrecht e Jetten (1998), no processo de nitrificação, estão identificadas diversas espécies de bactérias nitrificantes responsáveis, porém, em geral, atribui-se à *Nitrosomonas europaea* a oxidação da amônia-N a nitrito-N, e à *Nitrobacter agilis* a oxidação do nitrito a nitrato.

As reações de nitrificação, em que o gênero *Nitrosomonas* é o principal responsável, ocorrem de acordo com a reação:



As reações de nitratação, cujo gênero *Nitrobacter* é o principal responsável, ocorrem de acordo com a reação:



Equação 2

Um dos fatores mais importantes para esse processo é a quantidade de oxigênio dissolvido no meio. Observa-se que em ambas as reações há consumo de oxigênio, sendo este consumo referido como demanda nitrogenada (VON SPERLING, 2005), por ocorrer numa fase posterior à das reações de desoxigenação carbonácea. Segundo Metcalf e Eddy (1979), a quantidade de oxigênio utilizada na primeira reação, oxidação da amônia-N em nitrito-N, é de 3,43 g O₂/g de nitrito-N produzido e, na segunda, de 1,14 gO₂/g NO₂ oxidado a nitrato.

Outro requisito importante é a alcalinidade do meio. Metcalf e Eddy (1979) e Von Sperling (1996) descrevem a formação de ácido como subproduto do processo, que faz com que a alcalinidade no esgoto seja consumida, em que, para cada grama de nitrogênio-nitrato convertido, são necessários 7,14 g de alcalinidade CaCO₃. Em processos em que a nitrificação acontece praticamente por completo, o consumo de alcalinidade pode superar a capacidade tampão do meio e, assim, reduzir-lhe consideravelmente o valor do pH. Nesses casos, alcalinizantes químicos podem ser necessários para a manutenção do pH ideal (METCALF; EDDY, 1979).

Entretanto, não se tem dado importância a este fato, porque, em muitos casos, o esgoto possui alcalinidade suficiente para manter o pH acima de 7,2, um valor registrado como suficiente para a nitrificação. Em valores abaixo de 6,8, a nitrificação é inibida ao ponto de reduzir a sua eficiência, por exemplo, em valores de pH entre 5,8 e 6,0 a taxa pode reduzir de 10 a 20 % relativamente à taxa em pH 7,0 (USEPA, 1999).

3.2.2 Desnitrificação

O processo biológico de desnitrificação envolve a conversão das formas oxidadas de nitrogênio – nitrato e nitrito - formadas na etapa de nitrificação, em nitrogênio gasoso por ação de bactérias heterótrofas. Em oposição à nitrificação, uma gama relativamente ampla de bactérias pode realizar a desnitrificação, incluindo *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* e *Bacillus*. O processo é realizado sob condições anóxicas (CULP, 1978). Nestas condições, em que a principal característica é a baixa concentração de oxigênio, esses organismos utilizam o nitrato presente em substituição ao oxigênio (USEPA, 1993).

As bactérias heterotróficas o utilizam como terminal receptor de elétrons para oxidação da matéria orgânica, na ausência de oxigênio dissolvido (GRADY JR; DAIGGER; LIM, 1998).

Von Sperling, (1996) apresenta, de forma simplificada, o processo, em que o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, segundo a reação representada a seguir.



Equação 3

A redução do nitrato (NO_3^-) envolve a formação de uma série de produtos intermediários, como nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2), com decrescente grau de oxidação. Cada uma dessas etapas é catalisada por uma enzima redutase específica, em condições ambientais anóxicas. As enzimas envolvidas neste processo são: nitrato redutase, nitrito redutase, óxido nítrico redutase e óxido nitroso redutase (CUERVO-LÓPEZ et al., 2009).

As características cinéticas das bactérias desnitrificantes e heterótrofas são muito diferentes das autótrofas oxidadoras de amônia. As nitrificantes destinam uma fração muito menor de energia ao crescimento, levando a um crescimento celular mais lento e, conseqüentemente, requerem idades de lodo mais longas. As desnitrificantes se assemelham aos organismos que fazem a remoção da DBO em sistemas de tratamento de esgoto, com crescimento celular acentuado e cinética de degradação acelerada (RITTMANN; MCCARTY, 2001).

Importante ressaltar a relação entre o pH e a alcalinidade com a desnitrificação, qual seja, a concentração de ácidos produzida anteriormente, na nitrificação, é reduzida nesta fase. Entretanto, a alcalinidade como CaCO_3 , produzida na desnitrificação, não é suficiente para restabelecer a alcalinidade consumida na nitrificação, e o valor do pH tenderá a reduzir (METCALF; EDDY, 1979). Contudo, ainda segundo Rittmann e Mccarty (2001), as bactérias desnitrificantes não são sensíveis às variações grandes de pH.

3.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

O fósforo, como o nitrogênio, é indispensável para todas as células, por ser um importante mecanismo de transferência de energia da célula, via adenosina trifosfato (ATP), dos ácidos nucleicos e dos fosfolípídeos na membrana das células. Esteves (1998) afirma que se

trata de um nutriente limitante e, em altas concentrações, pode levar à eutrofização do meio em que está sendo lançado.

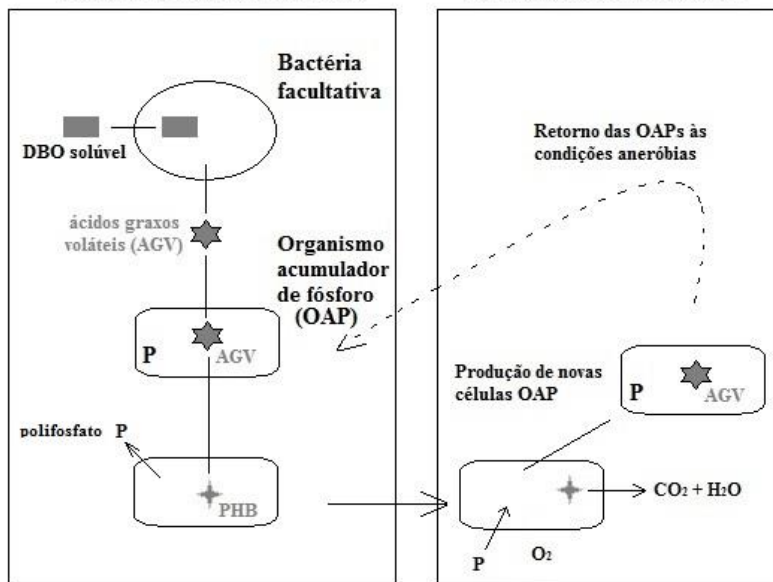
Este nutriente encontra-se no ambiente, nas formas orgânicas e minerais, predominando, geralmente, as formas minerais. Ocorre nas águas naturais e águas residuárias, quase unicamente na forma de fosfato, incluindo fosfatos orgânicos, polifosfatos e ortofosfatos (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 2005).

Para a remoção biológica de fósforo é essencial a existência de zonas anaeróbias, seguidas de aeróbias na linha de tratamento (VON SPERLING, 2002). A presença de ácidos graxos voláteis em um reator anaeróbio causa o desenvolvimento de uma população bacteriana: os organismos poli-P, os quais, em um ambiente anaeróbio, tem a alternativa de armazenar nas suas células os ácidos graxos voláteis, como o polihidroxibutirato (PHB) (BUCHAN, 1981; FUHS; CHEN, 1975). Essas bactérias liberam o fosfato que estava armazenado como polifosfato, devido à necessidade de produzir e armazenar PHB, a partir substratos rapidamente biodegradáveis (acetato).

Na fase aeróbia, quando a concentração de substrato prontamente biodegradável é baixa, os organismos que possuem PHB armazenado começam a degradá-lo e a utilizá-lo como fonte de energia para formar novos organismos poli-P, bem como para armazenar fosfato no interior das células, com conseqüente diminuição da concentração de fósforo na fase líquida.

A Figura 1, a seguir, mostra esquematicamente a liberação de fosfato na zona anaeróbia, com a simultânea incorporação do material orgânico solúvel à sua transformação em PHB. No ambiente aeróbio, o PHB é metabolizado, havendo crescimento dos organismos e recuperação do fosfato perdido na zona anaeróbia.

Figura 1 - Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo
CONDIÇÕES ANAERÓBIAS **CONDIÇÕES AERÓBIAS**



Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2002

3.4 MICROBIOLOGIA DOS LODOS ATIVADOS

Os processos de tratamentos de efluentes sanitários oferecem aos micro-organismos, presentes nos esgotos, um ambiente propício para que eles possam processar grandes quantidades de poluentes concentrados em um espaço limitado, como em reatores. O objetivo do tratamento é a formação de um sistema de flocos biológicos concentrados em micro-organismos. Esses flocos têm tendência a decantar quando entram em zonas com ausência de aeração e/ou mistura. Nessa configuração, as impurezas orgânicas do efluente são rapidamente removidas dos lodos ativados (SAAR, 2015).

Lodo ativado é o desenvolvimento de micro-organismos, atuantes no material contido nos esgotos, produzindo flocos biológicos ou lodos ativados, que se pode chamar de aglomerados de partículas ou micro-organismos ativos, responsáveis pela remoção da matéria orgânica em fase aerada. A decantação da biomassa se dá pela capacidade de floculação desses organismos, principalmente das bactérias que iniciam o processo e estarão no lodo em todos os ciclos (BENTO *et al.*, 2005).

Nos processos de tratamento biológico de efluentes, a remoção de impurezas ocorre, principalmente, pela ação dos micro-organismos: bactérias, algas, protozoários e metazoários. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto, os protozoários e micrometazoários também têm importante papel tanto na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, como na remoção de *E. coli* ou na redução da DBO₅ e na floculação.

3.5 ESTUDO DA COMUNIDADE BACTERIANA

Apesar da importância dos mecanismos de remoção de poluentes em tratamento de águas residuárias, sabe-se que a remoção de tais poluentes se dá, principalmente, pela atividade microbiana presente em amostras ambientais (KADLEC; KNIGHT, 1996). Portanto, para a otimização do desempenho de um sistema de tratamento, para além das análises físico-químicas, é fundamental o estudo da biota envolvida no processo a fim de analisar a relação entre os micro-organismos e os processos biogeoquímicos ali existentes (DEZOTTI *et al.*, 2011; SILVEIRA, 2015).

Técnicas microbiológicas convencionais, comumente utilizadas para análise da comunidade bacteriana de amostras ambientais, são técnicas microscópicas, de enriquecimento e cultivo em placas de *petri*. Muitas vezes, tais métodos não fornecem maiores informações quanto à composição microbiana devido às dificuldades inerentes às condições ideais para o cultivo e o isolamento dos micro-organismos, uma vez que alguns deles são bastante seletivos quanto ao meio de cultivo e suas variáveis (SILVEIRA, 2015).

Uma solução para esse problema é a utilização de abordagens da biologia molecular, sendo que as técnicas moleculares mais comumente utilizadas, tais como: PCR (Reação em Cadeia da Polimerase), DGGE (Eletroforese em gel com gradiente desnaturante), FISH (Hibridização fluorescente *in situ*) e sequenciamento genético, estão revolucionando a ecologia microbiana e promovendo novas aplicações em diversos campos de pesquisa (SANZ; KOCHLING, 2007). Os métodos moleculares utilizam a análise dos ácidos nucleicos – DNA e RNA, gerando informações dos micro-organismos presentes em uma amostra, sem a necessidade de isolá-los.

Em relação à técnica de sequenciamento genético, o primeiro método de sequenciamento de DNA foi o de terminação de cadeia de Sanger, publicado em 1977. Entretanto, a partir de 2005, foram

comercializadas as tecnologias de sequenciamento de nova geração (NGS). Estas tecnologias estão evoluindo rapidamente, e utilizam um processo de sequenciamento de DNA, com metodologias diferentes da de Sanger, com o objetivo de acelerar e baixar o custo do processo. (VARUZZA, 2013). Todas essas tecnologias promovem o sequenciamento de DNA em plataformas capazes de gerar informação sobre milhões de pares de bases em uma única corrida (CARVALHO; SILVA, 2010).

Essas novas tecnologias permitem sequenciar o DNA a partir de qualquer organismo, proporcionando informações biológicas valiosas. Desse modo, muitos genomas bacterianos foram completamente sequenciados, revelando, assim, o número e a localização dos genes que eles possuem (MADIGAN *et al.*, 2009). Após a leitura do DNA de uma amostra, na qual são levantadas as sequências de bases nitrogenadas – Adenina, Citosina, Guanina, Timina – contidas nelas, é realizada a identificação das comunidades microbianas existentes através do cruzamento dessas informações com um banco de dados internacional que abriga a biblioteca genética.

Neste estudo, o método molecular utilizado para a avaliação da comunidade bacteriana nos reatores analisados foi o sequenciamento genético *High-Throughput* 16S rDNA da plataforma *Illumina*.

3.6 REATORES EM BATELADA SEQUENCIAL

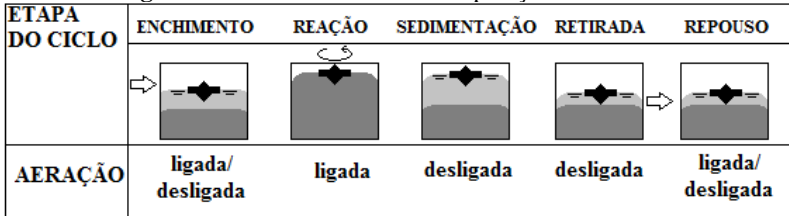
Os Reatores em Batelada Sequencial (RBS) são sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, constituídos por um ou mais reatores, onde se realizam, sequencialmente, em uma mesma unidade, a oxidação da matéria carbonácea, a remoção de nutrientes e a separação sólido/líquido através da sedimentação (SOUSA; FORESTI, 2001).

Esses reatores são uma variação do sistema de lodos ativados, o qual opera em fluxo intermitente. O princípio deste processo consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações (decantação primária, oxidação biológica, decantação secundária e bombeamento de lodo) em um único tanque. Estes processos passam a ser simplesmente sequenciais no tempo, e não em unidades separadas (VON SPERLING, 2005).

O processo consiste em um reator de mistura completa, em que são estabelecidos ciclos de operação com durações definidas (Figura 2). Os ciclos normais de tratamento são:

- Enchimento – Entrada do esgoto bruto no reator;
- Reação – Aeração/mistura da massa líquida contida no reator;
- Sedimentação – Sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado;
- Esvaziamento – Retirada do esgoto tratado do reator; e
- Repouso – Ajuste de ciclos e remoção de lodo excedente.

Figura 2 - Ciclos do Processo de operação intermitente



Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005

Como descrevem Artan e Orhon (2005), o processo de lodos ativados em bateladas envolve operação cíclica, em estado estacionário e com alimentação intermitente, durante períodos selecionados ou durante toda a duração do ciclo, com exceção nas fases de sedimentação e retirada.

Metcalf e Eddy (1979) consideram que a porcentagem do tempo de cada período, em relação à duração do ciclo total, pode ser: enchimento = 25%; reação = 35%; sedimentação = 20%; decantação = 15%; e repouso = 5%. Além disso, ainda conforme esses autores, no tratamento de esgotos por RBS, o processo de remoção de nitrato pode ser realizado de diferentes formas. A redução do nitrato na fase de enchimento com mistura é um deles, podendo ser citada também a aeração cíclica, alternando entre fases aeróbias e anóxicas, entre outras.

Com relação à eficiência deste sistema, estudiosos (SANTOS; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2006) comentam sobre a necessidade de que haja suprimento satisfatório de oxigênio e que a massa de micro-organismos no interior do reator seja suficiente para metabolizar a matéria orgânica presente no esgoto. É importante, também, que seja efetuada corretamente a remoção do excesso de lodo, a fim de que não haja fuga de biomassa no efluente tratado.

Dentre as vantagens reconhecidas dos reatores em bateladas sequenciais, são destacadas as seguintes:

- A massa biológica permanece no reator durante todo o ciclo, eliminando a necessidade de decantadores separados e de elevatórias de recirculação do lodo (VON SPERLING, 2002);
- A flexibilidade de operação e controle permite que sejam facilmente adaptados a fim de atender as mudanças de regulação dos parâmetros de lançamento de efluentes (USEPA, 1999);
- A possibilidade de impor ao reator diferentes condições de oxigênio dissolvido (aerobiose, anaerobiose e anoxia), a fim de alcançar a remoção biológica de nutrientes, incluindo a nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (AL-REKABI; QIANG; QIANG, 2007).

Entretanto, esses sistemas apresentam também algumas desvantagens:

- Elevado nível de sofisticação e manutenção, comparado com os sistemas convencionais, devido às necessidades de automação (USEPA, 1999);
- Presença de sólidos no efluente tratado devido a problemas na sedimentação do lodo, diminuindo a eficiência do processo (USEPA, 1999);
- Possibilidade de choque de carga no corpo receptor, caso haja redução da qualidade do efluente final, causado por problemas no tratamento, pois é descartado um volume pontual a cada término de ciclo (COSTA, 2005).

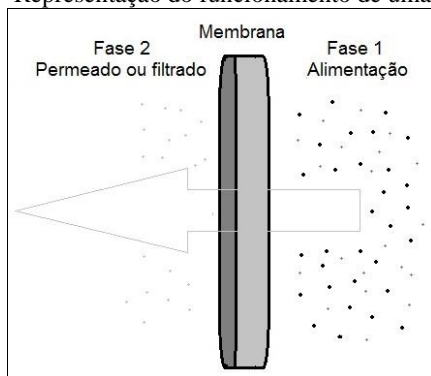
3.7 PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS (PSM)

Uma membrana pode ser definida como um filme fino, sólido, que separa duas soluções e que atua como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções, quando aplicado algum tipo de força externa, que pode ser pressão, sucção ou potencial elétrico (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

O princípio do Processo de Separação por Membranas (PSM) consiste em forçar a passagem da solução mistura através de uma membrana semipermeável. A corrente que atravessa a membrana é chamada de permeado, enquanto o que fica retido é o concentrado.

A Figura 3 apresenta um esquema básico de funcionamento de uma membrana.

Figura 3 - Representação do funcionamento de uma membrana



Fonte: Adaptado de Aptel; Buckley, 1996

Os PSM, geralmente, estão limitados à aplicação de força motriz por diferença de pressão hidrostática ou troca iônica. Tecnologias de membranas aplicadas a tratamento de efluentes sanitários são desenvolvidas, predominantemente, por diferença de pressão (JUDD, 2006). A pressão necessária para a filtração pode ser gerada através de bombas, como peristáltica e a vácuo.

3.7.1 Tipos de membranas

Dois tipos principais de materiais classificam as membranas em: poliméricas e cerâmicas. As membranas metálicas possuem aplicações bastante específicas e não possuem relação com reatores de membrana para tratamento de efluentes sanitários (JUDD, 2006).

Polimérica

Existem diferentes tipos de materiais poliméricos utilizados para a fabricação de membranas, que, usualmente, são formadas por uma camada externa fina, fornecendo a permeabilidade necessária, sobre uma camada mais aberta e espessa que proporciona resistência e estabilidade mecânica para a camada superficial (JUDD, 2006).

Nessa linha, Schneider e Tsutiya (2001) descrevem que este controle das condições de polimerização da membrana, em que ela, na forma de uma fina película filtrante, fica situada sobre uma estrutura mais grossa, gerando um gradiente de porosidade interno das membranas chamadas de assimétricas ou anisotrópicas de segunda geração. A reduzida espessura da película filtrante diminui

consideravelmente a resistência à filtração, que é proporcional à espessura da membrana.

Contudo, essas membranas são conhecidas por atingirem as características físicas necessárias para sua aplicação, além de terem razoável resistência química. O emprego mais comum das membranas poliméricas é associado ao tratamento de efluentes sanitários, havendo já diversas pesquisas sobre o tema.

Cerâmica

As membranas cerâmicas têm muitas vantagens conhecidas, tais como: elevada estabilidade térmica e química; resistência à pressão; vida longa; e propriedades catalíticas da sua natureza intrínseca. A sua aplicação deve ser preferencialmente em locais onde as membranas poliméricas não podem ou não funcionam adequadamente (ELSEVIER, 1996).

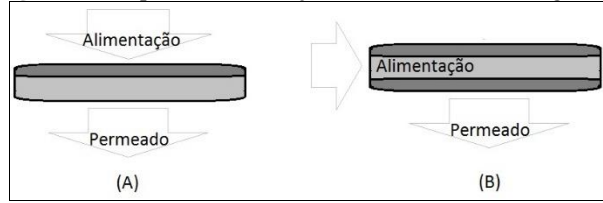
Entretanto, o alto custo de fabricação restringe o uso deste tipo de membrana a nichos de mercado que envolvem tratamento de soluções agressivas, como soluções oxidantes ou pH muito baixo/muito alto, de altas temperaturas ou de alto valor agregado (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Baker (2012) descreve que as membranas cerâmicas (inorgânicas) são utilizadas em processos de microfiltração e ultrafiltração, os quais devem ser resistentes a solventes e a altas temperaturas, evitando, assim, danos às membranas.

3.7.2 Filtração por membranas

Nos sistemas de separação por membranas, basicamente duas configurações de escoamento são utilizadas: frontal (*dead-end*, em inglês) e filtração tangencial (*cross-flow*, em inglês). Se não há a formação de uma corrente de concentrado, a filtração é chamada de *dead-end*; caso o concentrado flua continuamente sobre o módulo, a operação é chamada de *cross-flow* (JUDD, 2006).

A Figura 4 apresenta um esquema dos dois modos de filtração, comumente utilizados.

Figura 4 - Esquemas de filtração: (a) Frontal e (b) Tangencial

Fonte: Adaptado de Judd, 2006.

Baldasso (2011) explica que, na filtração *dead-end*, também chamada de frontal ou convencional, a solução de alimentação escoia perpendicularmente à superfície da membrana, promovendo a formação de uma torta, devido ao acúmulo das partículas retidas. No modo tangencial, a alimentação escoia tangencialmente à superfície da membrana, gerando o acúmulo de apenas parte das partículas retidas.

Nesse sentido, Maestri (2007) comenta que, na filtração frontal, em que o fluxo do fluido é forçado através de toda a parede da membrana sob alta pressão, existe uma concentração elevada de partículas na região próxima à membrana, que tende a aumentar em função do tempo. Devido esta barreira formada, poderá haver uma queda no fluxo do permeado pelo aumento da resistência à filtração.

3.7.3 Classificação das membranas

A classificação de membranas mais utilizada, da área de saneamento básico é apresentada a seguir, na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação das membranas pelo tamanho do poro

<i>Membrana</i>	<i>Porosidade</i>	
Microfiltração (MF)	0,1 - 0,2 μm	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas
Ultrafiltração (UF)	1000 - 100.000 $D^{(1)}$	Material removido na MF, coloides e a totalidade dos vírus
Nanofiltração (NF)	200 - 1000 $D^{(1)}$	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior que a porosidade média da membrana
Osmose Reversa (OR)	< 200 $D^{(1)}$	Íons e praticamente toda a matéria orgânica

(1) D = Dalton, medida de peso molecular; 1D corresponde ao peso de um átomo de hidrogênio

Fonte: Schneider, Tsutiya, 2001.

Desse modo, ressalta-se que as membranas filtrantes podem ser classificadas em função da sua seletividade, sendo que o grau de seletividade depende do tamanho do seu poro. A membrana mais grosseira, associada à microfiltração, pode rejeitar materiais particulados; enquanto a membrana mais seletiva, associada à osmose reversa, pode reter íons monovalentes, como o sódio (Na^+) e o cloreto (Cl^-) (JUDD, 2006).

A relação entre os tipos de membranas e a faixa de porosidade, à qual estão inseridas, determina qual a capacidade de retenção de contaminantes através da membrana. Desse modo, para os contaminantes mais grosseiros, é comum a aplicação das membranas de maior poro, como micro e ultrafiltração. Quando o objetivo é a retenção de contaminantes de menor dimensão e peso molecular, aconselha-se o uso de membranas mais específicas, como a nanofiltração e de osmose reversa (KELLNER, 2014).

3.7.4 Módulos de membranas

Segundo Judd (2006), existem seis tipos principais de configuração dos módulos de membranas: placas planas; fibra oca; tubular; capilar; filtros de cartucho e membranas espirais. Destas, apenas as três primeiras são aplicadas a biorreatores a membranas, em virtude de serem as que condicionam melhor turbulência da solução a ser filtrada.

Segundo Schneider e Tsutiya (2001), os módulos de membranas são projetados com o objetivo de limitar o acúmulo de material retido pela membrana através da otimização da circulação do fluido a ser tratado, além de maximizar a superfície da membrana e evitar a contaminação do permeado.

Sobre o assunto, Judd (2006) e Metcalf e Eddy (1979) complementam, observando que as membranas devem ser configuradas para se obter, além da alta área de filtração por unidade modular e do alto grau de turbulência para promoção da transferência de massa no lado da alimentação, um projeto que facilite a limpeza e um projeto modular.

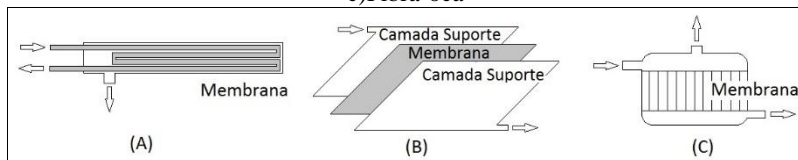
As membranas, atualmente utilizadas, possuem duas geometrias básicas, ou seja, podem ser planas ou cilíndricas (JUDD, 2006). Os principais tipos de módulos existentes são: módulos com placas; módulos tubulares; módulos espirais; módulos com fibras ocas; e módulos com discos rotatórios (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Os módulos com placas são constituídos de camadas alternadas

de membranas planas, separadas por placas de suporte poroso, e possuem densidade volumétrica relativamente baixa. Os módulos tubulares são constituídos de tubos de material polimérico ou cerâmico, inseridos em cilindros de suporte. Os módulos espirais consistem em um pacote de membranas e espaçadores enrolados em volta de um tubo coletor de permeado central; são muito utilizados em aplicações que demandam altas pressões. Os módulos de fibras ocas são cartuchos que contêm centenas de fibras, sendo uma das configurações com maior área superficial por unidade de volume. Nos módulos com discos rotatórios, as membranas são fixadas em placas redondas, montadas sobre um eixo giratório, cujo movimento minimiza os efeitos da colmatção, gerando, porém, um alto consumo de energia ao sistema.

A Figura 5, a seguir, apresenta as principais configurações de membranas utilizadas em módulos para tratamento de efluentes em biorreatores, principalmente por promoverem a turbulência e a fácil limpeza.

Figura 5 - Diferentes configurações de membranas a)Tubular b)Placas planas c)Fibra-oca



Fonte: Adaptado de Kellner, 2014

3.7.5 Características das membranas

Geralmente, a superfície regula as propriedades de permeabilidade seletiva de uma membrana, indicando que as suas propriedades (hidrofilicas ou hidrofóbicas, potencial zeta, rugosidade, porosidade, tamanho e distribuição do poro etc.) são cruciais para o tempo de vida da membrana devido ao fato de que o processo de separação e a interação entre o soluto e as macromoléculas materiais de membrana ocorrem na superfície desta (KOCHKODAN; HILAL, 2015).

Petrus (1997) considera como características das membranas filtrantes de grande importância: a porosidade, a seletividade e a permeabilidade. A porosidade é a relação estabelecida entre a parte sólida e os poros da membrana, podendo ser considerada a quantidade de vazios na estrutura desta. A porosidade, ainda, pode ser determinada relacionando o número de poros com a superfície da membrana, sendo,

neste caso, expressa em poros/m². E mais, ainda, seletividade de uma membrana depende da distribuição do tamanho dos poros, enquanto a permeabilidade é representada pela quantificação de material que permeia por ela.

Sendo assim, para serem utilizadas em processos de separação de longo prazo, conduzidos à pressão à base de líquidos, as membranas poliméricas devem possuir propriedades, tais como: excelente resistência mecânica; boa anti-incrustação; elevada seletividade; alta permeabilidade; e um bom controle da distribuição de tamanho dos poros ao longo da área da superfície da membrana inteira (AKAR *et al.*, 2013).

3.7.6 Membranas planas – Microdyn Nadir (BIO-CEL[®])

O núcleo do módulo em estudo é formado por membranas de ultrafiltração NADIR[®]-UP150, as quais são constituídas de polietersulfona (PES), polímero que assegura a sua estabilidade química e mecânica, permanecendo, inclusive, segundo o fabricante, hidrofílica.

Por outro lado, Ng *et al* (2013) afirmam que as membranas PES foram categorizadas como hidrofóbicas em comparação com outros tipos de membranas, tais como acetato de celulose, poliamida, e assim por diante. Esta hidrofobicidade tem sido considerada, por alguns pesquisadores, responsável por aumentar a colmatação da membrana em determinados processos de filtração.

Assim, ao longo dos últimos anos, diversos pesquisadores têm investigado as diferentes abordagens para modificar superfícies de membrana assimétrica de PES, a fim de minimizar os fenômenos de incrustação e os seus efeitos no desempenho da membrana, durante o processo de filtração (GARCIA-IVARS *et al.*, 2016).

As membranas planas do sistema em estudo são dispostas em cassetes que, agrupados, constituem os módulos de membranas BIO-CEL[®]. Visando, então, reduzir os efeitos das incrustações, o seu processo de laminação proporciona a esses módulos a capacidade de retrolavagem, como mostra a Figura 6, a seguir.

Figura 6 - Folha de membrana plana retrolavável BIO-CEL®



Fonte: Autora, 2016.

A retrolavagem pode ser realizada através da inversão do fluxo, o qual deve ocorrer numa taxa 2 a 3 vezes maior que o fluxo de filtração para que consiga remover a camada incrustada. Para que isso seja possível, a membrana deve ter integridade inerente, suficiente para suportar o estresse hidráulico transmitido. Em outras palavras, a membrana deve ser suficientemente forte para não quebrar ou deformar quando o fluxo é invertido. Isso limita, geralmente, a retrolavagem em membranas poliméricas (JUDD, 2006).

As folhas de membrana são agrupadas em sistemas cassetes, os quais constituem a menor parte removível do módulo. O módulo de membrana BC50 é constituído de 2 cassetes C25, constituídos por 25 folhas de membranas cada, totalizando, então, 50m² de área de membrana ativa. Cada módulo é formado por cassetes individuais, assegurando a fácil manutenção e redução de custos em eventos de colmatção irreversível da membrana ou evitando danos estruturais.

Figura 7 - Cassetes C25 em módulo



Fonte: Manual do Usuário BIO-CEL[®] Microdyn Nadir

Conforme ilustra a Figura 7, as folhas de membrana desses cassetes são protegidas por uma caixa de pvc altamente durável, que garante a sua completa proteção mecânica. Assim, após terem sua qualidade testada e aprovada, os cassetes estão aptos a formarem os módulos de membrana.

O módulo é o elemento básico de um sistema de membranas e contém todas as estruturas necessárias para a adequada operação das membranas como unidade de separação (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

3.8 BIORREADORES A MEMBRANAS (BRM)

Biorreatores a membranas são, como o nome sugere, uma tecnologia que proporciona o tratamento biológico e a filtração por membranas, tornando-se, assim, um termo adequadamente aplicado a processos em que há um acoplamento desses dois elementos. O tratamento convencional de efluentes, geralmente, ocorre num processo de três estágios: sedimentação de sólidos grosseiros na água de alimentação, seguido por degradação aeróbia da matéria orgânica; e, em seguida, um segundo processo de sedimentação para remover a

biomassa. Um BRM pode substituir os dois processos físicos de separação por filtração da biomassa através de membranas (JUDD, 2008).

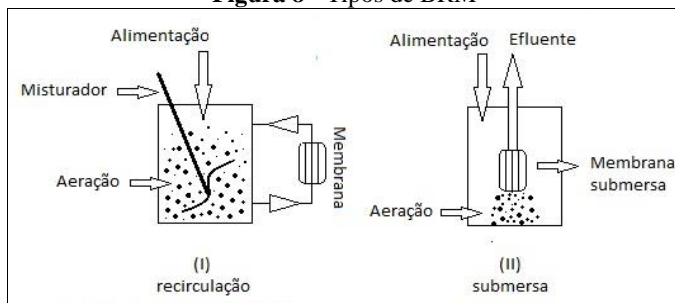
Judd (2006) afirma que esta tecnologia, em si, ainda é considerada imatura, pois, embora os produtos comerciais existam desde 1960, somente a partir da introdução dos reatores com membranas submersas, na década de 90, foi que o desenvolvimento no mercado se tornou significativo. Schneider e Tsutiya (2001) comentam que a comercialização dos BRM viabilizou a utilização desses reatores para tratamento de esgotos municipais. Tal viabilidade deve-se, claramente, às vantagens bastante conhecidas, oferecidas pelos sistemas BRM, tais como: redução significativa da área ocupada pelo sistema; menor produção de lodo; e maior qualidade do efluente com quase completa ausência de bactérias patogênicas (GABARRÓN *et al.*, 2015).

As vantagens dos biorreatores a membranas podem ser consideradas como um estado de arte, ao apresentarem aumento significativo da capacidade específica, devido à alta concentração da biomassa; além de uma operação livre de problemas relacionados à separação sólido – líquido (RAUTENBACH *et al.*, 1997).

Esta configuração de tratamento proposta pelos biorreatores a membranas torna a operação do reator independente da eficiência do decantador secundário e permite atingir concentrações de biomassa muito mais elevadas do que em sistemas de lodo ativado convencionais (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Os fluxogramas de operação dos BRM e suas principais alternativas de operação são apresentados, conforme ilustra a Figura 8.

Figura 8 - Tipos de BRM



Fonte: Adaptado de Schneider; Tsutiya, 2001

A utilização de reatores com sistemas de membranas submersas tem sido considerada uma forte tendência, presumivelmente, devido ao

potencial para a fabricação de baixo custo e manutenção. As principais características das membranas submersas (Figura 8 (II)) são: o permeado é removido por aspiração para evitar a pressurização do biorreator; e um sistema de aeração é utilizado como um método mecânico de fluido primário para controlar a deposição de incrustações (FANE, 2002).

3.8.1 Aspectos operacionais em BRM

I. Aeração

Em reatores com membranas submersas, o sistema de aeração possui duas funções: a de minimizar a colmatação das membranas; e a de fornecer oxigênio à comunidade microbiana (VIERO, 2006). Nesse caso, a aeração é necessária para a produção de energia dos organismos autótrofos, assim como para a remoção biológica de fósforo e para o processo de nitrificação. Por outro lado, observa-se que a turbulência gerada pelas bolhas de ar na massa líquida é capaz de promover tensões de cisalhamento na superfície das membranas, mecanismo limitante à deposição de partículas sobre elas mesmas (CUI; CHANG; FANE, 2003)

Sendo assim, o objetivo principal do sistema de aeração em BRM é a minimização do processo de colmatação das membranas. De maneira geral, quanto maior for a intensidade da aeração, maior será a turbulência promovida, e maior será a eficiência desse processo.

Contudo, De Temmerman *et al.* (2015) reportam que o fluxo de permeado pode diminuir consideravelmente, pois a dinâmica dos flocos é alterada com o aumento da taxa de aeração, aumentando a colmatação na membrana. Esse fluxo deve ser estipulado até um valor limite, acima do qual não mais se verifica melhoria na permeabilidade da membrana.

II. Pressão Transmembrana (PTM)

Boyd e Duranceau (2013) afirmam que a pressão transmembrana, PTM, é uma função da queda de pressão através da membrana e é, normalmente, usada para avaliar sua incrustação em experiências em escala de laboratório. É obtida por uma combinação da pressão gerada pela coluna de líquido no biorreator e por uma pressão negativa no lado do permeado, promovida por bombas (VIANA, 2004).

Além disso, define-se como fluxo a quantidade de material que passa através de uma unidade de área da membrana por unidade de

tempo ou, simplesmente, a velocidade de filtração ou permeação. O fluxo está diretamente relacionado com a força motriz, isto é, a pressão transmembrana, a resistência hidráulica total oferecida pela membrana e a região interfacial adjacente a ela (JUDD, 2006).

A PTM aumenta, gradativamente, com a operação do BRM devido ao biofilme formado sobre as paredes das membranas, sendo o sistema forçado a manter o fluxo do permeado constante. Este fenômeno, em contrapartida, pode acelerar o processo de deposição de sólidos sobre a membrana (BELLI *et al.*, 2012).

Outro fator importante a ser considerado é o aumento do consumo de energia gerado com o aumento da PTM (PROVENZI, 2005). Desse modo, a aplicação de pressões menores tende a manter a filtração mais estável, mantendo a integridade das membranas e minimizando as perdas de fluxo.

III. Colmatação das membranas

O desempenho da filtração em BRM, inevitavelmente, diminui ao longo do tempo de operação. Isso se dá devido à deposição de materiais particulados e solúveis sobre a membrana, e é atribuído às suas interações com os componentes do lodo ativado. Essa limitação é alvo de pesquisas desde o início da aplicação de membranas submersas e continua a ser uma das questões mais desafiadoras ao desenvolvimento desta tecnologia (LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006).

O processo de colmatação (ou *fouling*) pode ser definido como a deposição indesejável e a acumulação de micro-organismos, coloides, solutos e restos celulares sobre e dentro das membranas. Assim sendo, pode interferir em diversos aspectos relativos ao desempenho do sistema, podendo gerar uma redução do fluxo de permeado ou um aumento de pressão transmembrana (PTM), dependendo do modo de operação (MENG *et al.*, 2009). Além disso, outros aspectos também sofrem interferência e devem ser considerados, tais como a vida útil das membranas e a aplicação de métodos de limpeza.

Diversos autores classificam o processo de colmatação em reversível e irreversível:

- Colmatação irreversível: Geralmente, é definida como a incrustação que não pode ser removida por quaisquer métodos. Alguns estudos a definem como a que pode ser removida por limpeza química, mas não pode ser removida por limpeza física (MENG *et al.*, 2009).

- Colmatação reversível: De acordo com Yigit *et al.*(2009), os métodos físicos são apropriados nos casos em que a colmatação ocorre de maneira mais superficial na membrana, caracterizando o processo de colmatação reversível, a qual pode ser removida parcialmente por aeração ou retrolavagem.

Assim, quanto à compreensão de fenômenos e mecanismos de incrustação podem ser esclarecedores os fatos levantados por Judd (2006), ao afirmar que o controle da colmatação é, geralmente, limitado a cinco estratégias principais:

1. Aplicação de pré-tratamento apropriado ao efluente bruto;
2. Protocolos de limpeza física ou química adequados;
3. Redução do fluxo de filtração;
4. Aumento da aeração sobre a membrana; e
5. Alteração química ou biológica do licor misto.

Nesse sentido, a operação sustentável do sistema se baseia, principalmente, na limpeza física, através do relaxamento ou da retrolavagem, ou, ainda, uma combinação de ambos, suplementados com limpeza química periódica no local (ZSIRAI *et al.*, 2012). A retrolavagem das membranas visa a desobstrução dos poros e remoção dos materiais depositados em sua superfície externa; enquanto o relaxamento da membrana consiste em períodos quando a filtração é parada, diminuindo essa deposição.

IV. Fluxo crítico

O fluxo crítico foi inicialmente definido de três formas: a primeira, como o fluxo abaixo do qual não ocorre incrustação (BACCHIN; AIMAR; SANCHEZ, 1995); a segunda é de um fluxo, abaixo do qual a pressão transmembrana não aumenta com o tempo e, acima, é observado incrustação (FIELD *et al.*, 1995); e a terceira definição é de fluxo abaixo do qual não há deposição de coloides na membrana (HOWELL, 1995). Sendo assim, o termo "fluxo crítico" é utilizado para quantificar a magnitude da incrustação das membranas de um BRM (TIRANUNTAKUL; SCHNEIDER; JEGATHEESAN, 2011).

Esses autores observaram que, quando o processo de filtração era realizado abaixo do fluxo crítico, a pressão transmembrana permanecia em um nível constante ou moderadamente crescente, o que possibilitava uma operação mais estável (BELLI *et al.*, 2012). Provenzi (2005) afirma que a determinação experimental do fluxo crítico e a operação do reator

abaixo desse limite são de grande importância para o bom rendimento da filtração.

O fluxo crítico, experimentalmente, pode ser identificado medindo a PTM num sistema de filtração com fluxo fixo, ou pela medição da queda de fluxo devido à imposição de uma PTM fixa.

Entretanto, mesmo em condições de fluxos baixos, são observados processos de incrustações em membranas, não sendo possível evitar tal deposição. Importante ressaltar que essa deposição pode mudar quando o chamado fluxo crítico é alcançado (LE CLECH *et al.*, 2003).

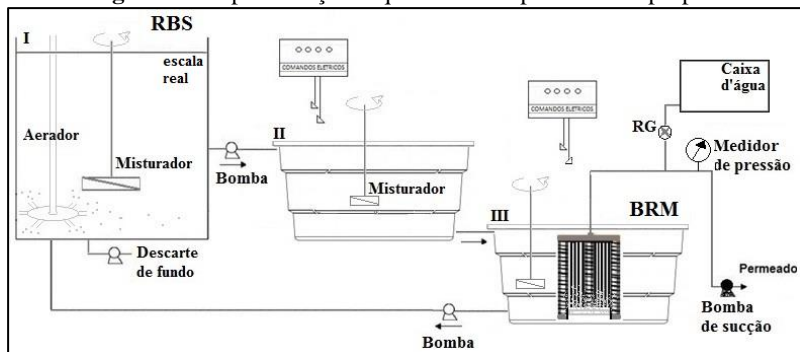
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

O sistema experimental em escala piloto foi instalado na Estação de Tratamento de Esgotos de Jurerê Internacional, a qual é operada pela Empresa Habitusul Empreendimentos Imobiliários Ltda, através do Sistema de Água e Esgotos localizado em Jurerê, Florianópolis, Santa Catarina. A unidade experimental foi concebida para operar como um biorreator de fluxo contínuo, cujo módulo da membrana está submerso em tanque externo ao reator aeróbio de regime de batelada sequencial. O sistema foi alimentado com lodo aerado do reator de tratamento do esgoto doméstico, proveniente do Empreendimento Jurerê Internacional.

A representação esquemática do piloto do biorreator a membranas (BRM) em fluxo contínuo, associado ao sistema em batelada sequencial (RBS), utilizado nesta pesquisa, está exposta na Figura 9.

Figura 9 - Representação esquemática do piloto BRM proposto



Fonte: Autora, 2016

Conforme apresentado na figura, a primeira unidade (I) consiste no tanque de aeração, com o reator RBS já existente na estação de tratamento de esgotos, que manteve sua operação em bateladas, alternando fases aeróbias e anaeróbias. O tanque é equipado de aeradores para injeção de oxigênio na massa líquida e de um misturador responsável pela homogeneização do licor misto.

A segunda unidade (II) consiste em um tanque de armazenamento do lodo ativo, proveniente das últimas duas etapas de aeração do reator em bateladas, e possui um misturador mecânico de forma a evitar a

decantação do lodo. A instalação deste tanque, com volume de 10.000 litros, teve como objetivo alimentar o BRM de membranas planas.

A terceira unidade (III), na qual fica alocado o módulo da membrana do BRM, é constituída de um reservatório com capacidade de armazenamento de 10.000 litros, que trabalhou com recirculação de lodo aerado do reator existente, em escala real na ETE, com alimentação contínua por gravidade. Esta unidade possui um misturador mecânico para homogeneização do licor misto e um sistema de aeração por difusores tubulares alocados logo abaixo do módulo de membranas. Esta aeração foi promovida através de um compressor de ar da marca Schulz, modelo CSL-30BR/250L 7,5V, apresentado mais adiante, na Figura 12. O módulo trabalhou de maneira submersa, conectado à tubulação sob vácuo, gerado pela bomba helicoidal NETZSCH, modelo NMP15BY01L6B, para filtração e retirada do permeado.

As Figura 10 a 13 ilustram o sistema instalado no local.

Figura 10 - Unidade experimental – Visão geral do sistema proposto BRM



Fonte: Autora, 2016

Figura 11 - Unidade Experimental - Detalhamento unidades II e III



Fonte: Autora, 2016

Figura 12 - Unidade Experimental - Compressor de ar para aeração do BRM



Fonte: Autora, 2016

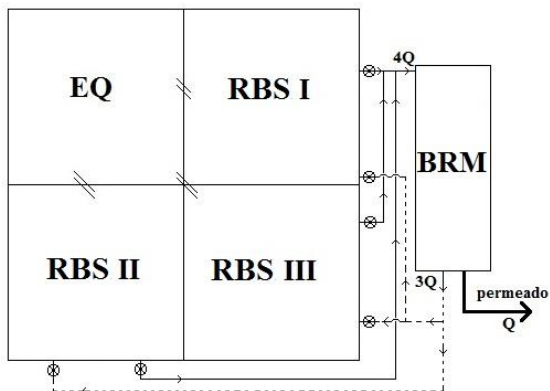
Figura 13 - Unidade Experimental - Módulo de Membranas

Fonte: Autora, 2016

Neste estudo, foi adotada a recirculação do licor misto entre o BRM e o reator RBS, com uma vazão de saída do BRM três vezes a vazão de filtração do permeado, neste caso, de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Esse procedimento foi adotado conforme recomendação do fabricante para manutenção adequada dos teores de sólidos no BRM.

Além disso, o estudo permitiu avaliar a possibilidade da aplicação em escala real deste tipo de operação em uma nova estação de tratamento de esgotos, na qual essa recirculação se daria em três reatores RBS, de forma automatizada com os ciclos de tratamento nos reatores RBS, conforme representado na Figura 14.

Figura 14 - Representação Esquemática - recirculação licor misto BRM em 3 reatores RBS



Fonte: Autora, 2016.

A operação do sistema de tratamento piloto foi realizada por meio de dois painéis de comandos elétricos, nos quais temporizadores e inversores de frequência foram programados para automatização da bomba de alimentação, bomba de filtração e dos sistemas de aeração e mistura. Todos estavam programados de acordo com a automação existente na ETE.

Na tubulação de sucção do permeado, foi instalado o sensor de pressão para leitura da PTM. Esta tubulação também estava conectada a uma caixa d'água, localizada 2 m acima do módulo de membranas, para realização de retrolavagem das membranas por gravidade, manualmente (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Figura 15 - Unidade Experimental - Detalhe sensor PTM e Registro para retrolavagem



Fonte: Autora, 2016.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

4.2.1 Determinação do fluxo crítico

Inicialmente, foram realizados ensaios no BRM para a determinação experimental do fluxo crítico do módulo de membranas utilizado. Para tal, foi empregado o método “flux-step” (BACHIN *et al.*, 2006), que consiste no monitoramento da pressão transmembrana (PTM) enquanto o fluxo de filtração do lodo é gradualmente aumentado. A cada novo incremento do fluxo, espera-se que ocorra um rápido aumento da PTM, porém com tendência a seguir para a estabilidade.

O fluxo crítico indicado pelo fabricante do módulo de membranas BIO-CEL[®] Microdyn Nadir é de 20,1 L.m⁻².h⁻¹. Entretanto, como a operação esperada para o piloto é de baixo fluxo, optou-se por realizar a determinação experimental do fluxo de forma a se analisar qual a melhor estratégia a ser adotada na pesquisa.

Dentre as estratégias de operação, o reator também operou por um curto período em um fluxo acima do adotado para fins comparativos dos resultados, bem como para prospecção das eficiências ou mesmo para observar a curva de tendência.

Assim, após a determinação do fluxo crítico, foi iniciada a operação do BRM.

4.2.2 Operação dos reatores

O BRM foi operado continuamente, sendo alimentado a partir dos dois últimos ciclos aeróbios de tratamento do reator RBS existente, em escala real, o qual manteve sua operação em bateladas, normalmente.

Considerando a taxa de filtração adotada de $10 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, e que o módulo de membranas em estudo possui 50 m^2 , a vazão de filtração do permeado através das membranas do BRM foi de $0,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$.

A filtração na membrana operou de forma contínua, considerando apenas intervalos de 0,5 min de relaxamento a cada 10 min de filtração. Este processo é recomendado por diversos autores como medida operacional de minimização dos efeitos da colmatação da membrana e aumento do período de operação até a necessidade de limpeza (NG *et al.*, 2005).

4.2.3 Monitoramento dos reatores

V. Análises físico-químicas

A avaliação do desempenho do BRM, ocorreu em três pontos distintos da unidade piloto: no efluente bruto; no reator RBS, ao final da etapa de decantação; e no permeado. A avaliação foi realizada através da análise dos parâmetros: Demanda química de oxigênio (DQO); Nitrogênio (Nitrato, Amônia, Nitrogênio total); Fósforo total; Coliformes Totais e *Escherichia Coli*; Turbidez; Cor; Alcalinidade e pH.

O monitoramento dos parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), temperatura e pressão transmembrana foi realizado através de sondas no BRM; e o monitoramento dos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) foi realizado com amostras do licor misto do BRM e do RBS.

As amostras coletadas foram armazenadas em frascos apropriados e, em seguida, encaminhadas ao Laboratório da Estação de Tratamento de Esgotos de Jurerê Internacional para análise em duplicata de cada parâmetro e amostra.

A Tabela 2, a seguir, apresenta um resumo dos parâmetros amostrados, da metodologia utilizada e a frequência de análise.

Tabela 2 - Métodos e frequência das análises físico-químicas

Análises	Métodos	Frequência
DQO	Método colorimétrico, Kit Hach*	Semanal
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N)	Método colorimétrico, Kit Hach*	Semanal
Nitrato	Método colorimétrico, Kit Hach*	Semanal
Nitrogênio Total	Método colorimétrico, Kit Hach*	Semanal
Fósforo Total (P)	Método colorimétrico, Kit Hach*	Semanal
Coliformes Totais e <i>E. Coli</i>	Método tubos múltiplos	Semanal
Turbidez	Medição turbidímetro Hach Modelo: 2100P	Semanal
Cor	Leitura em espectrofotômetro Hach*	Semanal
pH	Leitura em pHmetro Digimed Modelo: DM-2P	Semanal
Alcalinidade	Titulação com alteração do pH (adição H ₂ SO ₄ 0,02N - Leitura em pHmetro)	Semanal
SST e SSV	Método gravimétrico	Diária
Oxigênio dissolvido	Leitura Oxímetro Digimed Modelo: DM-4	Diária
Temperatura	Leitura em termômetro	Diária
PTM	Diferença de pressão (Vacuômetro VDR-920)	Diária

Legenda: (*) leitura em espectrofotômetro Hach Modelo: DR3900

Fonte: Autora, 2016

VI. Microscopia óptica

Durante a operação do sistema, foram realizadas verificações da microfauna existente no licor misto através da microscopia óptica. O objetivo deste procedimento foi caracterizar o lodo através da identificação dos principais micro-organismos existentes nele e correlacioná-los com as características físicas observadas, bem como com a eficiência do tratamento.

Sendo assim, para a realização desses ensaios, foi necessária a coleta de aproximadamente 100 ml de amostra do licor misto homogeneizado do biorreator de membranas. Em seguida, foram

preparadas três lâminas para visualização em microscópio, utilizando uma gota em cada lâmina, cobertas com uma lamínula. A visualização foi realizada, com aumento de 100 a 400 vezes, em microscópio óptico triocular da Marca Bioval disponibilizado pelo Sistema de Água e Esgotos de Jurerê Internacional.

VII. Análises de sequenciamento genético

Neste estudo, a análise de sequenciamento genético foi feita a partir da comunidade bacteriana existente no sistema piloto, a fim de se obter um panorama inicial da biota presente e o que ela representa para o tratamento proposto naquela ETE.

O método molecular utilizado para a análise da comunidade bacteriana das amostras do BRM e do RBS foi o sequenciamento genético *High-Throughput* 16S rDNA da plataforma *Illumina MiSeq*.

Essa tecnologia utiliza clonagem dos fragmentos em uma plataforma sólida e, por síntese química, permite o sequenciamento de forma rápida e precisa. O processo identifica, simultaneamente, bases de DNA, incorporando-as em uma cadeia de ácidos nucleicos. Cada base emite um sinal fluorescente único, uma vez que é adicionada à cadeia em crescimento. O sinal é utilizado para determinar a ordem da sequência de DNA.

Essa tecnologia de Sequenciamento de Nova Geração (NGS) pode ser utilizada para sequenciar o DNA, a partir de qualquer organismo. Trata-se de uma tecnologia altamente expansível, em que o sequenciamento pode ser aplicado tanto em pequenos fragmentos como em todo o genoma, através de uma variedade de métodos, que permitem aos pesquisadores investigarem diversas questões biológicas.

A caracterização da comunidade microbiana existente no sistema foi realizada através do cruzamento dessas informações com dois bancos de dados: Neoprosecta e NeoRef, os quais possuem foco na identificação de bactérias em nível de espécie.

VIII. Índice de Incrustação do Licor Misto (MFI)

O Índice de Incrustação do Licor Misto (MFI - *Modified Fouling Index*), inicialmente proposto por Schippers e Verdouw (1980), é um parâmetro utilizado em processos de filtração por membranas para representar o potencial de incrustação que determinado fluido possui. Alguns estudos indicam que os valores do MFI representam o

comportamento real de incrustação influenciado, principalmente, pela concentração do licor misto de alimentação do sistema de filtração (BOERLAGE *et al.*, 1998; YIANTSIOS; KARABELAS, 1998).

Neste estudo, o ensaio para determinação do MFI foi realizado com amostras do reator RBS e do BRM, ao final dos 120 dias de operação do sistema, para avaliação do potencial de incrustação que o licor misto destes reatores representa para o sistema proposto.

Para esta análise, foi realizada a filtração, em bancada, de cada amostra, utilizando membrana de acetato celulose com tamanho de poro de 0,2 μm . Cada amostra (250 ml) foi inserida no interior do conjunto de filtração, pressurizada a 0,167 bar através de um cilindro de ar sintético, mantendo-se a pressão constante durante 20 min. O permeado foi coletado em uma proveta posicionada sobre uma balança analítica, possibilitando o registro da massa de filtrado produzida a cada 30 seg, que, posteriormente, foi convertida a volume.

Assim, para a obtenção do valor de MFI, foi gerado um gráfico T/V (tempo de filtração/volume de permeado) *versus* V (volume de permeado), obtendo-se o MFI em s.mL^{-1} através do coeficiente angular da reta originada.

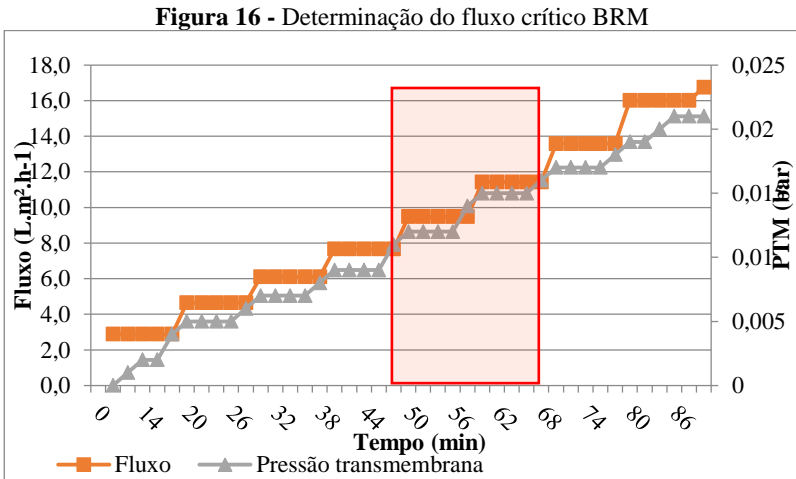
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados a seguir mostram a eficiência do BRM durante sua operação, associado a um sistema de lodos ativados em batelada (RBS), no período de 120 dias, entre março e junho de 2016. Assim, são apresentados e discutidos os parâmetros físico-químicos e operacionais monitorados no sistema.

5.1.1 Fluxo crítico

Para identificação do fluxo limite de estabilidade das membranas em relação à sua colmatção, conforme anteriormente descrito, o reator foi operado sob o regime de incrementos constantes no fluxo. Em paralelo, foi realizado o monitoramento da pressão transmembrana, buscando sua instabilidade, a qual indicará o fluxo crítico.

Sendo assim, conforme indicado na Figura 16, a seguir, foi considerado como sendo o fluxo crítico, o ponto em que esta estabilidade da PTM não mais se observou, após novo incremento do fluxo.



Fonte: Autora, 2016

Foi observado aumento na pressão transmembrana a partir do fluxo de $11,5 \text{ L.m}^2.\text{h}^{-1}$, quando a inclinação da reta correspondente à PTM torna-se mais aguda. Assim, o fluxo adotado para a operação do BRM foi de $10 \text{ L.m}^2.\text{h}^{-1}$.

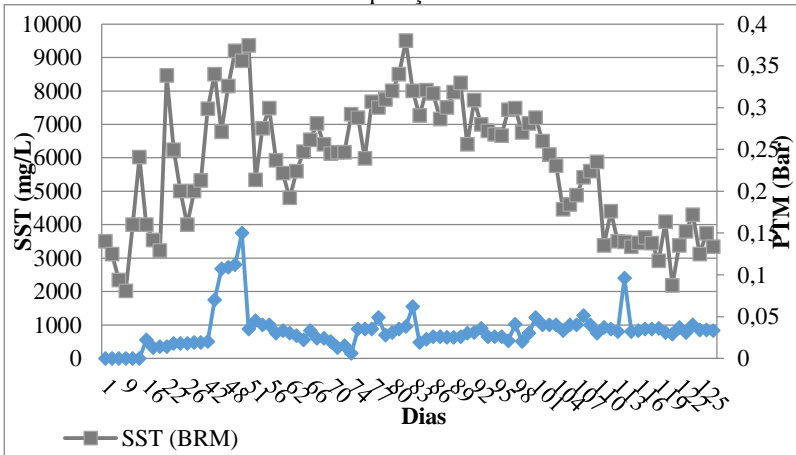
5.1.2 Pressão transmembrana (PTM)

A pressão transmembrana registrada ao longo dos 120 dias operacionais está apresentada na Figura 17, na sequência.

No início da operação, a membrana não operava sob o regime de relaxamentos periódicos, sendo, então, verificado que a PTM apresentava crescimento lento, porém gradativo. Após 25 dias do início do funcionamento do piloto, foi instalado o sistema de temporizadores, os quais promoviam o relaxamento da membrana com pausa de 30 seg na operação da bomba de sucção a cada 10 min de operação. Verificou-se, então, que a pressão foi aumentando de forma muito rápida. Na verdade, este aumento nas leituras da pressão foi ocasionado pela entrada de ar na tubulação, gerando uma falsa leitura do parâmetro. Foi instalado, então, um sistema de retrolavagem da membrana por gravidade, o qual era realizado, manualmente, duas vezes ao dia, previamente à leitura e ao registro da PTM. Esse procedimento além de promover a redução dos efeitos das incrustações nas membranas, promovia a retirada do ar preso na tubulação de sucção, mantendo-se a vazão de sucção adequada.

Assim, após a instalação do sistema de retrolavagem, em geral, a BTM se manteve constante, não sendo necessária a realização da limpeza química das membranas, conforme esperado para operação em baixos fluxos. Com a manutenção do fluxo constante, o monitoramento da pressão transmembrana foi adotado como indicador de controle da colmatação das membranas. O controle das condições hidrodinâmicas, entre eles, o teor de sólidos, a intensidade de aeração, a viscosidade do lodo, constitui uma abordagem para mitigar os efeitos de colmatação das membranas nos BRM (MENG *et al.*, 2009).

Figura 17 - Evolução da PTM e teor de sólidos do BRM durante o período de operação



Fonte: Autora, 2016.

A Figura 17 ilustra a evolução da pressão transmembrana e do teor de sólidos no BRM. Apesar dos altos teores de SST, variando entre 4,5 e 9,5 g.L⁻¹, não houve grande influência nos valores da PTM. Este gráfico ilustra bem a capacidade de operação das membranas em reatores com alta carga de sólidos, não prejudicando a qualidade do efluente final.

O efeito da colmatação relacionado à concentração de SST em biorreatores de membrana não é tão óbvio, principalmente por causa da complexidade e variabilidade dos componentes da biomassa. Entretanto, se outras características da biomassa não são contabilizadas, o aumento da concentração de sólidos no licor tem um efeito negativo, principalmente no fluxo de filtração do BRM (LE CLECH *et al.*, 2003).

Contudo, na literatura, a análise do teor de sólidos relacionado à tendência de colmatação das membranas em BRM é controverso, sendo difícil correlacionar, diretamente, esses parâmetros (KELLNER, 2014).

5.1.3 Parâmetros físico-químicos

Na Tabela 3, é apresentada a eficiência de remoção dos principais parâmetros de qualidade do efluente tratado pelo sistema existente, o RBS, e pelo sistema proposto, o BRM.

Tabela 3 - Análise geral de % remoção nutrientes dos sistemas RBS e BRM

		Nº análises	pH	Fósforo	Amônia	Nitrato	DQO	Cor	Turbidez	E. coli
Efluente Bruto	20	média	7,39	10,00	31,2	0,6	192,4	311,1	96,0	16000
		desvio padrão	0,18	2,52	9,40	0,30	79,04	198,09	32,92	0
BRM	20	média	7,09	0,72	2,23	5,735	17,9	20,4	0,25	359,5
		desvio padrão	0,14	0,48	1,15	3,03	15,70	6,93	0,10	217,13
		Eficiência		93%	93%		91%	93%	100%	98%
RBS	20	média	7,09	3,17	2,11	5,96	30,95	76,1	12,51	11451,5
		desvio padrão	0,11	1,81	0,96	2,87	16,32	50,15	8,46	5861,5
		Eficiência		68%	93%		84%	76%	87%	28%

Fonte: Autora, 2016.

A partir dos dados apresentados na Tabela 3, verifica-se um aumento geral na eficiência do tratamento com a integração do BRM ao sistema já existente, com relação à qualidade do efluente tratado final.

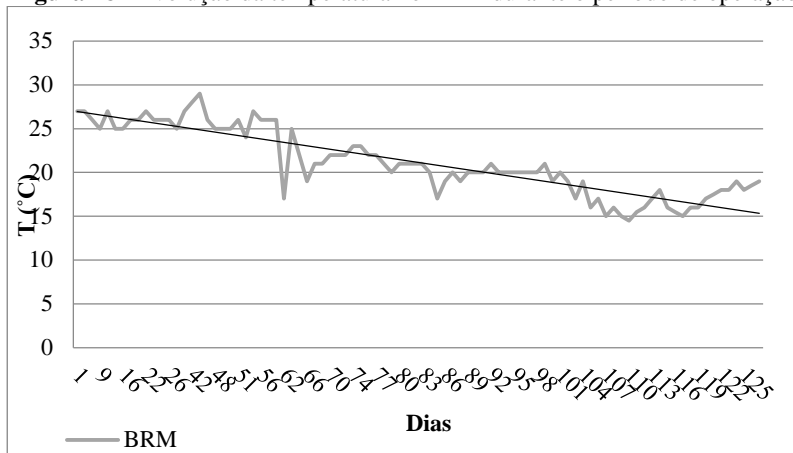
Nos itens a seguir, esses resultados serão discutidos com mais detalhes.

IX. Temperatura e oxigênio dissolvido

O BRM variou sua temperatura conforme a sazonalidade local. Sendo assim, o sistema operou sob diferentes condições climáticas ocorridas entre os meses de março e junho.

A Figura 18 apresenta a variação da temperatura do biorreator durante o período.

Figura 18 - Evolução da temperatura no BRM durante o período de operação



Fonte: Autora, 2016.

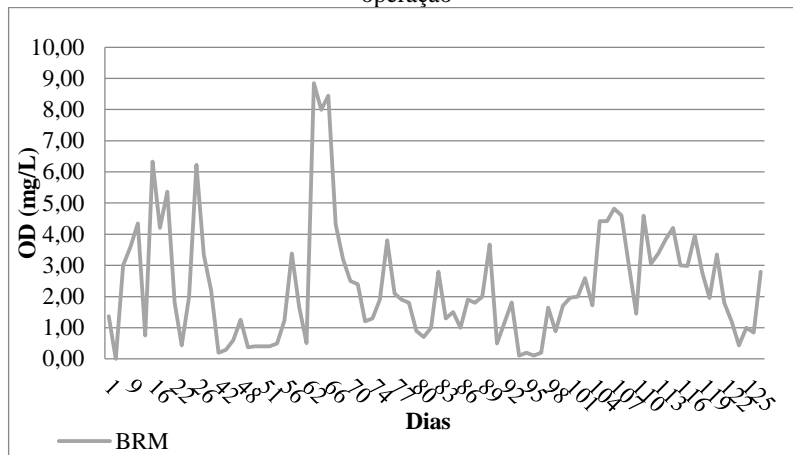
A evolução da temperatura apresentou uma tendência decrescente associada às condições do ambiente, ocorridas no período em que o biorreator operou. A temperatura média foi de $21,2 \pm 3,8$ °C, sendo a mínima 14,5°C e a máxima 29°C.

A temperatura, dentre outros fatores ambientais, influencia principalmente na taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, conseqüentemente, na taxa de oxidação da amônia. Por outro lado, as bactérias desnitrificantes são consideradas menos sensíveis aos fatores ambientais (VON SPERLING, 2002). As reações, tanto de nitrificação quanto de desnitrificação, ocorrem numa faixa ampla de temperatura de 5°C a 50°C. (VON SPERLING, 2002 *apud* BARNES; BLISS, 1983).

Neste estudo, apesar de a temperatura dos reatores ter alcançado valores relativamente baixos, o sistema não teve sua eficiência prejudicada no tratamento.

Com relação ao oxigênio dissolvido encontrado no BRM, foi verificada uma alternância, que se manteve numa média de $2,4 \pm 1,8$ mg.L⁻¹, apresentando valores que variavam entre 1,0 e 4,0 mg.L⁻¹ conforme demonstrado na Figura 19.

Figura 19 - Evolução do oxigênio dissolvido no BRM durante período de operação



Fonte: Autora, 2016.

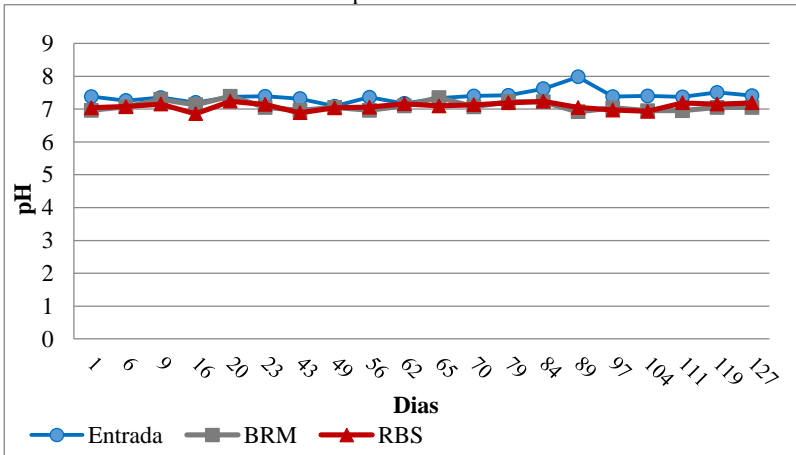
A aeração do módulo de membranas foi mantida numa vazão de, aproximadamente, $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, conforme indicação do fabricante, para manutenção da limpeza na superfície das membranas. Além disso, foi observado que, nesta vazão, havia fornecimento de oxigênio para a comunidade microbiana no licor misto.

Essa taxa de aeração aplicada no módulo de membranas do BRM fomenta a discussão a respeito do gasto energético desses sistemas, tendo, neste estudo, se mostrado bastante adaptado quando associado ao RBS. Neste caso, o gasto energético com aeração do biorreator externo ao tanque de aeração da ETE pode ser justificado pelo polimento ao tratamento biológico. Ou seja, a demanda de oxigênio do reator RBS poderia ser diminuída, tendo em vista que, no BRM, de acordo com os resultados de OD encontrados em seu licor misto, poderia haver degradação dos compostos nitrogenados e da matéria orgânica, e não somente filtração do permeado. Contudo, o gasto energético não aumenta, e sim é diluído entre o tanque de aeração existente na ETE e o biorreator de membranas.

X. pH e alcalinidade

A Figura 20 apresenta os resultados do monitoramento do parâmetro pH do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 20 - Variação do pH do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



Fonte: Autora, 2016.

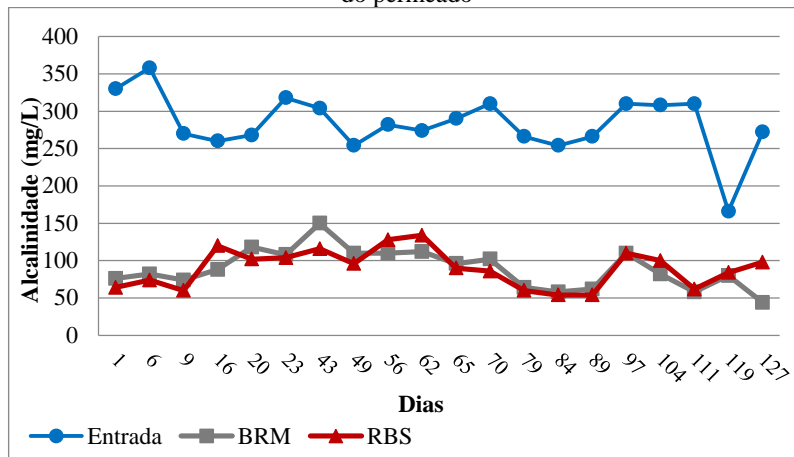
O pH das amostras nos três pontos de coleta e monitoramento se mantiveram, durante todo o período de operação do sistema piloto, entre 7,0 e 8,0. Conforme a legislação vigente, Resolução CONAMA nº 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes, a faixa de pH ideal do efluente tratado deve estar entre 5,0 e 9,0. Desse modo, o valor do pH do permeado está enquadrado como permissível para disposição final direta no corpo receptor.

Além disso, o pH das amostras do licor misto do BRM também se apresentou estável dentro da faixa indicada para sistemas biológicos, isto é, entre 6,0 e 9,0, por Metcalf e Eddy (1979), durante todo o período de operação do sistema.

Outro parâmetro importante a ser considerado é a alcalinidade, pois é ela quem define a capacidade tampão do meio, neste caso, principalmente para os processos de nitrificação. Como visto, antes, na Equação 1, no processo de nitrificação, ocorre a liberação de H^+ , o que, consequentemente, provoca o consumo da alcalinidade do meio e a redução do pH (VON SPERLING, 1996).

A Figura 21 apresenta os resultados do monitoramento da alcalinidade do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 21 - Variação da alcalinidade do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



Fonte: Autora, 2016.

A alcalinidade média encontrada no efluente bruto foi de $283,5 \pm 38,4 \text{ mg.L}^{-1}$; a do efluente tratado no RBS foi de $89,8 \pm 24,5 \text{ mg.L}^{-1}$; e do permeado $89,2 \pm 25,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de CaCO_3 . Sendo assim, o tratamento no RBS demonstrou capacidade tampão no licor misto, manteve-se no BRM, não sendo necessário o uso de alcalinizantes químicos para manutenção do pH ideal.

XI. Sólidos suspensos

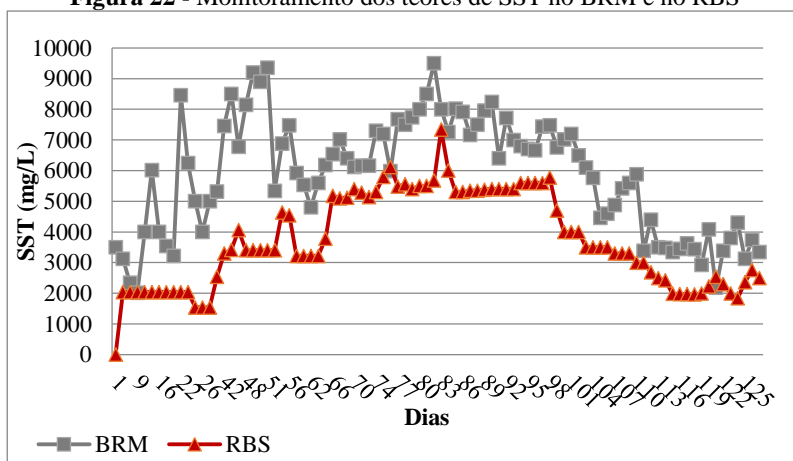
A quantidade de sólidos suspensos no licor misto, tanto do biorreator a membranas quanto no reator RBS, foi monitorada através da quantificação dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

A retenção de biomassa através das membranas tende a promover um aumento dos sólidos no BRM maior do que no RBS. Conforme ilustra a Figura 22, na sequência, os resultados do monitoramento dos teores de SST do licor misto do reator RBS, ao final da última etapa de nitrificação, e do licor misto do BRM demonstram que o biorreator a membranas apresentou, em média, $2,3 \text{ g/L}$ de sólidos suspensos totais a mais que o reator RBS. O teor de sólidos do BRM foi, em média, de $6,5 \pm 1,9 \text{ g.L}^{-1}$ e do RBS $3,8 \pm 1,5 \text{ g.L}^{-1}$.

Observa-se que, durante todo o período de operação do sistema, os teores de sólidos apresentaram uma tendência crescente até a metade

do período aproximadamente e, em seguida, os valores começaram a diminuir. Os teores de sólidos no RBS variavam de acordo com diversos fatores operacionais. Essa variação dos teores de sólidos no RBS pode estar relacionada, principalmente, às cargas de entrada no reator, influenciadas pela sazonalidade de ocupação do bairro; aos procedimentos operacionais da ETE de descartes de fundo; às manutenções; à pluviometria etc.

Figura 22 - Monitoramento dos teores de SST no BRM e no RBS

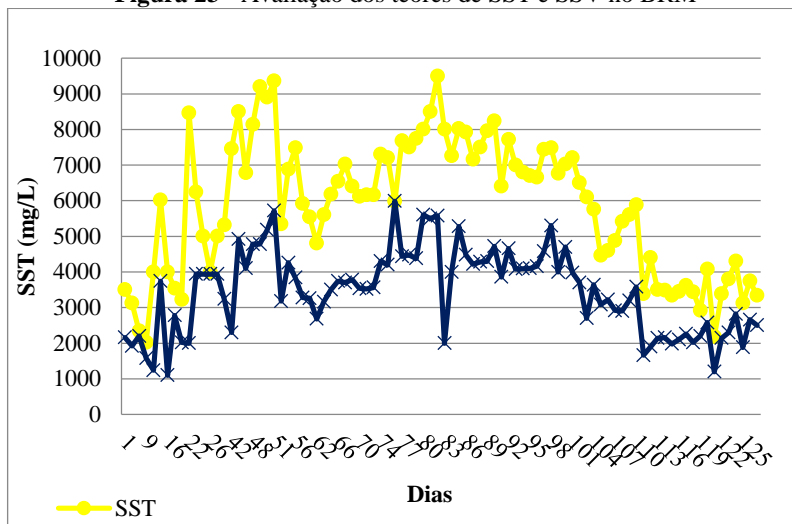


Fonte: Autora, 2016.

Ao longo da operação do BRM, observou-se que uma grande quantidade de lodo se acumulava no fundo do tanque. Sendo assim, foram realizados pequenos descartes diários de fundo, para eliminar esse excesso de lodo e evitar que ele prejudicasse a operação do sistema.

Outro ponto interessante a se observar é a relação entre os SST e os SSV, ou seja, o grau de mineralização do licor misto, considerando os valores encontrados dos SSV, como a fração biodegradável do sistema. No BRM essa relação SSV/SST foi em média 0,6. Apesar de este resultado estar abaixo do valor de 0,85, indicado por Metcalf; Eddy (1979), para reatores biológicos, a remoção dos compostos orgânicos no sistema não foi afetada.

A Figura 23 ilustra os teores de SST e SSV do BRM durante sua operação.

Figura 23 - Avaliação dos teores de SST e SSV no BRM

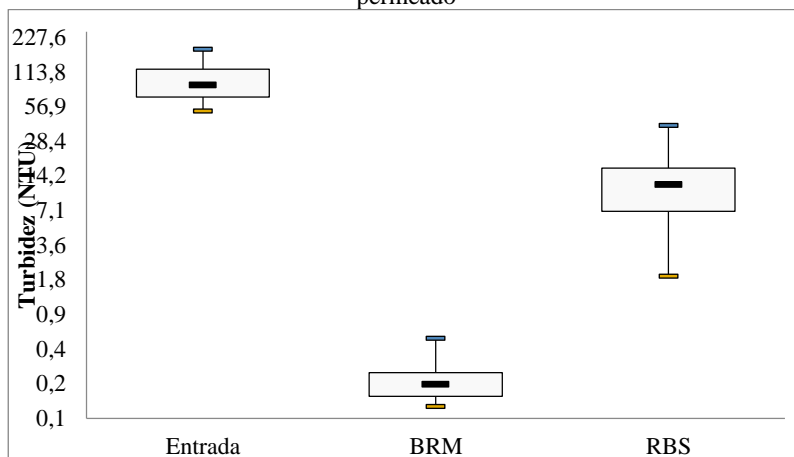
Fonte: Autora, 2016.

A relação SSV/SST obtida na presente pesquisa pode indicar acúmulo de compostos inorgânicos no sistema. Entretanto, a presença de compostos não facilmente degradáveis no efluente não limitam a degradação da matéria orgânica, tendo em vista o crescimento de todos os tipos de micro-organismos, promovido pela elevada retenção de sólidos através da filtração das membranas (LOBOS *et al.*, 2007). Além disso, segundo afirmam Shim *et al* (2002), a capacidade de tratamento de efluentes sanitários, através do processo BRM, pode ser aumentada conforme aumenta a concentração de biomassa no BRM, caso seja operado com a mesma relação alimento/micro-organismo do processo convencional.

XII. Turbidez e cor

A Figura 24 apresenta os resultados do monitoramento da turbidez do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 24 - Variação da turbidez do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



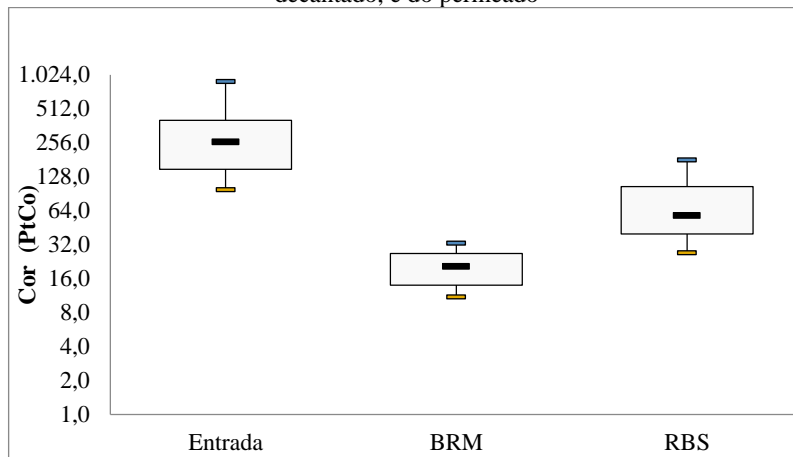
Fonte: Autora, 2016.

A turbidez média do efluente bruto foi de $96,0 \pm 32,9$ NTU. Mesmo com este alto valor afluente, a eficiência média obtida durante a operação do sistema piloto foi de 99,7%; valor atingido através da filtração promovida pela membrana, que é capaz de reter praticamente 100% dos sólidos suspensos.

Assim, o valor de turbidez média do permeado foi de $0,25 \pm 0,1$ NTU. Essa elevada eficiência na remoção da turbidez reforça a concepção desejada para defesa do conceito de adaptação de sistemas já existentes de tratamento de lodos ativados. Estes resultados são característicos de sistemas que operam com membranas filtrantes, sendo, portanto, uma ótima alternativa na remoção de componentes em suspensão.

Com relação às análises de cor verdadeira, a Figura 25 apresenta os resultados do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 25 - Variação da cor verdadeira do efluente bruto, do efluente decantado, e do permeado



Fonte: Autora, 2016.

Apesar de o efluente bruto apresentar resultado de cor verdadeira média de $311,1 \pm 198,9$ PtCo, a eficiência na remoção deste parâmetro através dos sistemas RBS e BRM foram, respectivamente, 69,1% e 91,4%.

O valor médio do residual de cor verdadeira do efluente tratado no RBS foi $76,1 \pm 50,2$ PtCo. Apesar de a eficiência do reator RBS ser menor, quando comparado ao sistema em estudo, o tratamento através de reator em batelada sequencial pode ser considerado como promissor na remoção de contaminantes, com baixo custo e controle operacional médio (NAWAZ; AHSAN, 2014; YOU; DAMODAR; HOU, 2010).

Nawaz e Ahsan (2014), ao compararem técnicas de tratamento de efluentes têxteis com foco na remoção de cor, com a recomendação de combinação de tecnologias para remoção de contaminantes, obtiveram 81% de eficiência de remoção de cor utilizando tratamento com RBS.

No sistema proposto nesta pesquisa, o valor residual médio encontrado para cor verdadeira no permeado foi de $20,4 \pm 6,9$ PtCo. Este resultado demonstra boa capacidade de remoção deste parâmetro através da retenção das membranas, quando aplicado de forma combinada ao reator RBS.

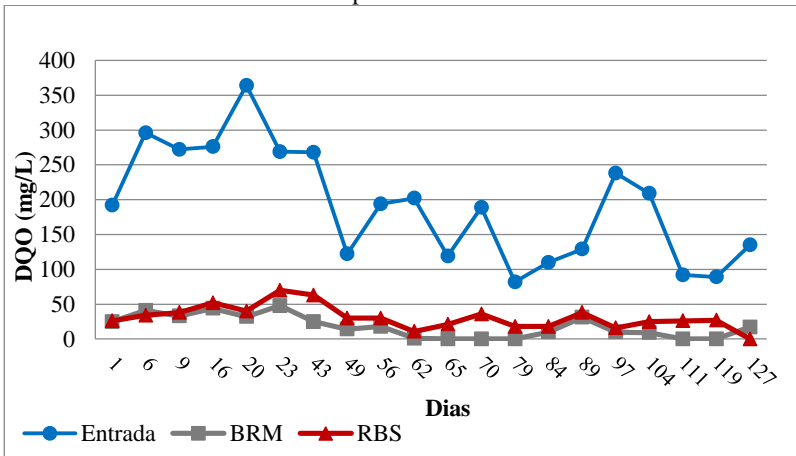
Diversos autores comentam a dificuldade encontrada na remoção de cor verdadeira, principalmente em tratamento de efluentes têxteis, onde este parâmetro é bastante presente. Jager *et. al* (2014) ressaltam que, após tratamento de efluente têxtil, através de um BRM com

membranas de ultrafiltração, o efluente não poderia ser reutilizado no processo de tingimento devido a presença, dentre outros componentes, de residual de cor.

XIII. DQO

A variação da DQO ao longo da operação do sistema está apresentada na Figura 26.

Figura 26 - Variação da DQO do efluente bruto, do efluente decantado, e do permeado



Fonte: Autora, 2016.

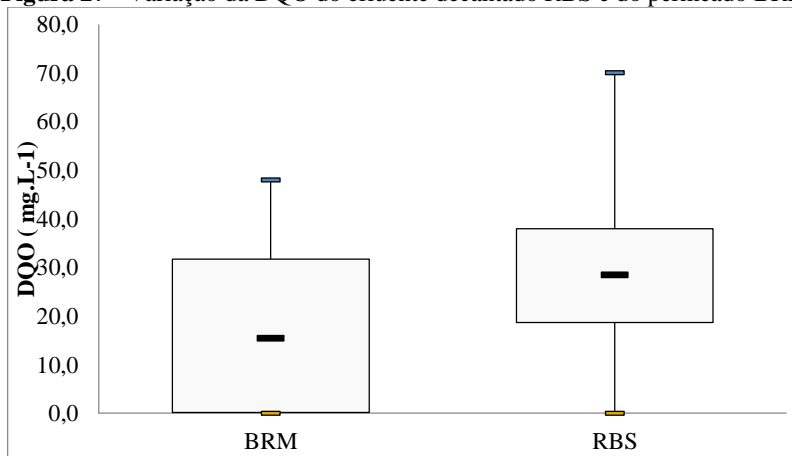
A Figura 26 ilustra os resultados do monitoramento do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação e do efluente tratado no BRM, o permeado. Observa-se, em relação ao efluente bruto, uma variação acentuada do valor da DQO do efluente tratado nos dois reatores, atingindo valores relativamente baixos.

A eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea, representada pelos resultados de monitoramento do parâmetro DQO, foi excelente tanto no Reator RBS quanto no BRM, com resultados de 82,7% e 91,7%, respectivamente. Essa alta eficiência de remoção pode ser explicada pela grande quantidade de bactérias ativas, pela adequada disponibilidade de oxigênio e nutrientes, e pelas condições favoráveis de pH e temperatura.

Além disso, o mecanismo de separação por membranas, claramente, contribui para a manutenção desses elevados níveis de remoção. De acordo com Sun *et al* (2007), as membranas agem como uma barreira à passagem de partículas e componentes macromoleculares ao efluente tratado, e garantem, dessa maneira, baixa concentração de matéria orgânica no permeado.

A Figura 27 demonstra a comparação entre os dois tipos de tratamento, em que o resultado médio de DQO, na saída do tratamento do RBS, foi de $31,0 \pm 16,3 \text{ mg.L}^{-1}$; e no BRM, de $17,9 \pm 15,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesse sentido, o sistema estudado evidencia a melhoria advinda da elevada seletividade das membranas do BRM, assim como apresentado por Lobos *et al.* (2007).

Figura 27 - Variação da DQO do efluente decantado RBS e do permeado BRM



Fonte: Autora, 2016.

Atualmente, são muito difundidas as altas eficiências de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, nos sistemas combinados de lodos ativados e filtração por membranas, com resultados que variam de 80 até 99% (BELLI *et al.*, 2012; NAWAZ; AHSAN, 2014; SUN *et al.*, 2007; YAO *et al.*, 2013).

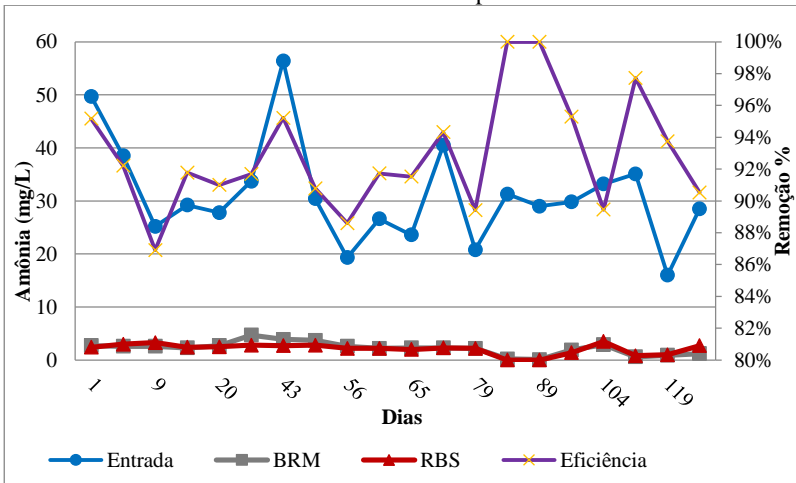
Sendo assim, a elevada capacidade de remoção de DQO encontrada neste estudo, pode ser considerada bastante relevante no que se refere às vantagens do BRM associado ao RBS, quando comparado aos sistemas convencionais de tratamento de efluentes.

XIV. Compostos nitrogenados

Para avaliação da remoção dos compostos nitrogenados foram considerados os parâmetros amônia, nitrato e nitrogênio total dissolvidos no efluente tratado. Foram comparados os resultados das análises feitas no efluente bruto com as do reator RBS ao final da etapa de decantação e do efluente tratado no BRM, o permeado.

A Figura 28 ilustra a variação do parâmetro amônia, bem como a eficiência de sua remoção ao longo da operação do sistema.

Figura 28 - Eficiência de remoção e variação da amônia do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



Fonte: Autora, 2016.

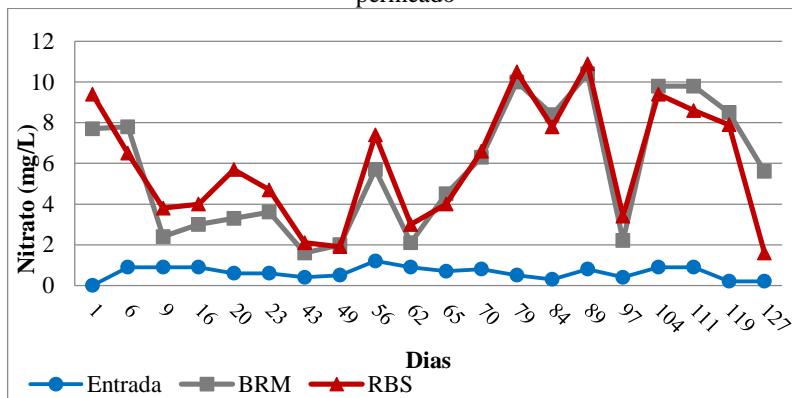
Na remoção dos compostos nitrogenados, o sistema proposto BRM não apresentou expressivas diferenças, quando comparado ao sistema de tratamento atual existente na ETE. O sistema apresentou eficiência de remoção de amônia de 92,9% pelo tratamento biológico do RBS, através dos processos de nitrificação e desnitrificação. O teor médio residual de amônia no efluente decantado do RBS e do permeado foi de $2,1 \pm 1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,2 \pm 1,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Um sistema de tratamento com aeração intermitente, no caso da operação em bateladas do RBS, é capaz de realizar eficiente nitrificação e desnitrificação do esgoto, com efetiva remoção de nitrato durante a etapa anaeróbia (CAPODICI *et al.*, 2015). Neste sistema proposto, em termos de remoção de nitrogênio, essa eficiência decaiu um pouco, conforme os resultados apresentados nas análises do parâmetro nitrato

do efluente tratado. A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 73%, considerando-se os valores residuais de nitrato e amônia comparados aos valores de nitrato e amônia do efluente bruto. O teor médio residual de nitrato no efluente decantado do RBS e do permeado foi de $6,0 \pm 2,9$ mg.L^{-1} e $5,7 \pm 3,0$ mg.L^{-1} , respectivamente.

A Figura 29 ilustra a variação do nitrato observadas nas análises feitas do efluente bruto, do reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 29 - Variação do nitrato do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



Fonte: Autora, 2016

Além disso, durante o período de operação do sistema, foram realizadas seis análises do parâmetro nitrogênio total das amostras do efluente bruto, do reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado. O resultado obtido apresenta-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado quanto ao teor de nitrogênio total

<i>Membrana</i>	<i>Unidade</i>	<i>Nº de amostras</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio padrão</i>
Efluente Bruto	mg.L^{-1}	6	28,6	4,35
RBS	mg.L^{-1}	6	17,9	4,71
BRM	mg.L^{-1}	6	10,7	4,58

Fonte: Autora, 2016

O Brasil não possui regulamentação quanto ao lançamento de nitrogênio total de efluentes tratados, sendo mencionado apenas o parâmetro nitrogênio amoniacal total na Resolução CONAMA nº 430, de 2011, que estipula limite de 20 mg.L^{-1} para o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, diretamente no corpo receptor. A legislação ambiental brasileira restringe os limites de lançamento de nitrogênio amoniacal, sobretudo para valores de pH mais elevados, sendo que, nesses casos, a maior parte da amônia está presente de forma livre, solúvel e muito tóxica para os seres aquáticos (SAAR, 2015).

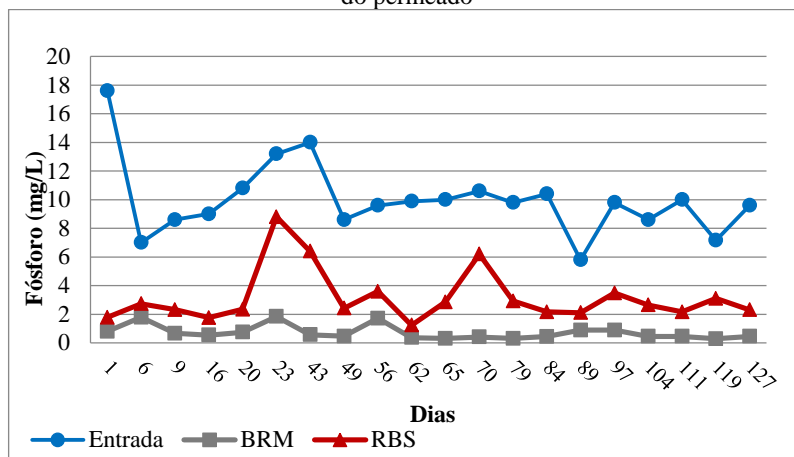
Em contrapartida, cabe ressaltar que a resolução prevê, ainda, que este valor pode ser aplicável aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total. Reis e Mendonça (2009) comentam que as estações de tratamento de efluentes devem cumprir padrões de lançamento que atinjam valores abaixo de 10 mg.L^{-1} para nitrogênio total, como medida de proteção dos corpos hídricos.

O BRM, por sua vez, apresentou considerável eficiência na remoção dos compostos nitrogenados do efluente, apresentando resultados médios dos parâmetros amônia e nitrato abaixo de 10 mg.L^{-1} . Com relação ao resultado médio de nitrogênio total, porém, o BRM não atendeu ao limite estipulado.

XV. Fósforo

A Figura 30 apresenta os resultados do monitoramento do fósforo do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

Figura 30 - Variação do fósforo total do efluente bruto, do efluente decantado e do permeado



Fonte: Autora, 2016

O efluente bruto apresentou, em média, $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total. Mesmo com os altos valores afluentes, a eficiência de remoção deste parâmetro no BRM foi excelente, chegando a 92,3%, quando comparada a 68,1% de eficiência de remoção no reator RBS.

Para obtenção de baixas concentrações de fósforo no permeado, a operação com aeração intermitente, ou seja, com a inclusão de fases anaeróbias mostrou-se bastante eficaz (HASAR *et al.*, 2001; SUN *et al.*, 2015; ZUBROWSKA-SUDOL; WALCZAK, 2015). No sistema proposto, o lodo ativo submetido a fases aeróbias e anaeróbias no RBS é circulado no BRM, o qual possui constante aeração do módulo de membranas. Esse ambiente aerado além de favorecer o crescimento dos OAP, promove a incorporação do fosfato solúvel por esses organismos. Sendo assim, observa-se que a completa retenção dos sólidos em suspensão através da filtração das membranas possibilita a remoção do fósforo no sistema (BELLI *et al.*, 2012).

Entretanto, apesar de a eficiência de remoção ter sido menor no reator RBS, o resultado médio encontrado neste sistema em bateladas, com alternância de fases aeróbias e anaeróbias, foi de $3,17 \pm 1,8 \text{ mg.L}^{-1}$. A Resolução CONAMA n° 430, de 2011, estabelece que o órgão ambiental competente definirá padrões específicos para o parâmetro fósforo.

Nesse sentido, a Lei Estadual n° 14.675, de 2009, prevê o limite de $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de concentração de fósforo total para lançamentos de

efluentes em trechos de lagoas, lagunas e estuários ou eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo pelos sistemas de tratamento. Neste caso, o efluente atende ao parâmetro estipulado pela lei.

O efluente tratado pelo BRM apresentou índices médios de fósforo total de $0,72 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, ou seja, abaixo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Este resultado é bastante favorável, se considerada a possibilidade de reúso do efluente para fins não nobres.

5.1.4 Parâmetros biológicos

XVI. Microscopia óptica

Durante o período de operação do BRM, foram realizadas análises de microscopia óptica da biomassa em suspensão para visualização e identificação de micro-organismos. O aspecto do lodo, ao microscópio, em suma, pode ser descrito como um aglomerado de bactérias formando flocos biológicos, tendo, fixados na superfície desses flocos, os protozoários e ciliados fixos, e, nos espaços entre os flocos se movem, livremente, os ciliados livres. Vale ressaltar que o objetivo do monitoramento não foi identificar, com precisão, a microfauna existente no BRM, mas, sim, tê-la como ferramenta de monitoramento do sistema.

A Tabela 5 ilustra a contagem dos micro-organismos identificados através da microscopia óptica do lodo do BRM durante o período de sua operação.

Tabela 5 – Quantitativo dos micro-organismos identificados durante operação do BRM

Micro-organismos	10/ mar	14/ mar	17/ mar	22/ mar	05/ abr	12/ abr	22/ abr	04/ mai	19/ mai	06/ jun	15/ jun	20/ jun	28/ jun	
Metazoários	<i>Rotatória</i>	3	11	9	-	23	15	4	-	43	1	2	7	10
	<i>Nematoda</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Protozoários	<i>Aspidisca</i>	11	20	6	11	3	5	2	6	15	-	26	1	6
Ciliados livres	<i>Coleps</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	7	8	-
	<i>Paramecium</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protozoários	<i>Vorticella</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	5	3	21	14	7
Ciliados fixos	<i>Vagnicola</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
	<i>Tokophyra</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
Flagelados	Zooflagelados	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	5

Fonte: Autora, 2016

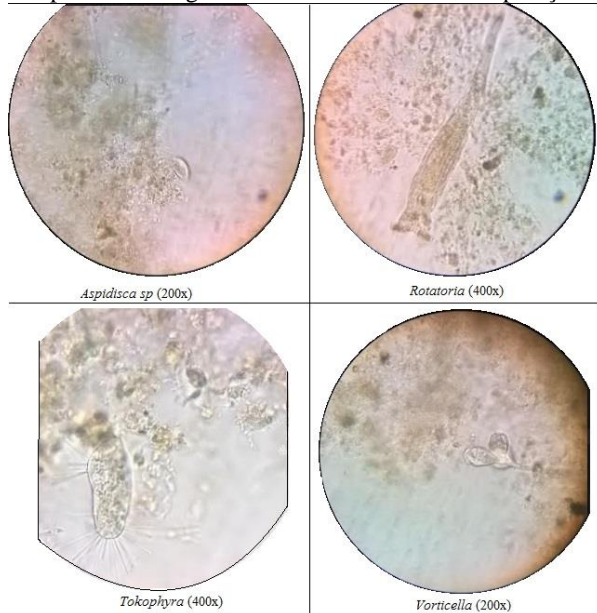
A predominância de algumas espécies indica as características do processo, como o metazoário *Rotatória* e os ciliados livres *Aspidisca sp.*, encontrados em praticamente todas as análises realizadas, neste estudo. Esses micro-organismos são indicadores típicos de operação estável. A presença deles indica a ocorrência do processo de nitrificação, boa remoção da matéria orgânica e baixa carga aplicada, características observadas durante o período de operação do BRM (BENTO *et al.*, 2005).

Segundo Oliveira *et al* (2009), a presença dos ciliados fixos e livres são os melhores indicadores da qualidade do tratamento de efluentes, de modo que a presença dos organismos desse grupo indica boa depuração. Esses autores ainda ressaltam que os ciliados de vida livre, como, por exemplo, o *Aspidisca sp.*, indicam maior estabilidade e eficiência no tratamento do efluente.

Os metazoários, como os rotíferos, apresentam lenta taxa de crescimento e reprodução e, por isso, indicam alto tempo de detenção celular (BENTO *et al.*, 2005). A complexidade de sua estrutura celular os deixa mais suscetíveis a impactos ambientais, sendo, portanto, indicadores de efluentes estabilizados e de baixa toxicidade (SAAR, 2015).

Dentre os diferentes tipos de micro-organismos observados (Tabela 4), os principais são ilustrados na Figura 31, a seguir.

Figura 31 - Principais micro-organismos observados durante operação do BRM



Fonte: Autora, 2016

A caracterização da microfauna facilita a compreensão do processo que ocorre no interior de reatores biológicos, não devendo, contudo, substituir as análises físico-químicas, mas complementá-las (JORDÃO *et al.*, 1997).

As análises feitas por microscopia óptica demonstram a estabilidade do BRM em relação à operação externa ao RBS. O biorreator demonstrou ampla capacidade de manutenção do tratamento, através do meio adequado para proliferação dos micro-organismos, responsáveis pela depuração dos compostos orgânicos presentes no efluente sanitário.

XVII. Coliformes totais e *E. coli*

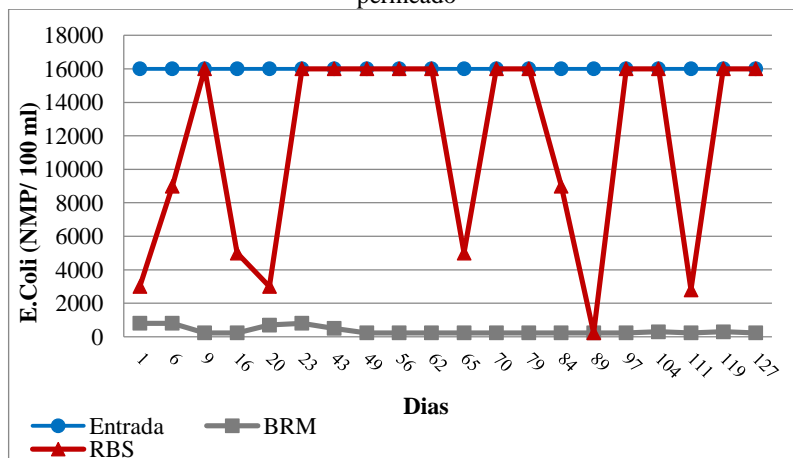
Para acompanhamento dos parâmetros biológicos, foram quantificadas as porções de coliformes totais e *Escherichia coli* do efluente bruto, do efluente tratado no reator RBS ao final da etapa de decantação, e do efluente tratado no BRM, o permeado.

A bactéria usada no mundo inteiro como indicadora de possíveis patógenos na água é a enterobactéria *Escherichia coli* (*E. coli*). Esta

bactéria satisfaz, de maneira ideal, os requerimentos para um indicador de organismos causadores de doenças na água por se criar no intestino de mamíferos, sobreviver por longos períodos fora do seu *habitat*, persistir no ambiente hídrico por mais tempo que outros patógenos, e por ser de fácil cultivo em laboratórios de análises (SAAR, 2015).

A Figura 32 apresenta os resultados do monitoramento deste parâmetro.

Figura 32 - Quantificação de E.Coli no efluente bruto, tratado no RBS e no permeado



Fonte: Autora, 2016

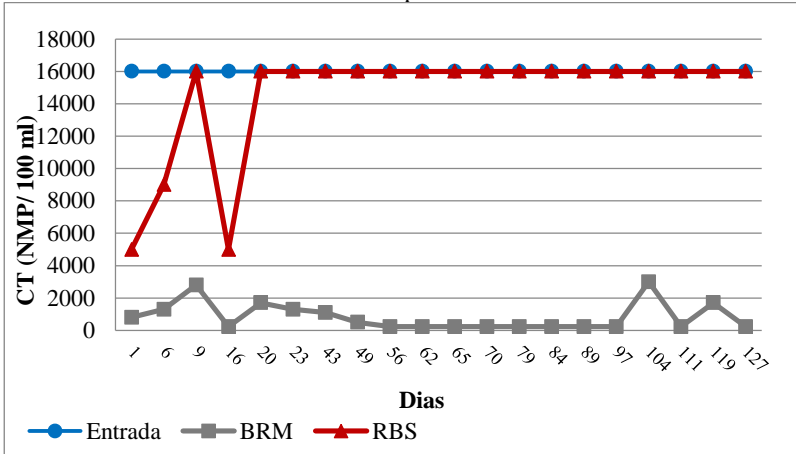
Em relação à quantificação da *Escherichia coli*, o BRM apresentou, em 98% das análises realizadas, ausência dessa bactéria, fomentando a aplicabilidade do sistema de membranas e a isenção de coliformes após filtração. No reator RBS, a eficiência de remoção foi de 28%, sendo necessário pós-tratamento para desinfecção do efluente antes de sua disposição final.

A eficiência na remoção destas bactérias é estudada por diversos autores. Arévalo *et al.* (2012) compararam sistemas de ultrafiltração e microfiltração quanto à remoção de coliformes do efluente tratado. O permeado do sistema de ultrafiltração mostrou ausência total em 75% das amostras, enquanto apenas 25% das amostras do permeado de microfiltração mostrou ausência total. No estudo realizado por Gómez *et al.* (2006), as membranas apresentaram 100% de retenção de *E. coli* em seu sistema. Os autores ainda afirmam que, com as tecnologias de

membranas, a concentração dos indicadores de contaminação fecal não depende da concentração presente no efluente bruto.

O BRM também apresentou alta retenção dos coliformes totais, com eficiência de remoção de 95%, conforme ilustra a Figura 33.

Figura 33 - Quantificação de coliformes totais no efluente bruto, tratado no RBS e no permeado



Fonte: Autora, 2016

Sendo assim, o BRM demonstrou alta capacidade de retenção das bactérias indicadoras de contaminação por efluentes sanitários.

XVIII. Índice de Incrustação Licor Misto (MFI)

A Tabela 6 apresenta o resultado da análise do Índice de Incrustação do Licor Misto do Reator RBS e do BRM.

Tabela 6 – Resultados do ensaio MFI da amostra do BRM e RBS

	RBS	BRM
MFI (s.mL ⁻¹)	0,159	0,1417

Fonte: Autora, 2016

Nederlof *et al.* (1998) adotam os resultados de MFI inferiores a 1 s.mL⁻¹ como indicador de baixa possibilidade de incrustação coloidal no sistema de membranas. Neste caso, conforme Tabela 6, os resultados do

MFI, em ambos os reatores, não demonstraram tendências elevadas à colmatção, sendo os resultados, menores que $0,2 \text{ s.mL}^{-1}$, considerados relativamente baixos.

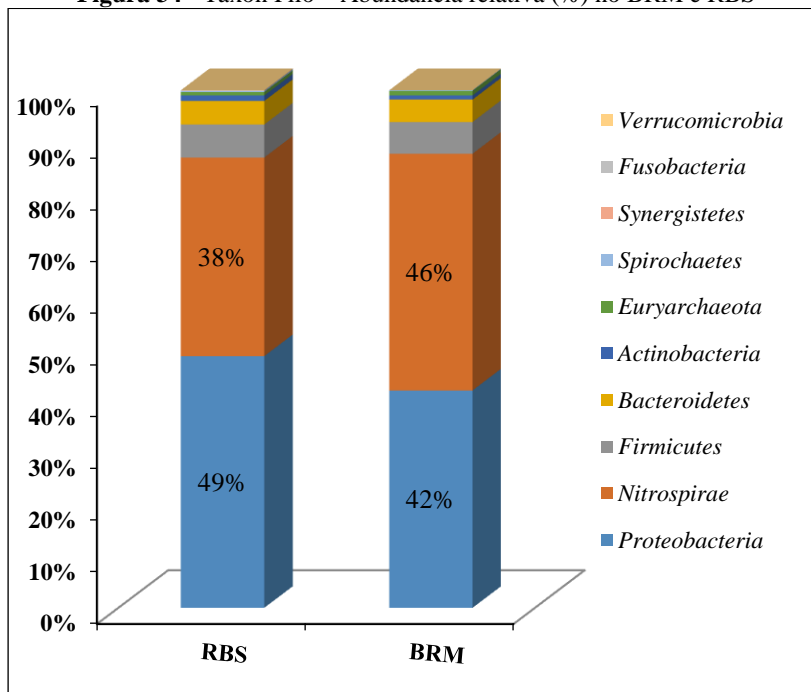
Observou-se, inclusive, certa semelhança nos resultados do ensaio realizado com os dois reatores. Neste estudo, a concepção de recirculação do lodo aerado entre o BRM e o RBS pode estar relacionada a esses resultados similares do MFI, podendo indicar uma estabilidade nesta operação proposta, apesar de a concentração de sólidos no BRM ser maior que no RBS, conforme discutido na seção XI.

Entretanto, diversos fatores podem interferir nos resultados do ensaio de MFI e podem estar relacionados com a tendência à colmatção da membrana, tais como tamanho das partículas, efeitos da salinidade, pressão transmembrana, fluxo de filtração aplicado, tamanho do poro das membranas, entre outros (BOERLAGE *et al.*, 2002; SALINAS-RODRIGUEZ *et al.*, 2015). Sendo assim, verifica-se a necessidade de um estudo mais aprofundado, ao longo da operação do BRM proposto, para avaliação dessa tendência à colmatção em relação aos resultados do MFI.

XIX. Biologia molecular – Sequenciamento rDNA 16S

A classificação biológica das espécies pode ser realizada nas ordens taxonômicas: Reino, Filo, Classe, Ordem, Família, Gênero e Espécie. Neste estudo, a comunidade bacteriana mais representativa, presente no Reator RBS e no BRM, foi identificada pelos táxons Filo, Ordem e Espécie, os quais serão discutidos a seguir.

A Figura 34 ilustra os principais micro-organismos presentes na comunidade bacteriana do táxon Filo, encontrados nas amostras do RBS e do BRM.

Figura 34 - Táxon Filo – Abundância relativa (%) no BRM e RBS

Fonte: Autora, 2016

De acordo com o que apresenta a Figura 34, os grupos mais representativos, em termos de abundância relativa (%) na unidade taxonômica de Filo, foram *Proteobacteria* e *Nitrospirae*. O filo *Proteobacteria* no RBS e no BRM representa 49% e 42% do total da amostra, respectivamente. Já o filo *Nitrospirae*, 38% no RBS e 46% no BRM.

O filo *Proteobacteria* é o maior e, metabolicamente, mais diverso grupo de *Bacteria* e constitui a maioria das bactérias conhecidas, de importância médica, industrial e agrícola. As *Proteobactérias* são todas gram-negativas e exibem uma diversidade ampla de mecanismos de produção de energia, contendo espécies quimiolitotróficas, quimiorganotróficas e fototróficas. Além disso, possuem fisiologia diversa, com formas anaeróbias e aeróbias facultativas. As bactérias quimiolitotróficas utilizam doadores de elétrons inorgânicos como fonte de energia, como, por exemplo, as bactérias nitrificantes que utilizam compostos reduzidos de nitrogênio orgânico. Filogeneticamente, essas

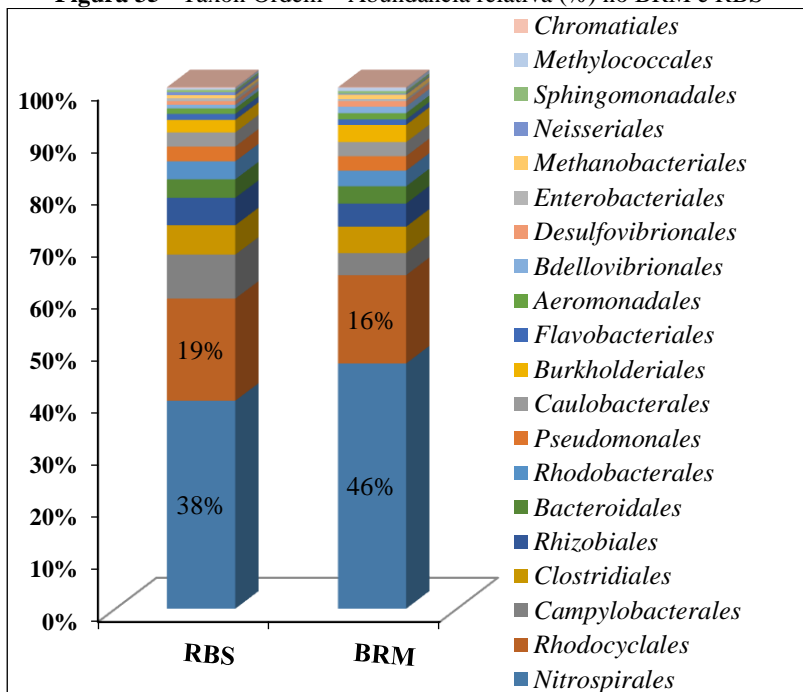
bactérias são divididas entre quatro classes de *Proteobactéria*: *Alpha*, *Beta*, *Gamma* e *Delta*. O gênero *Nitrospira* forma seu próprio filo de *Bacteria*, sendo relacionado a outras bactérias nitrificantes, no sentido metabólico (MADIGAN *et al.*, 2009).

O filo *Nitrospirae* tem esse nome em virtude do gênero *Nitrospira*, um quimiolitotrófico que oxida nitrito a nitrato e cresce de forma autotrófica, da mesma forma que as espécies da *Proteobacteria Nitrobacter* (MADIGAN *et al.*, 2009).

Os resultados de sequenciamentos realizados por Xu *et al* (2016) revelaram que as bactérias de oxidação de amônia (AOB), em todas as amostras, eram, principalmente, do filo *Proteobacteria*. Esses autores, ainda, correlacionam o desempenho do reator na remoção dos compostos nitrogenados com a presença de potenciais micro-organismos funcionais, que podem incluir os filios *Firmicutes* e *Acidobacteria*.

Pode-se, então, considerar esta concepção, consistente com os resultados de remoção dos compostos nitrogenados do presente estudo, no qual as bactérias com maior número de sequências encontradas nas amostras foram do filo *Proteobacteria*, *Nitrospirae* e *Firmicutes* (este último com abundância relativa de 6% do total de bactérias no RBS e no BRM). Ratificando-se, ainda, que o ambiente aeróbio dos reatores RBS e BRM promoveu a elevada atividade nitrificante, comprovada, inclusive, pela eficiência de 93% na remoção de amônia, já discutido anteriormente, na seção XIV. Os resultados de sequenciamento genético, neste caso, corroboram para a relação de remoção de nitrogênio e a presença destas bactérias nos reatores de aeração.

Na Figura 35, são ilustrados os principais micro-organismos presentes na comunidade bacteriana do táxon Ordem, encontrados nas amostras do RBS e do BRM.

Figura 35 - Taxon Ordem – Abundância relativa (%) no BRM e RBS

Fonte: Autora, 2016

De acordo com o visualizado na Figura 35, os grupos mais representativos em porcentagem de micro-organismos do total presente na amostra, na unidade taxonômica Ordem, foram *Nitrospirales* e *Rhodocyclales* (*Betaproteobacteria*). As bactérias da Ordem *Nitrospirales*, no RBS e no BRM, representam 38% e 46% do total da amostra, respectivamente. Já as *Rhodocyclales*, 19% no RBS e 16% no BRM.

Este resultado está coerente com a porcentagem de organismos do total presente na amostra, na unidade taxonômica Filo, explicitado anteriormente. A Tabela 7, a seguir, apresenta a abundância relativa das bactérias encontradas na amostra do RBS e BRM, identificadas pelos Filos *Nitrospirae* e *Proteobacteria*, Ordens *Nitrospirales* e *Rhodocyclales*, e Espécies com maior número de sequências e bactérias de interesse.

A tabela ilustra as espécies encontradas nas amostras do Filo *Proteobacteria*, que são, principalmente do Gênero *Dechloromonas* e

Thauera, consideradas bactérias desnitrificantes (CHEN *et al.*, 2015). A operação em bateladas do reator RBS, com fases de aeração e mistura, promove as condições necessárias para o crescimento deste tipo de bactérias, cujos reflexos estão na eficiência de remoção do nitrogênio, com 73% de eficiência no piloto estudado, conforme discutido anteriormente na seção XIV.

Tabela 7 – Táxon Filo, Ordem e Espécie - Abundância relativa (%) no BRM e RBS

FILO	ORDEM	RBS	BRM	ESPÉCIE	RBS	BRM
<i>Nitrospirae</i>	<i>Nitrospirales</i>	38%	46%	<i>Candidatus Nitrospira defluvii</i>	31,8%	36,6%
<i>Nitrospirae</i>	<i>Nitrospirales</i>			<i>Nitrospira sp.</i>	6,5%	9,0%
<i>Nitrospirae</i>	<i>Nitrospirales</i>			<i>Nitrospira japonica</i>	0,03%	0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>	19%	16%	<i>Azonexus fungiphilus</i>	0,03%	0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Azospira restricta</i>	0,1%	0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Dechloromonas agitata</i>	0,1%	0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Dechloromonas aromatica</i>	0,3%	0,1%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Dechloromonas hortensis</i>	9,7%	7,5%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Thauera aminoaromatica</i>	7,6%	8,0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Thauera aromatica</i>	0,9%	0,4%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Thauera humireducens</i>	0,1%	0%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Thauera phenylacetica</i>	0,2%	0,2%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>			<i>Thauera terpenica</i>	0%	0,1%
<i>Proteobacteria</i>	<i>Rhodocyclales</i>		<i>Zoogloea oryzae</i>	0%	0,1%	

Fonte: Autora, 2016

As bactérias da Ordem *Clostridiales*, no RBS e no BRM, representam 5% do total da amostra em ambos os reatores e formam o 4º grupo de maior número de sequências encontradas nas amostras. A presença destes micro-organismos está diretamente relacionada com as condições anaeróbias, ou parcialmente anaeróbias de reatores biológicos (SATO *et al.*, 2016).

As bactérias da ordem *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, entre outras, têm sido relatadas como capazes de acumular carbono (LIU *et al.*, 2013; XU *et al.*, 2016). Sato *et al* (2016) também sugere que a presença de bactérias da ordem *Betaproteobacteria* contribui para a remoção de substâncias orgânicas, encontrando acordo nos resultados de DQO da amostra estudada.

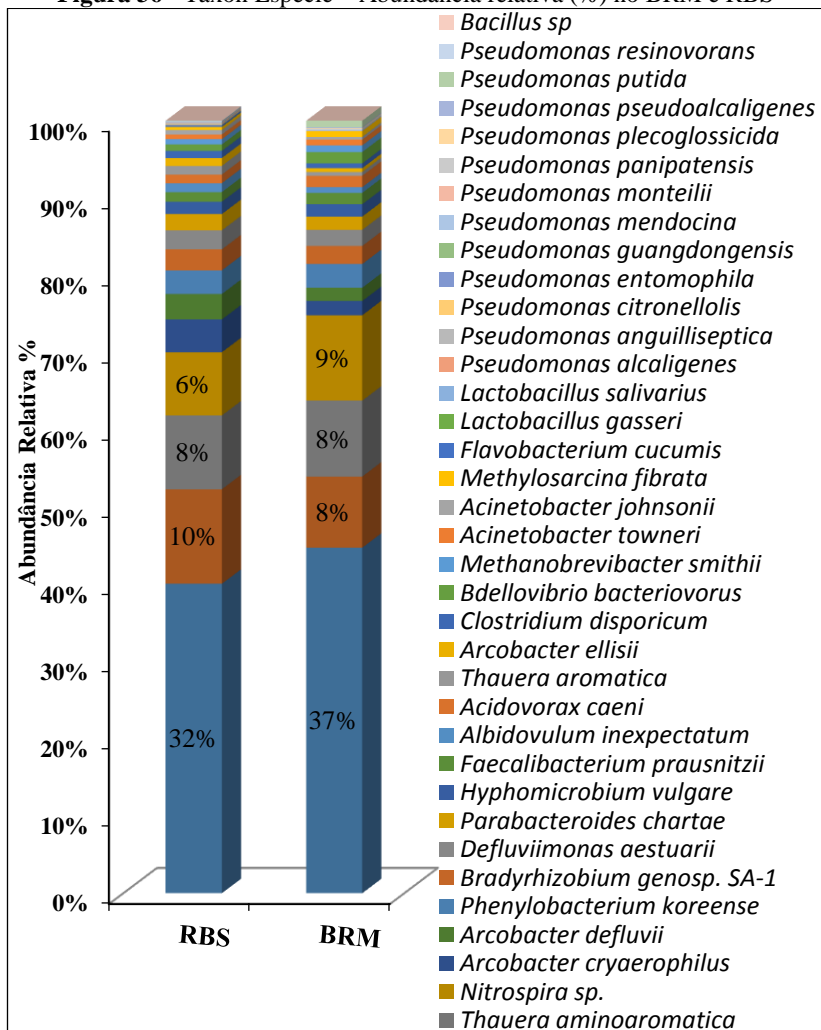
No presente estudo, as bactérias da ordem *Betaproteobacteria* (*Rhodocyclales*, *Burkholderiales* e *Neisseriales*), no RBS e no BRM,

representam 22% e 20% do total da amostra, respectivamente. Já as bactérias da ordem *Gammaproteobacteria* (*Pseudomonadales*, *Aeromonadales*, *Enterobacteriales*, *Methylococcales* e *Chromatiales*) representam 5% do total da amostra, no RBS e no BRM.

Neste contexto, a eficiência na remoção de DQO no reator RBS de 82,7% e no BRM de 91,7%, além de estar relacionada com as condições operacionais discutidas na seção XIII, pode também ser visualizada como reflexo da alta abundância destas espécies de bactérias no licor misto destes reatores. Novamente o mecanismo de separação por membranas foi determinante para o aumento nos níveis de remoção deste parâmetro, constatando-se que o acúmulo de carbono destes micro-organismos aliado à retenção promovida pelas membranas resultou numa melhoria da eficiência de remoção de DQO no BRM quando comparado ao Reator RBS.

Com relação ao táxon Espécie, foram identificadas pelo banco de dados Neoref, e ilustradas na Figura 36, as bactérias com maiores números de sequências e as bactérias de interesse encontradas nas amostras do RBS e o BRM.

Figura 36 - Taxon Espécie – Abundância relativa (%) no BRM e RBS



Fonte: Autora, 2016

De acordo com a Figura 36, as espécies que tiveram o maior número de sequências foram a *Candidatus Nitrospira defluvii* e a *Dechloromonas hortensis*, com abrangência de 32% e 37%, respectivamente, no RBS, e 10% e 8%, no BRM. Estas espécies pertencem ao Filo *Nitrospirae* e *Proteobacteria*.

Liu *et al.* (2013) concluem, em seus estudos, que as bactérias da espécie *Acinetobacter sp.* e *Bacillus sp.* desempenharam papéis dominantes na síntese do poli-hidroxibutirato (PHB), processo diretamente ligado à diminuição da concentração de fósforo na fase líquida.

No presente estudo, foram detectadas as espécies: *Acinetobacter towneri*, *Acinetobacter johnsonii*, *Acinetobacter parvus*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter tjernbergiae*, *Acinetobacter junii*, *Acinetobacter sp.*, *Acinetobacter haemolyticus*, *Acinetobacter marinus*, *Acinetobacter beijerinckii*, *Acinetobacter bouvetii*, *Acinetobacter gyllenbergii*, *Acinetobacter tandoii*, *Acinetobacter ursingii*, as quais representam 2% das espécies encontradas, tanto no RBS quanto no BRM. As espécies de *Acinetobacter* são organismos comuns de solo e água, embora, ocasionalmente, possam ser encontrados como parasitas de animais (MADIGAN *et al.*, 2009).

Nesta pesquisa, a baixa representatividade de bactérias desta espécie reflete nos resultados da análise de fósforo do efluente tratado no reator RBS, o qual apresentou eficiência de remoção de 68% deste parâmetro. Apesar de os reatores apresentarem a mesma abundância relativa destas espécies, a eficiência na remoção do fósforo do efluente tratado no BRM de 92% pode ser, novamente, justificada pela retenção física dos organismos acumuladores de fósforo pelas membranas.

Os efluentes tratados em estações de tratamento podem ainda conter bactérias patogênicas, representando, portanto, uma ameaça potencial para a saúde pública. Alguns exemplos de agentes patogênicos bacterianos de efluentes incluem bactérias do gênero: *Enterococcus*, *Salmonella*, *Clostridium*, *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Mycobacterium* entre outros (SILVA *et al.*, 2015). No presente estudo, as espécies de bactérias destes gêneros representam abundância relativa menor que 0,1%. Várias bactérias anaeróbias, presentes em animais de sangue quente, são utilizadas como indicadores de poluição ambiental. Como a *Escherichia coli* (*E. coli*) está, muitas vezes, presente em números muito elevados nas fezes humanas e de animais, ela é utilizada como bactéria indicadora de contaminação fecal (ZHOU *et al.*, 2015).

Esses micro-organismos, para os quais a atenção é largamente dada, causam algumas doenças como a febre tifoide (*Salmonella*), a disenteria bacilar (*Shigella*) (ZHOU *et al.*, 2015).

Neste estudo, foram utilizadas, como bioindicadores para verificação da redução de agentes patogênicos no sistema estudado, as bactérias da espécie *Escherichia Coli*. A

Tabela 8 destaca a abundância relativa de algumas bactérias patogênicas citadas, anteriormente, encontradas na amostra do RBS e BRM.

Tabela 8 – Bactérias patogênicas - Abundância relativa (%) no BRM e RBS

ESPÉCIE	RBS	MBR
<i>Escherichia coli</i>	0,1%	0,1%
<i>Bacteroides dorei</i>	0,1%	0,0%
<i>Bacteroides galacturonicus</i>	0,1%	0,0%
<i>Bacteroides graminisolvens</i>	0,2%	0,3%
<i>Bacteroides intestinalis</i>	0,0%	0,0%
<i>Bacteroides massiliensis</i>	0,0%	0,1%
<i>Bacteroides stercoris</i>	0,0%	0,2%
<i>Bacteroides thetaiotaomicron</i>	0,0%	0,1%
<i>Bacteroides uniformis</i>	0,2%	0,3%
<i>Bacteroides vulgatus</i>	0,2%	0,2%
<i>Shigella dysenteriae</i>	0,0%	0,0%
<i>Shigella flexneri</i>	0,0%	0,0%
<i>Prevotella copri</i>	0,1%	0,0%
<i>Streptococcus equinus</i>	0,1%	0,0%
<i>Streptococcus thermophilus</i>	0,0%	0,1%
TOTAL	1,0%	1,3%

Fonte: Autora, 2016

Os resultados de sequenciamentos realizados demonstram a presença, mesmo que em baixa porcentagem, desses micro-organismos patogênicos. Entretanto, conforme demonstrado na seção XVII, o sistema BRM, através das análises realizadas, apresentou ausência das bactérias *E.Coli* no efluente tratado, em todas as amostras, sendo considerado ausente o risco de contaminação ambiental e de saúde pública.

As bactérias do gênero *Pseudomonas* têm ganhado destaque no que se refere aos impactos causados pelos efluentes hospitalares (FUENTEFRÍA *et al.*, 2008; JUNIOR *et al.*, 2014). Além disso, as bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Bacillus spp.* são caracterizadas por serem os mais abundantes gêneros de micro-organismos presentes nos solos, e considerados importantes agentes de controle biológico, pois podem suprimir patógenos da rizosfera por meio de mecanismos de inibição, que incluem predação, competição por espaço e nutrientes, produção de antibióticos, etc. Podem, ainda, atuar como

biorremediadores de áreas contaminadas, por degradarem substâncias xenobióticas (RIBAS; NETO, 2008). Uma das propriedades notáveis dos *Pseudomonas* é sua capacidade de utilizar diferentes compostos orgânicos como fontes de carbono e energia (MADIGAN *et al.*, 2009). No presente estudo, estas duas espécies apresentaram abundância relativa menor que 1%, ou seja, muito baixa incidência.

As comunidades bacterianas encontradas no reator BRM e no reator RBS são muito semelhantes em relação às espécies verificadas, bem como na abundância relativa. A associação dos reatores promoveu esta estabilidade na microbiota presente no licor misto de um e de outro.

O estudo da biologia molecular realizado nesta pesquisa representa apenas algumas das oportunidades promissoras oferecidas pelas ferramentas moleculares, para melhor entender e gerenciar os sistemas de tratamento de efluentes.

Wan *et al.* (2010) afirmam que estes trabalhos destacam a necessidade de explorar a composição da comunidade microbiana e da diversidade nos novos sistemas biológicos de tratamento. Para esses autores, não houve diferença na diversidade microbianas entre o sistema BRM e o sistema convencional de tratamento de águas residuais municipais. Entretanto, as variações sazonais dessas comunidades, em relação ao desempenho do processo, ainda são pouco conhecidas.

A aplicabilidade da informação, obtida a partir da biologia molecular, depende muito da habilidade em transformar o conhecimento acumulado em novas implementações técnicas. Os sistemas biológicos são muito complexos, com milhares de interações ainda não conhecidas ou compreendidas, necessitando ainda de muitos estudos. Uma forma de se atingir este objetivo é combinar a experiência prática e teórica da engenharia com estudos fundamentais em ecologia microbiana, conforme realizado nesta pesquisa. A melhor integração entre essas duas disciplinas é fundamental para o uso potencial da biotecnologia ambiental.

5.1.5 Qualidade do permeado para reuso

Atualmente, no Brasil, a legislação que normaliza o lançamento de efluentes inclui a Resolução CONAMA N° 430/2011, em nível federal; e a Lei N°14.675/2009, em nível estadual. Ambas, contudo, não apresentam indicações quanto à qualidade do efluente tratado para fins de reúso.

Entretanto, a Norma da ABNT NBR 13.969/1997, em seu item 5.6, indica a reutilização do efluente tratado para fins que exijam

qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura, tais como irrigação de jardins, lavagem de pisos, calçadas, carros, manutenção paisagística de canais e lagos etc.

No caso de utilização como fonte de água para canais e lagos para fins paisagísticos, a norma sugere tratamentos que removam, eficientemente, o fósforo do esgoto, de forma a evitar o crescimento intenso das plantas aquáticas. Os resultados apresentados pelo sistema BRM quanto a este parâmetro foram abaixo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo, sendo bastante promissor o reúso deste permeado.

Ainda segundo esta norma, o grau de tratamento para uso múltiplo de esgoto tratado é definido, regra geral, pelo uso mais restritivo quanto à qualidade de esgoto tratado. O efluente tratado pelo sistema do BRM atende todos os parâmetros estipulados em seu grau mais restritivo, o qual exige turbidez inferior a 5,0, coliforme fecal inferior a 200 NMP/100 mL, e pH entre 6,0 e 8,0. Seria necessário apenas a inclusão da dosagem de cloro, com residual entre $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

Contudo, em relação aos valores máximos permitidos pelo Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações (ANA *et al.*, 2005), em sua classe mais restritiva, o permeado não satisfaz tal qualidade devido ao parâmetro fósforo. Sendo assim, o permeado produzido através do BRM estaria restrito para reúso associado à fase de construção de edificações, como lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo, controle de poeira e, ainda, irrigação de áreas verdes, rega de jardins e resfriamento de equipamentos de ar condicionado.

A Tabela 9, a seguir, apresenta a qualidade do permeado comparado com os valores máximos permitidos para o reúso segundo as referências citadas.

Tabela 9 - Valores máximos permitidos para o reúso e resultados

	Manual de Conservação e Reúso de águas em edificações			Permeado BRM
	NBR 13969/1997	Classe 1	Classe 3	
uso preponderante	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes	Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); lavagem de roupas e de veículos.	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins	-
turbidez	< 5,0	< 2,0	< 5,0	0,25 ± 0,1
pH	6,0 a 8,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	7,09 ± 0,1
fósforo	-	< 0,1 mg/L	-	0,72 ± 0,5
amônia	-	< 20,0 mg/L	-	2,2 ± 1,2
nitrato	-	< 10,0 mg/L	-	5,7 ± 3,0
nitrogênio total	-	-	5 a 30 mg/L	10,7 ± 4,5
coliforme fecal	< 200	não detectáveis	< 200	< 200

Fonte: Autora, 2016

Após as avaliações físico-químicas e microbiológicas discutidas a respeito, o permeado do BRM proposto encontra-se apto para reúso em diferentes possibilidades.

6 CONCLUSÕES

Perante os objetivos indicados, o sistema piloto proposto apresentou excelentes resultados quanto ao funcionamento do Biorreator a membranas associado ao tratamento biológico em bateladas, de modo a fomentar a sua aplicabilidade em escala real, promovendo melhoria e otimização das estações de tratamento em operação.

Em termos de eficiência quanto à remoção dos compostos nitrogenados, o BRM não apresentou diferenças em relação ao sistema de tratamento existente. O RBS obteve bons resultados de remoção de nitrogênio em suas variadas formas, atingindo sempre os limites impostos pela legislação pertinente. Em termos de amônia e nitrato do efluente bruto e tratado, houve remoção com eficiência média de 73%, em função da presença do nitrato produzido durante a nitrificação. A remoção de amônia atingiu 93%, com resultados médios residuais de 2,2 mg/L.

Com relação ao fósforo, parâmetro de difícil remoção biológica, o BRM operou sob condições que permitiram a sua operação estável, sendo possível, assim, alcançar a eficiência de 92% de remoção. Quando comparado aos resultados obtidos no RBS de 68%, fica evidenciado que o reator externo, em condições operacionais aeróbias, promove a absorção do fósforo pelas bactérias, sendo elas então retidas através da filtração pelas membranas. Vale ressaltar que o sistema em bateladas do RBS proporciona melhorias na liberação e absorção do fósforo e, conseqüentemente, ao sistema adaptado proposto.

As membranas de ultrafiltração utilizadas mostraram-se capazes de alta retenção da turbidez, apresentando resultados de análises do permeado sempre abaixo de 0,5 NTU. Quanto ao parâmetro cor, a eficiência de remoção do sistema BRM foi de 91%, ou seja, maior que do RBS, de 69%.

Os residuais de DQO no efluente tratado foram excelentes tanto no reator RBS quanto no BRM, com resultados de eficiência de remoção 83% e 92%, respectivamente. O mecanismo de separação por membranas claramente contribuiu para a manutenção desses elevados níveis de remoção.

As análises de microscopia óptica propiciaram a identificação de micro-organismos indicadores de boa depuração da matéria orgânica e estabilidade de operação, com boa formação de flocos microbianos.

Com relação ao desempenho da membrana, o valor limite de PTM de 0,4 bar, indicado pelo fabricante sobre a colmatação, não foi atingido durante todo o período em que o BRM foi operado. Além disso,

não foi observado influência no teor de SST e SSV na evolução da PTM. Destaca-se ainda que não houve colmatação das membranas durante os 120 dias de operação, não sendo necessário sua limpeza química.

Nas análises de biologia molecular, a abundância relativa de bactérias específicas foi positivamente relacionada com o bom desempenho no tratamento do efluente sanitário no BRM associado ao RBS.

A avaliação da filtrabilidade do lodo através dos resultados das análises do índice de incrustação do licor (MFI) demonstra uma baixa tendência à colmatação. Entretanto, verifica-se a necessidade de aprofundamento neste estudo, para avaliação.

Por fim, as análises da qualidade do permeado mostraram que o efluente tratado no BRM apresentou boa qualidade, sendo indicado para diversas aplicações de reúso com fins menos nobres ou não potáveis, como, por exemplo, na lavagem de agregados da construção de edificações, preparação de concreto, compactação do solo, controle de poeira e, ainda, irrigação de áreas verdes, rega de jardins etc. Para o uso em lagos ou canais paisagísticos, haveria a necessidade de uma avaliação mais profunda dos locais a serem implantados, da operação implantada, bem como dos cuidados pertinentes a este fim.

Quanto à contribuição acadêmica, espera-se que esta pesquisa possa contribuir para o conhecimento sobre o funcionamento de biorreatores a membranas, fomentando, principalmente, a discussão sobre as possíveis e diferentes adaptações, com o objetivo de melhorias na qualidade dos efluentes tratados no Brasil. Em geral, o BRM se apresentou eficiente quanto ao objetivo proposto e bastante promissor quanto à sua aplicabilidade.

6.1 RECOMENDAÇÕES

De acordo com as limitações encontradas no presente estudo, recomenda-se operar o biorreator sob fluxos de filtração do permeado mais elevados, como 20L/m².h e 30L/m².h a fim de se avaliar, com mais profundidade, a evolução da PTM neste sistema. Neste caso, incluir avaliações do MFI ao longo da operação do BRM em diferentes fluxos.

Além disso, as análises de custo aprofundadas são extremamente importantes para o desenvolvimento das tecnologias de reatores a membranas. Os custos para a implantação e operação do BRM, quando comparados aos benefícios que a melhoria na qualidade do efluente final

trará ao entorno de onde o sistema será aplicado, podem ser tópicos de estudo para uma análise de custo aprofundada.

Outro ponto a se destacar são as análises mais restritivas quanto à qualidade do permeado. A identificação de possíveis fatores inibidores, como toxicidade, análise de micronutrientes e metais pesados, pode ser fator determinante aos usos mais restritivos do permeado.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAR, N. et al. Investigation of characterization and biofouling properties of PES membrane containing selenium and copper nanoparticles. **Journal of Membrane Science**, v. 437, p. 216–226, 2013.

AL-REKABI, W. S.; QIANG, H.; QIANG, W. W. Review on sequencing batch reactors. **Pakistan Journal of Nutrition**, v. 6, n. 1, p. 11–19, 2007.

ANA et al. **Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica, 2005.

ARÉVALO, J. et al. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? **Desalination**, v. 299, p. 22–27, 2012.

ARTAN, N.; ORHON, D. **Mechanism and Design of Sequencing Batch Reactors for Nutrient Removal**. IWA Publishing, 2005.

BACCHIN, P.; AIMAR, P.; SANCHEZ, V. Influence of surface interaction on transfer during colloid ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 115, p. 49–63, 1995.

BAKER, R. W. **Membrane Technology and Applications**. 3. ed. Newark, Califórnia: John Wiley & Sons, 2012.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratameto de esgoto visando a remoção de nitrogênio total**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011.

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. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 143–154, 2012.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatação das membranas e estratégias de otimização**.

Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L.S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em Estação de Tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 329–338, 2005.

BOERLAGE, S. F. E. *et al.* Monitoring particulate fouling in membrane systems. **Desalination**, v. 118, p. 131–142, 1998.

BOERLAGE, S. F. E.; KENNEDY, M. D.; ANIYE, M. P.; ABOGREAN, E. M.; GALJAARD, G.; SCHIPPERS, J. C. The modified fouling index using ultrafiltration membranes (MFI-UF): characterisation, filtration mechanisms and proposed reference membrane. **Journal of Membrane Science**, v. 197, p. 1–21, 2002.

BOYD, C. C.; DURANCEAU, S. J. Evaluation of ultra filtration process fouling using a novel transmembrane pressure (TMP) balance approach. **Journal of Membrane Science**, v. 446, p. 456–464, 2013.

BUCHAN, L. The location and nature of accumulated phosphorus in seven sludges from activated sludge plants. **Water SA**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 1981.

CAMPELLO, F. **Nitrificação e pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reúso.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

CAPODICI, M.; BELLA, G. Di; TRAPANI, D. Di; TORREGROSSA, M. Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 398–405, 2015.

CARVALHO, M. C. DA C. G.; SILVA, D. C. G. Sequenciamento de DNA de nova geração e suas aplicações na genômica de plantas. **Ciência Rural**, v. 40, n. 3, p. 735–744, 2010.

CHEN, Y.; WEN, Y.; TANG, Z.; HUANG, J.; ZHOU, Q.; VYMAZAL, J. Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 38–45, 2015.

COSTA, T. B. DA. **Desempenho de reator em batelada sequencial (rbs) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

CUERVO-LÓPEZ, F.; HERNANDEZ, S.M.; TEXIER, A.C.; GOMEZ, J. **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution**. London: IWA Publishing, 2009.

CUI, Z.; CHANG, S.; FANE, A. The use of gas bubbling to enhance membrane processes. **Journal of Membrane Science**, v. 221, n. 1-2, p. 1–35, 2003.

CULP, R. L. **Advanced Wastewater Treatment**. Illustrated ed. Ann Arbor, Michigan: Van Nostrand Reinhold, 1978.

DE TEMMERMAN, L.; MAERE, T.; TEMMINK, H.; ZWIJNENBURG, A.; NOPENS, I. The effect of fine bubble aeration intensity on membrane bioreactor sludge characteristics and fouling. **Water Research**, v. 76, n. 0, p. 99–109, 2015.

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

ECKENFELDER, W. W. **Principles of Water Quality Management**. 1. ed. Boston, Massachusetts: Springer Netherlands, 1980.

ELSEVIER. **Fundamentals of Inorganic Membrane Science and Technology**. 1. ed. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 1996.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FANE, A. Membrane bioreactors: Design and operational options. **Filtration and Separation**, v. 39, n. 5, p. 26–29, 2002.

FIELD, R. W.; Wu, D.; Howell, J.A.; Gupta, B.B. Critical flux concept for microfiltration fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 100, n. 3, p. 259–272, 1995.

FUENTEFRIA, D. B. et al. Pseudomonas aeruginosa: disseminação de resistência antimicrobiana em efluente hospitalar e água superficial. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 41, n. 5, p. 470–473, 2008.

FUHS, G. W.; CHEN, M. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. **Microbial Ecology**, v. 2, p. 119–138, 1975.

GABARRÓN, S.; DALMAU, M.; PORRO, J.; RODRIGUEZ-RODA, I.; COMAS, J. Optimization of full-scale membrane bioreactors for wastewater treatment through a model-based approach. **Chemical Engineering Journal**, v. 267, p. 34–42, 2015.

GARCIA-IVARS, J.; IBORRA-CLAR, M. I.; ALCAINA-MIRANDA, M. I. MENDOZA-ROCA, J. A.; PASTOR-ALCAÑIZ, L. Surface photomodification of flat-sheet PES membranes with improved antifouling properties by varying UV irradiation time and additive solution pH. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 231–242, 2016.

GÓMEZ, M.; RUA, A. GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; HONTORIA, E.; GÓMEZ, M. A. Urban wastewater disinfection by filtration technologies. **Desalination**, v. 190, p. 16–28, 2006.

GRADY JR, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological Wastewater Treatment**. 2. ed. New York: CRC Press, 1998.

HASAR, H.; KLNACL, C.; UNRI, A.; IPEK, U. Role of intermittent aeration in domestic wastewater treatment by submerged membrane activated sludge system. v. 142, p. 287–293, 2001.

HOWELL, J. A. Sub-critical flux operation of microfiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 107, p. 165–171, 1995.

JAGER, D. DE; SHELDON, M. S.; EDWARDS, W. Colour removal from textile wastewater using a pilot-scale dual-stage MBR and subsequent RO system. **Separation and Purification Technology**, v. 135, p. 135–144, 2014.

JORDÃO, E. P.; BOAS, D. V.; CONCEIÇÃO, J. R.; SILVA, T. C. R.; SOBRINHO, P. A. **Controle Microbiológico na operação de um Sistema de Lodos Ativado - Estudo em Escala Piloto** 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Foz do Iguaçu: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1. ed. Oxford, UK: Elsevier Ltd, 2006.

JUDD, S. The status of membrane bioreactor technology. **Trends in Biotechnology**, v. 26, n. 2, p. 109–116, 2008.

JUNIOR, S. A. S.; BARAUNA, L.; SANTOS, G. A. L.; PAGUNG, E.; CARVALHO, PASCUA L.; FREIRE, S. C. V.; MORAES, R.; SANTOS, R. P. Perfil de resistência de *Pseudomonas aeruginosa* provenientes de água superficial e efluente hospitalar: teste de sensibilidade a antimicrobianos e detecção de metalo- β -lactamase. **Revista Brasileira de Pesquisa em Saúde**, v. 16, n. 4, p. 97–104, 2014.

KADLEC, R. H., KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893p. 1996.

KELLNER, R. L. **Biorreator à membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2014.

KOCHKODAN, V.; HILAL, N. A comprehensive review on surface

modified polymer membranes for biofouling mitigation. **Desalination**, v. 356, p. 187–207, 2015.

LAPOLLI, F. R. **Biofiltração e microfiltração tangencial para tratamento de esgotos sanitários**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental): Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

LE CLECH, P.; JEFFERSON, B.; CHANG, I.S.; JUDD, S. J. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 227, n. 1-2, p. 81–93, 2003.

LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1-2, p. 17–53, 2006.

LIU, C.; WANG, H.; XING, W.; WEI, L. Composition diversity and nutrition conditions for accumulation of polyhydroxyalkanoate (PHA) in a bacterial community from activated sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, n. 21, p. 9377–9387, 2013.

LOBOS, J. WISNIEWSKI, C.; HERAN, M.; GRASMICK, A. Membrane bioreactor performances : effluent quality of continuous and sequencing systems for water reuse. **Desalination**, v. 204, n. May 2006, p. 39–45, 2007.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12. ed. Porto Alegre, RS: Artmed, 2009.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos e reúso da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

MENG, F.; CHAE, S.R.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H. S.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment disposal**

reuse. 2. ed. v. 1, Boston: McGraw-Hill, 1979.

NAWAZ, M. S.; AHSAN, M. Comparison of physico-chemical , advanced oxidation and biological techniques for the textile wastewater treatment. **Alexandria Engineering Journal**, v. 53, n. 3, p. 717–722, 2014.

NEDERLOF, M. M.; KRUTHOF, J. C.; HOFMAN, J. A. M. H.; KONING, M.; HOEK, J. V.D.; BONNÉ, P. A. C. Integrated multi-objective membrane systems application of reverse osmosis at the Amsterdam Water Supply. **Desalination**, v. 119, p. 263–273, 1998.

NG, L. Y.; AHMAD, A.; MOHAMMAD, A. W. Alteration of polyethersulphone membranes through UV-induced modification using various materials: A brief review. **Arabian Journal of Chemistry**, 2013.

OLIVEIRA, G. S. S.; ARAÚJO, C. V. DE M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais : a experiência da Cetrel. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 2, p. 183–192, 2009.

PROVENZI, G. **Biorreator a membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

RAUTENBACH, R.; VOSSENKAUL, K. LINN, T. KATZ, T. Waste water treatment by membrane processes - New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. **Desalination**, v. 108, p. 247–253, 1997.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d' água. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 27, p. 353–362, 2009.

RIBAS, T. B. C.; NETO, P. F. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Revista Ambiente & Água**, v. 3, n. 3, 2008.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. Boston: McGraw-Hill, 2001.

SAAR, J. H. **Microbiologia dos lodos ativados**. 1. ed. Porto Alegre: Genese, 2015.

SALINAS-RODRIGUEZ, S. G. et al. The Modified Fouling Index Ultrafiltration constant flux for assessing particulate/ colloidal fouling of RO systems. **Desalination**, v. 365, p. 79–91, 2015.

SANTOS, R. C. DE O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos for loops ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. **Proposal of a rational method for sizing of activated sludge sequencing batch reactors for bod removal**, v. 11, n. 2, p. 153–161, 2006.

SANZ, J. L.; KOCHLING, T. Molecular biology techniques used in wastewater treatment: An overview. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 119–133, 2007.

SATO, Y. et al. Fine-scale monitoring of shifts in microbial community composition after high organic loading in a pilot-scale membrane bioreactor. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 121, n. 5, p. 550–556, 2016.

SCHIPPERS, J. C.; VERDOUW, J. The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, v. 32, p. 137–148, 1980.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1. ed. São Paulo: ABES, 2001.

SHIM, J. K.; YOO, I.; LEE, Y. M. Design and operation considerations for wastewater treatment using a flat submerged membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 38, p. 279–285, 2002.

SILVA, M. L. B.; CANTÃO, M. E.; MEZZARI, M. P.; NOSSA, C. W. Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine

Wastewater Treatment Processes. **Environmental Microbiology**, v. 70, p. 77–87, 2015.

SILVEIRA, D. D. **Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: aporte da biologia molecular para a compreensão dos processos**. 251p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2015.

SINISCALCHI, L. A. B.; VALE, I. C. C.; ANTUNES, J. D.; CHERNICHARO, C. A. L.; ARAÚJO, J. C. Enriquecimento de microrganismos metanotróficos a partir de lodo de reator UASB tratando esgotos domésticos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 109–122, 2016.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de água e esgotos. **SNSA/MCIDADES**, v. 1, n. Brasília, p. 212, 2014.

SUN, D. D.; KHOR, S. L.; HAY, C. T.; LECKIE, J. O. Impact of prolonged sludge retention time on the performance of a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, v. 208, p. 101–112, 2007.

SUN, L.; WANG, Z.; WEI, X.; LI, P.; ZHANG, H. Enhanced biological nitrogen and phosphorus removal using sequencing batch membrane-aerated bio film reactor. **Chemical Engineering Science**, v. 135, p. 559–565, 2015.

TIRANUNTAKUL, M.; SCHNEIDER, P. A.; JEGATHEESAN, V. Bioresource Technology Assessments of critical flux in a pilot-scale membrane bioreactor. v. 102, p. 5370–5374, 2011.

USEPA. Manual: Nitrogen Control. **United States Environmental Protection Agency EPA/625/R-93/010**, n. September, 1993.

USEPA. Wastewater Technology Fact Sheet - Sequencing Batch REactors. **United States Environmental Protection Agency (EPA 832-F-99-073)**, p. 1–9, 1999.

USEPA. Nutrient Control Design Manual. **United States**

Environmental Protection Agency, v. 2009, n. August, p. 1–104, 2010.

VARUZZA, L. **Introdução à análise de dados de sequenciadores de nova geração**. Disponível em: <http://lvaruzza.com/files/apostila_bioinfo_2.0.1.pdf>.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: Avaliação do desempenho de Módulos de Membranas com circulação externa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil): Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

VIERO, A. F. **Avaliação do desempenho de um Biorreator com Membranas Submersas para tratamento de efluente**. Tese (Doutorado em Engenharia Química): Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WAN, C.; WEVER, H.; DIELS, L.; THOEYE, C.; LIANG, J. Biodiversity and population dynamics of microorganisms in a full-scale membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Water Research**, v. 45, n. 3, p. 1129–1138, 2010.

XU, W.; WU, D.; WANG, J.; HUANG, X.; XIE, B. Effects of oxygen and carbon content on nitrogen removal capacities in landfill bioreactors and response of microbial dynamics. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 100, p. 6427–6434, 2016.

YAO, Y.C.; ZHANG, Q. L.; LIU, Y.; LIU, Z. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying–aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 83–87, 2013.

YIANTSIOS, S. G.; KARABELAS, A. J. The effect of colloid stability on membrane fouling. **Desalination**, v. 9164, n. 98, p. 143–152, 1998.

YIGIT, N.; CIVELEKOGLU, G.; HARMAN, I.; KÖSEOĞLU, H.; KITIS, M. Effects of various backwash scenarios on membrane fouling in a membrane bioreactor. **Desalination**, v. 237, n. 1-3, p. 346–356, 2009.

YOU, S.; DAMODAR, R. A.; HOU, S. Degradation of Reactive Black 5 dye using anaerobic / aerobic membrane bioreactor (MBR) and photochemical membrane reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 1112–1118, 2010.

ZHOU, J.; WANG, X. C.; JI, Z.; XU, L.; YU, Z. Source identification of bacterial and viral pathogens and their survival / fading in the process of wastewater treatment, reclamation, and environmental reuse. **Springer Science**, v. 31, p. 109–120, 2015.

ZSIRAI, T.; BUZATU, P.; AERTS, P.; JUDD, S. Efficacy of relaxation, backflushing, chemical cleaning and clogging removal for an immersed hollow fibre membrane bioreactor. **Water Research**, v. 46, n. 14, p. 4499–4507, 2012.

ZUBROWSKA-SUDOL, M.; WALCZAK, J. Enhancing combined biological nitrogen and phosphorus removal from wastewater by applying mechanically disintegrated excess sludge. **Water Research**, v. 76, p. 10–18, 2015.