FERNANDO FREITAS DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE FILTROS LENTOS DE AREIA COMO PRÉ-
TRATAMENTO PARA O CONTROLE DE *BIOFOULING* EM
PLANTAS DE OSMOSE REVERSA APLICADAS NA
DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DO MAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT, para obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

São Paulo
2012

Fernando Freitas de Oliveira

Avaliação de filtros lentos de areia como pré-tratamento para o controle de *biofouling* em plantas de osmose reversa aplicadas na dessalinização de água do mar

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT, para obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

Área de concentração: Biotecnologia

Orientador: Prof. Dr. René Peter Schneider

Versão corrigida. A versão original eletrônica encontra-se disponível tanto na Biblioteca do ICB quanto na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD).

São Paulo
2012

DADOS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
Serviço de Biblioteca e Informação Biomédica do
Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo

reprodução não autorizada pelo autor

Oliveira, Fernando Freitas de.

Avaliação de filtros lentos de areia como pré-tratamento para o controle de *biofouling* em plantas de osmose reversa aplicadas na dessalinização de água do mar / Fernando Freitas de Oliveira. -- São Paulo, 2012.

Orientador: Prof. Dr. René Peter Schneider.

Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/IPT/Instituto Butantan. Área de concentração: Biotecnologia. Linha de pesquisa: Biofilmes microbianos.

Versão do título para o inglês: Evaluation of slow sand filters as pretreatment for controlling biofouling in seawater reverse osmosis.

1. Biofilmes 2. Dessalinização 3. Filtros biológicos 4. Osmose reversa I. Schneider, Prof. Dr. René Peter II. Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/IPT/Instituto Butantan III. Título.

ICB/SBIB0189/2012

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia
Universidade de São Paulo, Instituto Butantan, Instituto de Pesquisas Tecnológicas

Candidato(a): Fernando Freitas de Oliveira.

Título da Dissertação: Avaliação de filtros lentos de areia como pré-tratamento para o controle de *biofouling* em plantas de osmose reversa aplicadas na dessalinização de água do mar.

Orientador(a): Prof. Dr. René Peter Schneider.

A Comissão Julgadora dos trabalhos de Defesa da **Dissertação de Mestrado**, em sessão pública realizada a/...../....., considerou

☐ **Aprovado(a)**

☐ **Reprovado(a)**

Examinador(a): Assinatura:
Nome:
Instituição:

Examinador(a): Assinatura:
Nome:
Instituição:

Presidente: Assinatura:
Nome:
Instituição:

AGRADECIMENTOS

A minha família e amigos pelo apoio e incentivo durante o período de pós-graduação.

Aos colegas de bancada do Laboratório de Microbiologia Ambiental: Leandro Jorge da Silva, Thiago Schneider de Vilhena, Thiago Ranzani da Costa, Carlos Carlotto Neto, Paulo Mendez de Araújo, Júlia Helena Ortiz, Luciana de Oliveira, Bianca de Miranda Peres, Juliana Briguenti Pusztai e Georges Mikhael Nammoura Neto, pelo convívio e auxílio na realização dos experimentos.

A diretoria do CEBIMAR e aos colegas: Elso Alves da Silva, Joseilto Medeiros de Oliveira, Eduardo Honuma, Joseph Marie Etienne Van Sebroeck (*in memoriam*), Jandyr de Almeida Rodrigues Filho (Jajá), Bruno Cavalheiro Araújo, Paulo Henrique de Mello, Mariana Frias de Campos (Geada), Prof. Dr. Alvaro Esteves Migotto e alunos, Prof. Dr. Augusto Alberto Valero Flores e alunos, Prof. Dra. Aurea Maria Ciotti e alunos, Dra. Fabiane Gallucci e alunos, pela receptividade e apoio no desenvolvimento dos trabalhos em São Sebastião.

Ao Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA), e à Perenne Equipamentos e Sistemas de Água S/A e seus colaboradores pelo suporte dado ao projeto.

Ao Prof. Dr. René Peter Schneider pela orientação deste trabalho.

RESUMO

DE OLIVEIRA, F. F. **Avaliação de filtros lentos de areia como pré-tratamento para o controle de *biofouling* em plantas de osmose reversa aplicadas na dessalinização de água do mar.** 2012. 122 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

O presente trabalho avaliou o desempenho de um sistema de pré-tratamento para água do mar constituído por um filtro lento de areia, com uma etapa prévia de filtração por um filtro de discos. O sistema demonstrou eficiência na remoção de fatores causadores de *fouling* em membranas de osmose reversa, removendo aproximadamente 97% dos sólidos suspensos totais presentes na água bruta, e gerando um filtrado com turbidez entre 0.1 e 0.2 UNT. As concentrações de microrganismos e AOC, principais fatores causadores da formação de *biofouling*, foram ambas reduzidas em cerca de 90%. Em sistemas de dessalinização de água do mar por osmose reversa, o pré-tratamento da água de alimentação constitui a principal estratégia no controle da formação do *biofouling*, que é gerado pelo estabelecimento de biofilmes sobre a superfície da membrana. A formação de *biofouling* gera impacto no desempenho do processo de osmose reversa e nos custos de operação.

Palavras-chave: Dessalinização. Osmose Reversa. Pré-tratamento. *Biofouling*.

ABSTRACT

DE OLIVEIRA, F. F. Evaluation of slow sand filters as pretreatment for controlling biofouling in seawater reverse osmosis. 2012. 122 p. Masters thesis (Biotechnology) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

This study evaluated the performance of a pretreatment system for seawater comprising of a slow sand filter, with a preliminary stage of filtration by disc filtration system. The system proved to be efficient in removing factors causing fouling in reverse osmosis membranes removing around 97% of the total suspended solids present in the raw water, and yielding a filtrate with turbidity between 0.1 and 0.2 NTU. The bacterial concentrations and AOC, main factors causing biofouling formation, were both reduced by about 90%. In seawater reverse osmosis systems, pretreatment of the feeded water is the main strategy to control biofouling, which is formed by the establishment of biofilms on a membrane surface. The biofouling formation produces an impact in the performance of the reverse osmosis process and operating costs.

Keywords: Desalination. Reverse Osmosis. Pretreatment. Biofouling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Capacidade instalada municipal de dessalinização por processo	19
Figura 2 – Desenho esquemático do processo MED.....	19
Figura 3 – Desenho esquemático do processo MSF.....	20
Quadro 1 – Comparação do consumo energético e custos da água produzida entre as tecnologias de dessalinização	21
Figura 4 – Capacidade municipal de produção de água dessalinizada.....	22
Quadro 2 – Localização e capacidade de produção das 10 maiores plantas de dessalinização de água do mar por osmose reversa do mundo.....	24
Figura 5 – Corte transversal esquemático de uma membrana de filme fino composto.....	26
Figura 6 – Módulo de membrana espiral.....	27
Figura 7 – Detalhes do elemento de membrana	28
Figura 8 – Unidades fundamentais que constituem uma planta de osmose reversa.....	28
Figura 9 – Geração de permeado e concentrado a partir da pressurização da água de alimentação.....	29
Figura 10 – Esquema ilustrando o fluxo tangencial (<i>cross-flow</i>) sobre uma membrana espiral.....	30
Figura 11 – Acúmulo de material na superfície da membrana com a camada de concentração-polarização formando a interface entre a membrana/torta de filtro e o meio.....	31
Figura 12 – Etapas da formação de biofilmes	33
Figura 13 – Microscopia de camadas de <i>fouling</i> sobre superfícies de membrana	34
Figura 14 – Relação entre a queda de rendimento na produção de permeado e a concentração de bactérias viáveis encontradas na superfície de uma membrana de nanofiltração operando com uma pressão de alimentação de 5 bar	38
Figura 15 – Etapas de separação de solutos para produção de água dessalinizada.....	39
Figura 16 – Esquema hidráulico de um filtro de areia	45
Figura 17 – Relação entre o tamanho do poro e o tamanho do grão em filtros lentos de areia.....	46
Figura 18 – Movimento gerado pela ação da inércia e força centrífuga sobre as partículas suspensas na água	46
Figura 19 – Etapa da raspagem da <i>schmutzdecke</i> em um filtro lento de areia	47
Figura 20 – Padrões de fluxo em <i>roughing filter</i>	50
Figura 21 – Processo de filtração e estrutura de sistema de filtros de discos.....	52

Figura 22 – Filos dominantes de bactérias em filtro lento de areia.....	54
Figura 23 – Mapa do Canal de São Sebastião	59
Figura 24 – Infra-estrutura instalada no CEBIMAR	61
Figura 25 – Traçado das linhas de captação de água do mar utilizadas para a alimentação dos sistemas de pré-tratamento no laboratório piloto	62
Figura 26 – Análises previstas para cada tipo de amostra.....	65
Figura 27 – Monitor de formação de <i>biofouling</i>	71
Figura 28 – Protótipos do <i>roughing filter</i> e do filtro lento de areia em escala de bancada	74
Figura 29 – Filtro lento em escala piloto	76
Figura 30 – Montagem de crepina.....	76
Figura 31 – Detalhes do tanques do filtro lento de areia	77
Figura 32 – Posicionamento das camadas do meio filtrante após preenchimento do filtro	78
Figura 33 – Comparação entre o percentual de rendimento de cada tipo de areia analisada após lavagem	79
Figura 34 – Quantidade de carbono orgânico por kg de areia nas amostras avaliadas	79
Figura 35 – Sistema para lavagem de areia	80
Figura 36 – Curva granulométrica da areia lavada.....	81
Figura 37 – Dados de taxa de filtração do filtro lento de areia durante o período de operação.....	82
Figura 38 – Formação de biofilme no interior do rotâmetro	83
Quadro 3 – Composição química e parâmetros físico-químicos da água bruta durante período de operação	84
Figura 39 – Formação da camada de sólidos retidos nos filtros de discos.....	85
Figura 40 – Comparação da turbidez da água bruta e do filtrado coletado no filtro de discos.....	85
Figura 41 – Percentual de remoção de turbidez em cada estágio do sistema de pré-tratamento durante condição de mar calmo	87
Figura 42 – Percentual de remoção de turbidez em cada estágio do sistema de pré-tratamento durante condição de mar agitado	87
Figura 43 – Concentração de sólidos suspensos totais.....	89
Figura 44 – Valores de fluorescência <i>in vivo</i>	90
Figura 45 – Concentração de bactérias heterotróficas por ponto de coleta no filtro lento de areia.....	91
Figura 46 – Placas de contagem de bactérias heterotróficas	92

Figura 47 – Microscopia de epifluorescência utilizando corante Laranja de Acridina	92
Figura 48 – Fragmentos de biofilme	93
Figura 49 – Resultado da contagem total de bactérias nas amostras de água	94
Figura 50 – Triplicatas das curvas de crescimento das cepas A e B	95
Figura 51 – Placas com microrganismos isolados para experimento de AOC	95
Figura 52 – Micrografias das colônias da cepa B sobre uma lamínula de vidro.....	96
Figura 53 – Curvas de crescimento da cepa B em amostras de água coletadas em profundidade no leito filtrante	97
Figura 54 – Quantificação de AOC através das concentrações máximas de UFC.....	98
Figura 55 – Coleta de meio filtrante.....	100
Figura 56 – Amostra do meio filtrante apresentando na parte superior a <i>Schmutzdecke</i> com 1 mm de espessura.....	101
Figura 57 –Análise da <i>schmutzdecke</i>	101
Figura 58 – Espectro do EDS referente à Figura 56B	102
Figura 59 – Superfícies dos grãos de areia das amostras	103
Figura 60 – Quantificação de polissacarídeos nas camadas do meio filtrante e na areia limpa.....	104
Figura 61 – Quantificação de proteínas nas camadas do meio filtrante e na areia limpa.....	105
Figura 62 – Membranas analisadas	106
Figura 63 – Quantificação de sólidos depositados em cada membrana	106
Figura 64 – Quantificação de polissacarídeos aderidos às membranas.....	107
Figura 65 – Quantificação de proteínas aderidas às membranas.....	107

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AC - Água Costeira

ACAS - Água Central do Atlântico Sul

AOC - *Assimilable Organic Carbon*

ASTM - *American Society for Testing and Materials*

BSA - *Bovine Serum Albumin*

CEBIMAR - Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo

CSS - Canal de São Sebastião

d₁₀-Tamanho de peneira que permite a passagem de 10% de areia (tamanho efetivo do grão)

d₆₀-Tamanho de peneira que permite a passagem de 60% de areia

DAPI -4',6-diamidino-2-phenylindole

DNA - *Deoxyribonucleic Acid*

EDS-*Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy*

EPS-*Extracellular Polymeric Substance*

ESCWA-*Economic and Social Commission for Western Asia*

FPSO -*Floating Production Storage and Offloading*

FISH- *Fluorescence in situ Hybridization*

GCC - *Gulf Cooperation Concil*

kd- kilodalton

MED - *Multiple-Effect Distillation*

MEV - Microscopia eletrônica de varredura

MF - Microfiltração

MSF -*Multi-Stage Flash*

NF - Nanofiltração

OR - Osmose Reversa

PBS - *Phosphate Buffered Saline*

PCR - *Polymerase Chain Reaction*

PCSE - Plataforma Continental Sudeste

PSI - Pedreira Santa Isabel

PVC - *Polyvinyl Chloride*

Q-Vazão

rDNA - *Ribosomal Deoxyribonucleic Acid*

RF- *Roughing Filter*

RNA - *Ribonucleic Acid*

rRNA - *Ribosomal Ribonucleic Acid*

SDI - *Silty Density Index*

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SST - Sólidos Suspensos Totais

TOC - *Total Organic Carbon*

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UF - Ultrafiltração

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez

URF – Unidade Relativa de Fluorescência

U. S. EPA - *Environmental Protection Agency*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 O cenário mundial da dessalinização de água do mar	18
3.2 O processo de dessalinização por membranas e a importância dos sistemas de osmose reversa para o tratamento de águas marinhas	22
3.2.1 Histórico da tecnologia, sua importância e aplicações..	22
3.2.2 Importância da tecnologia de osmose reversa de água do mar no cenário mundial... ..	23
3.3 Fundamentos da osmose reversa.....	25
3.3.1 Elementos que constituem uma planta de OR.....	25
3.3.2 Fatores que governam o processo	28
3.4 Formação de <i>fouling</i> sobre as membranas.....	32
3.5 Aplicação de sistemas de pré-tratamento no controle do <i>biofouling</i>	38
3.5.1 Emprego de biofiltros como forma de pré-tratamento	42
3.5.2 Sistemas de filtros lentos de areia	43
3.5.2.1 Papel da <i>schmutzdecke</i> nos filtros lentos de areia.....	47
3.5.2.2 Maturação e capacidade de remoção em filtros lentos de areia	48
3.5.3 Preparo da água de alimentação de filtros lentos de areia	49
3.5.3.1 Roughing filters	49
3.5.3.2 Filtros de discos	51
3.6 Parâmetros relevantes no controle do <i>biofouling</i> a serem analisados em sistemas de pré-tratamento	52
3.6.1 Análise da comunidade microbiana através de métodos bimoleculares	53
3.6.2 Análise de biomassa.....	54
3.6.3 Quantificação de EPS.....	55
3.6.4 Avaliação estrutural do biofilme	56
3.6.5 Determinação de AOC	56
4 MATERIAIS E MÉTODOS	58
4.1 Descrição da área de estudo.....	58

4.2 Instalação da planta piloto de osmose reversa e sistema de pré-tratamento de água do mar	60
4.2.1 Sistemas empregados no pré-tratamento da água do mar	61
4.2.1.1 Sistema de captação de água do mar e filtração primária.....	61
4.2.1.2 Dimensionamento e construção de filtros lentos de areia	62
4.2.2 Preparo do meio filtrante de filtros lentos de areia	63
4.3 Métodos laboratoriais para a avaliação do sistema de pré-tratamento	63
4.3.1 Filtros de discos	63
4.3.1.1 Determinação de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	63
4.3.1.2 Caracterização dos sólidos retidos nos discos de filtros Arkal®.....	65
4.3.2 Filtros lentos de areia	65
4.3.2.1 Métodos analíticos para determinação da qualidade da água.....	66
4.3.2.1.1 Análises de turbidez	66
4.3.2.1.2 Determinação dos sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.....	66
4.3.2.1.3 Temperatura, pH e O ₂ dissolvido	66
4.3.2.1.4 SDI	67
4.3.2.1.5 Cromatografia iônica	67
4.3.2.1.6 Determinação de AOC.....	67
4.3.2.1.7 Contagem total de células em microscópio de epifluorescência.....	69
4.3.2.1.8 Contagem de bactérias heterotróficas em placa	70
4.3.2.1.9 Determinação de fluorescência in vivo	70
4.3.2.1.10 Avaliação de formação de biofouling em membranas de osmose reversa	70
4.3.2.2 Análise do meio filtrante	71
4.3.2.2.1 Coletas de amostras de areia da coluna filtrante.....	71
4.3.2.2.2 Extração e quantificação de biofilmes	72
4.3.2.2.3 Método colorimétrico para determinação de carboidratos	72
4.3.2.2.4 Método colorimétrico para determinação de proteínas.....	73
4.3.2.2.5 Caracterização do meio filtrante através de MEV.....	73
5 RESULTADOS	74
5.1 Resultados de dimensionamento de projeto	74
5.1.1 Protótipo do filtro lento de areia em escala de bancada	74
5.1.2 Filtro lento de areia em escala piloto	75
5.1.2.1 Resultados obtidos na etapa de montagem	75
5.1.2.1.1 Pontos de coleta de amostras	75

5.1.2.1.2 <i>Resultados obtidos no preparo do meio filtrante</i>	77
5.2 Resultado dos testes para avaliação da eficiência do sistema de pré-tratamento	82
5.2.1 Resultados obtidos em parâmetros operacionais	82
5.2.1.1 Taxa de filtração durante o período de operação de filtros lentos de areia	82
5.2.2 Resultados obtidos em amostras de água	84
5.2.2.1 Características da água do mar bruta	84
5.2.2.2 Turbidez.....	84
5.2.2.3 Balanço de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	88
5.2.2.4 Avaliação da remoção de microrganismos pelo filtro lento de areia	90
5.2.2.4.1 <i>Avaliação da fluorescência in vivo</i>	90
5.2.2.4.2 <i>Avaliação da contagem de bactérias heterotróficas</i>	91
5.2.2.4.3 <i>Avaliação da contagem total de bactérias</i>	92
5.2.2.5 <i>Avaliação da remoção de AOC pelo filtro lento de areia</i>	94
5.2.2.5.1 <i>Obtenção da cepa bacteriana para experimento de determinação de AOC</i>	94
5.2.2.5.2 <i>Remoção de AOC</i>	96
5.2.3 Resultados obtidos em amostras de meio filtrante	100
5.2.3.1 Caracterização da schmutzdecke	100
5.2.3.2 Quantificação de biofilmes em amostras do meio filtrante	103
5.2.4 Avaliação da formação de fouling em membranas de OR	105
6 CONCLUSÕES	108
REFERÊNCIAS	111

1 INTRODUÇÃO

Diante do problema de escassez de água em algumas regiões do globo, a água do mar passou a ser uma importante fonte para produção de água potável em países onde os recursos hídricos são limitados (MEHDIZADEH et al., 2006). Essa escassez de recursos hídricos pode ser parcialmente atribuída ao crescimento da população mundial que está diretamente relacionado com o aumento do consumo da água através das atividades domésticas, agrícolas e industriais (HAWLADER; HO; TENG, 2000).

Os processos de dessalinização de água do mar são capazes de separar a água salina em duas correntes: o permeado, que consiste em uma água doce com baixa concentração de sais, e o concentrado, utilizando fontes de energia térmica ou elétrica (KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008).

De acordo com Fried (2011), a capacidade instalada de dessalinização está se expandindo rapidamente em âmbito global, sendo esperado um crescimento da produção mundial de água dessalinizada de 68.8 milhões de m³/d no início de 2011 para 129.9 milhões de m³/d até o final de 2016.

Dentre as tecnologias de dessalinização, a osmose reversa destaca-se pela capacidade de produzir água potável a partir de águas marinhas com o menor consumo de energia (TANIGUCHI, 1997). De acordo com os dados apresentados pela *Economic and Social Commission for Western Asia* (2009), enquanto o consumo de energia em processos de dessalinização térmica como sistemas *Multiple-effect distillation* (MED) e *Multi-stage flash* (MSF) podem variar entre 41.67 a 61.11 kWh/m³ e 69.44 a 83.33 kWh/m³, respectivamente, os sistemas de osmose reversa de água do mar consomem em média apenas 6 kWh/m³.

No processo de osmose reversa uma pressão externa é aplicada para superar a pressão osmótica e forçar a passagem da água através de uma membrana semipermeável, resultando na separação dos sais (LI; WANG, 2010).

O uso de membranas para a dessalinização vem sendo favorecido pelas constantes melhorias dos materiais utilizados no processo que acabam reduzindo os custos de operação (GREENLEE et al., 2009). Embora a tecnologia de membranas tenha sido aprimorada nas últimas décadas, a operação de sistemas de osmose reversa para água do mar ainda é afetada pela formação do *fouling* de membranas que gera um impacto significativo na operação das plantas (SHON et al., 2009).

O mais preocupante tipo de *fouling* para membranas é aquele gerado pela formação de biofilmes, o *biofouling*. Segundo Characklis e Marshall (1990), a formação de biofilmes

ocorre a partir da adesão de microrganismos sobre a superfície da membrana, que uma vez aderidos produzem uma matriz de exopolímeros, que confere proteção aos microrganismos contra agentes externos e também pode adsorver e reter partículas orgânicas e inorgânicas do meio. Desta forma, o pré-tratamento da água de alimentação é considerado um fator essencial para garantir o desempenho da planta de osmose reversa em longo prazo, reduzindo a incidência de *fouling*, que por sua vez aumenta a frequência de reposição das membranas, onerando o processo (TENZER et al., 1999). Segundo Mitrouli et al. (2008) para a prevenção de cada tipo de *fouling* são necessárias formas especiais de pré-tratamento. Apesar do conhecimento deste fato, grande parte dos sistemas de pré-tratamento convencional não é projetada segundo critérios de controle de *biofouling*. De acordo com Schneider e Tsutiyu (2001), uma técnica de pré-tratamento racional deveria reduzir a carga de organismos e compostos orgânicos biodegradáveis na água de alimentação para níveis abaixo dos quais não ocorre a formação de biofilmes nas membranas.

Van der kooij et al. (2007), afirmam que baixas concentrações de AOC (*Assimilable Organic Carbon*) na água de alimentação são essenciais para prevenção da formação de *biofouling* em sistemas de tratamento de água. Conforme avaliado por Hu et al. (2005), a utilização de biofiltros como pré-tratamento foi capaz de reduzir os níveis de AOC e controlar a formação do *biofouling* em membranas de osmose reversa.

A biofiltração tem sido utilizada por muitas décadas em tratamentos de água para abastecimento através da percolação da água pelo solo ou por sistemas como filtros lentos de areia (BOUWER; CROWE, 1988; GRAHAM, 1999; RAY et al., 2002). Segundo Logsdon et al. (2002), basicamente os filtros lentos de areia têm duas funções: uma é a redução da turbidez através da retenção de partículas e patógenos como nos filtros convencionais e a outra é a remoção da matéria orgânica biodegradável e outros elementos biodisponíveis utilizando como mecanismo de remoção o metabolismo microbiano do biofilme aderido ao leito filtrante.

Com base nos dados apresentados na literatura sobre a operação de biofiltros, incluindo a capacidade destes sistemas de remover da água frações de matéria orgânica como o AOC, o presente trabalho busca avaliar o desempenho de um sistema composto por filtros lentos de areia e filtros de discos como pré-tratamento voltado para o controle do *biofouling* em sistemas de osmose reversa de água do mar.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a capacidade de um sistema de pré-tratamento de água do mar constituído por filtros lentos de areia na redução dos fatores geradores de *biofouling* em membranas de osmose reversa.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar se a água produzida pelo sistema de pré-tratamento atende aos parâmetros básicos de qualidade estabelecidos pelos fabricantes de membranas de osmose reversa de água do mar;
- quantificar a capacidade de remoção de sólidos suspensos totais e microrganismos pelo sistema de pré-tratamento;
- avaliar a eficiência do sistema de pré-tratamento como reator, e determinar sua capacidade de remoção de AOC;
- quantificar ao longo da coluna do meio filtrante o acúmulo de biofilme, estabelecendo a altura da coluna que efetivamente atua nos processos de remoção dos fatores que permitem o desenvolvimento de biofilmes microbianos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O cenário mundial da dessalinização de água do mar

Segundo Cooley et al. (2006) o termo “dessalinização” refere-se a uma gama de processos capazes de remover sais de águas de diversas características e origens. Os propósitos de se remover os sólidos dissolvidos da água através destes processos incluem principalmente a produção de água potável para o abastecimento doméstico e municipal e de água para a aplicação em processos industriais.

A extração do sal de águas marinhas por meio da evaporação tem sido praticada há muito tempo, desde o tempo em que o sal, ao invés da água dessalinizada, era considerado uma *commodity* de grande interesse. Recentemente novas tecnologias que simulam processos naturais como evaporação ou osmose, aplicados para a separação de sais e água, vêm sendo desenvolvidas, agora com o objetivo de recuperação da água dessalinizada para consumo humano ou industrial. De acordo com Al-Awadhi (2002), alguns países são dependentes dos processos de dessalinização para atender suas necessidades de água para abastecimento público. Em particular, no Oriente Médio, em países como Arábia Saudita, Emirados Árabes e Kuwait a dessalinização de água do mar é uma fonte crucial para obtenção de água potável.

Segundo Lattemann e Höpner (2008), o Golfo Pérsico se destaca como o grande “*Hot Spot*” da dessalinização. Apesar disso, outros locais também vêm sendo considerados centros emergentes da atividade, como o Mar Mediterrâneo e o Mar Vermelho, além da costa da Califórnia, China e Austrália.

As tecnologias de dessalinização podem ser baseadas em processos térmicos: Destilação Multi- Efeito (*Multiple-effect distillation* - MED) e Destilação flash de múltiplo estágio (*Multi-stage flash distillation* - MSF) (KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008), ou em processos de separação por membranas que incluem Eletrodialise, Nanofiltração e Osmose Reversa, esta última possui atualmente uma capacidade instalada superior às demais tecnologias (Figura 1A). Destes três processos de separação por membranas apenas a eletrodialise, que utiliza corrente elétrica como força motriz para separação, não pode ser empregada para a dessalinização de água do mar, sendo indicada apenas para a dessalinização de água salobra, tendo em vista sua baixa viabilidade econômica para águas com altos teores de sais (VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002).

Figura 1– Capacidade instalada mundial de dessalinização por processo

OR (osmose reversa); MSF (multi-stage flash); MED (multiple-effect distillation); ED (Eletrodiálise) (A). Fontes de água para os processos de dessalinização em âmbito global (B).
Fonte: Mezher et al. (2011).

O processo de dessalinização térmica por MED é o mais antigo método de dessalinização. Os primeiros registros de emprego desta técnica datam de meados do século XIX. O método é baseado na destilação da água salgada a partir de um sistema de aquecimento que emprega vapor em câmaras (ou efeitos) ligadas em série, onde o vapor gerado em uma célula inicial é utilizado como fonte de calor para as etapas seguintes. A água desmineralizada é obtida a partir da condensação do vapor em cada etapa (efeito) do processo (Figura 2). A corrosão de componentes do sistema e acúmulo de compostos a partir da saturação de sais como CaSO_4 , são problemas relacionados à operação deste método de dessalinização. (EL-DESSOUKY; ETTOUNEY, 1999; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002).

Figura 2– Desenho esquemático do processo MED

Fonte: Adaptado de Dabbagh et al. (1994).

A aplicação de sistemas de MFS para a dessalinização teve início no começo dos anos 60 e a partir daí se consolidou por algumas décadas como o processo de dessalinização mais difundido, devido à sua confiabilidade e simplicidade. O princípio do método de MSF é baseado no uso de câmaras (estágios) onde o vapor é gerado a partir do aquecimento da água salgada. Ao longo dos estágios a pressão e o volume de água são reduzidos devido à evaporação. Posteriormente o vapor gerado é condensado por trocadores de calor e então a água dessalinizada é obtida. A grande desvantagem deste processo é a baixa eficiência, o que resulta em um maior consumo de energia (VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002) (Figura 3).

Figura 3– Desenho esquemático do processo MSF

Fonte: Adaptado de Hamdam et al. (2008).

Os processos de corrosão são mais fáceis de controlar em sistemas MSF, tendo em a menor complexidade das plantas quando comparado com MED. Apesar disso, o grande consumo de energia faz com que o processo de dessalinização por MSF seja mais caro do que por MED (WADE, 1993).

As plantas de dessalinização por processos térmicos requerem grandes quantidades de energia (A comparação entre o consumo energético entre as tecnologias é apresentado no Quadro 1). Este custo energético inviabiliza esta atividade em muitos países que sofrem com a escassez de água potável, exceto em alguns países do Oriente Médio que devido a suas reservas de petróleo podem investir em processos de dessalinização com elevados consumos de energia (KALOGIROU, 2005). De acordo com dados publicados pela ESCWA (2009), a

Arábia Saudita lidera a lista de países com maior capacidade de dessalinização, sendo que no período entre 2000 e 2008 aumentou sua capacidade instalada em aproximadamente 50%. Grande parte do volume de água dessalinizada nos países do GCC (*Gulf Cooperation Concil*), provém dos processos térmicos pela tecnologia MSF (ESCWA, 2009).

A minimização do consumo de energia vem sendo considerada uma das principais metas na área de dessalinização (MEDIZADEH et al., 2006). De acordo com Raluy et al. (2004) uma alternativa adotada nos Emirados Árabes para redução do consumo de energia em processos térmicos de dessalinização é a cogeração, que tem como base o aproveitamento de vapor proveniente de plantas de geração de energia como fonte de calor para o processo de dessalinização térmica (HAMED, 2010).

De acordo com Medizadeh et al. (2006) alguns países que antes empregavam processos térmicos agora estudam a aplicação da tecnologia de osmose reversa, sendo possível observar um aumento da capacidade instalada desta tecnologia nos últimos anos (Figura 4). Isto devido à crescente preocupação ambiental, ao aumento de preços da energia elétrica e ao desenvolvimento da tecnologia de membranas nos últimos anos. Desta forma, existe uma tendência para que a atividade de dessalinização no futuro seja dominada por processos de separação por membranas (HAWLADER; HO; TENG, 2000; MEDIZADEH et al., 2006; MEZHER et al., 2011).

Quadro 1– Comparação do consumo energético e custos da água produzida entre as tecnologias de dessalinização

	MSF (<i>Multi-stage flash distillation</i>)	MED (<i>Multiple-effect distillation</i>)	Osmose Reversa
Consumo Energético (KWh/m³)	Elétrico: 3.5–5.0 Térmico: 69.44–83.33 Térmico (CG*): 44.44–47.22 (ESCWA, 2009).	Elétrico: 1.5 – 0.5 Elétrico (CG): 1.5 – 2.5 Térmico: 41.67 – 61.11 Térmico (CG*): 27.78 (ESCWA, 2009).	Água do mar: 4.0 – 6.0 (Valores de referência das plantas australianas de Kwinana e Kurnell). (EL SALIBY et al., 2009).
Custo da água (US\$/m³)	0.6 – 1.7 US\$/m ³ (o custo reduz com a cogeração e aumento da capacidade de produção). (KARAGIANNIS et al., 2008; WINTER; PANNELL; MCCANN, 2008).	0.52 – 1 US\$/m ³ (como em MSF o custo reduz com a cogeração e aumento da capacidade de produção). (KARAGIANNIS et al., 2008).	0,45 – 0,55 US\$/m ³ (EL SALIBY et al., 2009).

*CG: Cogeração.

Figura 4– Capacidade mundial de produção de água dessalinizada

Fonte: Mezher et al. (2011).

3.2 O processo de dessalinização por membranas e a importância dos sistemas de osmose reversa para o tratamento de águas marinhas

3.2.1 Histórico da tecnologia, sua importância e aplicações

A tecnologia de membranas foi inicialmente comercializada no início dos anos 60, mas já em 1954 havia sido desenvolvido pela Universidade da Califórnia, um sistema para demonstrar o princípio da osmose reversa desenvolvido pelo Dr. Gerard Hassler enquanto investigava as propriedades osmóticas do celofane em 1948 (GLATER, 1998; KUCERA, 2010). No final da década de 50, a partir de estudos com membranas de acetato de celulose, Reid e Breton (1959) e Loeb e Sourirajan (1960) desenvolveram as bases do processo moderno da osmose reversa objetivando inicialmente a dessalinização de águas marinhas.

No início dos anos 70 foram introduzidas no mercado membranas de filme fino composto que proporcionaram um aumento de fluxo e rejeição de sais, além de diminuição da pressão de operação (VROUWENVELDER, 2009). Uma variante da tecnologia de osmose reversa, a nanofiltração, que opera a pressões menores e que possui menor restrição na retenção de sais, começou a ser instalada em escala comercial na Florida, EUA, no início dos

anos 80, sendo utilizada principalmente para a remoção de dureza da água. (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Dentre as tecnologias de dessalinização, a osmose reversa é a tecnologia que permite produzir água potável a partir de água do mar, com o menor consumo de energia (TANIGUCHI, 1997). Além disso, melhoramentos constantes no processo como sistemas de recuperação de energia, controle de *fouling* e outros desenvolvimentos na área de polímeros de membranas fazem desta uma tecnologia mais vantajosa e menos onerosa quando comparada a processos térmicos de dessalinização (CHUA et al., 2003; MEHDIZADEH et al., 2006; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Estratégias para o melhoramento da tecnologia de osmose reversa com foco na redução do custo de operação e controle de impactos ambientais vêm sendo desenvolvidas recentemente, tendo em vista a constante expansão da tecnologia que consequentemente levam a um aumento dos impactos ambientais a ela associados (MEZHER et al., 2011; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002).

Além da produção de água com baixos teores de sólidos dissolvidos a partir de água do mar, outra função importante da tecnologia de osmose reversa é o fato de ela permitir a remoção simultânea de boro, elemento que pode ser encontrado na água do mar a uma concentração de 4–6 mg/l.

No Brasil o limite padrão é 0,5 mg/l de boro total para águas doces de classe I e II, estabelecidos pela resolução do Conama 357/2005. A presença de concentrações elevadas de boro na água potável é considerada um risco à saúde devido às suspeitas de que este elemento possua propriedades teratogênicas. Estudos recentes indicam que a elevação no pH da água de alimentação podem aumentar a capacidade de rejeição de boro pela membrana gerando permeados com concentrações de boro em torno de 0.1 mg/l (KOSEOGLU et al., 2008).

3.2.2 Importância da tecnologia de osmose reversa para a dessalinização de água do mar no cenário mundial

Até 2009 mais de 15.000 plantas de dessalinização foram instaladas no mundo e aproximadamente 50% foram plantas de osmose reversa. Atualmente existem dois grandes ramos de aplicação da tecnologia de osmose reversa: a dessalinização de água do mar e a dessalinização de água salobra (GREENLEE et al., 2009). No campo de dessalinização de água do mar, plantas de grande porte vêm sendo construídas. Um exemplo é a planta de osmose reversa de Ashkelon, em Israel, que através dos seus 40.000 elementos de membrana produz cerca de 13% da demanda doméstica de água do país (VROUWENVELDER, 2009).

A planta de Ashkelon atualmente é a maior planta de osmose reversa para dessalinização de água do mar em operação com capacidade para produzir 326.144 m³/d de permeado, devendo perder esta posição para a planta de Soreq em Israel, com capacidade para produzir 510.000 m³/d e previsão para início de operação em 2013 (DESALDATA, 2011). As plantas de grande porte que utilizam a tecnologia de osmose reversa são apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2– Localização e capacidade de produção das 10 maiores plantas de dessalinização de água do mar por osmose reversa do mundo

	Localização	Capacidade (m³/d)
ASHKELON	Israel	326.144
HADERA	Israel	262.765
KURNELL	Australia	250.000
TORREVIEJA	Espanha	240.000
RABIGH	Arábia Saudita	218.000
SHUQAIQ	Arábia Saudita	213.000
EL HAMMA	Algeria	200.000
EL PRAT DE LLOBREGAT	Catalunha/Espanha	200.000
SOUK TLETA	Algeria	200.000
AGUILAS	Espanha	180.000

Fonte: Desaldata (2011).

No Brasil, o exemplo mais notório da aplicação das membranas de osmose reversa para dessalinização da água do mar está no arquipélago de Fernando de Noronha, que conta com um sistema com capacidade de 36 m³/h, com projeções de aumento da capacidade para 50 m³/h, tendo em vista que atualmente esta produção é insuficiente para atender à demanda de água potável na ilha (BITERSON, 2010).

Em locais de difícil transporte e armazenamento de água potável, sistemas de osmose reversa atuam na dessalinização de água do mar, como no caso da estação científica do arquipélago de São Pedro e São Paulo que está situada a cerca de 1.000 km da cidade de Natal – RN. A escolha da tecnologia para o abastecimento da estação teve como base os resultados obtidos em situações semelhantes como em embarcações, plataformas de petróleo e em poços artesanais no interior do nordeste brasileiro (CASAGRANDE; CRUZ; ALVAREZ, 2003).

Dentre as aplicações da tecnologia de osmose reversa para a dessalinização de água do mar podemos citar sua utilização na indústria do Petróleo. No campo da exploração de petróleo *offshore*, além de ser empregada em navios petroleiros e na reposição de água de alimentação de caldeiras para geração de vapor para o aquecimento do petróleo, a dessalinização por osmose reversa pode também ser aplicada como alternativa para o tratamento de água produzida, obtida na extração do petróleo, que devido as suas características de composição como a alta salinidade, envolve uma série de restrições para sua destinação final (MELLO et al., 2010; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2000).

Atualmente no Brasil as maiores plantas em fase de operação para dessalinização de água do mar estão localizadas nas plataformas FPSO (*Floating production storage and offloading*) da Petrobrás, e produzem entre 20.000 a 30.000 m³/d de permeado. (DESALDATA, 2011).

3.3 Fundamentos da osmose reversa

3.3.1 Elementos que constituem uma planta de OR

Os componentes fundamentais de sistemas de OR são as membranas, fabricadas a partir de acetato de celulose ou poliamidas aromáticas. As primeiras membranas comerciais de osmose reversa foram fabricadas com uma densa camada de acetato de celulose sobre um suporte poroso. Embora as membranas de acetato de celulose tenham um custo menor comparadas com as membranas não celulósicas, elas possuem algumas limitações significantes: as membranas estão limitadas a operar com água de alimentação com pH entre 4,5 a 6,5, o acetato de celulose pode ser hidrolizado com o tempo resultando na redução da capacidade de rejeição da membrana, e as membranas podem ser deterioradas a partir da ação de microrganismos que produzem enzimas que degradam celulose.

As membranas mais utilizadas atualmente são as de filme fino composto, onde uma fina camada de poliamida aromática é responsável pela rejeição de sais. O filme de poliamida é depositado sobre uma camada porosa de polisulfona que atua como um suporte (Figura 5). A poliamida aromática possui a vantagem de tolerar uma faixa de pH entre 2 a 12, além de não ser suscetível à degradação biológica. Apesar disso, este polímero apresenta a desvantagem de ser sensível a agentes oxidantes. Desta forma, as fontes de água de alimentação devem passar por uma etapa de pré-tratamento para a neutralização de agentes oxidantes como o cloro, se este tiver sido utilizado no pré-tratamento (BERGMAN, 2007).

Figura 5– Corte transversal esquemático de uma membrana de filme fino composto

Fonte: Adaptado de Bergman (2007).

Na osmose reversa a camada de polímeros constitui uma membrana densa que é capaz de rejeitar os contaminantes menores como íons monovalentes. A rejeição de materiais particulados em suspensão é efetuada por outro tipo de membrana porosa que incluem as membranas de microfiltração e ultrafiltração (GREENLEE et al., 2009).

Membranas por si só são estruturas frágeis e devem ser cuidadosamente empacotadas para que possam constituir uma unidade de filtração com características que possibilitem altas taxas de permeação e de rejeição de solutos. Esta unidade consiste em um elemento de membrana que pode ter diferentes configurações. As membranas de osmose reversa são comumente empacotadas no formato de elementos espirais (Figura 6), que são mais utilizados em aplicações que demandam pressões altas e intermediárias (acima de três atmosferas), como os sistemas destinados a dessalinização de água do mar (BERGMAN, 2007).

As dimensões dos elementos de membrana em conformação espiral são padronizadas. Atualmente é comum o emprego de elementos com 8 polegadas de diâmetro externo, mas também são utilizados elementos com 4 polegadas e mais recentemente elementos com 16 e 18 polegadas foram lançados no mercado. Um elemento associado aos dispositivos de entrada de água de alimentação e saída de concentrado e permeado, e a uma estrutura para suportar a pressão, constitui um módulo que é a unidade operacional do sistema. Os módulos espirais

consistem, portanto do conjunto de tubos de pressão e de elementos de membranas espirais inseridos no interior do tubo. Cada elemento por sua vez é formado por folhas de membranas e espaçadores enrolados em volta de um tubo central perfurado para coleta de permeado, sendo as folhas coladas uma na outra para formar um envelope. O lado remanescente é conectado ao tubo de coleta de permeado. Dentro do envelope as membranas são separadas por uma malha denominada espaçador de permeado, que facilita o transporte da água produzida até o tubo coletor (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; VROUWENVELDER, 2009).

Figura 6– Módulo de membrana espiral

Fonte: Adaptado de Wagner (2001).

Um elemento de membrana contém diversos envelopes que são separados entre si por outro tipo de espaçador denominado espaçador de alimentação (Figura 7), que durante a operação também gera turbulência e mistura no canal de alimentação, otimizando o transporte de massa próximo da superfície da membrana (VROUWENVELDER, 2009).

Em resumo, os elementos de membrana e seus dispositivos constituem os módulos que são inseridos em vasos de pressão. Cada vaso de pressão pode abrigar até 8 módulos de membrana. Um vaso de pressão ou um conjunto de vasos constituem a planta de OR (Figura 8).

Figura 7– Detalhes do elemento de membrana

Geometria dos espaçadores dealimentação (A); Elemento de membrana espiral com tubo coletor de permeado à esquerda da imagem (B); Ampliação dos canais de alimentação com aberturas de aproximadamente 0.8 mm (C).

Fonte: Vrouwenvelder (2009).

Figura 8– Unidades fundamentais que constituem uma planta de osmose reversa.

3.3.2 Fatores que governam o processo

O processo de osmose reversa baseia-se no fenômeno natural da osmose, que consiste na passagem de água através de uma membrana semipermeável de uma solução salina diluída para uma mais concentrada, até que se atinja o equilíbrio. Isto ocorre naturalmente devido ao

potencial químico da água em uma solução ser menor que no estado puro (MIERZWA; HESPANHOL, 2005; PEREKH, 1988).

Na osmose reversa uma pressão externa é aplicada do lado da solução mais concentrada para superar a pressão osmótica e forçar a passagem da água através da membrana semipermeável, resultando na remoção dos sais (LI; WANG, 2010; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). As pressões aplicadas na osmose reversa são significativamente mais altas do que a pressão osmótica. Por exemplo, para uma água salobra com 1.500 ppm de SDT (sólidos dissolvidos totais), a pressão de operação pode em alguns casos chegar a 28 bar, enquanto para águas marinhas a 35.000 ppm de SDT, a pressão de operação pode superar 100 bar (KUCERA, 2010).

De acordo com Mierzwa e Hespanhol (2005), os processos de separação por membranas que operam com fluxo tangencial produzem duas correntes distintas: aquela que passou através da membrana, e da qual foram removidos os contaminantes, chamada de permeado, e a que contém a maior parte dos contaminantes que inicialmente estavam presentes na alimentação do sistema, chamada de concentrado (Figura 9).

Figura 9– Geração de permeado e concentrado a partir da pressurização da água de alimentação

Fonte: Adaptado de Vrouwenvelder (2009).

A osmose reversa permite a separação de íons e de uma série de compostos dissolvidos da água de alimentação. Os níveis de rejeição de íons em processos de osmose reversa podem chegar a 99.5% (CIPOLLINA et al., 2009).

Uma grande variedade de fatores, a maioria dos quais pouco compreendidas, influenciam a rejeição de solutos por membranas: dimensões do soluto (íon, molécula ou partícula), morfologia dos componentes retidos pela membrana, propriedades físico-químicas da membrana, propriedades químicas da solução a ser filtrada, além de fatores hidrodinâmicos, que determinam a tensão de arraste, as forças de cisalhamento na superfície da membrana e o grau de compactação da torta de filtro (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Os sistemas de membrana em módulos espiral operam em *cross-flow* (Figura 10). Nesta conformação de fluxo a água de alimentação passa de forma tangencial sobre a superfície da membrana e não de forma perpendicular como na filtração *dead-end*. Em *cross-flow* a água e alguns sólidos dissolvidos passam pela membrana enquanto a maior parte dos sólidos dissolvidos e uma parte da água não atravessam a membrana. O fluxo tangencial ajuda a minimizar a deposição de sólidos e formação de *fouling* em membranas de osmose reversa (KUCERA, 2010).

Figura 10– Esquema ilustrando o fluxo tangencial (*cross-flow*) sobre uma membrana espiral

Fonte: Adaptado de Vrowenvelder (2009).

Durante a permeação a quantidade de água que passa através da membrana de OR varia entre aproximadamente 7 e 15% do volume total da água de alimentação, sendo que maior parte da água de alimentação flui pela superfície da membrana sem passar através dela (VROUWENVELDER, 2009). A porcentagem de água que passa através da membrana representa a taxa de recuperação por módulo.

A recuperação de água em cada elemento de membrana é ajustada utilizando uma válvula de controle de fluxo posicionada na linha de saída de concentrado (Figura 10). A restrição do fluxo de concentrado pela válvula resultará em aumento da pressão de operação

que forçará a passagem de água através da membrana aumentando consequentemente a recuperação. A taxa de recuperação em membranas de osmose reversa é determinada pelo fabricante. Exceder esta taxa de recuperação pode acelerar o processo de *fouling* (KUCERA, 2010). O aumento na taxa de recuperação implica no agravamento do efeito da concentração-polarização, tendo como consequência a precipitação de sais e a formação de biofilmes microbianos sobre a superfície da membrana (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

O fenômeno de concentração-polarização (Figura 11), se refere ao gradiente de concentração de materiais rejeitados pela membrana que se forma logo acima da superfície da membrana ou da torta de filtro gerada pelo acúmulo de partículas (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Esse fenômeno é inerente a todos os processos de filtração tangencial e ocorre quando a membrana apresenta permeabilidade diferenciada para cada componente da solução, resultando no aumento da camada de concentração-polarização, gerando um aumento na resistência da superfície da membrana que consequentemente reduz a taxa de permeação. A concentração-polarização é considerada um fenômeno de interesse para os processos de filtração, tendo em vista sua relação com a redução das taxas de permeação (SONG; ELIMELECH, 1995).

Figura 11– Acúmulo de material na superfície da membrana com a camada de concentração-polarização formada na interface entre a membrana/ torta de filtro e o meio

Fonte: Schneider e Tsutiya (2001).

3.4 Formação de *fouling* sobre as membranas

Um dos fatores que conduz à diminuição da eficiência de sistemas de separação por membranas é o *fouling*, que consiste na camada de material acumulado de maneira irreversível sobre a superfície da membrana (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Embora a tecnologia de membranas tenha sido aprimorada nas últimas décadas, a operação de sistemas de osmose reversa para água do mar ainda é afetada pela formação de *fouling* gerando um impacto significativo na operação das plantas de dessalinização (SHON et al., 2009).

De acordo com Hertzberg et al. (2007) os tipos de *fouling* que ocorrem frequentemente em membranas de osmose reversa podem ser classificados em: *fouling* inorgânico, gerado pela precipitação de sais na membrana; *fouling* orgânico, que tem origem a partir da deposição de matéria orgânica natural; *fouling* coloidal, causado pelo acúmulo de uma camada de substâncias coloidais e o *fouling* biológico ou *biofouling*, que consiste na formação de biofilme bacteriano.

Segundo Greenlee (2009), a formação do *fouling* inorgânico sobre a membrana ocorre durante o processo de permeação, quando o teor de sais na superfície da membrana é mantido acima dos limites de saturação. Quando a concentração de sais em uma solução é elevada até ultrapassar os limites de solubilidade ocorre a formação e precipitação de cristais. Desta forma, o precipitado formado durante a operação dos sistemas de osmose reversa pode ser depositado sobre a membrana gerando redução do fluxo. De acordo com Khedr (1998), o *fouling* originado pela precipitação de sais é menos problemático em relação aos outros tipos de *fouling*, pois ele pode ser controlado com a aplicação de baixas taxas de recuperação de água, com o uso de anti-incrustantes ou através de limpezas ácidas.

Atualmente a grande preocupação associada à operação de sistemas de osmose reversa está relacionada com o *fouling* biológico ou *biofouling*, considerado o ‘Calcanhar de Aquiles’ dos processos de membranas (FLEMMING et al., 1997), e que consiste basicamente na formação de biofilmes que contribuem significativamente com a perda de desempenho das plantas (VEZA et al., 2008). Segundo Characklis e Marshall (1990), a formação de biofilmes ocorre a partir da adesão de microrganismos sobre a superfície da membrana, que uma vez aderidos produzem uma matriz de exopolímeros que confere proteção aos microrganismos contra agentes externos, além de adsorver e reter partículas orgânicas e inorgânicas do meio. Essa matriz, também denominada EPS (*Extracellular polymeric substance*), é constituída por proteínas, ácidos nucleicos, lipídeos e polissacarídeos (TSUNEDA, 2003). Os polissacarídeos

são considerados os constituintes mais abundantes da matriz de biofilmes (DOGSA et al., 2005).

Estudos abordando o início do processo de *biofouling* revelaram que alguns microrganismos já se estabelecem sobre a membrana durante a primeira hora de operação da planta (FLEMMING, 1994, 2002). O passo que antecede a adesão dos microrganismos é a formação de um filme condicionante através da adsorção de algumas moléculas orgânicas sobre a superfície da membrana. Essa camada de moléculas condiciona a superfície da membrana favorecendo a subsequente adesão de microrganismos. Após a fase de formação do filme condicionante ocorre a adesão de microrganismos, o crescimento das células aderidas e a produção de EPS (Figura 12).

Figura 12– Etapas da formação de biofilmes

1 – Adesão inicial a uma superfície com filme condicionante; 2 – adesão irreversível; 3 e 4 – Maturação (com produção de EPS); 5 – Dispersão.

Fonte: Monroe (2007).

O crescimento de biofilmes está relacionado a uma fonte disponível de nutrientes. Microrganismos tendem a aderir a superfícies e crescer a partir do consumo de nutrientes captados da fase aquosa em contato com a superfície. Esses nutrientes englobam a fração de matéria orgânica que a bactéria pode assimilar (FLEMMING et al., 1997), denominada *Assimilable Organic Carbon* (AOC), em português Carbono Orgânico Assimilável.

Em situações em que os nutrientes são abundantes e/ou quando não há um agente antimicrobiano residual, as bactérias tendem a crescer e a produzir EPS que constitui a principal causa da colmatação das membranas.

Considerando a conformação estrutural de sistemas de membrana espiral e as condições da superfície durante a fase de operação, os elementos de membrana oferecem condições para a adesão, acumulação e crescimento de microrganismos, tendo em vista que o ambiente na superfície de separação é confinado, com alta concentração de nutrientes e o estreito canal formado entre as folhas de membrana permitem apenas um fluxo tangencial com baixa velocidade (0.1 m/s) com turbulência limitada (AL-AHMAD et al., 2000).

Em resumo, uma célula bacteriana viável aderida na superfície da membrana, a camada de concentração-polarização com elevada concentração de nutrientes e as regiões de baixa turbulência, são fatores determinantes para a formação do *biofouling* (VROUWENVELDER, 2009).

Figura 13– Microscopia de camadas de *fouling* sobre superfícies de membranas

Deposição de sais sobre acamada inicial de *fouling* (A). Célula bacteriana imersa na camada de *fouling* (B). Colônias bacterianas sobre a superfície da camada de *fouling* (C). Cristais de sulfato de bário sobre a superfície da camada de *fouling* (D)

Fonte: Schneider et al.(2005).

O *Biofouling* demonstra ser um fenômeno de controle mais complexo quando comparado com outros tipos de *fouling* devido às suas particularidades, tendo em vista a capacidade que microrganismos têm de se multiplicar rapidamente, bem como fenômenos de

transporte que auxiliam os microrganismos na colonização de outras superfícies. Mudanças nas concentrações de nutrientes, nas forças de cisalhamento, na temperatura, ou outros fatores ambientais, podem causar o desprendimento (*Sloughing*) de biofilmes, que levam ao aumento da contaminação da água e subsequente colonização de outras superfícies (FLEMMING et al., 2009; VEZA et al., 2008).

A formação de *biofouling* em membranas pode ser influenciada pelas propriedades da superfície da membrana (hidrofobicidade, carga e rugosidade), propriedades químicas da água de alimentação (pH, força iônica e tipos de eletrólitos), propriedades da suspensão microbiana (tamanho, número e tipo de microrganismos), bem como parâmetros hidrodinâmicos (permeação e fluxo tangencial)(VEZA et al., 2008). Em um ambiente marinho onde o pH varia entre 7,5 e 8,4 (SOARES-GOMES; FIGUEIREDO, 2002) a superfície de uma membrana de filme fino composta comumente utilizada em processos de OR apresentará carga negativa (ZHU; ELIMELECH, 1997), assim como a superfície bacteriana (MORISAKI; TABUCHI, 2009). Conforme apresentado nos trabalhos de Rijnaarts et al. (1999) e Morisaki e Tabuchi (2009), as forças repulsivas eletrostáticas existentes entre bactérias e superfícies diminuem à medida em que a concentração iônica do meio é aumentada. Desta forma, em água do mar o problema de formação de *biofouling* pode ser agravado pela alta concentração de sais sobre a membrana, que pode favorecer a aproximação de bactérias e consequentemente a adesão e formação de biofilmes.

A adesão de uma bactéria a uma superfície acontece em duas etapas, primeiro ocorre a adsorção reversível quando a bactéria que se encontra no mínimo secundário consegue superar as forças repulsivas entre elas e a superfície. Na segunda etapa ocorre a adesão, que constitui uma interação permanente que envolve grande quantidade de energia. A adesão ocorre quando polímeros secretados pelas bactérias formam pontes que conectam a bactéria as superfícies (MARSHALL; STOUT; MITCHELL, 1971; STEVIK; AUSLAND; HANSSEN, 2004).

Estudos têm demonstrado que a diminuição na dupla camada de repulsão eletrostática e o aumento na taxa de produção de permeado contribuem para um aumento na taxa de deposição de células microbianas sobre a membrana. Por exemplo, altas taxas de recuperação, rejeição de sais, concentração polarização, hidrofobicidade e rugosidade da membrana, são fatores correlacionados com altas taxas de deposição. Desta forma, membranas de osmose reversa retêm um maior número de células microbianas por unidade de tempo do que membranas de nanofiltração, não só porque membranas de osmose reversa são mais

hidrofóbicas e rugosas, mas porque o fenômeno de concentração-polarização pode ser mais severo (SUBRAMANI; HOEK, 2008).

Yang, Huang e Lin (2010) descrevem um experimento piloto para investigar características sazonais do *fouling* de membrana de osmose reversa em água marinha. Os resultados demonstraram que a formação do *fouling* inorgânico e do *biofouling* estavam associadas com as variações sazonais. Variações na população microbiana foram observadas em épocas onde houve mais multiplicação celular do que adesão bacteriana. Multiplicação de células e produção de EPS foram bem mais significantes durante o verão. As precipitações de sílica e cálcio demonstraram ser mais sensíveis a variações sazonais do que outros elementos. De acordo com o autor mais estudos são necessários com foco na relação entre a ação microbiana e o *fouling* inorgânico.

A partir de amostras coletadas em plantas de osmose reversa que atuam na dessalinização de águas marinhas, Lee et al. (2009) avaliaram a qualidade da água captada para a alimentação do sistema e os elementos causadores de *biofouling*, através de autópsia de elementos de membrana. A análise da matéria orgânica do biofilme estabelecido sobre as membranas demonstraram que macromoléculas como proteínas e carboidratos são os maiores constituintes do biofilme. Comparações entre as comunidades microbianas estabelecidas nos elementos de membranas e as encontradas na água bruta captada revelam que o grupo α -proteobacteria foi o mais abundante sobre a superfície da membrana e na água captada, e os filos *Firmicute* e *Planctomycetes*, descritos como organismos não originados da água captada, aparecem como potenciais formadores de *biofouling* em membranas.

A seleção do microrganismo predominante ou mais problemático não é algo simples, já que a predominância de espécies bacterianas varia de um local para o outro dependendo das condições específicas do local, como qualidade da água de alimentação e temperatura. Conforme apresentado nos trabalhos de Ghayeni et al. (1998) e Flemming e Schaule, (1998), em sistemas de osmose reversa para tratamento de água residuárias, linhagens do genero *Pseudomonas* têm sido frequentemente apontadas como os principais microrganismos formadores de *biofouling*.

Biofilmes formados sobre membranas incluem principalmente espécies de bactérias Gram-negativas, α , β e γ proteobacteria (incluindo *Sphingomonas* e *Nitrosomonas*) e Bacterioidetes (incluindo *Flavobacterium* e *Sphingobacterium*) são os grupos de bactérias considerados predominantes no *fouling* de membranas que operam com água doce ou água para reúso (HORSCH et al., 2005; HUANG et al., 2008; IVNITSKY et al., 2007, 2010).

A partir do sequenciamento de rRNA 16S, Bae et al. (2011) avaliaram a relativa abundância de alguns membros do grupo γ -proteobacteria que demonstraram ser responsáveis pela maior parte da atividade de iniciação na formação de biofilmes em ambiente marinho. Os biofilmes formados a partir da água do mar avaliada, coletada na Coreia do Sul, tiveram predominância dos gêneros: *Alteromonas* (39.2%), *Colwellia* (7.6%), e *Glaciecola* (43.0%).

Lee et al. (2009), verificaram a presença de mais de 20 grupos de bactérias em amostras de água do mar também coletadas na Coreia. Os gêneros *Bacillus*, *Pseudoaltermonas* e *Roseobacter* foram classificados entre os grupos predominantes.

Zhang et al. (2011) investigaram a constituição das comunidades microbianas em 5 diferentes plantas de osmose reversa de água do mar. Bactérias isoladas da água bruta, do filtro cartucho e das membranas, foram identificadas como pertencentes aos gêneros *Shewanella*, *Alteromonas*, *Vibrio* e *Cellulophaga* através de sequenciamento de rDNA 16 S. A biblioteca de clones construída a partir do biofilme formado sobre as membranas de osmose reversa demonstrou que a bactéria filamentosa *Leucothrix mucor*, que pertence ao grupo γ -proteobacteria constituiu cerca de 30% dos clones da biblioteca, enquanto o restante dos microrganismos identificados foram do grupo α -proteobacteria. A avaliação de 5 plantas de osmose reversa de dessalinização de água do mar localizadas em diferentes partes do mundo, demonstrou que embora as comunidades bacterianas das membranas não foram idênticas, alguns grupos predominantes foram observados. Em contraste, as comunidades bacterianas na água do mar captada apresentaram significativas diferenças baseadas no local da coleta e na sazonalidade.

De acordo Flemming et al. (2002), com As consequências da formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa implicam principalmente no declínio de fluxo de permeado e diminuição da rejeição de sais (Figura 14), e de acordo com Mitrouli et al. (2008) também consistem em aumentos na interrupção do processo de dessalinização, aumento do consumo de agentes químicos para limpeza das membranas, diminuição da produtividade, degradação das membranas pela ação de microrganismos e redução da qualidade de água produzida pelo processo. Todos esses efeitos contribuem para o aumento nos custos de operação das plantas.

Figura 14– Relação entre a queda de rendimento na produção de permeado e a concentração de bactérias viáveis encontradas na superfície de uma membrana de nanofiltração operando com uma pressão de alimentação de 5 bar

Fonte: Adaptado de Ivnitsky (2010).

3.5 Aplicação de sistemas de pré-tratamento no controle do *biofouling*

Medidas de prevenção como a aplicação de sistemas de pré-tratamento da água de alimentação visam garantir o desempenho da planta de osmose reversa no longo prazo, reduzindo a incidência de *fouling* e a frequência de reposição das membranas (TENZER et al., 1999). O pré-tratamento consiste em uma etapa importante de preparação da água de alimentação para a etapa de dessalinização, sendo considerado o componente chave de todos os sistemas de dessalinização por membrana, com o propósito de remover da água de alimentação contaminantes particulados, coloidais, orgânicos, minerais e microbiológicos, prevenindo o acúmulo destes materiais no sistema de osmose reversa a jusante (Figura 15).

Na dessalinização de água do mar dois tipos de sistemas de pré-tratamento são tipicamente utilizados para proteger as membranas de osmose reversa da formação de *fouling*: o sistema convencional por meio filtrante granular e sistemas de membrana como a ultrafiltração e microfiltração. De acordo com Sauvet-Goichon (2007), na planta de dessalinização de Ashkelon, os 35,000 m³/h de água do mar captados são bombeados para um sistema de pré-tratamento convencional com filtros granulares. Embora o sistema convencional ainda seja a tecnologia predominante para o pré-tratamento da água do mar, os

sistemas de ultrafiltração e microfiltração vêm evoluindo rapidamente e caminham para um melhor desempenho e melhor relação custo-benefício para as condições e desafios dos projetos de dessalinização de água do mar (VOUTCHKOV, 2010a). Conforme apresentado por Busch, Chu e Rosenberg, (2011), 3,4 milhões de m³/d são produzidos atualmente através de ultrafiltração para a alimentação de plantas de osmose reversa em grande escala que operam na dessalinização de água do mar. A planta de dessalinização de Barcelona que entrou em operação em janeiro de 2009, possui pré-tratamento constituído de dois sistemas paralelos de ultrafiltração. A água captada para alimentar o sistema possui uma turbidez média de 2.5 UNT e 7 mg/l de sólidos suspensos totais.

Figura 15– Etapas de separação de solutos para produção de água dessalinizada.

Em destaque as partículas retidas por um sistema de pré-tratamento por membrana (microfiltração) e pela OR.

Fonte: Adaptado de Voutchkov (2010b).

Os critérios utilizados para avaliar a qualidade da água proveniente dos sistemas de pré-tratamento são geralmente parâmetros físico-químicos estabelecidos pelos fabricantes das membranas, e o de SDI (*Silty Density Index*) procedimento baseado no protocolo D-4189 da ASTM, um teste de colmatção ainda considerado o padrão de referência para avaliar o potencial de uma determinada água de gerar *fouling* sobre membranas (MOSSET et al., 2008; QUEVEDO et al., 2011). Tendo em vista que o SDI é um parâmetro limitado para avaliar a

formação de *biofouling* em membranas, se faz necessário que outros parâmetros como a concentração bacteriana e a concentração de AOC (fração do carbono orgânico que pode ser facilmente assimilável por microrganismos), sejam determinados a fim de classificar a água também quanto ao potencial de formação de biofilmes sobre as membranas.

Até o presente momento, o desempenho de sistemas de pré-tratamento vem sendo avaliado principalmente com base em parâmetros físicos-químicos e econômicos. Além destes, outro parâmetro crítico que deve ser avaliado é o referente à estrutura da comunidade microbiana estabelecida no sistema e a capacidade do pré-tratamento em reduzir os fatores que contribuem para a formação do *biofouling* em membranas (BAE et al., 2011), já que para a prevenção de cada tipo de *fouling* são necessárias formas especiais de pré-tratamento de água para alimentação de sistemas de osmose reversa (MITROULI et al., 2008). Atualmente, uma grande parte dos sistemas de pré-tratamento convencionais não é projetada segundo critérios de controle do *fouling* de origem biológica. Desta forma, uma técnica de pré-tratamento racional para o controle do *biofouling* deveria reduzir a carga de organismos e compostos orgânicos biodegradáveis presentes na água de alimentação, para níveis abaixo dos quais não ocorre a formação de biofilmes nas membranas (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Nos sistemas de pré-tratamento convencionais a água é condicionada para alimentar o sistema de osmose reversa através de etapas de coagulação, floculação, ajuste de pH, e por fim filtração rápida em sistemas de filtros granulares constituídos por meios filtrantes compostos por antracito e areia (VOUTCHKOV, 2010a). Para algumas plantas de osmose reversa de água do mar, uma alternativa viável de pré-tratamento pode ser a captação de água através de *beach wells*, que consistem em poços que permitem captar a água abaixo do leito marinho arenoso, que atua como um filtro removendo materiais particulados e organismos planctônicos comumente presentes na água do mar (PETERS; PINTÓ, 2008). Um problema na aplicação de *beach wells* é que para atender plantas de grande porte, muitas vezes é necessário instalar um grande número de poços que devem ser distribuídos em uma área extensa. Desta forma, estes poços vêm sendo utilizados com menor frequência atualmente e as plantas passaram a utilizar a água captada diretamente no mar.

Tendo em vista que os sistemas de osmose reversa são sensíveis a diversos tipos de poluentes como: partículas suspensas, precipitações de metais, microrganismos, matéria orgânica e hidrocarbonetos, o bom desempenho do sistema fica dependente de um pré-tratamento eficiente que controle a entrada de cada poluente (BONNELYE et al., 2004).

Nos últimos 10 anos, os avanços das tecnologias de membranas e a aplicação bem sucedida de sistemas de membranas porosas de MF (microfiltração) e UF (ultrafiltração) no

tratamento de água, criaram um ímpeto para a utilização destes sistemas como forma de pré-tratamento, devido ao grande potencial de MF e UF para a redução de turbidez e remoção de bactérias (VOUTCHKOV, 2010a). De acordo com Bae et al. (2011), em uma planta de dessalinização de água do mar, um pré-tratamento para osmose reversa constituído por sistemas de microfiltração demonstrou ser mais eficiente na remoção de bactérias formadoras de biofilme quando comparado com um sistema convencional.

Em comparação com sistemas convencionais os custos de MF e UF ainda são mais altos. Mas embora o custo de capital para utilização destes sistemas como pré-tratamento excedam os custos dos sistemas convencionais entre 20-50%, é possível obter grandes volumes de água tratada com um ganho no espaço físico, tendo em vista que os sistemas de MF e UF são mais compactos comparados aos sistemas convencionais (JEZOWSKA et al., 2009). Outro fator a ser considerado é que alguns sistemas de membranas porosas utilizadas nos processos de clarificação geralmente possuem uma capacidade de corte de partículas com peso molecular $> 100,000$ kd, sendo incapazes de remover alguns compostos orgânicos de baixo peso molecular responsáveis pelo desenvolvimento do *biofouling* sobre as membranas de osmose reversa (BONNÉLYE et al., 2008). O AOC está relacionado com a matéria orgânica com peso molecular < 1000 kd e corresponde a 16–38% do TOC (Total organic carbon). Desta forma, um processo de tratamento de água que remova grande parte do TOC não resultará necessariamente na redução do potencial de formação de biofilme (HEM; EFRAIMSEN, 2001).

Segundo Lee et al. (2011), microrganismos estão presentes em toda parte, e podem formar biofilmes principalmente na presença de nutrientes e condições favoráveis. Desta forma, os nutrientes presentes na água representam uma potencial fonte de energia para a produção de biomassa. Se os microrganismos são mortos por agentes desinfetantes durante o pré-tratamento, a biomassa bacteriana inativa resultante permanece na água e pode ser usada como fonte nutricional para a produção de nova biomassa bacteriana. Portanto, mais estudos serão necessários para o desenvolvimento de ferramentas de inativação das bactérias formadoras de biofilmes durante a etapa de pré-tratamento, para minimizar o risco de *biofouling* (LEE et al., 2011).

3.5.1 Emprego de biofiltros como forma de pré-tratamento

Nos últimos anos, estudos vêm sendo realizados com foco na utilização de biofiltros como forma de pré-tratamento para inibir a formação de biofilmes em sistemas de membrana. Os benefícios associados ao uso de sistemas de biofiltração incluem: a remoção de matéria orgânica facilmente biodegradável gerando um efluente biologicamente estável; a remoção de contaminantes; a ausência de produtos químicos de coagulação, que representa um ganho ambiental e de custos; a simples operação e manutenção deste tipo de sistema; e por fim, o controle da formação de *biofouling* sobre as membranas (HALLÉ, 2009).

Van der Kooij (1992), verificou que valores de AOC menores que $10\mu\text{g C/l}$, inibem o aumento do número de unidades formadoras de colônia (UFC) nas contagens de heterotróficos em placa. Desta forma, para a prevenção do *biofouling* é necessário reduzir as concentrações de AOC, e para isto é necessária a aplicação de processos biológicos (VAN DER KOOIJ et al., 2007).

O conceito da biofiltração é baseado no emprego de meios filtrantes biologicamente ativos a fim de consumir a matéria orgânica da água. Desta forma, a redução na disponibilidade de nutrientes a jusante reduz o crescimento de microrganismos nas membranas (MARETH, 2006). Flemming et al. (1997), descreve este conceito como um "biorreator no lugar certo". Em contraste, uma membrana colmatada por biofilmes pode ser considerada um biorreator no lugar errado.

Nos biofiltros o biofilme adere ao meio filtrante e a biomassa aderida obtém energia através de reações de óxido-redução a partir do substrato. Basicamente os fenômenos que controlam a filtração biológica são: utilização do substrato; difusão do substrato através do biofilme; transporte de massa entre a fase aquosa e o biofilme; crescimento e decaimento (RITTMANN, 1995).

Um fator importante a ser considerado é a seleção do tipo de meio filtrante utilizado no biofiltro. Geralmente para a remoção da matéria orgânica biodegradável são utilizados meios filtrantes como o carvão ativado, antracito e areia (KRASNER; SOLIMENTI; COFFEY, 1993; LECHEVALLIER et al., 1992; WANG; SUMMERS; MILTNER, 1995).

Mosqueda-Jimenez e Huck (2009) apresentam resultados da operação de um biofiltro de leito misto composto por carvão antracito e areia, utilizado como etapa de pré-tratamento para sistemas de nanofiltração. Os resultados demonstraram que a etapa de biofiltração foi capaz de reduzir o declínio na taxa de fluxo em um terço do valor observado em sistemas de nanofiltração que não operaram utilizando esta etapa de pré-tratamento.

Persson et al. (2006), compararam dois sistemas de biofiltro: um com meio filtrante constituído por carvão ativado, e outro por argila expandida. Ambos os biofiltros foram operados com foco na redução do potencial e formação de biofilmes e apresentaram desempenho similar com remoções de AOC de aproximadamente 30%. Além disso, também foi possível observar redução na concentração de bactérias na água tratada.

Hu et al. (2005) avaliaram um biofiltro constituído por um cilindro de acrílico contendo um meio filtrante composto por zeólitos. Este sistema foi operado como pré-tratamento para a água de alimentação em uma planta de osmose reversa. Resultados demonstraram eficiência de remoção de AOC de até 45%.

Vrouwenvelder (2009), avaliou diferentes métodos de pré-tratamento em plantas de filtração por membrana em grande escala. Os resultados obtidos demonstraram que os métodos constituídos por etapas que envolvem a atividade biológica, como filtros lentos de areia, apresentaram melhor remoção de AOC, permitindo um desempenho mais estável de plantas de osmose reversa.

Van der Hoek et al. (2000), avaliaram dois sistemas de pré-tratamento em uma planta de osmose reversa da *Amsterdam Water Supply*, que operou com água de alimentação captada no Rio Reno e posteriormente infiltrada em uma área de dunas a oeste de Amsterdã, sendo captada para dessalinização após 100 dias de residência. O primeiro sistema de pré-tratamento contemplou etapas de ozonização, filtração biológica com carvão ativado e filtro lento de areia, e o segundo pré-tratamento foi constituído apenas pelo filtro lento de areia. Os resultados demonstraram que ambos sistemas resultaram em uma água de alimentação com excelente qualidade para a planta de osmose reversa, com reduções nos níveis de AOC. O primeiro sistema de pré-tratamento apresentou uma capacidade adicional relacionada à desinfecção e remoção de micropoluentes orgânicos.

De acordo com Weinrich, Schneider e LeChevallier (2011), a avaliação de amostras da planta de dessalinização em Tampa, na Florida, demonstrou que aproximadamente 80% do AOC foi removido pela atividade biológica em filtros de areia.

3.5.2 Sistemas de filtros lentos de areia

Por mais de 150 anos, os filtros lentos de areia têm sido um método eficaz para o controle de contaminantes microbiológicos no tratamento de água. Em anos recentes têm ocorrido uma ressurgência da aplicação de filtros lentos de areia, principalmente devido a capacidade de remoção de bactérias, vírus e cistos de protozoários como *Cryptosporidium*

(HIJNEN et al., 2007). Além disso, os filtros lentos de areia também têm sido efetivos na remoção de nitrato e ferro para produção de água potável (ASLAN; CAKICI, 2007). Embora os filtros lentos de areia tenham sido substituídos por filtros rápidos que proporcionam uma maior taxa de filtração, o baixo custo, a fácil operação, a necessidade mínima de manutenção e a grande eficiência na remoção de microrganismos fazem com que eles constituam uma atrativa opção para a geração de água potável em países em desenvolvimento e comunidades rurais (LOGSDON et al., 2002).

De acordo com Di Bernardo, Brandão e Heller, (1999) filtros lentos de areia dispensam a utilização de coagulantes tendo em vista o uso de baixas taxas de filtração e granulometria fina do meio filtrante. Desta forma, estes sistemas se destacam pela simplicidade de operação, que além de não necessitarem de produtos químicos de custo elevado, também não utilizam grandes quantidades de energia elétrica. Por outro lado, estes sistemas requerem grandes áreas para a instalação, grandes quantidades de meio filtrante, e mão-de-obra adicional para as etapas de limpeza do sistema (CIPOLLINA, 2009).

Os filtros lentos de areia constituem uma alternativa para o tratamento de água que incorpora a filtração biológica, devido ao estabelecimento de biofilmes no meio filtrante. Na filtração lenta é utilizada uma coluna de meio filtrante composto por areia fina. Brito et al. (2005), apresentam resultados em que os processos de retenção de partículas foram observados até a profundidade de 0,7 m ao longo do meio filtrante. De acordo com Logsdon et al. (2002), o tamanho efetivo da areia deve variar entre 0,15 e 0,35 mm. Visscher (1990), recomenda que o coeficiente de uniformidade da areia seja menor que 5, preferencialmente menor que 3. Através do meio filtrante é aplicado um fluxo descendente (Figura 16), que em condições normais de operação pode variar entre 0.1 e 0.4 m³/h por metro quadrado de superfície. O tempo em que um determinado volume de água permanece no filtro pode variar entre 3 a 12 horas, dependendo da taxa de filtração empregada (HUISMAN; WOOD, 1974; LOGSDON et al., 2002). A menos que a água a ser tratada apresente altos valores de turbidez, este tipo de filtro pode operar com estas taxas de filtração sem grandes perdas de carga durante semanas ou até meses.

A vantagem de utilizar filtros lentos de areia ao invés de outros tipos de sistemas de filtração como os filtros rápidos e outros sistemas pressurizados, é que eles operam em baixas pressões e em fluxo descendente. Este tipo de fluxo permite reter logo nas primeiras camadas de meio filtrante grande parte da biomassa suspensa na água que em alguns casos é composta principalmente por algas. A retenção prévia minimiza a ruptura de células das algas ao longo do processo de filtração, impedindo grande liberação de matéria orgânica biodegradável na

água filtrada. Tendo em vista que o citoplasma de algas contém grande quantidade de polissacarídeos, entre outras moléculas que servem como fonte nutricional para bactérias marinhas, a liberação do conteúdo citoplasmático de algas na água durante o pré-tratamento pode contribuir para a formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa (VOUTCHKOV, 2010a). Além da capacidade de retenção de algas e microrganismos, os filtros lentos de areia são capazes de separar material orgânico e inorgânico da fase aquosa. Compostos orgânicos dissolvidos também podem ser oxidados durante a etapa de filtração (WEGELIN, 1996).

Figura 16- Esquema hidráulico de um filtro lento de areia

Vazão de alimentação (Q_i), a velocidade do fluxo através do meio filtrante (V_f), a vazão do efluente filtrado (Q_e) e a área do filtro (A).

Fonte: Huisman e Wood (1974).

Durante a operação dos filtros lentos de areia a água bruta percola através do meio filtrante por gravidade, e logo no início da filtração as partículas mais pesadas são depositadas sobre as primeiras camadas de areia, sequencialmente as partículas mais leves também adsorvem ao longo do meio filtrante. Os sólidos suspenso e a matéria coloidal que são depositados no topo do meio filtrante podem ser removidos periodicamente através de raspagem ou remoção de pequena parcela de areia de cerca de 1 ou 2 centímetros.

(HUISMAN; WOOD, 1974). Os mecanismos de transporte pelos quais as partículas em suspensão são colocadas em contato com os grãos de areia do meio filtrante incluem os seguintes processos: retenção física, que constitui a capacidade de interceptação de partículas maiores que os espaços intersticiais formados entre os grãos de areia; sedimentação, que constitui na precipitação de partículas em suspensão sobre o meio filtrante; inércia e forças centrífugas, que permitem que as partículas se movimentem fora da linha de fluxo ascendente; difusão, que movimentam as partículas contra as superfícies independentemente do sentido do fluxo de filtração; e as forças de Van der Waals e forças eletrostáticas, que governam fenômenos de atração e repulsão (HUISMAN; WOOD, 1974).

Figura 17– Relação entre o tamanho do poro e o tamanho do grão em filtros lentos de areia

Fonte: Huisman e Wood (1974).

Figura 18– Movimento gerado pela ação da inércia e força centrífuga sobre as partículas suspensas na água

Fonte: Huisman e Wood (1974).

3.5.2.1 O papel da *schmutzdecke* nos filtros lentos de areia

Durante a filtração, devido à retenção de sólidos é formada uma torta de filtro que reduz o tamanho efetivo do poro do meio filtrante (CHUA et al., 2003). Esse material viscoso de origem orgânica, que se estabelece na superfície dos grãos de areia é conhecido como *schmutzdecke*, uma camada ativa de biofilme formada na interface areia-água (HUISMAN; WOOD, 1974; JOUBERT; PILLAY, 2008). Com a filtração esta camada de colmatção, que é rica em protozoários, bactérias, algas e outras formas de vida, se desenvolve e contribui para a remoção de poluentes da água, atuando como um biofiltro (DIZER et al., 2004). As bactérias aderidas aos grãos de areia produzem EPS e formam biofilmes que também constituem áreas de adsorção de partículas suspensas na água (JELLISON; DICK; WEBER-SHIRK, 2000).

De acordo com Wakelin et al. (2011), a *schmutzdecke* nos filtros lentos de areia é constituída por uma complexa comunidade de eucariotos, Archea e bactérias. Os eucariotos atuam como predadores removendo alguns microrganismos da água bruta e as comunidades de Archeas e bactérias contribuem para a remoção do carbono orgânico dissolvido. A matéria orgânica dissolvida, nutrientes, partículas e microrganismos são retidos na matriz exopolimérica da *schmutzdecke* ou assimilados e metabolizados pela comunidade microbiana.

Figura 19– Etapa de raspagem da *schmutzdecke* em um filtro lento de areia

Fonte: Brito et al. (2005).

Durante o dia e sob influência da luminosidade, ocorre o crescimento de algas no meio filtrante, que passam a captar dióxido de carbono, nitrato, fosfato e outros nutrientes a partir da coluna d'água para a síntese de biomassa. O processo de fotossíntese das algas libera na água oxigênio, auxiliando os processos de oxidação da matéria orgânica presente no filtro e tornando-a mais facilmente assimilável por microrganismos do biofilme (HUISMAN; WOOD, 1974).

Campos et al. (2002) determinaram em duas plantas de filtros lentos de areia a biomassa microbiana nos grãos de areia e na *schmutzdecke*. As plantas operaram com e sem cobertura dos filtros para proteção contra exposição à luz. Os resultados demonstraram que a biomassa intersticial no filtro descoberto aumentou com o tempo de operação e decresceu com a profundidade do meio filtrante. Nos filtros cobertos, houve pouco acúmulo de biomassa com o tempo, e nenhuma correlação foi observada entre a concentração de biomassa e a profundidade do filtro. Também não houve o desenvolvimento da *schmutzdecke* nos filtros cobertos. Nos filtros descobertos o acúmulo de biomassa foi maior, possivelmente pelo aporte de carbono a partir da atividade fotossintetizante na *schmutzdecke*, que envolveu a distribuição espacial do carbono da *schmutzdecke* para o meio filtrante. Embora as remoções de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido tenham sido similares em ambos os filtros avaliados, os autores sugerem que a pequena biomassa estabelecida nos filtros cobertos foi suficiente para remover o carbono residual durante o tratamento de água. Uma pequena vantagem na remoção de carbono orgânico foi observada nos filtros com leitos descobertos.

3.5.2.2 Maturação e capacidade de remoção em filtros lentos de areia

Um fator limitante para a aplicação de filtros de areia é o longo período de maturação do filtro exigido no início de cada período de operação. O amadurecimento do filtro é um processo complexo que envolve os mecanismos biológicos e fisiológicos. Geralmente é necessário um período de maturação de 6-8 semanas para obter um bom desempenho de remoção (PILLAY; JOUBERT, 2008).

A colonização do meio filtrante de areia nos filtros lentos é função de uma série de fatores conjugados, como a concentração de nutrientes e matéria orgânica na água bruta, temperatura ambiente, quantidade de bactérias presentes no afluente, condições operacionais, dentre outras (HUISMAN; WOOD, 1974). Baixas taxas de filtração determinam que as velocidades de escoamento no interior do filtro sejam menores, facilitando assim a atuação dos mecanismos de transporte e consequente formação do biofilme. (BRITO et al., 2005).

Como outros métodos de biofiltração, os filtros lentos de areia apresentam melhor desempenho com fluxos de alimentação constantes, desta forma aumentos na taxa de filtração devem ser evitados ao longo do período de operação (LOGSDON et al., 2002). Quanto maior o tempo de carreira, maior o equilíbrio alcançado entre as diversas populações que colonizam o filtro (SANCHÉZ et al., 1999).

Weinrich, Schneider e LeChevallier, (2011), avaliaram que em filtros de areia utilizados como etapa de pré-tratamento a remoção de AOC pela atividade biológica pode chegar a cerca de 80% e mais de 32% do AOC removido ocorre logo na primeira camada de meio filtrante que retém grandes quantidades de diatomáceas.

Para a dessalinização de águas superficiais Moody et al. (2007) avaliaram sistemas de filtros lentos de areia como um método de pré-tratamento eficiente e de baixo custo para sistemas de osmose reversa. Durante 12 meses um sistema de filtros lentos de areia, instalado no *Reclamation's Water Quality Improvement Center*, no Colorado, EUA, foi capaz de produzir água com valores médios de turbidez de 0.17 a 0.22 UNT, e de 3.1 a 4.5 de SDI a partir de duas fontes de água: o rio Colorado e água salobra captada na YDP (*Yuma Desalting Plant*). As médias dos valores de turbidez destas fontes de água bruta foram respectivamente 2.2 e 2.6 UNT e os valores de SDI foram 39 e 38. Nas duas fontes de água utilizadas foi possível obter em média 90% de remoção em ambos os parâmetros. *Roughing filters* operando sem coagulantes foram utilizados nestas plantas e foram capazes de reduzir a turbidez em 80%, possibilitando um maior tempo de operação contínuo nos filtros lentos de areia, que operando a uma taxa filtração de $4.7 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ necessitaram de 5 procedimentos de limpeza em um ano e para a água salobra da YDP e 3 procedimentos para a água do rio Colorado. De acordo com os autores, sem a utilização de *roughing filters* a frequência das limpezas nos filtros de areia aumentariam para 25 procedimentos de limpeza por ano para água salobra e 15 procedimentos para a água do rio.

3.5.3 Preparo da água de alimentação de filtros lentos de areia

3.5.3.1 Roughing filters

Para o uso direto de filtros lentos de areia a água de alimentação deve apresentar turbidez menor que 5 UNT, e valores de clorofila *a* menores que $0.05 \mu\text{g/L}$, evitando blooms sazonais de algas (CLEASBY, 1991). Acima destes valores o sistema de filtro lento de areia requer uma etapa de pré-filtração para manter um bom desempenho de operação.

Sistemas constituídos por *roughing filters*, também denominados filtros grosseiros ou filtros de cascalho, têm sido desenvolvidos ou adaptados para o uso conjunto com filtros lentos de areia, servindo como uma etapa prévia de filtração.

Roughing filters são sistemas simples quanto ao dimensionamento e montagem e utilizam processos naturais de filtração física sem a necessidade de produtos químicos. Atuam principalmente como filtros de remoção de sólidos particulados maiores preparando a água para etapas posteriores de remoção de sólidos mais finos (LOGSDON et al., 2002; WEGELIN, 1996). Além disso, a área do meio filtrante permite a sedimentação, adsorção e processos químicos e biológicos. Desta forma, além da separação de matéria sólida, também podem aumentar a qualidade bacteriológica da água e outros parâmetros de qualidade como a cor através da redução da concentração de matéria orgânica dissolvida (NKONTA, 2010).

Quanto ao desenho e conformação estrutural *roughing filters* são classificados de acordo com seus padrões de fluxo, que podem ser horizontais ou verticais, de fluxo ascendente ou descendente (Figura 20). Um típico *roughing filter* consiste em uma série de meios filtrantes de cascalho, onde o primeiro meio consiste no material mais grosseiro e o último consiste no material mais fino. Geralmente estes filtros possuem meios com diferentes granulometrias em um, dois ou três compartimentos e a taxa de filtração recomendada para operação está entre 0.3 e 1.5 m³/m²/h (HENDRICKS, 1991). A eficiência de remoção está relacionada com as taxas de filtração empregadas, e a eficiência depende da concentração de sólidos na água bruta, tamanho das partículas, granulometria do meio filtrante, profundidade do meio filtrante e taxa de filtração. Nestes sistemas a taxa de remoção tende a diminuir com o aumento da taxa de filtração (WEGELIN; BOLLER; SCHERTENLEIB, 1986).

Figura 20– Padrões de fluxo em *roughing filters*

Fonte: Wegelin (1996).

O desenvolvimento, dimensionamento e construção de *roughing filters* se tornam mais uma arte do que uma ciência quando a atenção se volta para a escolha da granulometria e altura do meio filtrante para atender as particularidades de uma determinada água que será tratada (WEGELIN, 1996). Os tipos de meios filtrantes comumente utilizados nestes filtros são areias grossas e cascalho, mas estes materiais podem ser substituídos por qualquer material limpo, insolúvel e que possua resistência mecânica (GRAHAM, 1999).

3.5.3.2 Filtros de discos

A água captada diretamente do mar através de sistemas de captação em águas abertas (*open water intake*) está associada a uma série de materiais particulados como, por exemplo, constituintes do plâncton marinho e minerais. O aporte de uma grande carga destes materiais particulados pode reduzir a eficiência e comprometer a operação de sistemas de pré-tratamento em plantas de osmose reversa.

Huehmer, Henthorne e Guendert (2005) estudaram a aplicação do sistema defiltração por discos Arkal® (Arkal Filtration Systems, Kibbutz Bet Zera, Jordan Valley, Israel) utilizando água do mar com altos níveis de sólidos em suspensão. O uso de filtros de discos resultou em melhorias substanciais no desempenho de sistemas de microfiltração e ultrafiltração utilizados como pré-tratamento para osmose reversa.

Este sistema de filtração é composto por discos finos de polipropileno com ranhuras na diagonal em ambos os lados. A capacidade de retenção de partículas varia com a micragem das ranhuras e os discos de diferentes micragens são identificados por cores. No interior do filtro uma série destes discos são empilhados e comprimidos em uma coluna. Quando os discos são comprimidos as ranhuras criam uma barreira para os sólidos suspensos na água.

Uma grande vantagem dos sistemas de filtros de discos em relação a outros sistemas para remoção de sólidos particulados da água consistem na otimização da utilização do espaço físico devido ao seu tamanho compacto, e também por ser um sistema retrolavável, não havendo assim a necessidade de descarte do meio filtrante após colmatção, como ocorre com os filtros cartucho.

Figura 21– Processo de filtração e estrutura de sistema de filtros de discos

Fonte: Adaptado de Irrigationglobal.com (2012)

3.6 Parâmetros relevantes no controle do *biofouling* a serem analisados em sistemas de pré-tratamento

De acordo com Lee et al. (2011) até o momento, o desempenho de sistemas de pré-tratamento tem sido avaliado principalmente com base em parâmetros físicos como turbidez, sólidos suspensos totais e SDI, parâmetros químicos (como carbono orgânico dissolvido e matéria orgânica natural) e índices econômicos de custos de capital e operação. Além dos parâmetros físicos, químicos e econômicos, a estrutura da comunidade microbiana é considerada um parâmetro crítico para o desempenho do pré-tratamento, tendo em vista que grande parte dos problemas de sistemas de osmose reversa empregados na dessalinização de água do mar podem ser relacionados com bactérias marinhas formadoras de biofilme. Os tipos de bactérias que sobrevivem ao pré-tratamento podem ser uma importante variável para a constituição da população bacteriana em biofilmes, especialmente aquelas que induzem o *biofouling* de osmose reversa para águas marinhas. Desta forma, é importante monitorar as propriedades microbianas da água antes e depois do sistema de pré-tratamento.

Para diagnosticar o *biofouling* e escolher a técnica de pré-tratamento mais apropriada, o monitoramento do diferencial de pressão nos canais de alimentação e saída de efluente concentrado, além da concentração de biomassa no sistema podem ser determinados e monitorados (VROUWENVELDER et al., 2008). Além disso, pesquisas de parâmetros microbiológicos, como contagem total de organismos heterotróficos em placa, proporcionam alguma informação básica sobre o sistema. Por outro lado, estes experimentos podem não

apresentar resultados precisos sobre a abundância e a diversidade de espécies microbianas, já que a maioria dos microrganismos presentes nos ecossistemas não pode ser cultivada. Desta forma, enquanto o conhecimento da real composição microbiana é essencial tanto na escolha de formas de pré-tratamento quanto nas estratégias de limpeza, apenas algumas poucas técnicas moleculares para o estudo da diversidade microbiana em superfícies de membranas de osmose reversa foram descritas até o momento (BERESCHNKO et al., 2010).

3.6.1 Análises da comunidade microbiana através de métodos biomoleculares

Como uma grande parte das bactérias de um ambiente não pode ser cultivada em meios de cultura, para a identificação de bactérias formadoras de biofilme são necessárias técnicas independentes de cultivo como, por exemplo, a construção de bibliotecas de clones, a aplicação de real-time quantitative PCR e hibridização por fluorescência *in-situ* (FISH) (BAE et al., 2011). Além disso, algumas técnicas tradicionais utilizadas para identificar bactérias baseadas em características fenotípicas não são precisas comparadas as técnicas baseadas em métodos de identificação genotípicos. Desta forma, a comparação de sequências bacterianas de rRNA 16S, tem se tornado uma muito utilizada para a identificação de bactérias (LEE et al., 2011).

A técnica de construção e sequenciamento de bibliotecas de clones de genes ribossomais é uma ferramenta de alta sensibilidade no estudo de comunidades microbianas que possibilita a comparação de genótipos de microrganismos não cultiváveis que representam 99% do total de espécies presentes em amostras ambientais (SCHLOSS; HANDELSMAN, 2005).

Utilizando *high-density microarray* (*PhyloChip*) e construção de bibliotecas de clones, Wakelin et al. (2011) analisaram a comunidade microbiana estabelecida em um filtro lento de areia instalado em uma *wetland*, situada em Adelaide, Australia. Os resultados demonstraram que a comunidade de eucariotos era dominada por *Cercozoa*. Outros organismos como protozoários ciliados, microalgas verdes, protozoários ameboides, além de fungos dos filos *Ascomycota* e *Chytridiomycota* também foram detectados. A comunidade de Archeas foi dominada por *Euryarchaeota*, grande parte membros da ordem *Halobacteriales*. Por divisão de filos, a comunidade bacteriana foi constituída por 43% de Proteobactérias, 24% de Firmicutes, e 16% de Actinobactéria (Figura 22).

Figura 22– Filos dominantes de bactérias em filtro lento de areia

Fonte: Wakelin (2011).

3.6.2 Análise de biomassa

Vrouwenvelder et al. (2001), em estudo sobre a formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa e nanofiltração, realizaram a autopsia de 30 elementos de membrana coletados em 13 plantas diferentes. Para a avaliação de biomassa foram utilizados métodos como a quantificação de ATP, contagem total de células e contagem de heterotróficos em placas. Os valores de biomassa obtidos nas análises foram relacionados com parâmetros operacionais como alterações de fluxo e pressão, e os altos valores de biomassa foram observados em plantas que apresentaram grandes variações de fluxo e pressão.

Através da utilização de ATP é possível obter uma indicação da quantidade total da biomassa ativa em uma determinada amostra. Um problema encontrado na contagem total de células via microscopia de epifluorescência utilizando o corante DAPI, está relacionado com o fato de que este fluorocromo cora todas as bactérias da amostra (ativas e inativas). Neste caso uma alternativa pode ser a utilização do corante live SYTO 9-stained cells e dead PI-stained cells (LEE et al., 2011).

Lee et al. (2009), apresentaram resultados de contagens diretas utilizando a coloração DAPI em amostras de água do mar coletadas na Coreia. A concentração total de células obtida nas amostras foi 10^5 . Amostras coletadas ao norte do Golfo do México apresentaram valores de concentração de bactérias na ordem de 10^6 .

Campos et al. (2002) quantificaram a formação de biomassa formada no meio filtrante de filtros lentos de areia buscando relacionar os valores obtidos com a capacidade de remoção de matéria orgânica ao longo do meio filtrante.

3.6.3 *Quantificação de EPS*

As quantificações de EPS e depósitos específicos estão entre as melhores alternativas disponíveis para a obtenção de uma indicação da quantidade de biofilme formada sobre meios filtrantes (CLEMENTS, 2004).

Os métodos de extração de EPS (separação do EPS das células) podem ser divididos em três categorias: métodos físicos, métodos químicos e uma combinação dos dois métodos (NIELSEN; JAHN, 1999). Métodos físicos envolvem técnicas de separação através de forças físicas, como por exemplo, procedimentos de centrifugação, diálise, filtração e sonicação (KING; FORSTER, 1990), troca iônica (FROULAN et al., 1996) e aquecimento (MORGAN; FORSTER; EVISON, 1990). Métodos químicos são empregados através do uso de reagentes químicos como: EDTA (ethylenediaminetetraacetic acid), H_2CO (formaldeído), NaOH (hidróxido de sódio) e etanol (LIU; FANG, 2002).

Os métodos químicos de extração de EPS são atualmente os mais utilizados em relação aos métodos físicos. Apesar disso, a extração por métodos químicos tem grande probabilidade de contaminação pelos reagentes ou pela lise celular. Embora os métodos físicos apresentem um menor rendimento do que os métodos químicos, o fato de que eles apresentem mínimas contaminações e lise celular, faz com que sejam consideradas técnicas mais efetivas no processo de extração de EPS (COMTE et al., 2006; GONG et al., 2009; NIELSEN; JAHN, 1999). Langmark et al. (2001), realizou a extração de biofilmes através de agitação manual por dois minutos e misturador durante 10 minutos (25-30 rpm). As amostras de areia foram coletadas em tubo falcon estéreis contendo 45 mL de Tween80 0,05% em PBS (130 mM de cloreto de sódio e 10 mM sulfato de sódio em pH 7.2). Kumar et al. (2011), descrevem metodologia de extração de EPS a partir de 50 mg de biofilme formado sobre lâminas de vidro imersas em água do mar. A extração foi feita por hidrólise, utilizando ácido

sulfúrico, seguido de centrifugação (17,000 xg, 4 °C, por 10 minutos). A quantidade de carboidrato total foi obtida a partir do método de phenol-sulfurico (DUBOIS et al., 1956).

Métodos colorimétricos para a quantificação de polissacarídeos e proteínas têm sido amplamente utilizados na análise de EPS e têm demonstrado confiabilidade nos resultados. Para quantificar polissacarídeos, um método tradicional é o fenol-sulfurico descrito por Dubois et al. (1956). Os métodos de Lowry et al. (1951), Bradford (1976), e Smith et al. (1985), são metodologias típicas para a determinação da concentração de proteínas no EPS. Ridgway et al. (1983), determinaram a concentração de carboidratos e proteínas na camada de *fouling* formada sobre membranas de osmose reversa para avaliar o *biofouling* formado. A quantidade de proteína na camada de *fouling* foi determinada através do método de Lowry et al. (1951), utilizando albumina de soro bovino como padrão. Os carboidratos foram mensurados quantitativamente através do método do fenol-sulfúrico (DUBOIS et al., 1956), utilizando glicose como padrão.

3.6.4 Avaliação estrutural do biofilme

Um grande número de técnicas podem ser utilizadas para auxiliar os estudos das condições estruturais de biofilmes. Estas técnicas incluem o emprego de microscopias de força atômica, tomografia de coerência óptica, imagens de ressonância magnéticas, microscopia confocal a laser e microscopia eletrônica de transmissão (LEE et al., 2011). estudo da formação de biofilmes em filtros de areia, a microscopia eletrônica de varredura (MEV) pode ser utilizada como um complemento qualitativo para as técnicas quantitativas empregadas na análise do meio filtrante (ELLIS; AYDIN, 1994). Embora não seja possível formular nenhuma conclusão quantitativa a partir das micrografias, Ellis e Aydin (1994) afirmam que foi possível observar em um filtro lento o declínio de material aderido nos grãos de areia ao longo do meio filtrante a partir do topo.

3.6.5 Determinação de AOC

Alguns estudos sobre a estabilidade biológica da água focam principalmente na concentração de nutrientes, que está relacionada com o potencial de crescimento bacteriano de uma determinada água (NG et al., 1999). Para determinar a concentração de substâncias que promovem o crescimento bacteriano em água potável, Van der Kooij et al. (1982) validaram um ensaio para a determinação de AOC. O princípio do ensaio teve como base a observação

do crescimento de bactérias com grande versatilidade nutricional, em amostras de água. A quantidade de biomassa produzida é então relacionada com o substrato orgânico facilmente assimilável disponível na amostra (WEINRICH; SCHNEIDER; LECHEVALLIER, 2011).

No trabalho de Van der Kooij et al. (1992), a partir da avaliação do crescimento máximo de duas linhagens de bactérias, a concentração de AOC foi calculada e expressa em $\mu\text{g Ac-C/l}^{-1}$ (μg de equivalentes de acetato por litro) (VROUWENVELDER, 2009). Conforme método descrito por LeChevallier et al. (1993), o AOC pode ser determinado na água dentro de 2 a 4 dias. Weinrich, Schneider e LeChevallier, (2011) apresentaram um protocolo para a determinação de AOC em águas marinhas, objetivando avaliar o potencial de crescimento biológico em águas tratadas por sistemas de pré-tratamento para plantas de osmose reversa. O organismo utilizado no experimento foi *V. harveyi*, que pode gerar bioluminescência, sendo a quantidade de luz produzida relacionada com a biomassa formada, que por sua vez pode ser relacionada com a concentração de AOC na amostra. O método descrito foi adaptado de um protocolo desenvolvido para a determinação de AOC em água doce publicado por Weinrich, Giraldo e LeChevallier, (2009). De acordo com Van der Kooij (1992), a estabilidade biológica em água potável pode ser alcançada com valores de AOC menores que $10\mu\text{g Ac-C/l}^{-1}$. Vrouwenvelder et al. (2001), em estudo sobre a formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa e nanofiltração, monitorou as concentrações de AOC na água de alimentação em 13 plantas diferentes. Os resultados demonstraram que ocorreu formação severa de *biofouling* quando os valores de AOC excederam $80\mu\text{g Ac-C/l}^{-1}$.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo

O Centro de Biologia Marinha da USP – CEBIMAR, está situado no litoral norte de São Paulo em uma área costeira dentro do Canal de São Sebastião (CSS). O CSS se estende por 22 km entre as latitudes 23° 41' e 23° 54'S, e possui uma entrada ao norte e outra ao sul, sendo que estas entradas apresentam configuração afunilada com larguras aproximadas entre 7,2 e 5,6 km (SILVA; MIRANDA; CASTRO FILHO, 2005). A parte mais estreita do canal, com aproximadamente 2 km corresponde ao trecho de mar entre a Ponta do Araçá, do lado de São Sebastião e a Ilha das Cabras, do lado da Ilha de São Sebastião, onde está constituído o município de Ilhabela. O CEBIMAR está situado a cerca de 2 km ao sul da Ponta do Araçá (Figura 23).

As regiões mais profundas do canal estão situadas próximas ao lado insular, onde as profundidades chegam a 20 m nas entradas norte e sul e cerca de 50 m na região central. Geomorfologicamente o CSS faz parte do compartimento do “Embaçamento de São Paulo”, feição condicionada pela região do cabo de Santa Marta (SC) ao sul e Cabo Frio (RJ) ao norte. Esta região se caracteriza pela proximidade da Corrente do Brasil, que flui ao longo do talude continental, transportando massas de água de origens distintas: a Massa de Água Tropical e a Água Central do Atlântico Sul (ACAS). A influência da Água Tropical é predominante na camada de superfície e, nas camadas mais profundas, a Água Central do Atlântico. Na primavera e no verão o fundo do CSS é preenchido com a Água Central do Atlântico Sul. Já no outono e no inverno esta massa de água não se encontra no canal, porém, seus sinais mais fracos são obtidos no outono sendo que nesta estação são encontrados os sinais mais fortes da Água Tropical. Ventos de nordeste na grade da Plataforma Continental Sudeste (PCSE) são imprescindíveis para que a ACAS penetre o canal (SILVA; MIRANDA; CASTRO FILHO, 2005).

O CSS é uma região de alta energia onde fortes correntes de vento proporcionam a mistura de massas de água. Durante o inverno as águas são praticamente homogêneas, enquanto que no verão há uma estratificação devido a termoclinas que se concentram entre o meio da profundidade total e o fundo (COELHO, 1997; SILVA; MIRANDA; CASTRO FILHO, 2005). Soares, Castro e Adams, (1999) registrou as temperaturas e forças de correntes em um ponto dentro do canal de São Sebastião. No verão foi registrada temperatura de 26 °C na superfície e 18 °C próximo ao fundo, e as correntes tiveram sempre velocidade inferior a

0.2 m/s. No inverno a estratificação térmica foi muito pequena e a corrente teve intensidade variando entre 0.25 e 0.32 m/s.

Figura 23– Mapa do Canal de São Sebastião

A área hachurada representa o trecho entre a Ponta do Araçá e a área onde está situado o CEBIMAR, destacado na imagem de satélite à esquerda.

Fonte: Adaptado de Soares, Castro e Adams, (1999); Google (2011).

As distribuições de sedimento no CSS e na plataforma adjacente foram avaliadas por Barcellos e Furtado (1999), utilizando ensaios de granulometria e determinação da matéria orgânica sedimentar, que indicaram a presença de baixos teores de carbono e nitrogênio, associados ao pequeno aporte de material e à hidrodinâmica da área. O Cebimar está situado entre uma área a sudoeste com características de baixos teores de matéria orgânica e uma área a nordeste onde está situado um emissário submarino de esgoto nas proximidades do Araçá.

Os maiores teores de matéria orgânica no CSS decorrem de aportes pontuais de origem antrópica, associados a efluentes de emissários submarinos e atividade portuária na região central, e da dinâmica e topografia do fundo do canal que criam áreas de baixa energia, permitindo a deposição e retenção da matéria orgânica.

Na plataforma continental a sudoeste da Ilha de São Sebastião, os baixos teores de matéria orgânica, estão associados à ação de ondas sobre o fundo, que trabalham os sedimentos impedindo a retenção dos mesmos, e ao baixo aporte orgânico decorrente de drenagens costeiras incipientes e da presença de massas d'água oligotróficas.

A ilha de São Sebastião atua como barreira à ação de ondas e também como fonte de material. Ao leste e a sudoeste da ilha observa-se a presença de maiores teores de matéria orgânica. A distribuição de carbono e nitrogênio orgânicos no canal e plataforma adjacente está relacionada, de forma direta, as maiores concentrações de argila que possuem maior capacidade de retenção de matéria orgânica.

A plataforma continental interna como um todo, exceto na porção a leste da Ilha de São Sebastião, apresenta teores muito baixos de matéria orgânica. Tal fato associa-se à presença de sedimentos eminentemente arenosos, somado à ausência de drenagens fluviais significativas na área, sendo o aporte de carbono orgânico restrito à drenagem pluvial e a pequenos rios. Essas drenagens têm contribuição local e a distribuição da matéria orgânica pode estar associada à saída da Água Costeira (AC), transportando material em suspensão, introduzida pelo ingresso da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na primavera e no verão. O baixo aporte de nitrogênio decorre do fato das águas de plataforma continental serem oligotróficas, com baixa produção primária, ocorrendo os teores mais altos em áreas influenciadas por águas mais ricas em nutrientes (BARCELLOS; FURTADO, 1999).

4.2 Instalação da planta piloto de osmose reversa e sistema de pré-tratamento de água do mar

A área destinada à instalação do sistema de pré-tratamento de água do mar foi um espaço de 36m² situado ao lado do laboratório Paulo Sawaya, próximo à praia do segredo no CEBIMAR. Em um container com 24m² de área foi instalado um laboratório (Figura 24 A), que foi equipado com uma planta piloto de osmose reversa para dessalinização de água do mar com vasos de 2 ½” fabricado pela Perenne – Equipamentos e Sistemas de Água LTDA (Figura 24 B), destinada ao estudo da formação de *biofouling* sobre membranas de osmose reversa. A planta foi equipada com membranas para a dessalinização de água do mar:

RE2540-SR CSM® (Woongjin Chemical Co. Ltd, Seul, Sudogwon, Coreia do Sul). que possuem os seguintes limites de operação: vazão máxima de alimentação: 1.36 m³/h; pressão máxima de operação: 82 bar; faixa de pH de operação: 3.0 – 10.0; máxima turbidez: 1.0 UNT; máximo SDI: 5; máxima concentração de cloro: 0.1 mg/l.

Estes parâmetros foram utilizados para qualificação da água produzida pelo sistema de pré-tratamento em estudo, dentro dos critérios do fabricante de membranas, classificando a água obtida como apropriada ou não apropriada para alimentação do sistema de osmose reversa.

Figura 24– Infra-estrutura instalada no CEBIMAR

Laboratório piloto (A); planta de OR construída pela Perenne (B).

4.2.1 Sistemas empregados no pré-tratamento da água do mar

4.2.1.1 Sistema de captação de água do mar e filtração primária

O sistema de captação de água do mar para alimentação do pré-tratamento foi dimensionado com duas linhas paralelas instaladas ao longo do costão rochoso ao lado norte da praia do segredo (Figura 25). As duas linhas de captação foram ligadas a duas bombas AP3 1/3cv DANCOR ® (DANCOR S.A. Indústria Mecânica)

Para a adequação da água do mar a parâmetros de qualidade requeridos pelos fabricantes de membranas de osmose reversa como turbidez e SDI, foram previstas etapas de filtração. A água captada foi bombeada para um filtro de discos que constituiu uma filtração

primária para a remoção dos sólidos particulados maiores que 70 μm . Em seguida, a água foi transferida para um reservatório suspenso a 4m do solo, que foi utilizado para alimentar por gravidade os filtros lentos de areia.

Figura 25—Traçado das linhas de captação de água do mar utilizadas para a alimentação dos sistemas de pré-tratamento no laboratório piloto

Fonte: Adaptado de Google Earth (2011).

4.2.1.2 Dimensionamento e construção de filtros lentos de areia

Filtros lentos de areia constituíram a principal parte do sistema de pré-tratamento de água do mar e foram construídos baseados nos dados de dimensionamento publicados nos trabalhos de Huisman e Wood (1974), Visscher (1990), Wegelin (1996) e Logsdon et al. (2002).

Foi construído inicialmente um protótipo do filtro em escala de bancada para testes hidráulicos e reprodução das etapas de construção apresentadas na literatura. Posteriormente foi construído o filtro em escala piloto. O detalhamento e as características dos filtros lentos de areia obtidos após as etapas de construção e instalação são apresentados na seção 5.1.2 (Resultados).

4.2.2 Preparo do meio filtrante de filtros lentos de areia

Logsdon et al. (2002) descreve que o diâmetro efetivo do grão de areia utilizado em filtros lentos deve variar entre 0,15 e 0,35 mm. Visscher (1990), recomenda que o coeficiente de uniformidade da areia seja menor que 5, preferencialmente menor que 3.

A construção do meio filtrante foi precedida por avaliação de 3 amostras de areia de diferentes locais de extração, sendo escolhida para a montagem do filtro a areia fornecida pela PSI - Pedreira Santa Isabel Ltda, mediante a avaliação dos resultados apresentados na seção 5.1.2.1.2 (Resultados).

Para alcançar os valores de granulometria adequados, apresentados na literatura, a areia fornecida pela pedreira PSI, passou por um procedimento de lavagem para remover material fino da areia e aumentar sua uniformidade. Para isto foi desenvolvido um sistema de lavagem de areia empregando um fluxo constante de água e a fluidização do meio. O detalhamento do sistema de lavagem de areia é apresentado na seção 5.1.2.1.3 (Resultados).

4.3 Métodos laboratoriais para a avaliação do sistema de pré-tratamento

4.3.1 Filtros de discos

4.3.1.1 Determinação de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis

A quantificação da concentração de sólidos suspensos foi feita com amostras da entrada e da saída do filtro de discos utilizando protocolo adaptado do método publicado pela U.S. EPA (2001).

As amostras foram centrifugadas para concentração dos sólidos suspensos. Em um tubo Falcon® (BD Biosciences, San Jose, California, USA) foram feitas centrifugações sucessivas utilizando 50 ml da amostra em cada centrifugação. Após cada centrifugação o sobrenadante foi descartado e o tubo foi preenchido com mais 50 ml da amostra. Um total de 450 ml de amostra foi centrifugado. Após a última centrifugação o sobrenadante foi descartado e o tubo foi preenchido com mais 50 ml de amostra. Em seguida, o tubo foi agitado vigorosamente para ressuspensão de todo material sólido precipitado durante as centrifugações. Desta forma, os sólidos suspensos no tubo foram referentes a 500 ml de amostra.

Cada amostra foi transferida dos tubos para cadinhos de porcelana previamente pesados que foram posteriormente levados à estufa e permaneceram a 105 °C até a secagem completa das amostras. Após a secagem, os cadinhos foram armazenados em dessecador com sílica até chegarem à temperatura ambiente para serem novamente pesados. O valor de sólidos suspensos totais foi obtido pela diferença entre o peso do cadinho após adição da amostra e secagem e o peso do cadinho “limpo”, conforme apresentado nas equações 1 e 2:

$$\text{(equação 1)} \quad \text{Sólidos suspenso (mg/500ml)} = A - B$$

$$\text{(equação 2)} \quad \text{Sólidos suspenso (mg/l)} = (A - B) \times 2$$

Onde:

A= Peso do cadinho + material seco (mg) e

B = Peso do cadinho limpo (mg)

Os valores obtidos nas amostras de água da entrada e da saída do filtro de discos foram utilizados para obter o percentual de remoção de SST pelo filtro (equação 3):

$$\text{(equação 3)} \quad \text{Remoção de Sólidos Suspensos (\%)} = \frac{(SST_1 - SST_2) \times 100}{SST_1}$$

Onde:

SST₁ = Sólidos suspenso na água bruta (mg/l) e

SST₂ = Sólidos suspensos no filtrado (mg/l):

Após a determinação dos sólidos suspensos, os cadinhos foram levados a mufla a 550 °C por 2 horas para obtenção dos valores de sólidos fixos e voláteis. Após retirada da mufla os cadinhos permaneceram em dessecador com sílica até atingirem a temperatura ambiente. Após resfriamento os cadinhos foram novamente pesados e os valores de sólidos fixos e voláteis foram calculados pela equações 4 e 5:

$$\text{(equação 4)} \quad \text{Sólidos fixos (mg/l)} = C - D$$

$$\text{(equação 5)} \quad \text{Sólidos voláteis (mg/l)} = C - \text{Sólidos fixos (mg/l)}$$

Onde:

C= Peso do cadinho após estufa a 105 °C, e

D = Peso do cadinho após mufla.

4.3.1.2 Caracterização dos sólidos retidos nos discos de filtros Arkal

Após uma retrolavagem dos discos o filtro operou durante 24h e então a operação foi interrompida para uma coleta de amostra do material retido nos discos. A amostra foi coletada com uma espátula e foi feito um esfregaço em lamínula, que foi então encaminhado para MEV (Microscopia Eletrônica de Varredura) para uma avaliação qualitativa do material aderido.

4.3.2 Filtros lentos de areia

Para a avaliação do desempenho dos filtros lentos de areia foi realizada uma bateria de testes laboratoriais a partir de amostras de água e de amostras do meio filtrante (Figura 26).

Figura 26–Análises previstas para cada tipo de amostra

As amostras de água foram coletadas na entrada e na saída do sistema e nos pontos de coleta instalados na parede dos filtros para coleta de amostra de água em diferentes profundidades (Figura 29). O material do meio filtrante foi coletado em um perfil vertical em camadas correspondentes aos pontos de coleta de água.

4.3.2.1 Métodos analíticos para determinação da qualidade da água

4.3.2.1.1 *Análises de turbidez*

Para o efluente final dos filtros de areia foi adotado o valor máximo de referência de 1 UNT (unidade nefelométrica de turbidez), sendo este o valor limite para a turbidez da água de alimentação estabelecido na ficha técnica das membranas de osmose reversa de água do mar. Para a determinação da turbidez das amostras foi utilizado o turbidímetro de luz branca 2100Q® (Hach Company, Loveland, Colorado, USA).

4.3.2.1.2 *Determinação de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis*

As determinações de sólidos suspensos, fixos e voláteis nas amostras de água obtidas nos pontos de coleta do filtro lento de areia, foram realizadas pelo mesmo protocolo utilizado em amostras de água obtidas no filtro de discos, apresentados na seção 4.3.1.1.

4.3.2.1.3 *Temperatura, pH e O₂ dissolvido*

Tendo em vista que parâmetros físico-químicos influenciam diretamente na formação de biofilmes e consequentemente na maturação do meio filtrante, que está relacionada com a capacidade de retenção de partículas pelos filtros (WIMPENNY; MANS; SZEWZYK, 2000), durante o período de operação foram registrados na água de alimentação e em cada ponto de coleta dos filtros lentos os valores de temperatura, pH através do pHmetro portátil microprocessado digital Qualxtron® e o O₂ dissolvido foi mensurado na coluna de água próximo à linha de captação e dentro do tanque do filtro através de medidor de oxigênio dissolvido YSI 55.

4.3.2.1.4 SDI

As amostras de água do mar bruta e da água tratada pelos filtros lentos foram avaliadas a partir de testes de $SDI_{15 \text{ min}}$ utilizando sistema de filtração ASME-UM® (Merck Millipore, Darmstadt, Alemanha) onde a amostra é filtrada por membranas acetato de celulose com porosidade de 0,45 μm em modo de filtração dead-end a uma pressão de 30 PSI, conforme estabelecido pela American Standard for Testing Material (ASTM), através da norma D-4184.

Este parâmetro foi utilizado para classificar a água tratada pelo filtro, tendo em vista que para membranas de osmose reversa utilizada, o fabricante estabelece valores limites de SDI para a água de alimentação ($SDI \leq 5$).

4.3.2.1.5 Cromatografia iônica

A quantificação de íons nas amostras de água coletadas no filtro lento de areia foi realizada através de cromatografia iônica com detecção por condutividade, utilizando o Cromatógrafo Iônico 761 Compact IC® (Metrohm, Herisau, Suíça).

Para a quantificação de ânions (sulfato, cloreto, fluoreto e nitrato) o cromatógrafo foi equipado com pré-coluna Metrosep RP Guard (6.1011.020) e com coluna Metrosep Anion Dual 2 (6.1006.100), com temperatura a 25 °C, 19,23 mL de amostra, fluxo do eluente a 0,8 mL/min, com tempo de corrida de 24 minutos e pressão da coluna de aproximadamente 4,5 MPa.

Para a quantificação de cátions (sódio, amônio, potássio, cálcio e magnésio) o cromatógrafo foi equipado com pré-coluna Metrosep C2 Guard (6.1011.020) e com coluna Metrosep C1 (6.1010.100), com temperatura a 25 °C, 19,23 mL de amostra, fluxo do eluente a 1,0 mL/min, com tempo de corrida de 18 minutos e pressão da coluna de aproximadamente 6,5 MPa.

4.3.2.1.6 Determinação de AOC

Diante da possibilidade de se utilizar bactérias nativas para este experimento conforme apresentado por Hammes e Egli (2005), cepas foram isoladas a partir de água do mar coletada na linha de captação que abastece os laboratórios do CEBIMAR. A água coletada foi plaqueada em Ágar Marinho Zobell® (Himedia Leading Biosciences Company, Mumbai, Índia) e incubada a 25 °C por 48h. Após crescimento foi feito o isolamento de 2 colonias com

colorações diferentes a partir da transferência de uma alçada de cada colônia para frascos de borosilicato 1.000 mL contendo 500 mL de água do mar autoclavada. Cada cultura foi posteriormente repicada a uma concentração de 10^2 em frascos de borosilicato de 40 mL contendo 30 mL de água do mar autoclavada. O crescimento das culturas foi então avaliado através do plaqueamento em ágar marinho e contagem de UFC após intervalos de 24, 48, 72, 96 e 120 h. Para o experimento de determinação de AOC foi escolhida a cepa bacteriana que apresentou o melhor crescimento em água do mar autoclavada.

Os frascos de borosilicato com capacidade para 40 ml de amostra foram previamente lavados com Extran® 2%, enxaguados três vezes com água Milli-Q e colocados para secagem em temperatura ambiente. Após secos os frascos foram levados para mufla a 550 °C por 6 horas para oxidação de qualquer carbono residual.

As tampas dos frascos foram lavadas com Extran® (Merck Millipore, Darmstadt, Alemanha) 2% e deixadas de molho overnight em solução de HCL 10% (WEINRICH; GIRALDO; LECHEVALLIER, 2009). Após este período as tampas foram enxaguadas com água Milli-Q e secas em estufa a 80 °C.

O inóculo foi preparado a partir da cepa que cresceu em água do mar autoclavada e que permaneceu neste meio de cultura oligotrófico até a fase estacionária.

Para preparar um inóculo livre de carbono residual foi necessário lavar as células da cultura em uma solução tampão de sais, livre de carbono residual, que foi baseada na concentração de sais da água do mar. Esta solução foi preparada adicionando 17,844 g de NaCl; 4 g de Na_2SO_4 ; 0,678 g de KCL; 0,098 g de KBr; 0,026 g de H_3BO_3 ; 0,002 g de NaF; 10,835 g de $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 1,517 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, em 1 litro de água destilada. O protocolo de preparo foi baseado na metodologia apresentada por Schneider e Marshall (1994), modificando a quantidade de NaCl para obter uma concentração de sais igual a 35 g/l. Após o preparo o pH da solução foi ajustado para 7,8 com NaOH.

Para a oxidação do carbono residual foi adicionado à solução H_2O_2 a uma concentração de 0,5%. Em seguida a solução passou por 8 sessões de 20 minutos no equipamento UV-C UMEX ajustado para 150 W de potencia, para remoção do H_2O_2 . Após esta etapa a solução foi autoclavada a 121 °C por 15 min.

Para o preparo do inóculo, 15 ml da cultura da cepa isolada foi transferida para tubo Falcon® e centrifugada a 5000 rpm por 5 min, e o precipitado foi ressuspensionado em 15 ml da solução tampão. Em seguida foi feita nova centrifugação e o precipitado foi ressuspensionado novamente em 15 ml da solução tampão.

A cepa foi inoculada em cada amostra a uma concentração de 10^2 , e o crescimento bacteriano foi monitorado a cada 24 horas através de plaqueamento em Ágar Marinho Zobell® até que as culturas alcançassem o $N_{\max}$ (número máximo de unidades formadoras de colônias – UFC, que é atingido quando uma cultura entra em fase estacionária (LECHEVALLIER et al., 1993; VAN DER KOOIJ et al., 1982). O $N_{\max}$ representou o valor de AOC presente na amostra que foi convertido em biomassa pela cepa bacteriana.

As contagens foram registradas e plotadas em gráfico para obtenção das curvas de crescimento em cada amostra.

4.3.2.1.7 Contagem total de células em microscópio de epifluorescência

A contagem total de células em cada amostra de água obtidas nos pontos de coleta do filtro lento de areia foi feita seguindo o protocolo descrito por Kepner e Pratt (1994), utilizando o corante Laranja de Acridina a uma concentração de 0,01%, e as amostras foram coradas imediatamente após a coleta, não sendo utilizada a etapa de fixação da amostra com formaldeído ou glutaraldeído.

Foi filtrado 1 ml de cada amostra em membranas escuras de policarbonato com porosidade de 0,2 μ m, utilizando sistema de filtração a vácuo. Em seguida, 1 ml da solução de Laranja de Acridina foi adicionado sobre cada membrana e após um tempo de contato de 3 minutos o vácuo foi acionado e o corante também foi filtrado pela membrana. Após esta etapa, cada membrana foi colocada sobre uma lâmina de vidro, foi adicionada uma gota de óleo de imersão sobre a membrana que foi coberta com uma lamínula.

As células foram contadas em microscópio de epifluorescência (Zeiss Axio Scope A1), com filtro de excitação/emissão ajustado para a posição 3 (DAPI) e utilizando a objetiva de maior aumento (100x).

Foram contados 20 campos por membrana escolhidos de forma aleatória, e foi utilizada a equação 6, adaptada de Kepner e Pratt (1994):

$$\text{(equação 6)} \quad (\text{células/ml}) = (N \times A_f) / (V_f \times C \times A_c)$$

Onde:

N = número total de células contadas,

A_f = área do filtro (490,6 mm²),

A_c = área do campo do microscópio (0,091 mm²),

Vf = volume da amostra filtrado (1 ml), e

C = número de campos contados (20 por amostra).

4.3.2.1.8 Contagem de bactérias heterotróficas em placa

A partir das amostras obtidas em cada ponto de coleta do filtro lento de areia foi feito o plaqueamento de 100 µl de cada amostra a uma diluição de 1:10 (10^{-1}) em Ágar Marinho Zobell®, para obtenção do número de bactérias heterotróficas cultiváveis em profundidade do meio filtrante.

4.3.2.1.9 Determinação de fluorescência in vivo

Como a clorofila é um pigmento capaz de fluorescer, suas concentrações em amostras de água podem ser determinadas com um fluorímetro (LORENZEN, 1965).

Para a avaliação da remoção de organismos fotossintetizantes pelo filtro lento de areia, as amostras de água obtidas nos pontos de coleta foram lidas em um fluorímetro (Turner Designs modelo Trilogy).

4.3.2.1.10 Avaliação de formação de biofouling em membranas de osmose reversa

Para avaliação da formação de biofilmes sobre membranas de osmose reversa foram construídos monitores de formação de biofilmes, constituídos por câmaras de fluxo de acrílico, cada uma com um pedaço de membrana de osmose reversa para água do mar RE2540-SR CSM® (Figura 27).

Os pedaços de membrana ficaram expostos por 30 dias a uma vazão de água captada nos pontos de coleta do filtro lento de areia. Antes de iniciar o fluxo cada monitor foi protegido da luz, sendo revestidos com papel alumínio.

A vazão em cada monitor foi ajustada para 30 l/h. Após os 30 dias foram retirados pedaços de membrana com área de 35,5 cm² em cada monitor. Estes pedaços foram levados para o laboratório para extração e quantificação de biofilmes.

Figura 27– Monitor de formação de *biofouling*

Material utilizado para a construção dos monitores de *biofouling* (A); Monitor de *biofouling* (B); seta indicando o sentido do fluxo da água em um dos monitores instalados ao lado do filtro lento (C); Mangueiras em cada ponto de amostragem do filtro lento ligadas aos monitores de *biofouling* que foram protegidos da luz com papel alumínio (D).

4.3.2.2 Análise do meio filtrante

4.3.2.2.1 Coleta de amostras de areia da coluna filtrante

Para a coleta de amostras de areia na coluna filtrante foi utilizado um tubo de PVC com 5 cm de diâmetro e aproximadamente 1,5 m de comprimento, conforme descrição de Boyd (1995) para coleta de sedimento arenoso. Após a coleta o tubo foi serrado para amostrar o material em diferentes profundidades do meio filtrante conforme procedimento de amostragem de meio filtrante descrito por Ellis e Aydin (1995). Neste caso as profundidades de interesse para amostragem foram: superfície do meio filtrante (camada *Schmutzdecke*); 10 cm; 30 cm; 50 cm, sendo que nestas profundidades também foram instalados os pontos de coleta de água.

As amostras do meio filtrante foram transferidas para tubos Falcon® com capacidade para 50 ml e o material foi então estocado a 5°C até o momento das análises.

4.3.2.2.2 Extração e quantificação de biofilmes

Para a extração de biofilmes da areia coletada no filtro foi utilizada a metodologia descrita por Da Costa (2011) modificada. Neste caso para cada amostra foi utilizado 10g de areia e 100 mL de PBS (*phosphate buffered saline*, pH 8.0) ao invés de água destilada (ZHANG et al., 2011). A solução foi processada para desagregação do biofilme em liquidificador (Black & Decker IB900) por 2 minutos. Após sedimentação dos grãos de areia, 45 ml do sobrenadante foi transferido para novos tubos falcon de 50 mL.

4.3.2.2.3 Método colorimétrico para a determinação de carboidratos

A determinação de carboidratos em cada amostra foi feita a partir do sobrenadante obtido na extração de biofilme. Foi utilizado o método do fenol-sulfúrico descrito por Dubois et al. (1956), utilizando D-glicose anidra como padrão. À amostra com volume total de 2 mL foram adicionados 50 μ L da solução de fenol 80% e 5 mL de ácido sulfúrico (95% de pureza - Synth). Os tubos foram mantidos em repouso por 10 minutos na temperatura ambiente. Decorrido este período, cada amostra foi agitada e colocada em banho-maria a 25 °C por 20 minutos para que a reação se completasse. Todas as amostras foram analisadas utilizando espectrofotômetro com um comprimento de onda de 490 nm. A solução de referência, o “branco”, foi preparada com 2 mL de água Milli-Q.

Para avaliar possíveis interferências de leitura de absorbância produzidas por constituintes das amostras ambientais, réplicas das amostras foram fortificadas com quantidades conhecidas de glicose (10, 20, 40 e 60 μ g) pipetando-se os volumes de solução-padrão seguindo o mesmo procedimento para obtenção da curva padrão. Após a leitura em espectrofotômetro (490 nm), a determinação da concentração de carboidratos foi realizada conforme descrito por Da Costa (2011), aplicando no gráfico a regressão linear, obtendo através de curva aproximadora a fórmula $y = ax + b$ (onde y = valor da absorbância, a = inclinação da curva, x = concentração a ser determinada e b = altura do primeiro ponto da curva em relação ao eixo x). Para determinar a precisão do método, a variação dos resultados obtidos na curva foi avaliada através do R^2 .

4.3.2.2.4 Método colorimétrico para determinação de proteínas

A determinação das proteínas totais foi obtida através do método de Bradford (1976), utilizando solução de soro albumina bovina (BSA) como padrão.

Assim como no método para a determinação de carboidratos, para cada amostra foi preparado um tubo apenas com a amostra e tubos com a amostra + fortificações de 10, 20, 40 e 60 μg utilizando o composto padrão. A leitura foi feita em espectrofotômetro a 595 nm. A construção do gráfico de dispersão e determinação das concentrações procedeu igualmente ao procedimento realizado para o método de determinação de carboidratos, conforme descrito por Da Costa (2011).

4.3.2.2.5 Caracterização do meio filtrante através de MEV

As amostras de areia coletadas em cada profundidade do meio filtrante foram coletadas em tubos Falcon®. Com uma espátula alguns grãos da areia foram transferidos para lamínulas, que após metalização com platina foram então encaminhadas para MEV para uma avaliação qualitativa do material aderido. Na superfície da amostra, no ponto onde foi feita a micrografia, também foi feita uma análise dos elementos químicos constituintes da amostra através de EDS (*Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy*).

5 RESULTADOS

5.1 Resultados de dimensionamento de projeto

5.1.1 Protótipo do filtro lento de areia em escala de bancada

Inicialmente para verificar a adequação dos critérios de dimensionamento e montagem descritos na literatura foi construído um protótipo do filtro lento de areia em escala de bancada. O filtro foi constituído de dois tubos flangeados de acrílico translúcido de 20 cm de diâmetro e 180 cm de altura. O meio filtrante constituiu uma coluna de areia de 50 cm de altura com uma área total de filtração de $0,31 \text{ m}^2$. A areia para enchimento do filtro foi escolhida com base nos resultados obtidos nas análises das amostras de diferentes fontes (conforme apresentado na seção 5.1.2.1.2). Foi escolhido o material que proporcionou um maior rendimento a partir do material bruto na fase de preparação e que apresentou um menor teor de contaminação com carbono orgânico.

Para testes iniciais de operação com o protótipo do filtro a água bruta foi previamente filtrada através de um *roughing filter* (com pedra brita utilizada na construção civil como meio filtrante) para remoção de sólidos particulados maiores. Após esta filtração prévia a água foi transferida por gravidade para o filtro lento de areia onde a máxima taxa de filtração alcançada durante a operação do sistema foi $0.19 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

Figura 28– Protótipos do *roughing filter* e do filtro lento de areia em escala de bancada

5.1.2 Filtro lento de areia em escala piloto

O filtro lento de areia em escala piloto foi dimensionado para fornecer água de alimentação a uma vazão de $0.5 \text{ m}^3/\text{h}$ para o sistema piloto de osmose reversa. E devido à limitação da área disponível para a instalação do sistema de pré-tratamento, a área total do filtro foi dividida em três tanques de 2.000 litros, cada um com uma área de 1.69 m^2 , totalizando uma área de 5.08 m^2 .

Os trabalhos de Huisman e Wood (1974), Visscher (1990), Ellis e Aydin (1995), Wegelin (1996), Di Bernardo, Brandão e Heller, (1999), Brito et al. (2005), recomendaram taxas de filtração para a operação de filtros lentos de areia entre 0.1 e $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. Para cada filtro foi adotada uma taxa de filtração inicial de $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ (valor mínimo recomendado), resultando uma vazão de $0.17 \text{ m}^3/\text{h}$ por filtro. Porém, para este trabalho, dos três filtros instalados apenas um foi operado para avaliação de seu desempenho.

5.1.2.1 Resultados obtidos na etapa de montagem

5.1.2.1.1 Pontos de coleta de amostras

Na parede do tanque foram instalados pontos para a coleta de água filtrada em diferentes profundidades do meio filtrante (Figura 29). Os pontos de coleta constituíram adaptadores com flange e válvulas de $\frac{1}{2}$ ". Para evitar a saída de areia e a perda do meio filtrante foi desenvolvido um sistema de crepina, que foi instalado nos adaptadores com flange, na parte anterior das válvulas nos pontos de coleta. A crepina foi construída a partir de um tubo de PVC de $\frac{1}{2}$ " perfurado (Figura 30A), com um cap em uma das extremidades e um adaptador rosqueável na outra extremidade, que foi envolvido com uma malha de polietileno (Figura 30B). O espaço entre a malha e o tubo foi preenchido com areia grossa, o mesmo material utilizado na camada de separação dos filtros lentos de areia.

Na base de cada filtro foi construído um coletor de água filtrada constituído de tubos de PVC perfurados ligados a um adaptador com flange instalado na parede do tanque (Figura 31B). Sobre esta estrutura foram depositadas as camadas de meio filtrante.

Figura 29– Filtro lento em escala piloto

As setas indicam as principais válvulas do sistema, incluindo os pontos de coleta de amostras.

Figura 30– Montagem da crepina

Montagem da crepina enrolando o tubo de PVC com uma malha de polietileno (A). Crepina pronta após o preenchimento do espaço entre o tubo e a malha com areia grossa (B).

Figura 31– Detalhes do tanque de filtro lento de areia

Tanque de 2000 litros que constituiu o reservatório do filtro (A). Coletor de água filtrada construído com tubos de PVC (B).

5.1.2.1.2 Resultados obtidos no preparo do meio filtrante

A montagem do meio filtrante foi baseada nas medidas apresentadas na literatura que descrevem as etapas da construção de filtros lentos de areia (BRITO et al., 2005; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999; HUISMAN; WOOD, 1974; VISSCHER, 1990; WEGELIN, 1996).

A partir das medidas obtidas na literatura e dentro das dimensões do tanque escolhido para a montagem do filtro, foi possível instalar um meio filtrante constituído por camadas com as seguintes características:

- camada de drenagem (pedra de construção civil): 10 cm
- camada de separação (Areia Grossa): 10 cm
- camada de areia (Areia PSI): 60 cm

Com a adição das camadas foi obtida uma coluna filtrante de 80 cm. Desta forma, a coluna de água sobrenadante remanescente foi de 60 cm. A disposição das camadas do meio filtrante são apresentadas na Figura 32.

A escolha da areia para constituição do meio filtrante foi realizada a partir de 3 tipos de areia: areia coletada na praia do segredo (Cebimar); areia obtida na Pedreira Massaguaçu (situada em Caraguatatuba-SP); e areia fina do silo 3 obtida na PSI - Pedreira Santa Isabel.

Figura 32– Posicionamento das camadas do meio filtrante após preenchimento do filtro

Q representa as vazões de entrada e saída.

Fonte: Adaptado de Huisman e Wood (1974).

A avaliação das amostras de areia quanto ao rendimento e quanto ao teor de carbono orgânico foram fatores determinantes para a escolha do tipo de material que seria utilizado como meio filtrante.

Após as etapas de lavagem e secagem o material foi pesado. Os valores obtidos nas pesagens dos materiais demonstraram um rendimento superior da areia fina da PSI em relação ao rendimento das outras duas amostras analisadas, onde 39% do peso total analisado foi constituído pelo material de granulometria ideal para a construção dos meios filtrantes. As amostras de areia da praia e da areia Massaguaçu apresentaram uma grande quantidade de material com granulometria superior ao ideal, sendo este material descartado. Os percentuais de rendimento de cada amostra analisada são apresentados na Figura 33.

Figura 33– Comparação entre o percentual de rendimento de cada tipo de areia analisado após lavagem

A determinação do teor de carbono orgânico nas três amostras indicaram valores mais altos para esses compostos na areia da praia em relação aos outros materiais analisados. A areia Massaguaçu que foi extraída a partir de solos de encostas da Serra do Mar apresentou valores de carbono inferiores a 0,5 g de carbono por kg de areia. O menor teor de carbono foi apresentado pela areia da PSI (Figura 34), que foi escolhida para a composição do meio filtrante nos filtros lentos de areia.

Figura 34– Quantidade de carbono orgânico por kg de areia nas amostras avaliadas

Para a lavagem do grande volume de areia utilizado para a construção dos meios filtrantes nos filtros em escala piloto, foi necessário desenvolver um sistema de lavagem de areia em batelada.

O sistema desenvolvido foi constituído por um tanque de 300 litros com uma mangueira perfurada e enrolada em espiral que foi instalada na base do tanque. Esta mangueira foi ligada ao aerador que manteve um fluxo constante de ar para o tanque, fluidizando o leito de areia. Este sistema foi colocado dentro de um segundo reservatório para coleta do material fino descartado durante as lavagens (Figura 35).

A areia foi lavada em bateladas de aproximadamente 150 kg, e após cobrir com água o conteúdo do tanque foi revolvido manualmente para homogeneização. Após esta etapa foi estabelecido um fluxo contínuo de água juntamente com o fluxo de ar para desagregação da areia e remoção de material fino. Amostras da areia resultante da lavagem foram coletadas e passaram por avaliação granulométrica.

A determinação do tempo ideal de lavagens para a remoção do material residual fino foi determinado a partir da observação visual da água de lavagem descartada, que não deve chegar ao ponto de estar totalmente límpida, configurando assim uma lavagem excessiva (CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY, 2010).

Figura 35– Sistema para lavagem de areia

O ensaio de granulometria, utilizado para a determinação do tamanho efetivo do grão de areia (d_{10}) e do coeficiente de uniformidade (d_{60}/d_{10}) (HUISMAN; WOOD, 1974) foi

executado utilizando peneiras com abertura de 0.075 mm; 0.15 mm; 0.3 mm, 0.6 mm; e 1 mm (Figura 36). Huisman e Wood (1974) recomendam que d_{10} varie entre 0.15-0.35 mm, enquanto Jenkins et al. (2011) recomendam que o d_{10} seja de 0.15 mm, para aumentar a eficiência na remoção de vírus e bactérias sem implicações quanto a perda de carga na passagem da água pelo meio filtrante.

A avaliação granulométrica da areia utilizada no filtro lento estudado demonstrou que após o procedimento de lavagem o tamanho efetivo do grão alcançado foi 0.1 mm, valor ligeiramente inferior ao recomendado. Quanto ao valor do coeficiente de uniformidade da areia após a lavagem foi 2, valor dentro do recomendado por Visscher (1990).

Figura 36– Curva granulométrica da areia lavada

Na figura são apresentados os valores de d_{10} (que representa o tamanho efetivo do grão de areia) e d_{60} . O valor do coeficiente de uniformidade foi obtido na relação: d_{60}/d_{10} . Os pontos correspondem às peneiras utilizadas.

5.2 Resultados dos testes para avaliação da eficiência do sistema de pré-tratamento

5.2.1 Resultados obtidos em parâmetros operacionais

5.2.1.1 Taxa de filtração durante o período de operação de filtros lentos de areia

O monitoramento da taxa de filtração foi um parâmetro indicativo para a detecção da colmatção do meio filtrante e da perda de carga no sistema.

Após o início da operação o filtro lento permaneceu com uma taxa de filtração constante de $100 \text{ l/m}^2/\text{h}$ até o 65º dia, quando foi constatada uma redução na vazão do filtrado, resultante da colmatção do leito filtrante, que baixou a taxa de filtração para $80 \text{ l/m}^2/\text{h}$. Esta redução ocorreu em um período de forte agitação do mar com presença de grande quantidade de sólidos suspenso na coluna d'água (alcançando concentrações de sólidos suspensos de 789 mg/l e turbidez da água bruta de 23 UTN).

Figura 37– Dados de taxa de filtração do filtro lento de areia durante o período de operação

As letras **R** representam os pontos onde foram feitos os reajustes da válvula de controle de filtrado para recuperação da taxa de filtração inicial de $100 \text{ l/m}^2/\text{h}$.

Após esta redução foi feito um reajuste através da abertura da válvula de controle do filtrado, retomando a taxa de filtração de $100 \text{ l/m}^2/\text{h}$. A partir daí as condições de mar agitado persistiram e foi observada novamente a queda na taxa de filtração, que no 77º dia de operação chegou a $58 \text{ l/m}^2/\text{h}$. Neste dia foi feito um novo reajuste da vazão com a abertura total da válvula de controle de filtrado e retomada da taxa de filtração inicial de $100 \text{ l/m}^2/\text{h}$. Porém, após este procedimento a taxa de filtração continuou sofrendo redução chegando a $29 \text{ l/m}^2/\text{h}$ no 87º dia de operação.

No início do período de operação foram constatadas oscilações na vazão do filtrado e consequentemente, na taxa de filtração. Porém estas oscilações foram atribuídas à formação de um biofilme de algas, formado nas paredes interiores e sobre o flutuador do rotâmetro (peça de aço inox que indica a vazão, em destaque na figura 38B). As oscilações na vazão do filtrado cessaram após limpeza do interior do rotâmetro e do flutuador, e após cobrir o rotâmetro para protegê-lo da luz.

Figura 38– Formação de biofilme no interior do rotâmetro

Flutuador do rotâmetro com biofilme (A); Flutuador do rotâmetro após limpeza (B).

5.2.2 Resultados obtidos em amostras de água

5.2.2.1 Características da água do mar bruta

Quadro 3– Composição química e parâmetros físico-químicos da água bruta durante período de operação

Parâmetro	Valor médio	Unidade
Na⁺	11,800	ppm
K⁺	450	ppm
Ca⁺⁺	650	ppm
Mg⁺⁺	1,700	ppm
Cl⁻	21,500	ppm
SO₄²⁻	2,700	ppm
Br⁻	72	ppm
O.D. *	7.5	mg/L
pH	7,9	
Temperatura	23	°C

O.D. (Oxigênio Dissolvido)

No Quadro 3 é apresentada uma caracterização da água do mar quanto a composição química e parâmetros físico-químicos como pH e temperatura. Estes parâmetros foram medidos durante o período de operação. Uma análise mais completa com quantificação de elementos como Bário, Estrôncio e Boro, que têm implicações no desempenho de sistemas de osmose reversa, será necessária em estudos posteriores para uma melhor caracterização da água do mar bruta.

5.2.2.2 Turbidez

Durante o período de operação do sistema de pré-tratamento, foram registrados valores de turbidez entre 2 e 26 UNT na água do mar captada na bomba. A condição de mar calmo prevaleceu durante grande parte do período de operação, e a turbidez nesta condição variou entre 2 e 4 UNT. Porém, com menor frequência, foram registradas situações de mar agitado onde foram registrados valores de turbidez entre 7 e 26 UNT.

Figura 39– Formação da camada de sólidos retidos nos filtros de discos

Em destaque (à esquerda) a camada de sólidos retidos formada sobre os discos, com a respectiva micrografia do material feita em microscópio eletrônico de varredura (à direita).

Figura 40– Comparação da turbidez da água bruta e do filtrado coletado no filtro de discos

Parâmetro medido em duas condições: Imediatamente após lavagem dos discos (Filtrado Arkal 1) e após 24 h de operação (Filtrado Arkal 2).

Nos filtros Arkal operando com discos de 70 micras foi possível observar que em condições de mar agitado, com valores de turbidez superiores a 10 UNT, a capacidade de remoção de turbidez aumentou após 24 horas de operação. Isto se deve a camada de material

retido sobre os discos, que foi formada neste período e que funcionou como torta de filtro proporcionando melhor eficiência de remoção de partículas.

A camada formada sobre os discos apresentou grande quantidade de diatomáceas na sua constituição, conforme observado na micrografia feita por MEV apresentada na Figura 39. A comparação entre a eficiência do filtro de discos logo após uma lavagem do elemento filtrante (sem a camada de material retido) e após 24 horas de operação são apresentados na Figura 40. Porém, após o período de 24 horas a pressão de operação do sistema passou de 0,5 para 1 bar (diferença de pressão recomendada pelo fabricante para limpeza do sistema).

Na condição de mar agitado (ressacas geralmente ocasionadas pela entrada de frentes frias), foi possível observar uma remoção significativa de turbidez entre a saída do filtro de discos e a entrada da água no filtro lento de areia (Figura 42). Essa redução de turbidez ocorreu devido à sedimentação de sólidos no reservatório de água pré-filtrada, que consistiu em um estágio intermediário entre o filtro de discos e o filtro lento de areia. Este resultado demonstra que o reservatório de água pré-filtrada atuou como parte do pré-tratamento removendo turbidez através do processo de sedimentação.

Tanto na condição de mar calmo quanto na de mar agitado, o sistema de pré-tratamento foi capaz de remover praticamente toda a turbidez da água do mar conforme apresentado nas Figuras 41 e 42, sendo que a maior taxa de remoção foi obtida nos filtros lentos de areia.

Os valores de turbidez alcançados no filtrado foram comparados com os alcançados em outros estudos. Moody et al. (2007) avaliou o desempenho de remoção de turbidez em filtros lentos de areia utilizados como pré-tratamento para plantas de osmose reversa, obtendo um filtrado com turbidez entre 0.1 e 0.2 UNT a partir de uma água de alimentação com valores entre 2.4 e 2.6 UNT. Ellis e Aydin (1994) obtiveram valores de turbidez no filtrado de até 0.5 UNT a partir de uma água de alimentação com valores de turbidez entre 0.7 e 37 UNT.

Durante todo o período de operação o filtro lento de areia instalado no Cebimar foi capaz de manter a turbidez do filtrado entre 0.1 e 0.2 UNT, mesmo com a turbidez da água de alimentação de entrada variando entre 2 e 26 UNT, e o sistema de pré-tratamento apresentou uma eficiência de remoção de até 99%. Jenkins et al. (2011), obtiveram 89% de remoção ao avaliar o desempenho de filtros lentos de areia com colunas de meio filtrante com 60 cm de altura. Mas com uma água de alimentação mais alta do que a captada no CEBIMAR, variando entre 5.3 e 58.7 UNT.

Figura 41– Percentual de remoção de turbidez em cada estágio do sistema de pré- tratamento durante condição de mar calmo

Figura 42– Percentual de remoção de turbidez em cada estágio do sistema de pré-tratamento durante condição de mar agitado

O filtro lento de areia instalado no CEBIMAR, foco deste estudo, demonstrou ao longo do período de operação a capacidade de produzir um filtrado com valores de turbidez abaixo do valor recomendado pelos fabricantes de membranas de osmose reversa para água do mar (que é de até 1 UNT), qualificando no parâmetro turbidez o filtrado produzido como adequado para alimentação de sistemas de osmose reversa para dessalinização de água do mar. Porém, ainda é necessária uma complementação deste estudo para avaliar o desempenho de remoção de turbidez em situações onde a água de alimentação apresente valores maiores que 26 UNT.

5.2.2.3 Balanço de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis

O balanço de massa de sólidos suspensos ao longo do sistema de pré-tratamento, (que foi avaliado durante período de forte agitação do mar, quando a turbidez da água bruta chegou a 26 UNT), demonstrou que a partir de uma água de alimentação com altos valores de sólidos suspensos totais, cerca de 340 mg/l (valor mais alto observado durante o período de operação), foi possível gerar um filtrado com baixas concentrações de sólidos suspensos totais, com cerca de 10 mg/l. Desta forma, o sistema apresentou uma capacidade de remoção de aproximadamente 97% para este parâmetro (Figura 43).

Grande parte dos sólidos suspensos foi removida na etapa de filtração prévia nos filtros de discos de 70 micras. Assim como na avaliação da remoção de turbidez, foi possível observar que após um período de 24h de operação o filtro de discos apresentou um aumento na capacidade de remoção de sólidos suspensos de aproximadamente 20%. Isto devido à camada de sólidos formada sobre os discos de filtro que proporcionaram uma capacidade adicional de retenção de partículas suspensas na água.

Conforme apresentado na Figura 41, também foi observada uma remoção significativa de sólidos suspensos entre a saída do filtro de discos e a entrada do filtro lento de areia. Esta remoção ocorreu no reservatório de água de alimentação do filtro lento de areia, onde foi observada a sedimentação de sólidos.

A quantificação de sólidos fixos e voláteis demonstrou que na água bruta os sólidos suspensos eram constituídos por 8% de matéria orgânica (sólidos voláteis) e 92% de matéria inorgânica (sólidos fixos). A predominância de matéria inorgânica na concentração total de sólidos suspensos permaneceu ao longo das etapas do sistema de pré-tratamento.

Figura 43– Concentração de sólidos suspensos totais

No gráfico são apresentados os valores de sólidos suspensos totais (sólidos suspensos fixos + sólidos suspensos voláteis) e percentual de remoção em cada etapa do pré-tratamento. No gráfico foram apresentados valores para o filtro Arkal em duas condições: logo após limpeza dos discos e após 24 horas contínuas de operação.

Os resultados apresentados na Figura 43 refletem um momento da operação em que o sistema de pré-tratamento recebeu grande aporte de sólidos suspensos, devido a um período de forte agitação do mar. Neste caso, a conformação de dois estágios de filtração, que neste estudo foram representados pelo filtro de discos e pelo filtro lento de areia respectivamente, demonstraram desempenho satisfatório na remoção de sólidos suspensos. Conforme descrito por Voutchkov (2010a) no primeiro estágio os sólidos suspensos maiores e grande parte das algas são removidos (este material retido pelos discos do filtro é apresentado na Figura 39). E em um segundo estágio ocorre a remoção de sólidos finos, microrganismos e silt, além da remoção de parte da matéria orgânica solúvel por biofiltração.

A remoção de sólidos suspensos no sistema de pré-tratamento estudado foi avaliada de forma pontual em um determinado momento do período de operação apenas para verificação da capacidade de remoção do sistema. Desta forma, em estudos futuros será necessária uma avaliação da eficiência de remoção em escala de tempo para determinação do tempo de maturação do filtro e do alcance da eficiência máxima de remoção.

Os resultados obtidos quanto à remoção de turbidez e sólidos suspensos qualificam nestes dois parâmetros o filtrado gerado como adequado para alimentação de sistemas de osmose reversa. Porém, quanto ao parâmetro SDI, o filtrado apresentou valores entre 6 e 7, superiores ao recomendado pelos fabricantes de membrana (que deve ser ≤ 5). Desta forma, se faz necessário avaliar posteriormente as causas destes valores elevados.

5.2.2.4 Avaliação da remoção de microrganismos pelo filtro lento de areia

5.2.2.4.1 Avaliação da fluorescência *in vivo*

A fluorescência *in vivo* das amostras de cada ponto de coleta do filtro lento de areia constituiu um parâmetro qualitativo indicativo da redução de microrganismos fotossintetizantes ao longo do meio filtrante.

Figura 44– Valores de fluorescência *in vivo*

Parâmetro mensurado em duas condições: Em período chuvoso (A) e período de sol (B).

A fluorescência *in vivo* foi analisada em duas condições distintas: 1 - Amostras coletadas após dias consecutivos de sol e com mar calmo; 2 - Amostras coletadas após período chuvoso com dias consecutivos de céu nublado e mar agitado. Nas condições de dias chuvosos foi possível observar uma fluorescência de 40 URF na entrada do filtro com uma redução gradual ao longo do meio filtrante. Na condição do período de sol foi observada uma maior fluorescência na água de alimentação (aprox. 3 vezes mais que no período chuvoso). Os resultados apresentados nas Figuras 44A e 44B demonstram uma redução significativa de microrganismos fotossintetizantes pelo filtro de areia, que foi capaz de manter o mesmo padrão de remoção em ambas as condições analisadas.

5.2.2.4.2 Avaliação da contagem de bactérias heterotróficas

A contagem de bactérias em placas, apesar de ser restrita a alguns microrganismos heterotróficos cultiváveis, também demonstrou a eficiência do filtro lento na remoção de células ao longo do meio filtrante. Nesta avaliação foi possível observar remoção de bactérias pelo filtro lento comparando o número de células nas amostras em cada ponto de coleta do filtro lento de areia (Figura 45). Foi possível observar nas placas onde foi cultivada amostra de água de alimentação do filtro, grande variedade morfológica de colônias, enquanto a amostra de filtrado parece ter selecionado apenas um tipo morfológico (Figura 46).

Figura 45– Concentração de bactérias heterotróficas por ponto de coleta no filtro lento de areia

Figura 46– Placas de contagem de bactérias heterotróficas

Colônias que cresceram a partir da água de alimentação ou bruta (à esquerda); e colônias que cresceram a partir do filtrado (à direita).

5.2.2.4.3 Avaliação da contagem total de bactérias

Segundo Mitchell (1991) a concentração de bactérias na água do mar comumente varia entre 10^5 e 10^6 células por ml. A contagem total de bactérias nas amostras obtidas em cada ponto de coleta do filtro lento de areia, utilizando microscópio de epifluorescência, demonstrou que a concentração de células na água de alimentação do filtro lento (entrada), foi aproximadamente na ordem de 10^6 , foi reduzida no filtrado final para 10^5 (Figura 49).

Figura 47– Microscopia de epifluorescência utilizando corante Laranja de Acridina

Distribuição das células na água de alimentação na entrada do filtro lento de areia (A) e no filtrado (B). Imagens feitas utilizando a objetiva de 100x.

Figura 48– Fragmentos de biofilme

Formação de biofilme no interior da mangueira (duto coletor de filtrado) (A); fragmentos de biofilme, observados em microscopia de epifluorescência, presentes na amostra do filtrado (B).

Apesar da visível redução de células nas amostras do filtrado em relação às amostras de água de alimentação, foi possível observar na amostra do filtrado alguns fragmentos de biofilme. A presença destes fragmentos pode ser atribuída à formação de biofilme no interior do duto coletor que conduz o filtrado desde o filtro lento de areia até o reservatório, e posteriormente *sloughing*, liberando os fragmentos no filtrado. A formação de biofilme no duto coletor foi observada e foi feito o registro após 90 dias de operação (Figura 48). Neste caso, fica evidente que para a aplicação do filtrado como água de alimentação para sistemas de osmose reversa, se faz necessário o monitoramento e a sanitização constante das linhas de condução do filtrado, e/ou a utilização de uma etapa adicional de filtração (como p. ex. a utilização de filtros cartucho) a fim de evitar que fragmentos de biofilme cheguem até a superfície da membrana iniciando uma colonização para a formação de *biofouling*.

Os resultados da eficiência de remoção de microrganismos pelo filtro lento de areia, foram comparados aos apresentados nos trabalhos de referência. Segundo Logsdon et al. (2002) a capacidade de remoção de microrganismos por filtros lentos de areia varia entre 2 log10 e 4 log10, dependendo das condições de operação (como p. ex. a taxa de filtração aplicada e características do filtro) e da densidade de microrganismos na água de alimentação.

Figura 49– Resultados da contagem total de bactérias nas amostras de água

Brito et al. (2005) verificaram que os 45 cm iniciais da coluna do meio filtrante foram importantes para a remoção de microrganismos na filtração lenta, porém a remoção não ficou restringida até esta camada, podendo ser observada em menor intensidade nas camadas mais profundas do meio filtrante.

Avaliando a eficiência do filtro lento de areia na remoção de microrganismos através da contagem total, foi possível observar remoção de aproximadamente 1 $\log_{10}$ nos 60 cm de coluna de meio filtrante, representando um percentual de remoção de cerca de 90% .

Apesar do tamanho da areia utilizada como meio filtrante neste estudo ser ligeiramente menor do que o recomendado pelos trabalhos de referência, o que em teoria aumentaria a capacidade de remoção de microrganismos, alguns fatores como o tamanho de bactérias marinhas (De acordo com MUNN, 2011, as bactérias mais abundantes nos oceanos são menores que 0,6 μm e algumas linhagens chegam a ser menores que 0,3 μm), ou outros fatores ligados à operação dos filtros podem constituir limitações para o aumento do desempenho na remoção de microrganismos.

5.2.2.5 Avaliação da remoção de AOC pelo filtro lento de areia

5.2.2.5.1 Obtenção da cepa bacteriana para experimento de determinação de AOC

As cepas marinhas obtidas conforme apresentado na seção 4.3.2.6.1, alcançaram a fase estacionária em água do mar autoclavada em 48 horas, incubadas a 25 °C. A cepa B foi

escolhida para o experimento de determinação de AOC, tendo em vista que apresentou melhor crescimento. Além disso, após período de incubação de 24 horas já foi possível observar as colônias da cepa B nas placas para contagem. As colônias da Cepa A necessitaram um período de 48 horas para serem visualizadas na placa.

Figura 50– Triplicatas das curvas de crescimento das cepas A e B

Figura 51– Placas com microrganismos isolados para experimento de AOC

Crescimento em placas das cepas A (à esquerda) e B (à direita).

Figura 52– Micrografias das colônias da cepa B sobre uma lamínula de vidro

Aumentos de 10.000x (A) e 40.000x (B).

Foi possível observar após crescimento em placas de Petri contendo meio sólido, que a cepa B apresentou colônias alaranjadas. Para uma melhor caracterização desta cepa, além das micrografias feitas por MEV (Figura 52), foi também realizado o método do KOH (BUCK, 1982). Através deste método foi constatado que os organismos da cepa B se tratavam de bactérias marinhas Gram-negativas.

Para uma maior complementação deste estudo ainda será necessária posteriormente uma identificação desta cepa através de ferramentas moleculares, utilizando etapas de extração, amplificação, sequenciamento do gene 16s rRNA e busca de sequencias similares no banco de dados do GenBank.

5.2.2.5.2 Remoção de AOC

O crescimento da cepa B, alcançando o N_{max} na fase estacionária, representou a conversão de AOC em biomassa em cada amostra. Os experimentos para determinação de AOC foram realizados em três tempos distintos dentro do período de operação. Os ensaios foram realizados com amostras coletadas após 20 (A), 40 (B) e 80 (C) dias de operação.

As amostras A e B foram coletadas em condições de mar calmo com correntes de Sul (vindas da região mais profunda do Canal de São Sebastião com pouca atividade antrópica) e a amostra C foi coletada condição de mar agitado com correntes de Leste (vindas da região mais rasa do canal onde se encontra a região portuária e um emissário submarino).

Figura 53– Curvas de crescimento da cepa B em amostras de água coletadas em profundidade no leito filtrante

Curvas obtidas nas amostras coletadas após 20 (A); 40 (B) e 80 (C) dias de operação.

Figura 54– Quantificação de AOC através das concentrações máximas de UFC

Experimentos realizados após 20 (**A**); 40 (**B**) e 80 (**C**) dias de operação.

Na Figura 53A, referente à análise realizada após 20 dias de operação, nas amostras coletadas ao longo do filtro lento houve crescimento semelhante à amostra coletada na entrada do filtro, demonstrando que após 20 dias o filtro lento de areia ainda não apresentava significativa eficiência de remoção de AOC.

Na Figura 53B, referente à análise realizada após 40 dias de operação, já é possível notar diferenças entre as curvas de crescimento, onde foi observado um maior crescimento na água bruta (10^5) comparado com o crescimento das demais amostras (10^4).

Na Figura 53C, referente à análise realizada após 80 dias, também foi possível constatar limitação do crescimento nas amostras coletadas em profundidade no meio filtrante. Porém, era esperado, principalmente na amostra de água de entrada um crescimento superior em relação aos experimentos A e B. Tendo em vista que as condições do mar no dia da coleta favoreciam uma concentração maior de AOC na água de entrada.

As quantificações de AOC em cada amostra, representadas pelas concentrações máximas de UFC na fase estacionária podem ser comparadas na Figura 54. Os resultados apresentados nas Figuras 54A, B e C demonstram que só foi detectada remoção de AOC nos filtros lentos de areia a partir do 40º dia de operação, onde é possível observar limitação de crescimento nas amostras a partir de 10 cm de profundidade no meio filtrante. Avaliando os resultados obtidos nas Figuras 54 B e C, foi possível verificar que quando o filtro lento de areia apresentou remoção de AOC, não houve nenhuma remoção adicional de AOC abaixo de 10 cm da coluna de meio filtrante. Desta forma, os resultados obtidos indicam que a camada envolvida efetivamente na remoção de AOC compreende desde a *schmutzdecke* até aproximadamente 10 cm de profundidade.

Havendo comprovada eficiência na remoção de AOC, o uso de filtros lentos de areia como sistemas de pré-tratamento de água do mar pode ser considerado uma estratégia no controle da formação de *biofouling* sobre membranas de osmose reversa, embora estudos futuros devam ainda ser realizados para avaliar um possível aumento na capacidade de remoção deste parâmetro.

5.2.3 Resultados obtidos em amostras de meio filtrante

Figura 55– Coleta de meio filtrante

Utilização do tubo de PVC para coleta de meio filtrante em perfil vertical (A); Corte do tubo de PVC para obtenção de amostras nas camadas de interesse (B); Amostra de areia obtida (C).

Amostras de areia do perfil vertical do meio filtrante foram coletadas com a introdução de um tubo com diâmetro de 40 mm no meio filtrante (Figura 55A). Este procedimento foi realizado logo após drenagem de toda a água do filtro. Após a retirada o tubo foi cortado nos locais referentes às camadas de interesse para análise: *Schmutzdecke*, 10 cm, 30 cm e 50 cm (Figuras 55B e 55C).

5.2.3.1 Caracterização da *schmutzdecke*

A utilização de MEV em filtros lentos de areia se apresenta em trabalhos prévios como um recurso que permite uma caracterização parcial da *schmutzdecke* e do biofilme aderido ao longo da coluna do meio filtrante. Joubert e Pillay (2008) apresentam micrografias que evidenciam o desenvolvimento de biofilme sobre o grão de areia de filtros lentos, e a diversidade microbiana destes biofilmes. Além disso, evidenciam a colonização inicial dos grãos de areia por bactérias seguido da produção de EPS.

Ellis e Aydin (1994) avaliaram a utilização de MEV como uma ferramenta qualitativa que funcionou como um suporte para técnicas quantitativas para uma determinação mais precisa do estabelecimento de biofilmes nas camadas do meio filtrante.

Figura 56– Amostra do meio filtrante apresentando na parte superior a *Schmutzdecke* com 1 mm de espessura

Figura 57– Análise da *Schmutzdecke*

Observação de poros na *schmutzdecke* após drenagem da água do filtro (A); micrografia de um grão de areia retirado da *schmutzdecke*, com grande quantidade de algas na composição do biofilme (B).

Através de MEV, foi possível obter uma amostra superficial da *schmutzdecke* para avaliação de sua espessura e composição. De acordo com Sánchez, Latorre e Galvis (1999) a *schmutzdecke* pode chegar até 2 cm de espessura, dependendo das condições e do tempo de operação. Campos et al. (2002), avaliando sistemas de filtro lento de areia alimentados com água proveniente do rio Thames em Londres, constatou que a *schmutzdecke* após 27 dias

constituiu uma camada de 1 mm de espessura, e após 41 dias de operação ela passou a medir 3 mm. No filtro estudado, operado com água do mar, ao final do período de 90 dias, foi obtida uma *schmutzdecke* com 1 mm de espessura (Figura 56).

As micrografias por MEV demonstraram grande quantidade de algas na constituição da *schmutzdecke*. E durante o período de operação, dentro do tanque, foi possível observar o desprendimento de bolhas de O₂ da *schmutzdecke* para a superfície da coluna d'água. A liberação de bolhas pode ser atribuída ao processo de fotossíntese favorecido pela passagem de luz através da parede translúcida do tanque (Figura 57A).

Na análise química por EDS, feita no ponto onde foi obtida a micrografia apresentada na Figura 57B, é possível observar nos espectros picos maiores de oxigênio e silício, indicando que o biofilme da *schmutzdecke* tinha em sua constituição grande quantidade de sílica (SiO₂), componente estrutural de diatomáceas (Figura 58). O processo liberação de bolhas de O₂ pode ter conferido porosidade a *schmutzdecke*.

As micrografias feitas em grãos de areia coletados na *schmutzdecke* foram comparadas as micrografias feitas em grãos de areia coletados a 50 cm de profundidade no meio filtrante (Figura 59A e 59B). Foi possível observar grande massa de biofilme aderida aos grãos da *schmutzdecke*, enquanto no grão de areia obtido na camada de 50 cm apenas cristais de NaCl foram observados.

Figura 58– Espectro do EDS referente à Figura 56B

Figura 59– Superfícies dos grãos de areia das amostras

Schmutzdecke (A) e 50 cm de profundidade (B), ambas as micrografias realizadas com aumento de 20000x.

A correlação entre a presença de algas evidenciada pela MEV e a porosidade da *Schmutzdecke* pela liberação de bolhas de O_2 devem ser posteriormente avaliadas em experimentos futuros. Um experimento para tal avaliação pode consistir na operação paralela de dois filtros lentos de areia. Um deles nas condições apresentadas neste estudo, com a passagem de luz para o interior do filtro, e outro protegido da luz. Em ambos os filtros, a concentração de clorofila-a na *schmutzdecke* pode ser avaliada para quantificar a presença de algas. Além disso, é necessária observação à liberação de bolhas de O_2 nas duas condições. As taxas de filtração também devem ser comparadas tendo em vista que elas podem ser influenciadas pela porosidade conferida à *schmutzdecke*.

5.2.3.2 Quantificação de biofilmes em amostras do meio filtrante

Estudos prévios em filtração lenta de areia têm apresentado que a população microbiana declina com a profundidade no meio filtrante, sugerindo que a grande parte da biomassa estabelecida no filtro está concentrada na *schmutzdecke*. (DUNCAN, 1988; ELLIS; AYDIN, 1994; SÁNCHEZ; LATORRE; GALVIS, 1999).

A determinação das concentrações de proteínas e polissacarídeos em um perfil vertical no meio filtrante demonstrou que o biofilme formado foi constituído predominantemente por polissacarídeos, este resultado pode ser observado na comparação das Figuras 60 e 61.

Campos et al. (2002), descrevem que em filtros lentos de areia grande parte da biomassa é estabelecida entre 0 e 2 cm de profundidade no meio filtrante.

Os resultados obtidos no filtro operado no CEBIMAR (apresentados nas Figuras 59 e 60) demonstram que as concentrações de polissacarídeos e proteínas obtidas em profundidade no meio filtrante indicam que grande parte do biofilme se estabeleceu entre 0 e 10 cm de profundidade. A partir de 30 cm foi possível observar uma redução gradual do biofilme.

A areia limpa (areia lavada conforme apresentado na seção 5.1.2.1.3), utilizada para a montagem do meio filtrante, também foi analisada e apresentou um conteúdo pequeno de polissacarídeos e proteínas, demonstrando que o filtro lento de areia iniciou a operação já com uma pequena quantidade de biofilme aderido aos grãos do meio filtrante.

Desta forma, a quantificação de polissacarídeos e proteínas extraídas dos grãos de areia do meio filtrante, foi determinante para avaliar o estabelecimento de biofilmes no filtro em um perfil vertical, sendo um indicativo do tamanho da camada do meio filtrante mais efetiva no processo de biofiltração.

Uma correlação destes resultados com os resultados obtidos nos perfis de remoção de AOC indicam que no filtro lento operado no CEBIMAR, devido ao estabelecimento do biofilme, os primeiros 10 cm do meio filtrante constituíram a camada efetiva de biofiltração.

Figura 60– Quantificação de polissacarídeos nas camadas do meio filtrante e na areia limpa

Figura 61– Quantificação de proteínas nas camadas do meio filtrante e na areia limpa

5.2.4 Avaliação da formação de fouling em membranas de OR

A análise das membranas retiradas dos monitores de *biofouling* após o período de 30 dias demonstrou, que o *fouling* formado sobre as membranas foi gradualmente reduzindo na medida em que a água passava pelas camadas do meio filtrante, exceto no ponto da *schmutzdecke* que concentrou grande parte dos sólidos da coluna d'água. Na Figura 62 é possível observar o aspecto de cada membrana em relação ao material aderido.

Avaliando o peso seco do material aderido sobre as membranas foi possível observar que a membrana exposta à água captada antes da filtração (entrada do filtro lento) apresentou uma deposição de sólidos três vezes maior do que a membrana exposta ao filtrado. Nas amostras de 10 cm, 30 cm e 50 cm, expostas a água captada diretamente do meio filtrante, foi possível observar grãos de areia finos aderidos às membranas. Esses grãos possivelmente se desprenderam do meio filtrante ao longo do período de exposição das membranas, elevando o valor de peso seco nestas amostras. As quantificações de polissacarídeos e proteínas foram utilizadas para analisar a formação de *biofouling* nas membranas. A comparação entre os resultados demonstraram que o *biofouling* aderido às membranas dos monitores foi ligeiramente mais protéico. Também foi possível observar que o filtro lento de areia foi capaz de controlar a formação de *biofouling* nas membranas. Comparando a membrana exposta a água bruta de entrada com a membrana exposta ao filtrado foi possível observar uma redução da concentração de polissacarídeos de aproximadamente 6 mg/m² para 1 mg/m² (cerca de

83% de redução), e de proteínas de $7,5 \text{ mg/m}^2$ para 3 mg/m^2 (cerca de 60% de redução) (Figuras 64 e 65).

Figura 62– Membranas analisadas

Pedaços de membranas com $35,5 \text{ cm}^2$ retirados dos monitores: Entrada do filtro (A); *Schmutzdecke* (B); 10 cm (C); 30 cm (D); 50 cm (E), Filtrado (F).

Figura 63– Quantificação de sólidos depositados em cada membrana

Figura 64– Quantificação de polissacarídeos aderidos às membranas **Figura 65**– Quantificação de proteínas aderidas as membrana

Embora os resultados obtidos demonstrem que o filtrado produzido pelo filtro lento de areia foi capaz de controlar a formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa, ainda se faz necessário que o desempenho deste tipo de sistema seja comparado diretamente com outras tecnologias de pré-tratamento de água do mar. Principalmente as que vêm recentemente se destacando no mercado como as membranas porosas de micro e ultrafiltração, que segundo estudos prévios (BONNELYE et al., 2008; JEZOWSKA et al., 2009; VROUWENVELDER, 2009) também apresentam eficiência no controle do *biofouling*.

6 CONCLUSÕES

Sistemas de filtros lentos de areia combinam altas taxas de remoção de particulados e a biofiltração. Devido ao baixo custo de instalação, a fácil operação e a necessidade mínima de manutenção, os filtros lentos de areia podem ser considerados uma alternativa atrativa para o pré-tratamento da água do mar. Tendo apenas como desvantagem, em comparação com outras tecnologias como a microfiltração e a ultrafiltração, a necessidade de grandes áreas para a instalação quando se necessita produzir grandes volumes de filtrado, tendo em vista que nos filtros lentos de areia o aumento da vazão de filtrado depende do aumento da área de filtração dos meios filtrantes.

O sistema de pré-tratamento avaliado apresentou remoção de 97% dos sólidos suspensos totais presentes na água bruta, em condições de mar agitado. Sendo que o filtro de discos foi responsável por grande parte da remoção deste parâmetro, apresentando uma capacidade de remoção de 50% logo após a limpeza dos discos e 70% após 24 horas de operação. A camada de sólidos retidos pelos discos após 24 horas foi importante para um aumento na capacidade de remoção de partículas.

O filtro lento de areia foi efetivo na remoção de grande parte da turbidez da água do mar, mantendo no filtrado valores entre 0.1 a 0.2 UNT, que qualificam neste parâmetro o filtrado como adequado para alimentar sistemas de osmose reversa. Tendo em vista que os fabricantes de membranas de osmose reversa utilizadas na dessalinização de água do mar, recomendam que estes sistemas operem com água de alimentação com valores de turbidez menores que 1 UNT.

Em relação ao SDI, o filtrado apresentou valores entre 6 e 7, superiores ao recomendado pelos fabricantes de membrana (que deve ser ≤ 5), sendo necessária, em estudos posteriores, uma melhor avaliação das causas que elevaram os valores deste parâmetro.

Quanto à remoção de microrganismos, no que se refere à contagem total de células, o filtro lento de areia demonstrou capacidade de reduzir o número de células em 1 $\log_{10}$. Sendo que de aproximadamente 1.000.000 de células (10^6) presentes em 1 ml de água bruta apenas 100.000 células (10^5) foram detectadas no em 1 ml do filtrado. Representando um percentual de remoção de cerca de 90%.

O filtro lento de areia foi capaz de remover AOC, controlando o crescimento bacteriano. A redução do crescimento bacteriano da água de entrada para o filtrado foi de aproximadamente 90% ($1\log_{10}$).

Os resultados demonstraram que a remoção de AOC ocorreu principalmente nos primeiros 10 cm da coluna de meio filtrante, onde grande parte do biofilme foi estabelecida.

A remoção de AOC pelo filtro lento de areia só foi observada em um ensaio realizado após 40 dias de operação. Porém, se faz necessário em estudos futuros, uma avaliação completa para a determinação mais precisa do tempo de maturação do meio filtrante, com medições de AOC em intervalos curtos de tempo.

Em relação ao experimento de AOC, ainda será necessário identificar a cepa bacteriana utilizada no experimento através de técnicas de biologia molecular. Além disso, a contagem em placas utilizadas neste método, em procedimentos futuros, pode ser substituída por métodos automatizados de contagem de células.

Após 90 dias (final do tempo de operação) foram constatados fragmentos de biofilme no filtrado. Além disso, foi possível observar que no interior do tubo coletor de filtrado houve a formação de biofilme. Estas observações indicam que mesmo com redução da concentração de bactérias e AOC, a passagem contínua do filtrado durante o período de operação favoreceu a formação de biofilme no interior do tubo. E que os fragmentos observados no filtrado foram gerados pelo processo de *sloughing*. Desta forma, fica comprovada a importância da utilização de uma etapa de filtração posterior ao filtro lento de areia, para a remoção destes fragmentos de biofilme antes que a água seja direcionada para a alimentação de plantas de osmose reversa.

Durante o período de operação o filtro lento a taxa de filtração de 100 l/m²/h ajustada inicialmente permaneceu constante até o 65º dia, quando foi observada queda na vazão do filtrado pela colmatação do meio filtrante.

É necessário que em estudos futuros o desempenho do filtro lento de areia seja comparado através de experimentos em que mais filtros sejam operados em paralelo com diferentes taxas de filtração. Também devem ser realizados experimentos com filtros lentos de areia operados em série, para avaliar um possível aumento na eficiência de remoção de fatores geradores de *biofouling*.

Através dos ensaios de formação de *fouling* em membranas de osmose reversa, foi possível observar que a membrana exposta à água do mar sem tratamento acumulou cerca de três vezes mais material aderido do que a membrana exposta à água tratada pelo filtro lento de areia. Tendo em vista que o tempo de exposição foi de 30 dias para ambas as amostras, se faz necessário em estudos futuros a avaliação desta exposição por tempos mais prolongados.

Para um melhor entendimento a cerca da formação de *biofouling* nas membranas de osmose reversa e sobre a constituição microbiológica da *schmutzdecke*, estudos futuros devem ser realizados abordando a ecologia microbiana de sistemas de pré-tratamento e membranas de osmose reversa, utilizando as técnicas moleculares independentes de cultivo.

Embora os resultados obtidos demonstrem que o filtrado produzido pelo filtro lento de areia foi capaz de controlar a formação de *biofouling* em membranas de osmose reversa, ainda se faz necessário que o desempenho deste tipo de sistema seja comparado diretamente com outras tecnologias de pré-tratamento de água do mar. Principalmente as que vêm recentemente se destacando no mercado como as membranas porosas de micro e ultrafiltração. Desta forma, é necessário que seja feito em estudos futuros uma avaliação dos sistemas de pré-tratamento por meio de experimentos que consistam na comparação direta entre filtros lentos de areia e outras tecnologias. Isto pode ser feito através da operação paralela destes sistemas, levando em consideração os parâmetros apresentados neste estudo, referentes ao controle do *fouling* de membrana, bem como de custos de implantação e operação.

REFERÊNCIAS*

AL-AHMAD, M.; ALEEM, F. A. A.; MUTIRI, A.; UBAISY, A. Biofouling in RO membrane systems: part 1: fundamentals and control. **Desalination**, v. 132, p.173-179, 2000.

AL-AWADHI, A. A. Regional report on desalination-GCC countries. In: PROCEEDINGS OF THE IDA WORLD CONGRESS ON DESALINATION AND WATER REUSE, 2002, Manama, Bahrain. **Anais...**Manama: International Desalination Association, 2002. p. 8–13.

AMERICAN PUBLIC HEALTH (APH). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, DC, 1999.

ASLAN, S.; CAKICI, H. Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 1-2, p. 253-258, 2007.

BAE, H.; KIM, H.; JEONG, S.; LEE, S. Changes in the relative abundance of biofilm forming bacteria by conventional sand-filtration and microfiltration as pretreatments for seawater reverse osmosis desalination. **Desalination**, v. 273, p. 258–266, 2011.

BARCELLOS, R. L.; FURTADO, V. V. Processo sedimentar atual e a distribuição de carbono e nitrogênio orgânicos no Canal de São Sebastião (SP) e plataforma continental interna adjacente. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 47, n.2, p. 207-221, 1999.

BERESCHNKO, L. A.; STAMS, A. J. M.; EUVERINK, G. J. W.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; Biofilm formation on reverse osmosis membranes is initiated and dominated by *Sphingomonas* spp. **Applied And Environmental Microbiology**, v. 76, n. 8, p. 2623-2632, 2010.

BERGMAN, R. **Reverse osmosis and nanofiltration**: AWWA manual. 2nd ed. Denver, CO: American Water Works Association, 2007.

BITERSON, R. Sistemas de osmose reversa para tratamento de água. **Hydro**, jun. 2010.

BONNELYE, V.; SANZ, M. G.; DURAND, J-P.; PLASSE, L.; GUEGUEN, F.; MAZOUNIE, P. Reverse osmosis on open intake seawater: pré-treatment strategy. **Desalination**, v. 167, p. 191–200, 2004.

BOUWER, E.J.; CROWE, P. B. Biological processes in drinking water treatment. **Journal of the American Water Works Association**. v. 80, n. 9, p. 82-93, 1988.

BOYD, C. E. **Bottom soils, sediment and pond aquaculture**. New York: Chapman and Hall, 1995.

BRADFORD, M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248–54, 1976.

* De acordo com:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023**: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 2002.

BRITO, L. L. A.; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 307-317, 2005.

BUSCH, M.; CHU, R.; ROSENBERG, S. **Adoption of ultrafiltration technology in SWRO desalination**. Water World. Disponível em:

<<http://www.waterworld.com/index/display/article-display/2359438908/articles/membranes/volume-3/issue-1/features/ultrafiltration-pretreatment0.html>> Acesso em: 23 jul. 2011.

CAMPOS, L. C.; SU, M. F. J.; GRAHAM, N. J. D; SMITH, S. R. Biomass development in slow sand filters. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4543-4551, 2002.

CASAGRANDE, B.; CRUZ, D. O.; ALVAREZ, C. E. Estação científica do arquipélago de São Pedro e São Paulo. In: ENECS ENCONTRO NACIONAL DE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS: EM BUSCA DA SUSTENTABILIDADE, 2003, São Carlos. **Anais...** São Carlos, 2003. p. 1-17.

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY (CAWST). **Biosand filter manual**: design, construction, installation, operation and maintenance: a CAWST training manual. Calgary, Alberta, Canada, 2010.

CHARACKLIS, W. G.; MARSHALL, K. **Biofilms**. New York, NY: John Wiley, 1990.

CHUA, K. T.; HAWLADER, M. N. A.; MALEKB, A. Pretreatment of seawater: Results of pilot trials in Singapore. **Desalination**, v. 159, p. 225–243, 2003.

CIPOLLINA, A.; MICALE, G.; RIZZUTI, L. **Seawater desalination**: conventional and renewable energy processes. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 2009.

CLEASBY, J. L. Source water quality and pretreatment options for slow sand filters. In: LOGSDON, G. **Slow sand filtration**. Reston, Va: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 69–100.

CLEMENTS, M. **Changes in the mechanical behaviour of filter media due to biological growth**. 2004. Ph. D. Thesis - Rand Afrikaans University, Johannesburg, South Africa, 2004.

COELHO, A. L. **Massas de água e circulação no Canal de São Sebastião (SP)**. 1997. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

COMTE, S.; GUIBAUD, G.; BAUDU, M. Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and EPS complexation properties. Part I. Comparison of the efficiency of eight EPS extraction methods. **Enzyme Microbiology and Technology**, v. 38, p. 237-245, 2006.

COOLEY, H.; GLEICK, P. H.; WOLFF, G. **Desalination with a grain of salt: a California perspective**. Oakland, California: Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security, 2006.

DABBAGH, T.; SADLER, P.; AL SAQUABI, A. Desalination: an emergent option. In: _____. **Water in the Arab World prospective and prognoses**. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 1994. p. 203-241.

DA COSTA T. R. **Quantificação de carboidratos em amostras de biofilmes suspensos e aderidos**. Relatório de Validação da Rede PROSAB Microbiologia para o Saneamento Básico. Área: bacteriologia. São Paulo: ICB/USP, 2011. 15 p. Disponível em <<http://www.prosabmicrobiologia.org.br/rede/manuais>>. Acesso em: 23 jun. 2011.

DESALDATA.COM. **Desalination plants in UAE**. 2010. Disponível em: <<http://desaldata.com>>. Acesso em: 13 jul. 2011.

DESALDATA.COM. SWRO projects/plants. Disponível em: <<http://desaldata.com/projects>>. Acesso em: 13 jul. 2011.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 114p.

DIZER, H.; GRUTZMACHER, G.; BARTEL, H.; WIESE, H. B.; SZEWZYK, R.; LOPEZ-PILA, J. M. Contribution of the colmation layer to the elimination of coliphages by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 21-214, 2004.

DOGSA, I.; KRIECHBAUM, M.; STOPAR, D.; LAGGNER, P. Structure of Bacterial Extracellular Polymeric Substances at Different pH Values as Determined by SAXS. **Biophysical Journal**, p. 2711–2720, 2005.

DUBOIS, M.; GILLESK, A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric Method for Determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, p. 350-356, 1956.

DUNCAN, A. The ecology of slow sand filters. In: **Slow sand filtration: recent developments in water treatment technology**. New York, NY: John Wiley and Sons, 1988. p.163-180.

EL-DESSOUKY, H. T.; ETTOUNEY, H. M. Multiple-effect evaporation desalination systems: thermal analysis. **Desalination**, v. 125, p. 259–276, 1999.

ELLIS, K. V.; AYDIN, M. E. Penetration of sólids and biological activity into slow sand filters. **Water Reserach**, v. 29, n. 5, p. 1333-1341, 1995.

ECONOMIC AND SOCIAL COMMISSION FOR WESTERN ASIA (ESCWA). **Escwa water development report 3. Role of desalination in addressing water scarcity**. New York, NY:United Nations, 2009.

FLEMMING, H-C. **Biofilme, Biofouling und mikrobielle Materialschädigung**. (Stuttgarter Siedlungswasser wirtschaftliche Berichte, Band 129), Munich, Germany, 1994.

FLEMMING, H-C. Biofouling in water systems – cases, causes and counter measures. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 59, p. 629–640, 2002.

FLEMMING, H-C. Why Microorganisms live in biofilms and the problem of biofouling. In: _____. **Marine and industrial biofouling**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2009. p. 3-12.

FLEMMING, H-C.; SCHAULE, G. Biofouling on membranes: microbiological approach. **Desalination**, v. 70, p. 95-119, 1988.

FLEMMING, H-C.; SCHAULE, G.; GRIEBE, T.; SCHMITT J.; TAMACHKIAROWA, A. Biofouling – the Achilles heel of membrane processes. **Desalination**, v. 113, p. 215-225, 1997.

FRIED, A. **Water Industry segment report desalination**. World Trade Center. San Diego, California, USA, 2011.

GHAYENI, S. S. B.; BEATSON, P. J.; SCHNEIDER, R. P.; FANE, A. G. Adhesion of waste water bacteria to reverse osmosis membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 138, p.29-42, 1998.

GLATER, J. The early history of reverse osmosis development. **Desalination**, v. 117, p. 297-309, 1998.

GONG, A. S.; BOLSTER, C. H.; BENAVIDES, M.; WALKER, S. L. Extraction and Analysis of Extracellular Polymeric Substances: Comparison of Methods and Extracellular Polymeric Substance Levels in Salmonella pullorum SA 1685. **Environmental Engineering Science**, v. 26, n. 10, p. 1523-1532, 2009.

GOOGLE. Google Earth (versão 6). 2011. Disponível em: <<http://www.google.com/intl/pt-PT/earth/index.html>>. Acesso em: 13 jul. 2011.

GREENLEE, L. F.; LAWLER, D. F.; FREEMAN, B. D.; MARROT, B.; MOULIN, P. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. **Water Research**, v. 43, p. 2317-2348, 2009.

GRAHAM, N. D. J. Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes: a review. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p.141-148, 1999.

HALLÉ, C. **Biofiltration in drinking water treatment**: reduction of membrane fouling and biodegradation of organic trace contaminants. 2009. p. 1-329. Ph. D. thesis - Delft University of Waterloo, Ontario, Canada, 2009.

HAMED, O. A. Lessons learnt from the operational performance of SWCC MSF desalination plants. **Desalination and Water Treatment**, v. 18, p. 321-326, 2010.

HAMMES F.A.; EGLI, T. New method for assimilable organic carbon determination using flow-cytometric enumeration and a natural microbial consortium as inoculum. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 3289-3294, 2005.

HAWLADER, M. N. A.; HO, J. C.; TENG, C. K. Desalination of seawater: an experiment with RO membranes. **Desalination**, v. 132, p. 275–280, 2000.

HENDRICKS, D.W. Manual of design for slow sand filtration. **American Water Works Association Research Foundation**, Denver, Co , 1991.

HEM, L. J.; EFRAIMSEN, H. Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. **Water Research**, v. 35, p. 1106–1110, 2001.

HUEHMER, R. P.; HENTHORNE, L.; GUENDERT, D. **Increasing MF/UF reliability in seawater desalination pretreatment applications using enhanced pre-filtration**. Singapura: International Desalination Association World Congress, 2005.

HIJNEN, W. A. M.; DULLEMONT, Y. J.; SCHIJVEN, J. F.; HANZENS-BROUWER, A. J.; ROSIELLE, M.; MEDEMA, G. J. Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. **Water Research**, v. 41, p. 2151–2162, 2007.

HORSCH, P.; GORENFLO, A.; FUDER, C.; DELEAGE, A.; FRIMMEL, F. H. Biofouling of ultra nanofiltration membranes for drinking water treatment characterized by fluorescence in situ hybridization (FISH). **Desalination**, v. 172, p. 41–52, 2005.

HU, J. Y.; SONG, L. F.; ONG, S. L.; PHUA, E. T.; NG, W. J. Biofiltration pretreatment for reverse osmosis (RO) membrane in a water reclamation system. **Chemosphere**, v. 59, p. 127–133, 2005.

HUANG, L. N.; WEVER H. D.; DIELS, L. Diverse and distinct bacterial communities induced biofilm fouling in membrane bioreactors operated under different conditions, **Environmental Science & Technology**, v. 42, p. 8360–8366, 2008.

HUISMAM, L.; WOOD. W. E. **Slow Sand Filtration**. Geneva, Suíça: World Health Organization, 1974.

IRRIGATIONGLOBAL.COM. Disponível em: <<http://www.irrigationglobal.com>>. Acesso em: 28 out.2011.

IVNITSKY, H.; KATZ, I.; MINZ, D.; VOLVOVIC, G.; SHIMONI, E.; KESSELMAN, E.; SEMIAT, R.; DOSORETZ, C. G. Bacterial community composition and structure of biofilms developing on nanofiltration membranes applied to wastewater treatment, **Water Research**, v.41, p.3924–3935, 2007.

IVNITSKY, H.; MINZ, D.; KAUTSKY, L.; PREIS, A.; OSTFELD, A.; SEMIAT, R.; DOSORETZ, C. G. Biofouling formation and modeling in nanofiltration membranes applied to wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 360, p.165–173, 2010.

JEZOWSKA, A.; BOTTINO, A.; CAPANNELLI, G.; FABBRI, C.; MIGLIORINI, G. Ultrafiltration as direct pre-treatment of seawater – a case study. **Desalination**, v. 245, p.723–729, 2009.

JELLISON, K. L.; DICK, R. I.; WEBER-SHIRK, M. L. Enhanced ripening of slow sand filters. **Journal of Environmental Engineering**, v. 126, n. 12, p. 1153-1157, 2000.

JOUBERT, E. D.; PILLAY, B. Visualisation of the microbial colonisation of a slow sand filter using an environmental scanning electron microscope. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 2, p. 1-7, 2008.

KALOGIROU, S. A. Seawater desalination using renewable energy sources. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 31, p. 242-281, 2005.

KEPNER JR, R. L.; PRATT, J. R. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. **Microbiological Reviews**, v. 58, n. 4, p. 603-615, 1994.

KHEDR, M.G. A case study of RO plant failure due to membrane fouling, analysis and diagnosis. **Desalination**, v. 120, p.107-113, 1998.

KHAWAJI, A. D.; KUTUBKHANAH, I. K.; WIE, J-M. Advances in seawater desalination technology. **Desalination**, v. 221, p. 47-69, 2008.

KING, R. O.; FORSTER, C. F. Effects of sonication on activated-sludge. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 12, p. 109-115, 1990.

KRASNER, S.W.; SCLIMENTI, M. J; COFFEY, B. M. Testing biologically active filters for removing aldehydes formed during ozonation. **Journal of American Water Works Association**, v. 85, n.5, p. 62-71, 1993.

KUCERA, J. **Reverse osmosis: Industrial applications and processes**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2010.

KUMAR, M. A.; KANAPATHI THANGAVEL KASIRAJAN ANANDAPANDIAN, K. T. K.; PARTHIBAN, K. Production and Characterization of Exopolysaccharides (EPS) from Biofilm Forming Marine Bacterium. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.54, n. 2, p. 259-265, 2011.

LATTEMANN, S. HÖPNER, T. Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. **Desalination**, v. 220, p. 1-15, 2008.

LeCHEVALLIER, M. W.; BECKER, W. C; SCHORR, P.; LEE, R. G. Evaluating the performance of biological active rapid filters. **Journal of American Water Works Association**, v. 84, n.4, p. 136-146, 1992.

LEE, J.; JUNG, J-Y.; KIM, S.; CHANG, I. S.; MITRA, S. S.; KIM, I. S. Selection of the most problematic biofoulant in fouled RO membrane and the seawater intake to develop biosensors for membrane biofouling. **Desalination**, v. 249, p. 125-136, 2009.

LEE, J.; KIM, I. S. Microbial community in seawater reverse osmosis and rapid diagnosis of membrane biofouling. **Desalination**, v. 273, p.118-126, 2011.

LI, D.; WANG, H. Recent developments in reverse osmosis desalination membranes. **Journal of Materials Chemistry**, v. 20, p. 4551–4566, 2010.

LIU, H.; FANG, H. H. P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. **Journal of Biotechnology**, v. 95, p. 249-256, 2002.

LOGSDON, G.; GARY S.; KOHNE, R.; ABEL, S.; LABONDE S. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, p. 339–348, 2002.

LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the Folin-Phenol reagents. **Journal of Biological Chemistry**, v. 193, p. 265-275, 1951.

MARETH, B. **A reverse osmosis treatment process for produced water: Optimization, process control, and renewable energy application**. 2006. 77 f. Ph. D. thesis - Texas A&M University, USA, 2006.

MARSHALL, K. C.; STOUT, R.; MITCHELL, R. Mechanism of the Initial Events in the Sorption of Marine Bacteria to Surfaces. **Journal of General Microbiology**, v. 68, p. 337-348, 1971.

MEHDIZADEH, H. Membrane desalination plants from an energy–energy viewpoint. **Desalination**, v. 191, p. 200–209, 2006.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MEZHER, T.; FATH, H.; ABBAS, Z.; KHALED, A. Techno-economic assessment and environmental impacts of desalination technologies. **Desalination**, v. 266, p. 263-273, 2011.

MITCHELL, J. G. The influence of cell size on marine bacterial motility and energetic. **Microbial Ecology**, v. 22, p. 227-238, 1991.

MITROULI, S. T.; YIANTSIOS, S. G.; KARABELAS, A. J.; MITRAKAS, M.; FØLLESDAL, M.; KJOLSETH, P. A. Pretreatment for desalination of seawater from an open intake by dual-media filtration: Pilot testing and comparison of two different media. **Desalination**, v. 222, p. 24–37, 2008.

MONROE, D. Looking for Chinks in the Armor of Bacterial Biofilms. **PLoS Biology**, v. 5, n.11, p. 2458-2461, 2007.

MOODY, C. D.; NORRIS, M. D.; HOLLER, F. E.; McCAUGHEY, C. **Evaluation of slowsand filtration for reducing Ccosts of desalination by reverse osmosis:reclamation, managing water in the West.U.S.** Yuma, AZ: Department f the Interior Bureau of Reclamation, 2007.

MORGAN, J. W.; FORSTER, C. F.; EVISON, L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges. **Water Research**, v. 24, p. 743-750, 1990.

MORISAKI, H.; TABUCHI, H. Bacterial attachment over a wide range of ionic strengths. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 74, p. 51–55, 2009.

MOSQUEDA-JIMENEZ, D. B.; HUCK, P. M. Effect of biofiltration as pretreatment on the fouling of nanofiltration membranes. **Desalination**, v. 245, n. 1, p. 60–72, 2009.

MOSSET, A.; BONNELYE, V.; PETRY, M.; SANZ, M. A. The sensitivity of SDI analysis: from RO feed water to raw water. **Desalination**, v. 222, p. 17–23, 2008.

MUNN, C. **Marine microbiology: ecology and applications**. 2nd ed. New York, NY: Taylor and Francis Group, 2011.

NIELSEN, P. H.; JAHN, A. Extraction of EPS. In: WINGENDER, J.; FLEMMING, H.-C.; NEU, T. R. (Ed.). **Microbial extracellular polymeric substances: characterization, structure, and function**. Berlin: Springer, 1999.

NG, W. J.; ONG, S. L.; HU, J. Y.; WANG, L. Study on biological stability of water. **Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering**, v. 9, n. 1, p. 37–42, 1999.

OLIVEIRA, R. C. G.; OLIVEIRA, M. C. K. Remoção de contaminantes tóxicos dosefluentes líquidos oriundos da atividade de produção de petróleo no mar. **Boletim Técnico Petrobras**, Rio de Janeiro, v. 43, n. 2, p. 129–136, 2000.

PERSSON, F. G. HEINICKE, W. UHL, T. HEDBERG, M. HERMANSSON. Performance of direct biofiltration of surface water for reduction of biodegradable organic matter and biofilm formation potential. **Environmental Technology**, v. 27, n. 9, p. 1037–1045, 2006.

PEREK, B. S. **Reverse osmosis technology applications for high-purity-water production**. New York, NY: Marcel Dekker, 1998.

PETERS, T.; PINTÓ, D. Seawater intake and pré-tratment/brine discharge – environmental issues. **Desalination**, v. 221, p. 576–584, 2008.

QUEVEDO, N.; SANZ, J.; OCEN, C.; LOBO, A.; TEMPRANO, J.; TEJERO, I. Reverse osmosis pretreatment alternatives: Demonstration plant in the seawater desalination plant in Carboneras, Spain. **Desalination**, v. 265, p. 229–236, 2011.

RALUY, R. G.; SERRA, L.; UCHE, J.; VALERO, A. Life-cycle assessment of desalination technologies integrated with energy production systems, **Desalination**, v. 167, p. 445–458, 2004.

RAY, C. T.; GRISCHEK, J.; SCHUBERT, J. Z.; WANG, T. F. A perspective of riverbank filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 94, n. 4, p. 149–160, 2002.

RIJNAARTS, H. H. M.; NORDE, W.; LYKLEMA, J.; ZEHNDER, A. J. B. DLVO and steric contributions to bacterial deposition in media of different ionic strengths. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 14, p. 179–195, 1999.

RIDGWAY, H. F.; KELLY, A.; JUSTICE, C.; OLSON, B. H. Microbial fouling of reverse osmosis membranes used in advanced wastewater treatment technology: Chemical, bacteriological, and ultrastructural analyses. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 45, n. 3, p. 1066-1084, 1983.

RITTMANN, B.E. Fundamental and application of biofilm processes in drinking water treatment, In: HRUBEC, J. (Ed.). Quality and treatment of drinking water. **The handbook of environmental chemistry**. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 1995. p. 31.

SÁNCHEZ, L.D.; LATORRE, J.; GALVIS, G. Comportamiento de la población de algas y protozoos después de la limpieza de la biomembrana en un filtro lento en arena. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20.1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-13.

SAUVET-GOICHON, B. Ashkelon desalination plant: a successful challenge. **Desalination**, v. 203, p. 75-81, 2007.

SCHLOSS, P. D.; HANDELSMAN, J. Introducing DOTUR, a computer program for defining operational taxonomic units and estimating species richness. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, p. 1501-1506, 2005.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M, T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Ambiental, 2001.

SCHNEIDER, R. P.; FERREIRA, L. M.; BINDER, P.; RAMOS, J. R. Analysis of foulant layer in all elements of an RO train. **Journal of Membrane Science**, v. 261 p. 152–162, 2005.

SHON, H. K.; KIM, S. H.; VIGNESWARAN, S.; AIM, R. B.; LEE, S.; CHO, J. Physicochemical pretreatment of seawater: fouling reduction and membrane characterization. **Desalination**, v. 238, p. 10–21, 2009.

SMITH, P.K.; KROHN, R. I.; HERMANSON, G. T.; MALLIA, A. K.; GARTNER, F. H.; PROVENZANO, M. D.; FUJIMOTO, E. K.; GOEKE, N. M.; OLSON, B. J.; KLENK, D. C. Measurement of protein using bicinchoninic acid. **Analytical Biochemistry**, v. 150, n. 1, p. 76-85, 1985.

SILVA, L. S.; MIRANDA, L. B.; CASTRO FILHO. B. M. Numerical study of circulation and thermohaline structure in the São Sebastião Channel. **Revista Brasileira de Geofísica**, v.23, n.4, p. 407-425, 2005.

SOARES, J.; CASTRO, B. M.; ADAMS, E. E. Refrigerated water dispersion at the São Sebastião Channel. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 47, n. 1, p. 59-67, 1999.

SOARES-GOMES, A.; FIGUEIREDO, A. G. O ambiente marinho. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. p. 1-34.

SONG, L.; ELIMELECH, M. Theory of concentration polarization in crossflow filtration. **Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions**, v. 91, n. 19, p. 3389-3398, 1995.

STEVIK, T. K.; AA, K.; AUSLAND, G.; HANSSEN, J. F. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. **Water Research**, v. 38, p.1355–1367, 2004.

SUBRAMANI, A.; HOEK, E. M. V. Biofilm formation, cleaning, re-formation on polyamide composite membranes. **Desalination**, v. 257, p. 73–79, 2010.

TANIGUCHI, Y. An overview of pretreatment technology for reverse osmosis desalination plants in japan. **Desalination**, v. 110, p. 21–36, 1997.

TENZER, B.; ADIN, A.; PRIEL, M. Seawater filtration for fouling prevention under stormy conditions. **Desalination**, v.125, p. 77–88, 1999.

TSUNEDA, S.; AIKAWA, H.; HAYASHI, H.; YUASA, A.; HIRATA, A. Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface. **FEMS Microbiology Letters**, v. 223, p. 287-292, 2003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 1684**: total, fixed, and volatile solids in water, solids, and biosolids. EPA-821-R-01-015”.Office of Water, Office of Science and Technology, Engineering and Analysis Division.Washington, DC, 2001.

VAN DER BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C. Distillation vs. membrane filtration: overview of process evolutions in seawater desalination. **Desalination**, v. 143, p. 207-218, 2002.

VAN DER HOEK, J. P.; HOFMAN, J. A. M. H.; BONNÉ, P. A. C.; NEDERLOF, M. M.; VROUWENWELDER, H. S. Ro treatment: selection of pretreatment scheme based on fouling characteristics and operating conditions based on environmental impact. **Desalination**, v. 127, p. 89–101, 2000.

VAN DER KOOIJ, D. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. **Journal of the American Water Works Association**, v. 84, p. 57-65, 1992.

VAN DER KOOIJ, D.; HEIJNEN, W.; CORNELISSEN, E.; VAN AGTMAAL, J.; BAAS, K.; GALJAARD, G. **Elucidation of membrane biofouling processes using bioassays assessing the microbial growth potential of feed water**. Proceedings AWWA Membrane Technology Conference. Tampa Bay, USA, 2007.

VEZA, J. M.; ORTIZ, M.; SADHWANI, J. J.; GONZALEZ, J. E.; SANTANA, F. J. Measurement of biofouling in seawater: some practical tests. **Desalination**, v. 220, p. 326–334, 2008.

VISSCHER, J. T. Slow sand filtration: design, operation, and maintenance. **Journal of American Water Works Association**, v.82, n.6, p. 67–71, 1990.

VOUTCHKOV, N. Considerations for selection of seawater filtration pretreatment system. **Desalination**, v. 261, p. 354-364, 2010a.

VOUTCHKOV, N. **Introduction to reverse osmosis desalination**. A SunCam online continuing education course. SunCam, 2010b. p. 1- 48

VROUWENVELDER, J. S. **Biofouling of spiral wound membranes**. 2009. Ph. D Thesis - Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 2009.

VROUWENVELDER, J.S.; VAN DER KOOIJ, D. Diagnosis, prediction and prevention of biofouling of NF and RO membranes. **Desalination**, v. 139, p. 65–71, 2001.

WADE, N. M. Technical and economic evaluation of distillation and reverse osmosis desalination processes. **Desalination**, v. 93, p. 343–363, 1993.

WAGNER, J. **Membrane filtration handbook: practical tips and hints**. 2nd ed. Osmonics, 2001.

WANG, J.Z.; SUMMERS, R.S.; MILTNER, R.J. Biofiltration performance: part 1, relationship to biomass. **Journal of American Water Works Association**, v. 87, n. 12, p. 55-63, 1995.

WAKELIN, S.; PAGE, D.; DILLON, P.; PAVELLIC, P.; ABELL, G. C. J.; GREGG, A. L.; BRODIE, E.; DESANTIS, T. Z.; GOLDFARB, K. C.; ANDERSON, G. Microbial community structure of a slow sand filter schmutzdecke: a phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis. **Water Science & Technology: Water Supply**. v. 11, n. 4, p. 426-436, 2011.

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters: a design, construction and Operation manual**, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG) and Department Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC), 1996.

WEGELIN, M.; BOLLER, M.; SCHERTENLEIB, R. Particle removal by horizontal flow roughing filtration. **Aqua**, v. 42, n. 3, p. 174-185, 1986.

WEINRICH, L. A.; GIRALDO, E.; LECHEVALLIER, M. W. Development and application of a bioluminescence-based test for assimilable organic carbon in reclaimed waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, p. 7385–7390, 2009.

WEINRICH, L. A.; SCHNEIDER, O. D.; LeCHEVALLIER, M. W. Bioluminescence-Based Method for Measuring Assimilable Organic Carbon in Pretreatment Water for Reverse Osmosis Membrane Desalination. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 3, p. 1148–1150, 2011.

WIMPENNY, J.; MANS, W.; SZEWZYK, U. Heterogeneity in biofilms. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 24, p. 661-671, 2000.

WINTER, T.; PANNELL, D.J.; MCCANN, L. **Economics of desalination and its potential applications in Australia**. Australia: University of Western Australia, 2008.

YANG, H. L.; HUANG, C.; LIN, L. C-T. Seasonal fouling on seawater desalination RO membrane. **Desalination**, v. 250, p. 548-552, 2010.

ZHANG, M.; JIANG, S.; TANUWIDJAJA, D.; VOUTCHKOV, N.; VAN DER HOEK, E. M.; CAI, B. Composition and variability of biofouling organisms in seawater reverse osmosis desalination plants. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, p. 4390-4398, 2011.

ZHU, X.; ELIMELECH, M. Colloidal fouling of reverse osmosis membranes: Measurements and fouling mechanism. **Environmental Science & Technology**, v. 31, p. 3654-3662, 1997.