



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

Layane Priscila de Azevedo Silva

**UTILIZAÇÃO DE MEMBRANAS NO PÓS-TRATAMENTO DE
ESGOTO PARA REÚSO DO PERMEADO E APROVEITAMENTO DO
CONCENTRADO**

Natal

(2014)

Layane Priscila de Azevedo Silva

**UTILIZAÇÃO DE MEMBRANAS NO PÓS-TRATAMENTO DE
ESGOTO PARA REÚSO DO PERMEADO E APROVEITAMENTO DO
CONCENTRADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto

Co-orientador: Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos

Natal

2014

Catálogo da Publicação na Fonte

BCZM / UFRN

Setor de Informação e Referência

Silva, Layane Priscila de Azevedo.

Utilização de membranas no pós-tratamento de esgoto para reúso do permeado e aproveitamento do concentrado / Layane Priscila de Azevedo Silva – Natal, 2014.

128 p.

Orientador : Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto.

Co-orientador: Dr. Hélio Rodrigues dos Santos

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Membranas filtrantes – Dissertação. 2. Permeado – Dissertação. 3. Concentrado – Dissertação. 4. Reúso – Dissertação. 5. Adubo líquido – Dissertação. I. Andrade Neto, Cícero Onofre de. II. Santos, Hélio Rodrigues dos. III. Título.

RN/UF/BCZM

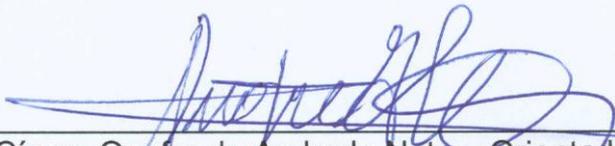
CDU 628.381

LAYANE PRISCILA DE AZEVEDO SILVA

**UTILIZAÇÃO DE MEMBRANAS NO PÓS-TRATAMENTO DE
ESGOTO PARA REÚSO DO PERMEADO E APROVEITAMENTO
DO CONCENTRADO**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte,
como requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Engenharia Sanitária.

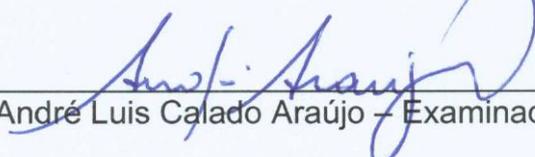
BANCA EXAMINADORA



Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Orientador



Dr. Hélio Rodrigues dos Santos – Co-orientador



Dr. André Luis Calado Araújo – Examinador UFRN



Dr. Roberto Bentes de Carvalho – Examinador Externo PUC RJ

Natal, 28 de Fevereiro de 2014

*A Deus, meu refúgio e fortaleza.
A minha família, meu porto seguro.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre ter me direcionado aos seus caminhos e me dado força para vencer as adversidades.

Aos meus pais, que sempre vi renunciarem as suas necessidades para suprir as nossas, seus filhos, pelo temor ao Senhor e educação que nos deram.

A Josiel, meu companheiro, meu amigo, meu amor.

Ao professor Cícero Onofre de Andrade Neto, pela confiança em me integrar em sua equipe de pesquisa, pela orientação nesse trabalho, compartilhando do seu grande e precioso conhecimento.

Ao professor Hélio Rodrigues dos Santos, pela co-orientação e pelas palavras de encorajamento.

Aos demais professores do PPgES, que foram essenciais para obtenção desse título.

A CAPES, pela bolsa de estudos concedida durante o mestrado.

Aos bolsistas de iniciação científica Alana, André, Cainan, Larissa, Leonardo, Letícia, Rafael, Thaís e Victor, que hoje são engenheiros, mestrandos e estudantes de universidades fora do país, sinto muito orgulho de vocês.

Ao "Bam" (Erivan), funcionário da ETE experimental do Campus de Natal, sempre tão esforçado e prestativo.

Ao Roberto Bentes, diretor executivo da PAM Membranas Seletivas, que em nenhum momento hesitou sanar as minhas dúvidas.

A Dayana Melo Torres, que acabou sendo uma co-orientadora, companheira de experimentos, de almoços, e, especialmente, uma amiga.

Aos amigos do LARHISA, "Xuxu" (Selma Thaís), Weliton, Moisés (campinense "arretado") e os demais colegas da turma do mestrado.

A Hemfibra Tecnologia em Saneamento, em especial a Raimundo Diniz, que me permitiu participar do corpo técnico dessa empresa tão conceituada, e a Anna Keruzza, por ter sido minha "tutora", o conhecimento adquirido nos anos que estive com vocês foi a ponte para minha aprovação no mestrado.

A todos que me auxiliaram em algum momento da minha vida e contribuíram para que eu obtive-se mais essa conquista.

RESUMO

A utilização de membranas filtrantes no pós-tratamento de esgotos tem sido cada vez mais empregada para obtenção de água com qualidade, aplicável a várias modalidades de reúso. Apesar das vantagens apresentadas com o uso do permeado de membranas, como a economia de água e a redução da poluição hídrica, o concentrado gerado no processo acaba sendo um inconveniente para a implantação dessa tecnologia, devido à falta de soluções sustentáveis para seu gerenciamento. Sendo assim, o principal objetivo dessa pesquisa foi avaliar o uso do concentrado de membranas de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa na agricultura, utilizando-o como adubo líquido. Os permeados das membranas também foram avaliados, a fim de identificar em que atividades os mesmos poderiam ser reutilizados. Foram estabelecidas cinco configurações, a partir dos quatro tipos de membranas, de modo que cada configuração representou um sistema distinto. Os ensaios foram realizados em batelada, com triplicata para cada configuração. Os resultados indicaram que os permeados da microfiltração e ultrafiltração podem ser utilizados no meio urbano, em usos não potáveis. Já o permeado da nanofiltração pode ser reutilizado na indústria, para reposição em torres de resfriamento, e nos demais usos não potáveis requeridos na unidade fabril. O permeado obtido no processo de osmose inversa atendeu aos usos previstos para nanofiltração, bem como aos padrões exigidos para alimentação de caldeiras, sendo necessária a adição de alcalinizante, para elevar o pH até o valor recomendado. Os concentrados gerados na nanofiltração e osmose inversa podem ser aproveitados na agricultura como adubo líquido, mas precisam ser diluídos na água de irrigação, a fim de adequar a concentração de sais aos padrões permitidos para culturas menos tolerantes.

Palavras-chave: Membranas filtrantes; Permeado; Concentrado; Reúso; Adubo líquido.

ABSTRACT

The use of membrane filters in the post-treatment of sewage has been increasingly employed to obtain water quality, applicable to various forms of reuse. Despite the advantages presented using the permeate membranes, such as saving water and reducing water pollution, the concentrate generated in the process ends up being an inconvenience to the deployment of this technology due to lack of sustainable solutions for their management. Thus, the main objective of this research was to evaluate the use of membranes for microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis concentrated in agriculture, using it as liquid fertilizer. The permeated membranes were also assessed in order to identify activities in which they could be reused. Five configurations were established from four types of membranes, so that each configuration represents a different system. The tests were conducted in batch mode, with triplicate for each configuration. The results indicated that permeated the microfiltration and ultrafiltration can be used in urban areas, in non-potable uses. Have the nanofiltration permeate can be reused in the industry, replacement cooling towers, and other non-potable uses required in the manufacturing unit. The permeate obtained in reverse osmosis met the intended uses for nanofiltration as well as the standards required for boiler feed, adding alkalizing being required to raise the pH to the recommended value. Concentrates generated in nanofiltration and reverse osmosis can be availed as liquid fertilizer in agriculture, but they must be diluted in the irrigation water, in order to adjust the salt concentration allowed for the least tolerant crops patterns.

Keywords: Membrane filter; Permeate; Concentrate; Reuse; Liquid fertilizer.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Comparação esquemática entre filtração convencional (frontal) e filtração tangencial.....	28
Figura 2:	Configurações usuais para o preparo de membranas.....	29
Figura 3:	Membrana de fibra oca.....	30
Figura 4:	Fotomicrografias da morfologia das membranas de MF do tipo fibra oca.....	30
Figura 5:	Fotomicrografias da morfologia das membranas de UF do tipo fibra oca.....	31
Figura 6:	Corte de uma membrana espiral.....	31
Figura 7:	Representação do módulo espiral.....	32
Figura 8:	Esquema da formação de <i>biofouling</i>	33
Figura 9:	Concentração de Ca^{2+} obtida através da CEa e da relação entre bicarbonato e cálcio.....	50
Figura 10:	Equipamento com módulo integrado de membranas de MF e UF.....	55
Figura 11:	Detalhes do equipamento com módulo integrado de membranas de MF e UF.....	56
Figura 12:	Equipamento com módulo integrado de membranas de NF e OI.....	57
Figura 13:	Detalhes do equipamento com módulo integrado de membranas de NF e OI.....	58
Figura 14:	Coleta do efluente tratado da ETE.....	61
Figura 15:	Alimentação das membranas.....	62
Figura 16:	Permeado e concentrado da MF tendo como alimentação efluente tratado da ETE.....	63
Figura 17:	Permeado e concentrado da UF tendo como alimentação o permeado da MF.....	64
Figura 18:	Permeado e concentrado da NF, tendo como alimentação o permeado da UF.....	64

Figura 19: Permeado e concentrado da OI, tendo como alimentação o permeado da NF.....	65
Figura 20: Medição da vazão de permeado.....	65
Figura 21: Coleta de amostras.....	66
Figura 22: Amostras da alimentação, permeado e concentrado para análise em laboratório.....	67
Figura 23: Diagrama para classificação de águas para irrigação.....	100
Figura 24: Qualidade da água de irrigação de irrigação pela classificação de Richards.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Visão geral do processo de filtração em membranas e suas características.....	23
Tabela 2:	Requisitos de qualidade propostos para água de reúso.....	37
Tabela 3:	Classificação da qualidade de água com fins de reúso – NBR 13.969/1997.....	37
Tabela 4:	Guia de reúso de água da USEPA.....	39
Tabela 5:	Padrão de qualidade recomendado para água de resfriamento e geração de vapor.....	41
Tabela 6:	Padrão de qualidade da SABESP para água de reúso utilizada no Aquapolo.....	42
Tabela 7:	Principais nutrientes absorvidos pelas raízes das plantas.....	45
Tabela 8:	Classificação da água de irrigação de acordo com o risco de salinidade.....	47
Tabela 9:	Diretrizes para interpretar a qualidade de água utilizada na irrigação.....	49
Tabela 10:	Qualidade de água para irrigação.....	51
Tabela 11:	Configurações para ensaio de filtração em membranas.....	52
Tabela 12:	Parâmetros operacionais dos ensaios de filtração em membrana.....	53
Tabela 13:	Principais características das membranas, de acordo com os respectivos fabricantes.....	54
Tabela 14:	Indicadores envolvidos na pesquisa e seus métodos analíticos	59
Tabela 15:	Volumes totais de esgoto tratado filtrados nas primeiras membranas da série de cada configuração.....	61
Tabela 16:	Volume morto identificado em cada membrana.....	63
Tabela 17:	Valores médios de vazão e fluxo dos permeados.....	71
Tabela 18:	Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Microfiltração.....	72

Tabela 19: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Ultrafiltração.....	80
Tabela 20: Valores máximos recomendados para a concentração de SDT em função do uso e concentração de SDT no efluente da KODAK.....	88
Tabela 21: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Nanofiltração.....	89
Tabela 22: Risco de toxicidade por sódio, cloro e boro na água de irrigação.....	102
Tabela 23: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Osmose Inversa.....	104

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1:	Concentração de fósforo total nos ensaios de MF.....	74
Gráfico 2:	Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de MF.....	75
Gráfico 3:	Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de MF....	76
Gráfico 4:	Concentração de nitrato nos ensaios de MF.....	76
Gráfico 5:	Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de MF.....	77
Gráfico 6:	Concentração do fósforo total nos ensaios de UF.....	83
Gráfico 7:	Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de UF.....	84
Gráfico 8:	Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de UF.....	84
Gráfico 9:	Concentração de nitrato nos ensaios de UF.....	85
Gráfico 10:	Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de UF.....	86
Gráfico 11:	Concentração da condutividade elétrica nos ensaios de NF...	90
Gráfico 12:	Concentração de cloretos nos ensaios de NF.....	91
Gráfico 13:	Concentração da RAS° nos ensaios de NF.....	92
Gráfico 14:	Concentração de fósforo total nos ensaios de NF.....	92
Gráfico 15:	Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de NF.....	93
Gráfico 16:	Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de NF.....	94
Gráfico 17:	Concentração de nitrato nos ensaios de NF.....	95
Gráfico 18:	Concentração de SDT nos ensaios de NF.....	96
Gráfico 19:	Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de NF.....	97
Gráfico 20:	Concentração da condutividade elétrica nos ensaios de Ol....	106
Gráfico 21:	Concentração dos cloretos nos ensaios de Ol.....	107
Gráfico 22:	Concentração da RAS° nos ensaios de Ol.....	107
Gráfico 23:	Concentração do fósforo total nos ensaios de Ol.....	108
Gráfico 24:	Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de Ol.....	118
Gráfico 25:	Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de Ol.....	109
Gráfico 26:	Concentração de nitrato nos ensaios de Ol.....	110
Gráfico 27:	Concentração de sólidos dissolvidos totais nos ensaios de Ol	111

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

APHA – American Public Health Association

BAS – Biofiltro Aerado Submerso

Ca – Cálcio

CEa – Condutividade Elétrica da Água

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPA – Environmental Protection Agency

Eq – Equação

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

MBR – Membrane Bioreactor

MF – Microfiltração

MNO – Microfiltração + Nanofiltração + Osmose Inversa

MO – Microfiltração + Osmose Inversa

MUNO – Microfiltração + Ultrafiltração + Nanofiltração + Osmose Inversa

Mg – Magnésio

NBR – Norma Brasileira

N – Normal

Na – Sódio

NF – Nanofiltração

NMP – Número Mais Provável

NTU – Nephelometric Turbidity Unit

OI – Osmose Inversa

pH – Potencial Hidrogeniônico

PRFV – Plástico Reforçado com Fibra de Vidro

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

PSM – Processo de Separação por Membranas

PVC – Policloreto de Vinila

RAS – Razão de Adsorção de Sódio

SABESP – Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SD – Sólidos Dissolvidos Totais

SS – Sólidos Suspensos

UF – Ultrafiltração

UFC – Unidade Formadora de Colônia

UNO – Ultrafiltração + Nanofiltração + Osmose Inversa

UO – Ultrafiltração + Osmose Inversa

uT – Unidade de Turbidez

VMP – Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	18
1.1 Objetivos.....	22
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	23
2.1 Processo de Separação por Membranas.....	23
2.1.1 Classificação das Membranas.....	24
2.1.2 Características das Membranas.....	25
2.1.2.1 Porosidade.....	25
2.1.2.2 Seletividade.....	26
2.1.2.3 Fluxo do Permeado.....	26
2.1.3 Tipos de Filtração.....	27
2.1.4 Configurações dos Módulos de Membranas.....	28
2.1.4.1 Módulo com Fibras Ocas.....	29
2.1.4.2 Módulo Espiral.....	31
2.1.5 Incrustação na Membrana.....	32
2.1.5.1 Polarização por Concentração.....	34
2.2 Reúso de Água.....	35
2.2.1 Classificação dos Tipos de Reúso.....	35
2.2.2 Reúso do Permeado de Membranas.....	36
2.3 Aproveitamento do Concentrado de Membranas.....	42
2.3.1 Padrões de Qualidade para Uso do Concentrado.....	45
2.3.1.1 Nutrientes.....	45
2.3.1.2 Salinidade.....	46
2.3.1.3 Infiltração e RAS.....	48
2.3.1.4 Toxicidade a Íons Específicos.....	50
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
3.1 Delineamento Experimental.....	52
3.2 Descrição do Pré-tratamento das Membranas – ETE.....	53
3.3 Características das Membranas Filtrantes.....	54
3.4 Métodos Analíticos.....	59
3.5 Procedimentos.....	60
3.5.1 Padronização dos Ensaios de Filtração em Membranas.....	60

3.5.2 Ensaio de Filtração em Membranas.....	61
3.5.2.1 Coleta do Efluente da ETE.....	61
3.5.2.2 Alimentação das Membranas.....	62
3.5.2.3 Medição da vazão.....	65
3.5.2.4 Coleta de amostras.....	66
3.5.2.5 Troca das Membranas.....	67
3.5.2.6 Filtração com água.....	68
3.5.2.7 Limpeza Química das Membranas.....	68
3.6 Apresentação dos Dados da Pesquisa.....	69
3.7 Dificuldades Encontradas.....	69
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
4.1 Fluxos dos Permeados das Membranas.....	71
4.2 Ensaio de Microfiltração.....	71
4.2.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Microfiltração.....	78
4.3 Ensaio de Ultrafiltração.....	79
4.3.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Ultrafiltração.....	87
4.4 Ensaio de Nanofiltração.....	88
4.4.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Nanofiltração.....	97
4.5 Ensaio de Osmose Inversa.....	103
4.5.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Osmose Inversa.....	112
4.6 Análise das Configurações de Membranas.....	115
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	117
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	119

1. INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado de efluentes nos mananciais deteriora a qualidade das águas, diminuindo assim a oferta desse líquido vital. A prática do reúso é viável não apenas por ser uma fonte alternativa de abastecimento, mas, principalmente, por diminuir a poluição hídrica.

O Brasil não dispõe de regulamentos que estabeleçam o reúso, muito embora a Lei N° 9433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, apresente vários dispositivos que indicam o reúso como uma alternativa importante para a racionalização do uso da água. As pesquisas e os sistemas de reúso aplicados em escala real no Brasil são, geralmente, baseados em diretrizes do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA).

Devido o quadro crescente de poluição acentuam-se os esforços no sentido de melhorar o tratamento dos efluentes para a sua reutilização, e a tecnologia de membranas filtrantes tem se destacado nesse sentido. Ocorre que, para reúso em modalidades que requerem água com maior grau de pureza, como a indústria, por exemplo, os tratamentos biológicos convencionais não atendem aos requisitos exigidos. No entanto, a tecnologia de membranas é considerada confiável, pois é capaz de eliminar contaminantes físicos, químicos e microbiológicos dos esgotos.

As técnicas de filtração em membranas mais empregadas são a Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Inversa (OI). Os dois principais fatores que diferenciam cada uma delas são a pressão exercida sobre a membrana e o tamanho dos poros superficiais, o que altera a capacidade de retenção das partículas (VAN DER BRUGGEN *et al.*, 2003).

Uma membrana pode ser definida como um filme fino sólido, que separa duas soluções e atua como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções, quando aplicado algum tipo de força externa (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001). Após a passagem pela membrana, a vazão afluenta é separada em duas linhas distintas, denominadas permeado e concentrado. O

permeado é a parcela que passa através da membrana, enquanto o concentrado é a parcela enriquecida de solutos, que ficou retida.

Entre as principais vantagens na utilização das membranas no pós-tratamento de efluentes estão: produção de água com elevado grau de pureza, constância na qualidade da água produzida, baixa utilização de produtos químicos, pouco espaço necessário para as instalações e a facilidade de automação e operação do sistema (XIA *et al.*, 2005). Entretanto, um dos problemas na utilização desta tecnologia, assim como ocorre nos demais sistemas de tratamento, é a geração de um rejeito, nesse caso, o concentrado.

De maneira geral, os estudos com membranas filtrantes evidenciam a qualidade da água produzida, porém, em sua grande maioria, não é apresentada qualquer opção de gerenciamento do concentrado.

De acordo com Mickley^b (2004), os métodos convencionais para a eliminação do concentrado são: lançamento em águas superficiais, lançamento em rede de esgoto, lagoas de evaporação, injeção em poço profundo e aplicação na irrigação. Com exceção do último método citado, os demais desperdiçam totalmente os componentes do concentrado, além de serem muito onerosos, ou muito poluentes, quando se trata de uma alternativa de menor custo, como lançamento em corpos d'água.

No caso dos esgotos sanitários sabe-se que esses possuem elevada concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Quando esses efluentes são submetidos às membranas, sobretudo NF e OI, tais nutrientes são perdidos, pois ficam retidos por essas membranas. Sendo assim, analisar o aproveitamento desses componentes do concentrado constitui uma linha de pesquisa inovadora e de grande relevância para o saneamento ambiental.

Este é o primeiro estudo com membranas filtrantes neste programa de pós-graduação. Os trabalhos anteriores do grupo de pesquisa foram com biofiltros aerados submersos, de nova concepção, com simples operação e elevada eficiência. Apesar dos excelentes resultados de turbidez (< 2 uT), sólidos suspensos (< 2 mg/L) e DBO (< 7 mg/L) ainda havia a preocupação com os nutrientes presentes no efluente tratado, e os possíveis impactos ambientais que os mesmos poderiam acarretar, por outro lado, tais nutrientes são essenciais para a produção agrícola e de elevado custo de aquisição.

Sendo assim foram iniciadas as pesquisas com remoção de biológica de nitrogênio na ETE, e agora, a recuperação de nitrogênio e fósforo, utilizando membranas filtrantes no pós-tratamento de efluentes. Ambas as pesquisas fazem parte da Rede de projetos RENUTRES.

A recuperação de nutrientes dos esgotos tem se tornado cada vez mais importante, principalmente o fósforo, devido ao esgotamento desse recurso mineral. Atualmente, quase todo o fósforo utilizado em fertilizantes é processado a partir rocha fosfática. Essa prática não é sustentável, uma vez que a taxa de regeneração do fósforo é insignificante em comparação com a taxa de exploração corrente, culminando na elevação crescente do custo de aquisição dos fertilizantes fosfatados (BLÖCHER, NIEWERSCH e MELIN, 2012). O nitrogênio, por sua vez, pode ser produzido quimicamente para uso na agricultura, porém a um alto gasto energético (JÖNSSON *et al.*, 2004).

A recuperação dos nutrientes do concentrado também foi estudada por Jahir *et al.* (2011), os autores enfatizaram que essa é uma solução sustentável, tanto pela contribuição na redução da poluição hídrica, quanto pela abertura de uma nova fonte de nitrogênio e fósforo, que demandam muitos recursos para serem produzidos como fertilizantes, elevando o custo de aquisição.

O reaproveitamento do concentrado para fertirrigação constitui a alternativa prática e de menor custo de destinação. A injeção em poço profundo é limitada, pois exige aquíferos com características específicas, como: solo permeável; aquífero isolado, em que não haja possibilidade de retirada de água para abastecimento humano e aquífero com capacidade suficiente para receber o volume de concentrado durante a vida útil da planta de membrana (MICKLEY^c, 2009). O uso de lagoas de evaporação é restrito a vazões muito pequenas de concentrado, uma vez que tais lagoas devem rasas para facilitar a evaporação, com isso é requerida uma área muito grande. Além disso, essa forma de dispor o concentrado não é viável para regiões com chuvas periódicas. O descarte em redes de esgotos, ou a recirculação para o início da ETE, depende do volume e da composição do concentrado, de modo que não haja comprometimento da eficiência do tratamento.

Valorizar o concentrado como um recurso de água e nutrientes, a qual se denominou de adubo líquido, pode viabilizar a implantação de sistemas de membranas. O adubo líquido pode ser comercializado para diluição na água de irrigação, e o permeado de membranas reutilizado no meio urbano e na indústria.

Sendo assim, o custo de aquisição dos fertilizantes, principalmente o fósforo, bem como a oferta de água aplicável a diversos usos, justifica a utilização de membranas filtrantes no pós-tratamento de esgotos, com objetivo principal de adotar um tratamento de maior eficiência, cujos produtos permitem várias tipos de aproveitamento, diminuindo a vazão de efluentes que chegam aos cursos d'água.

Portanto, esta pesquisa analisou o concentrado de membranas de MF, UF, NF e OI, utilizadas no pós-tratamento de esgotos, para aproveitamento na agricultura como adubo líquido, bem como os permeados gerados, e as modalidades de reúso aplicáveis a cada um deles.

1.1 Objetivos

Objetivo Geral

- Analisar os concentrados gerados nos processos de separação em membranas de MF, UF, NF e OI, para aproveitamento na agricultura como adubo líquido, e os permeados para reuso no meio urbano e na indústria.

Objetivos Específicos

- Avaliar a capacidade de rejeição dos componentes dos esgotos em membranas de MF, UF, NF e OI;
- Recuperar os fluxos de permeado através da limpeza química das membranas;
- Comparar as configurações de membranas propostas e identificar quais delas melhor se aplicam ao aproveitamento do concentrado e reuso do permeado.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Processo de Separação por Membranas

No processo de separação por membranas (PSM) é possível reter material particulado e coloidal, como numa filtração convencional, mas também remover constituintes dissolvidos, dependendo do tipo de membrana e da operação pertinente (BARBOSA, 2009).

O solvente (água) é forçado a atravessar uma membrana semipermeável pela aplicação de uma força motriz. Segundo Habert, Borges e Nóbrega (2006), a principal força motriz responsável pelo transporte de uma espécie em PSM é o gradiente entre os seus dois lados, que se traduz em gradiente de concentração, pressão e/ou de temperatura. No caso particular de espécies iônicas, a força motriz pode ser um gradiente de potencial elétrico.

As principais membranas aplicadas no pós-tratamento de esgotos são a MF, UF, NF e OI. Como regra geral, MF é adequada para remoção de sólidos em suspensão, incluindo microorganismos maiores, como protozoários e bactérias. UF é aplicada para remoção de vírus e macromoléculas orgânicas, até um tamanho de cerca de 20 nm. Componentes orgânicos menores e íons multivalentes podem ser removidos por NF, enquanto OI é apropriada para remoção de todos os componentes dissolvidos (WINTGENS *et al.*, 2005). As características gerais dos PSM encontram-se na tabela 1.

Tabela 1: Visão geral do processo de filtração em membranas e suas características.

	Microfiltração (MF)	Ultrafiltração (UF)	Nanofiltração (NF)	Osmose Inversa (OI)
Pressão (bar)	0,1 – 2	0,1 – 5	3 – 20	5 – 120
Tamanho dos poros	> 50 nm	2 – 50 nm	< 2 nm	< 2 nm
Mecanismo de separação	Exclusão por tamanho	Exclusão por tamanho	Efeitos de carga	Solução - Difusão
Aplicações	Clarificação Pré-tratamento Remoção de bactérias	Remoção de macromoléculas, bactérias e vírus	Remoção de íons multivalentes	Dessalinização das águas e remoção de toda matéria orgânica

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003) e Van der Bruggen *et al.* (2003).

2.1.1 Classificação das Membranas

Segundo Habert, Borges e Nóbrega (2006), as membranas podem ser classificadas de acordo com a sua porosidade e morfologia.

Em relação à porosidade superficial, as membranas podem ser:

- **Densas** – não há poros na superfície em contato com a solução a ser processada, o transporte das moléculas envolve uma etapa de dissolução (sorção dos componentes na superfície da membrana), difusão através do material que constitui a membrana com posterior desorção do componente.
- **Porosas** – seu transporte é fundamentalmente convectivo, ocorrendo através de seus poros.

Quanto à morfologia podem ser classificadas como:

- **Integrais** – constituídas por um único material.
- **Compostas** – constituídas por mais de um material.
- **Simétricas ou isotrópicas** – apresentam as mesmas características morfológicas ao longo de sua espessura.
- **Assimétricas ou anisotrópicas** – apresentam gradiente de porosidade na direção perpendicular à sua superfície.

Os mecanismos de transporte de solvente e solutos através da membrana dependem, essencialmente, do tamanho relativo dos poros. Para as membranas densas, tais como as de OI, os poros são o volume livre correspondente aos pequenos espaços vazios, que surgem entre as cadeias poliméricas, causados pelo movimento natural moléculas. Por outro lado, os poros das membranas verdadeiramente porosas correspondem a volumes livres relativamente grandes e fixos, que não apresentam alterações de tamanho e posição, na escala de tempo do transporte através da membrana, como nas membranas de MF e UF. Em geral, a transição entre estruturas de

membranas porosas e densas corresponde a tamanhos de poros entre 5 a 10 Å, próximos aos das membranas de NF (BARKER e STUCKEY, 2004).

Para as membranas porosas, o gradiente de pressão entre o lado da alimentação e do permeado cria o fluxo convectivo através dos poros. Nesse caso, a seletividade das membranas está diretamente associada à relação entre o tamanho das espécies que se deseja reter e o tamanho dos poros, e a retenção se dá principalmente por exclusão por tamanho (HABERT, BORGES e NÓBREGA, 2006).

Por outro lado, para membranas densas, o fluxo de permeado ocorre por difusão, e a força motriz para o transporte através da membrana é a diferença de potencial químico entre a alimentação e o permeado. Segundo Habert, Borges e Nóbrega (2006), no caso da OI a permeabilidade do solvente através do material da membrana é maior que a dos solutos, fazendo com que o permeado gerado tenha menor concentração de sais e compostos orgânicos dissolvidos que a alimentação. Dessa forma, é necessária a aplicação de uma pressão superior à pressão osmótica para garantir que o potencial químico da alimentação seja maior que o do permeado e o fluxo ocorra no sentido desejado.

2.1.2 Características das Membranas

De acordo com Pelegrin (2004), as características mais importantes das membranas são: porosidade, seletividade e permeabilidade.

As propriedades que determinam o desempenho ou a eficiência de uma membrana são a alta seletividade e o fluxo do permeado (STRATHMANN, 2001).

2.1.2.1 Porosidade

Porosidade é a relação existente entre a parte sólida e os poros da membrana, isto é, pode ser considerada como a quantidade de vazios em sua estrutura (PELEGRIN, 2004).

A porosidade pode mensurada em relação à parte superficial da membrana (poros/m²), ou pode ser referir a toda a membrana, conforme representado na equação 1.

$$\varepsilon = 1 - DM/DP \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

ε : Porosidade (adimensional)

DM: Densidade da membrana (Kg/m³)

DP: Densidade do polímero (Kg/m³)

2.1.2.2 Seletividade

A seletividade pode ser expressa pela retenção (R) ou pelo fator de separação (α). Ela é representada pela retenção, quando se trata de misturas líquidas aquosas, em que o soluto é retido parcialmente ou completamente pela membrana. Para misturas gasosas e de líquidos orgânicos, onde o soluto passa preferencialmente pela membrana, a seletividade é representada pelo fator de separação (BARBOSA, 2009).

De acordo com Giacobbo (2010), a seletividade de uma membrana depende da distribuição do tamanho dos poros. Entretanto, as membranas não possuem tamanhos únicos de poros, elas apresentam uma distribuição de tamanho de poros em torno de um diâmetro médio. Existem vários métodos para determinação desse diâmetro médio, Pelegrin (2004) e Provenzi (2005) citam os seguintes: medida direta, através de microscopia eletrônica; porosimetria de mercúrio e porosimetria de deslocamento de líquido.

2.1.2.3 Fluxo de Permeado

O fluxo de permeado membrana é definido como o volume que permeia através da membrana por unidade de área e tempo, conforme representado na equação 2.

$$Jp = \frac{Qp}{A} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

Jp : Fluxo do permeado (L/h.m²)

Qp : Vazão do permeado (L/h)

A : Área (m²)

Para as membranas porosas, em função do tipo de força motriz aplicada, o transporte das espécies da membrana pode ser tanto convectivo ou difuso. No caso de MF, UF e NF, para os quais a força motriz é o gradiente de pressão através da membrana, o fluxo de permeado é fundamentalmente convectivo. No caso de processos que empregam membranas densas, como as de OI, o fluxo de permeado é sempre de natureza difusiva, independente da força motriz aplicada, uma vez que a membrana não apresenta poros próximos à superfície que se encontra em contato com a solução a ser processada (HABERT, BORGES e NÓBREGA, 2006).

Segundo Provenzi (2005), o escoamento de uma solução ou suspensão complexa através de um meio poroso conduz a diferentes fenômenos que alteram a permeabilidade. Além disso, a distribuição dos tamanhos médios das partículas que compõem uma suspensão biológica é bastante variada. Assim, as modificações de propriedades de escoamento podem ser divididas de acordo com o tamanho das partículas do meio em relação aos poros da membrana.

2.1.3 Tipos de Filtração

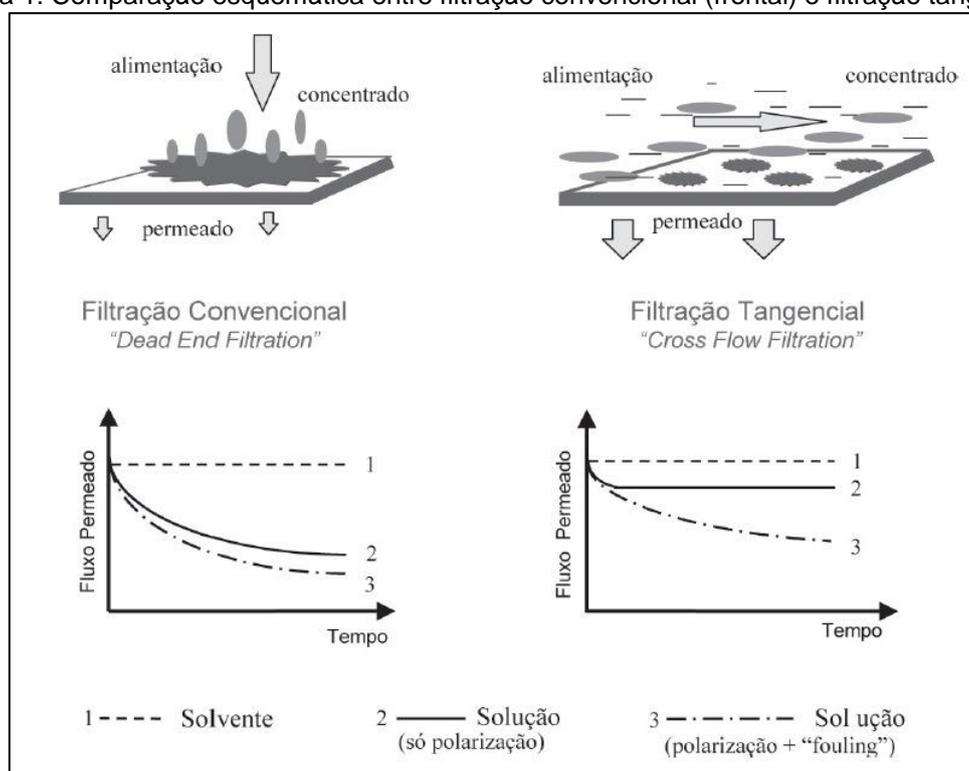
Os módulos de membranas podem ser operados por meio de dois tipos de filtração, frontal e tangencial (figura 1).

Na filtração frontal, também conhecida como convencional, a alimentação é forçada perpendicularmente à membrana; o permeado passa através da membrana e os solutos, ou os materiais em suspensão, são retidos acumulando-se na superfície da membrana (HABERT, BORGES e NÓBREGA,

2006). Essa concentração elevada de partículas na região próxima à membrana, em função do tempo, ocasiona uma queda do fluxo do permeado pelo aumento da resistência à filtração (MAESTRI, 2007).

Na filtração tangencial a solução escoia paralelamente à superfície da membrana enquanto o permeado é transportado transversalmente à mesma. O escoamento paralelo limita o acúmulo do material retido sobre a membrana, sendo assim o fluxo de permeado pode permanecer constante com o tempo (HABERT, BORGES e NÓBREGA, 2006).

Figura 1: Comparação esquemática entre filtração convencional (frontal) e filtração tangencial



Fonte: Habert, Borges e Nóbrega 2006.

2.1.4 Configurações dos Módulos de Membranas

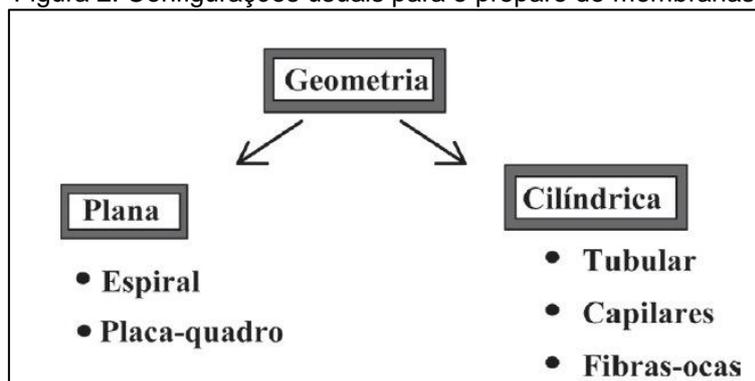
Conforme descrito por Schneider e Tsutiya (2001), o módulo é o elemento básico de um sistema de membrana que congrega todas as estruturas necessárias para viabilizar a operação da unidade de separação. Ele contém os seguintes elementos:

- Membranas;
- Estruturas de suporte da pressão, do vácuo ou da corrente elétrica aplicados ao sistema;
- Canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado.

Ainda segundo esses autores, os módulos devem ser projetados para atender requisitos, tais como: simplicidade de manuseio, facilidade de limpeza e baixo volume morto.

As principais configurações de módulos de membranas estão apresentadas na figura 2. Serão abordados apenas os módulos de fibras ocas e espiral, já que essas foram as utilizadas na pesquisa.

Figura 2: Configurações usuais para o preparo de membranas.



Fonte: Habert, Borges e Nóbrega 2006.

2.1.4.1 Módulo com Fibras Ocas

As fibras ocas são caracterizadas por apresentarem um diâmetro externo inferior a 0,5 mm. As fibras são fixadas nas duas extremidades de um tubo, empregando uma resina, que também possibilita a vedação e separação dos compartimentos de efluente bruto e permeado (HABERT, BORGES e NÓBREGA 2006). A membrana de fibra oca está demonstrada na figura 3.

Figura 3: Membrana de fibras ocas.

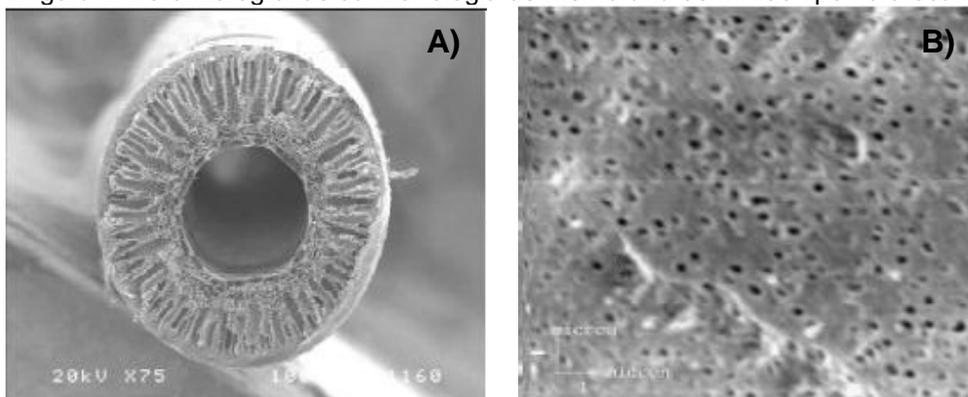


Fonte: Radjenovic *et al.*, 2007.

Os módulos de fibras ocas são aplicados em maior escala em sistemas de MF e UF, apresentando área de membrana por volume de módulo de cerca de $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Essa elevada relação entre a área de permeação e o volume do módulo constitui uma vantagem para as membranas de fibras ocas, uma vez que há melhor utilização do espaço resultando numa redução do custo do equipamento (SCHENEIDER e TSUTIYA, 2001).

A figura 4 mostra a morfologia da membrana de microfiltração, de fibra oca, através de microscopia eletrônica.

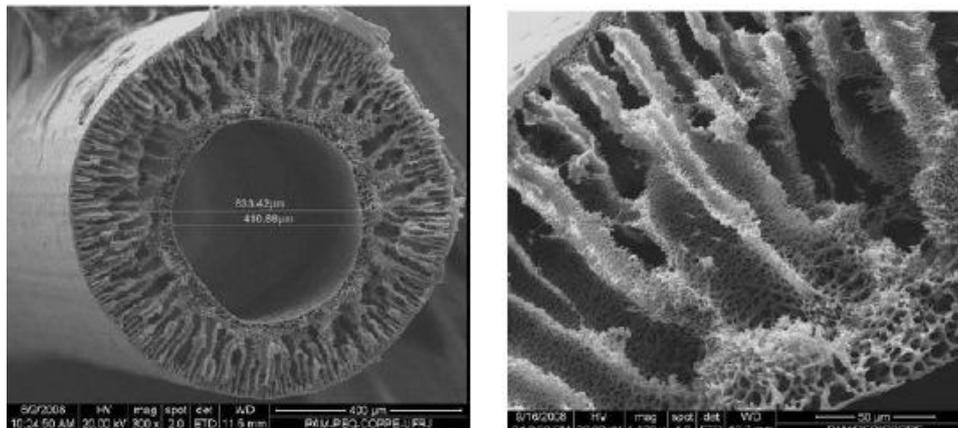
Figura 4: Fotomicrografias da morfologia de membrana de MF do tipo fibra oca.



A): Seção transversal da fibra oca, B): Superfície externa seletiva. Fonte: PAM Membranas Seletivas, 2012.

A figura 5 representa a morfologia da membrana de fibra oca de ultrafiltração.

Figura 5: Fotomicrografias da morfologia das seções transversais de membrana de UF do tipo fibra oca.



Fonte: PAM Membranas Seletivas, 2012.

2.1.4.2 Módulo Espiral

O módulo espiral é mais utilizado em aplicações que demandam pressões altas e intermediárias, ou seja, na NF e OI. A membrana na configuração espiral está representada na figura 6.

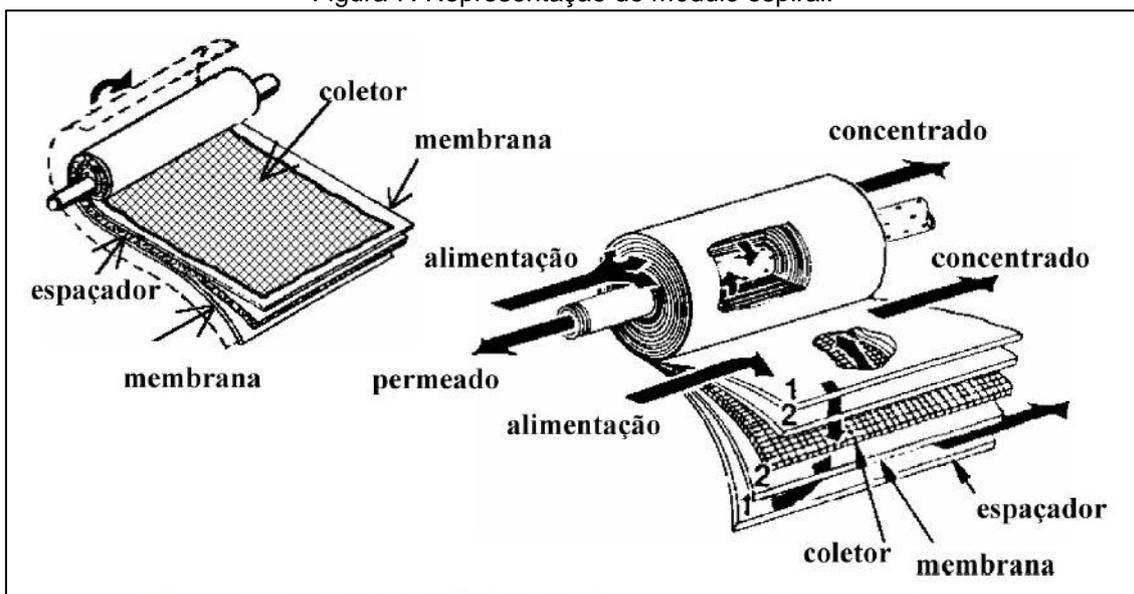
Figura 6: Corte de uma membrana espiral



Fonte: Radjenovic *et al.*, 2007.

Nesse módulo utiliza-se a membrana entre dois espaçadores. Um desses serve como canal de coleta para o permeado, enquanto o outro fornece espaço para escoar a solução de alimentação. As membranas conjuntamente com os espaçadores são enroladas em torno de um duto perfurado, para o qual o permeado escoar. O conjunto é selado externamente com resina (figura 7).

Figura 7: Representação do módulo espiral.



Fonte: Habert, Borges e Nóbrega, 2006.

2.1.5 Incrustação na Membrana

A Incrustação é um processo físico que acontece devido à formação de uma camada de partículas (torta) sobre a membrana, provocando o decaimento do fluxo de permeação ao longo do tempo de operação (PELEGRIN, 2004). Esse fenômeno também é conhecido como *fouling*. Segundo Radjenovic *et al.* (2007) se trata de um fenômeno muito complexo, com diversos fatores intervenientes, além disso, é difícil defini-lo claramente. Esses autores citam como principal causa da incrustação os seguintes fatores:

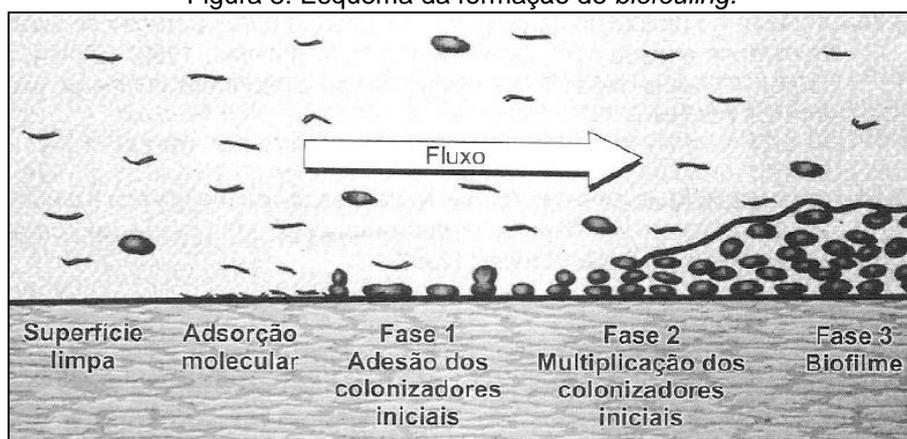
- Adsorção de macromoléculas e material coloidal;
- Crescimento de biofilme na superfície da membrana;
- Precipitação de matéria inorgânica;
- Envelhecimento da membrana.

De acordo com Scheneider e Tsutyia (2001), o surgimento da torta inicia com a retenção de partículas maiores que os diâmetros dos poros. Forma-se uma primeira camada e esta torta começa a operar como uma membrana adicional. A torta geralmente apresenta estrutura irregular e dinâmica, de crescimento próprio. Assim, ela cresce tanto pela incorporação de material

particulado com diâmetro maior que seus poros, quanto pelo agrupamento de colóides, partículas e moléculas de tamanho menor que os poros da torta.

Quando os PSM são aplicados ao tratamento de esgotos, a incrustação se dá pelo crescimento de biofilme na superfície da membrana, num processo conhecido como *biofouling*. Esse fenômeno está relacionado ao depósito de matéria orgânica e crescimento de comunidades de microorganismos aderidos à membrana. A incrustação inicia com a deposição de matéria orgânica sobre a membrana. Na sequência, os microorganismos começam a se aderir ao material orgânico, para degradá-lo. Durante essa degradação, os microorganismos liberam polímeros extracelulares no meio, formando uma espécie de gel (figura 8).

Figura 8: Esquema da formação de *biofouling*.



Fonte: Scheneider & Tsutiya, 2001.

Algumas consequências acarretadas pelo *biofouling* (MAESTRI, 2007):

- Aumento da intensidade da polarização por concentração, pelo acúmulo de sais rejeitados pela membrana na matriz do biofilme, promovendo resistência à filtração;
- Bloqueio dos canais de alimentação de permeado e concentrado;
- Degradação da membrana por bactérias do biofilme;
- Contaminação do permeado pela presença do biofilme no canal dessa corrente;
- Redução do fluxo de operação;

- Aumento dos custos operacionais pelo aumento do consumo de energia e com a compra de produtos químicos;
- Redução da vida útil da membrana.

Procedimentos periódicos de limpeza química são fundamentais para minimizar os efeitos da incrustação e manter o fluxo de permeação.

2.1.5.1 Polarização por Concentração

Na filtração convencional, a solução é pressionada contra a membrana e, considerando-se que a membrana é seletiva ou parcialmente seletiva aos compostos, haverá a retenção de substâncias sobre sua superfície, formando-se uma camada polarizada. Com isso, aumenta-se a concentração na interface membrana/solução e, dependendo das substâncias que compõem esta camada próxima à superfície da membrana, se inicia um movimento retro-difusivo em direção ao seio da solução, estabelecendo-se rapidamente um perfil de concentração dos compostos na região próxima à interface membrana/solução. Este fenômeno é conhecido como polarização de concentração e é inerente a processos seletivos (BARBOSA, 2009).

Os PSM têm como limitação o fenômeno de polarização por concentração, a partir da formação de uma camada de gel nas paredes da membrana, na qual a concentração de soluto tende a aumentar ao longo do tempo obstruindo os poros e produzindo uma queda no fluxo do permeado (PELEGRIN, 2004).

O controle da formação da zona de polarização pode ser feito através do aumento da velocidade tangencial, provocando maior turbulência. A agitação e a mistura da solução, próximo à superfície da membrana, arrasta parte significativa dos sólidos aumentando a taxa de permeação. Além deste método, a aplicação de baixas pressões e a escolha do material constituinte da membrana são outros fatores bastante efetivos, que reduzem a adsorção de solutos (JÖNSSON E JÖNSSON, 1995).

2.2 Reúso de Água

Sobrepondo o problema de quantidade está o da qualidade das águas. Com exceção das regiões áridas, muitos locais tem recursos hídricos abundantes, mas também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo devido a poluição que os mananciais apresentam.

A implantação de um sistema de reúso leva o empreendedor a investir em melhores tecnologias de tratamento, adaptando os esgotos para um uso previsto, impedindo assim que efluentes de qualidade inferior sejam lançados em corpos receptores, o que resulta na diminuição da poluição hídrica.

O uso dos esgotos como fonte alternativa de água satisfaz as demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico. Hespanhol (2002) cita que as águas de qualidade inferior, tais como os esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de drenagem e águas salobras devem, sempre que possível, serem reutilizadas.

2.2.1 Classificação dos Tipos de Reúso

A resolução 54/2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática do reúso direto não potável de água, apresenta as seguintes definições:

- **Reúso para fins urbanos** – utilização da água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana.
- **Reúso para fins agrícolas e florestais** – aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.
- **Reúso para fins ambientais** – utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente.
- **Reúso para fins industriais** – utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais.

- **Reúso na aquicultura** – utilização da água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

Os usos propostos devem ser em função da qualidade da água disponível. Assim como, a água reutilizada deve obedecer a parâmetros estabelecidos para cada uso previsto (SILVA^c, 2011).

2.2.2 Reúso do Permeado de Membranas

A utilização dos permeados de membranas como água de reúso, em várias modalidades, justifica o aumento da implantação dessa tecnologia no pós-tratamento de esgotos sanitários. Os permeados de MF e UF são geralmente aplicados na irrigação e em usos urbanos não potáveis, enquanto os permeados de NF e OI são destinados ao reúso na indústria, como fluido de aquecimento e/ou resfriamento, para geração de energia ou como fluido auxiliar no próprio processo industrial.

Um aspecto que dificulta a ampliação do reúso de água é a falta de leis e resoluções que regulamentem o reúso no país.

Já existem muitos estudos com essa temática, mas poucos documentos técnicos disponíveis para orientação de projetos em escala real.

Os principais estudos com reúso no Brasil foram feitos a âmbito do PROSAB. No edital 3 o tema foi a desinfecção de efluentes sanitários, para aplicações de fins produtivos na agricultura, aquicultura e hidroponia. No edital 4 foi abordado o reúso dos esgotos sanitários, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim. Já no edital 5, um dos temas foi exclusivo para remoção e utilização de nutrientes de esgoto sanitário. Em todos esses editais foram publicados os resultados das pesquisas desenvolvidas em várias universidades do país. O PROSAB apresenta diretrizes para várias modalidades de reúso (tabela 2) e também cita alguns requisitos já presentes na literatura.

Tabela 2: Requisitos de qualidade propostos para água de reúso.

Setor	Padrão	Ctermot. (NMP/100 mL)	DBO (mg/L)	Turbidez (uT)	pH	SST (mg/L)	Cloro res. (mg/L)	Tratamento
Limpeza pública	(+) rigoroso	0,0 (3)	≤ 10 (3 e 5)	2 (3 e 5)	6 a 9	< 35,0	2 a 6 (4)	Secundário + filtração + desinfecção (3)
	(-) rigoroso	≤ 200 (4)	≤ 25 (4)	20 (4)			1 (3)	
Comp. solo e controle poeira	(+) rigoroso	-	-	-	6 a 9	≤ 30 (3)	-	Secundário + desinfecção (3)
	(-) rigoroso	≤ 200 (3,4 e 5)	≤ 25 (4)	≤ 20 (4)		≤ 45 (5)	1 (3)	
Horta	(+) rigoroso	0,0 (3)	≤ 10 (3)	≤ 2 (3)	6 a 9	-	1 (3)	Secundário + filtração + desinfecção (3)
	(-) rigoroso	< 1000 (6)						
Horto - compostagem	(+) rigoroso	-	≤ 25 (4)	-	6 a 9	≤ 30 (5)	2 a 6 (4)	Secundário + desinfecção (3)
	(-) rigoroso	≤ 200 (3,4 e 5)	≤ 45 (5)	< 20 (4)		≤ 45 (5)	1 (4)	
Corpo Bombeiros	Único (3)	0,0	≤ 10	≤ 2	6 a 9	-	1	Secundário + filtração + desinfecção (3)

Fonte: (1) Aisse *et al.* (2004); (2) Aisse *et al.* (2002); (3) EPA (2004); (4) Semura *et al.* (2005); (5) Schaefer *et al.* (2004); (6) OMS (2006) *apud* Aisse, Cohim e Kiperstok, 2006.

A NBR 13.969/1997, da ABNT, também apresenta algumas diretrizes para o reúso dos esgotos, estabelecendo uma classificação dos usos previstos, que varia em função dos requisitos de qualidade, conforme demonstrando na tabela 3.

Tabela 3: Classificação da qualidade de água com fins de reúso – NBR 13.969/1997.

CLASSIFICAÇÃO	USOS	PARÂMETROS	NÍVEL DE TRATAMENTO
Classe 1	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes.	<ul style="list-style-type: none"> Turbidez: < 5 uT Coliformes fecais: < 200 NMP/100 mL SDT: < 200 mg/L Cloro residual: 0,5 - 1,0 mg/L pH: 6,0 - 8,0 	Tratamento aeróbio (filtro aerado submerso ou lodo ativado por batelada), seguido por filtração em areia e carvão ativado (ou membrana filtrante), e cloração.

Classe 2	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidez: < 5 uT • Coliformes fecais: < 500 NMP/100 mL • Cloro residual: > 0,5 mg/L 	Tratamento aeróbio (filtro aerado submerso ou lodo ativado por batelada), seguido por filtração em areia (ou membrana filtrante), e desinfecção.
Classe 3	Descargas em vasos sanitários.	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidez: < 10 uT • Coliformes fecais: <500 NMP/100 mL • SDT: < 200 mg/L 	Tratamento aeróbio seguido por filtração em areia e desinfecção.
Classe 4	Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual. As aplicações devem ser interrompidas pelo menos dez dias antes da colheita.	<ul style="list-style-type: none"> • Coliformes fecais: < 5.000 NMP/100 mL • OD: > 2 mg/L 	Não traz qualquer opção de tratamento.

Fonte: ABNT, 1997

Na verdade, esta norma está ultrapassada, em comparação aos estudos recentes sobre reúso de esgotos sanitários, e ainda pode-se observar incoerência em alguns parâmetros estabelecidos.

Uma dessas incoerências está na concentração de SDT exigida na classe 1. A portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, que estabelece a qualidade da água para consumo humano, fixa a concentração de 1000 mg/L de SDT, como o valor máximo permitido. Não é lógico que o padrão de potabilidade seja menos restritivo que o padrão de reúso de esgoto sanitário com contato direto. Além disso, a filtração, ou até mesmo membranas que operam com baixas pressões, não garantem essa concentração de SDT.

A filtração do efluente estabelecida pela ABNT é a intermitente. Esse tipo de filtração é incompatível com o objetivo de difundir o reúso, uma vez que esses filtros são dimensionados com taxas de aplicação muito baixas (50 – 100 L/dia.m²), requerendo maior área de implantação e operação criteriosa.

Sendo assim, é importante ressaltar que para implantação de sistemas de reúso faz-se necessário adotar as diretrizes de documentos ou estudos mais elaborados.

As recomendações da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (EPA) norteiam muitas aplicações do reúso de água no mundo. Nos Estados Unidos, 30 estados adotaram regulamentação para o reúso. A tabela 4 demonstra categorias de reúso urbano e na irrigação, bem como a qualidade requerida da água para cada uma dessas categorias.

Tabela 4: Guia de reúso de água da USEPA.

CATEGORIA DE REÚSO	TRATAMENTO	QUALIDADE REQUERIDA
REÚSO URBANO		
<p><u>Irrestrito</u> Utilização da água de reúso não potável em ambientes urbanos, onde o acesso público não é restrito.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Secundário • Filtração • Desinfecção 	<ul style="list-style-type: none"> • pH: 6,0 – 9,0 • DBO: ≤ 10 mg/L • Turbidez: ≤ 2 NTU • Coliformes fecais: Não detectável / 100 mL • Cloro residual: 1 mg/L
<p><u>Restrito</u> Utilização da água de reúso não potável nos ambientes urbanos onde o acesso público é controlado ou limitado por barreiras físicas ou Institucionais, tais como cercas, sinalização consultiva, ou restrição de acesso temporal.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Secundário • Desinfecção 	<ul style="list-style-type: none"> • pH: 6,0 – 9,0 • DBO: ≤ 30 mg/L • SST: ≤ 30 mg/L • Coliformes fecais: ≤ 200 / 100 mL • Cloro residual: 1 mg/L
REÚSO NA AGRICULTURA		
<p><u>Culturas alimentares</u> Utilização da água de reúso para irrigação, por superfície ou aspersão, de culturas alimentares para ao consumo humano, sendo consumidas cruas.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Secundário • Filtração • Desinfecção 	<ul style="list-style-type: none"> • pH: 6,0 – 9,0 • DBO: ≤ 10 mg/L • Turbidez: ≤ 2 NTU • Coliformes fecais: Não detectável / 100 mL • Cloro residual: 1 mg/L

<p><u>Culturas alimentares processadas</u> Utilização de água de reúso para irrigação por superfície de culturas alimentares, que são destinadas ao consumo humano, sendo processadas comercialmente.</p> <p><u>Culturas não alimentares</u> Utilização de água de reúso para irrigação de culturas que não são consumidas pelos seres humanos, incluindo as forragens, fibras e sementes ou para irrigar pastagens, viveiros comerciais e fazendas.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Secundário • Desinfecção 	<ul style="list-style-type: none"> • pH: 6,0 – 9,0 • DBO: ≤ 30 mg/L • SST: ≤ 30 mg/L • Coliformes fecais: ≤ 200 / 100 mL • Cloro residual: 1 mg/L
--	---	--

Fonte: USEPA (2012).

A utilização do permeado de membranas como água de reúso nos centros urbanos é muito atraente, uma vez que há uma elevada demanda de água com usos não potáveis, como irrigação de áreas verdes, lavagem de ruas, pisos e calçadas, rebaixamento da poeira e etc.

Em função da ausência de microorganismos e presença de nutrientes, os permeados de MF e UF também podem ser destinados para irrigação de culturas, observando os limites toleráveis de sais e íons específicos.

Já a utilização dos permeados de NF e OI tem se destacado no setor industrial, onde há necessidade de grandes volumes de água. A água de reúso pode ser utilizada como fluido auxiliar, na preparação de soluções químicas; como fluido de aquecimento e/ou resfriamento; e em algumas situações também pode ser utilizada como matéria prima, inerente ao próprio processo industrial (HESPANHOL e GONÇALVES, 2004).

A tabela 5 apresenta os parâmetros de qualidade para utilização de água de reúso na indústria para unidades de resfriamento e geração de vapor.

Tabela 5: Padrão de qualidade recomendado para água de resfriamento e geração de vapor.

Parâmetro	Unid.	Água de Resfriamento	Geração de Vapor em Caldeira		
			baixa pressão (< 10 bar)	média pressão (10 a 50 bar)	alta pressão (> 50 bar)
Cloretos	mg/L	500	*	*	*
SDT	mg/L	500	700	500	200
Dureza	mg/L	650	350	1,0	0,07
Alcalinidade	mg/L	350	350	100	40
pH	-	6,9 – 9,0	7,0 – 10,0	8,2 – 10,0	8,2 – 9,0
DQO	mg/L	75	5,0	5,0	1,0
SST	mg/L	100	10	5	0,5
Turbidez	uT	50	-	-	-
N-NH ₄	mg/L	1,0	0,1	0,1	0,1
Sílica	mg/L	50	30	10	0,7
Alumínio	mg/L	0,1	5	0,1	0,01
Cálcio	mg/L	50	*	0,4	0,01
Magnésio	mg/L	0,5	*	0,25	0,01
Bicarbonato	mg/L	24	170	120	48
Sulfato	mg/L	200	*	*	*
Cobre	mg/L	-	0,5	0,05	0,05
Zinco	mg/L	-	*	0,01	0,01
OD	mg/L	-	2,5	0,007	0,0007

*Aceito como recebido. Fonte: Crook, 1996 *apud* Hespanhol e Gonçalves (2004).

No Brasil existe um projeto grandioso de reúso de água na indústria com permeado de membranas filtrantes, trata-se do Aquapolo Ambiental, uma parceria entre duas empresas de engenharia e a SABESP. A missão do Aquapolo é abastecer com água de reúso o polo petroquímico do Grande ABC (SP), onde estão instaladas quatorze indústrias. A água para reúso industrial é produzida a partir do efluente da ETE ABC, que é encaminhado para as membranas de UF, e cerca de 50% da vazão é encaminhado para a Oi, tornando a água própria para o reúso em processos industriais. Com isso, as empresas terão o problema de escassez hídrica resolvido e ainda irão adquirir água de processo a um menor custo. O padrão de qualidade da água de reúso do Aquapolo está apresentado na tabela 6.

Tabela 6: Padrão de qualidade da SABESP para água de reúso utilizada no Aquapolo.

Parâmetro	Unidade	VMP
Surfactantes	mg/L	1,0
Alumínio	mg/L	0,2
Cobre	mg/L	0,1
Condutividade	µS/cm	500,0
DBO	mg/L	10,0
DQO	mg/L	20,0
Dureza	mg/L	100,0
Fenol	mg/L	0,134
Ferro total	mg/L	0,3
Fósforo total	mg/L	0,5
Manganês	mg/L	0,2
Amônia	mg/L	1,0
Óleos e graxas	mg/L	2,0
pH	-	6,5 – 7,5
Sílica	mg/L	20,0
SST	mg/L	2,0
Sulfeto	-	0,1
Turbidez	NTU	1,0

Fonte: SABESP, 2013.

2.3 Aproveitamento do Concentrado de Membranas

Com a disseminação da tecnologia das membranas filtrantes, os desafios da gestão do concentrado ficam ainda maiores. Faz-se necessário encontrar uma disposição técnica, ambiental e economicamente adequada. Apesar de haver aparato tecnológico, a viabilidade passa a ser questionada, pois, os custos de eliminação estão representando uma maior porcentagem no custo total da planta de membranas.

Segundo Mickley^a (2001), a forma usual de descarte do concentrado é a disposição em águas superficiais. Essa é a forma mais simples e econômica, pelo fato das ETEs, de um modo geral, estarem próximas a corpos d'água. Porém, há a grande preocupação com essa prática, que é a compatibilidade do concentrado com a água do corpo receptor. Elevados teores de sais, sólidos,

poluentes específicos e níveis baixos de oxigênio dissolvido são fatores comprometem a qualidade das águas.

A elevada carga de nutrientes que desemboca nos corpos receptores contribui diretamente para a sua eutrofização. O incremento nas concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados, oriundos de atividades antrópicas, tem contribuído para o desequilíbrio desses ambientes, levando a uma série de problemas, não só de ordem ambiental, mas também de ordem social e econômica (BELLI, 2011).

Alguns dos estudos com membranas não apresentam qualquer opção para gerenciamento do concentrado. Entretanto, a busca por uma forma mais sustentável para dispor essa corrente líquida deve ser tão relevante quanto à qualidade do permeado produzido.

Nitrogênio e fósforo são nutrientes valiosos para a agricultura. Sua recuperação a partir do concentrado de membranas pode ser viável, ao considerar o fato que a produção química de nitrogênio como fertilizante tem um alto gasto energético (Jönsson *et al.*, 2004) e que as reservas de fósforo disponíveis estão diminuindo (DRIVER, LIJMBACH e STEEN, 1999).

O fósforo, muitas vezes, é o fator limitante de crescimento dos vegetais. Um fornecimento suficiente deste elemento é crucial para intensificar a agricultura, que ganha cada vez mais importância devido o crescente crescimento populacional. O custo desse elemento pode viabilizar o uso das membranas, com retorno do investimento a partir da comercialização do fósforo recuperado.

Para van Voorthuizen *et al.* (2008), uma combinação de tratamento anaeróbio seguido de MF ou UF proporciona um pré-tratamento excelente para a recuperação de nutrientes em membranas de NF e OI. Eles citam o tratamento anaeróbio, pois nele a maior parte da amônia e dos fosfatos presentes nos esgotos sanitários será conservada. Os autores estudaram a passagem de nutrientes através de membranas de MF, filtrando esgoto doméstico após tratamento anaeróbio em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). A transferência de fósforo e nitrogênio total para o permeado de MF foi de 95% e 84%, respectivamente. A maior parte desses nutrientes atravessa o

poro das membranas de baixa pressão, mas podem ser retidos em membranas de menor porosidade e pressão mais elevada, como NF e OI.

Membranas NF apresentam excelente rejeição de íons di e trivalentes, mas quando se trata de monovalentes é preferível a OI (HARTKE, LANT e LESLIE, 2012).

Nanofiltração pode ser uma melhor opção para recuperar fosfato, para ser utilizado diretamente nas plantas. Segundo Hong, Ouyang e Bruening (2009), a membrana de NF apresenta uma alta rejeição de fósforo e permite a passagem de outros ânions, como os cloretos e nitrato.

Utilizando efluente anaeróbio, Van Voorthuizen, Zwijnenburg e Wessling (2005) estudaram a recuperação de nutrientes em membrana de NF. A escolha por esse tipo de efluente foi com a finalidade de conservar a maior quantidade de amônia e fosfato. Os autores relataram uma rejeição de 98% de fosfato e 90% de amônia, para esse tipo de membrana.

A rejeição de nutrientes pelas membranas de OI foi testada por Ek *et al.* (2006). Os autores realizaram experimentos em escala piloto, utilizando percolado da digestão de lodo anaeróbio, e relataram que a porcentagem de fósforo e nitrogênio total que ficaram retidos na membrana de OI foi de 92% e 90%, respectivamente. Foram utilizados como pré-tratamento uma micropeneira, seguida de filtro de cartucho e membrana de UF.

Nas membranas de OI, utilizadas no tratamento de esgoto sanitário, o fluxo do concentrado contém níveis de fósforo e nitrogênio de quatro até dez vezes maiores do que o esgoto afluente (HARTKE, LANT e LESLIE, 2012).

A utilização do concentrado está diretamente relacionada com a qualidade e a quantidade gerada. Esses fatores são dependentes da capacidade do sistema e do total de sólidos dissolvidos, no caso das membranas que promovem dessalinização (SILVA^a, 2009). Ainda em relação a membranas dessalinizadoras, a principal preocupação no uso do seu concentrado é sua adequação a determinados tipos de planta. É necessário verificar a aceitabilidade desses organismos em relação à salinidade, permeabilidade e toxicidade de alguns íons (EDWARDS e BOWDOIN, 1990).

2.3.1 Padrões de Qualidade Para Uso do Concentrado

Considerando que o concentrado de membranas filtrantes é uma fração líquida, e que poderá ser utilizado diluído na água de irrigação, é importante atentar para algumas orientações de qualidade de água para irrigação/fertilização já existentes.

Quando se pretende aproveitar os esgotos sanitários como fertilizante deve-se levar em conta a concentração de nutrientes, o teor de sais, a capacidade de infiltração do solo, e a toxicidade de íons específicos.

2.3.1.1 Nutrientes

O solo deve fornecer os nutrientes para as plantas em quantidades adequadas e no momento de suas necessidades. Como o solo, de maneira geral, não atende às necessidades minerais das plantas, há necessidade de intervenção mediante o manejo adequado solo-planta, incluindo a aplicação de fertilizantes. A utilização do concentrado de membranas como adubo líquido é uma proposta de oferta desses nutrientes.

Os nutrientes são absorvidos pelas raízes das plantas a partir da solução do solo. As raízes entram em contato com o meio líquido, promovendo a absorção dos minerais. Todavia, as plantas também podem absorver alguns elementos e pequenas quantidades pelas folhas (MOTA *et al.*, 2006). As principais formas de nutrientes absorvidas pelas raízes estão descritas na tabela 7.

Tabela 7: Principais nutrientes absorvidos pelas raízes das plantas.

NUTRIENTE	FORMAS DE ASSIMILAÇÃO
Macronutrientes	
Nitrogênio	NO_3^- e NH_4^+
Fósforo	H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}
Potássio	K^+
Magnésio	Mg^{2+}
Enxofre	SO_4^{2-}
Micronutrientes	
Boro	H_3BO_3 , H_2BO_3^- , HBO_3^{2-} , BO_3^{3-} e $\text{B}_4\text{O}_7^{2-}$

Cloro	Cl^-
Cobre	Cu^{2+}
Ferro	Fe^{2+} e Fe^{3+}
Manganês	Mn^{2+}
Molibidênio	MoO_4^{2-}
Níquel	Ni^{2+}
Zinco	Zn^{2+}
Outros elementos	
Alumínio	Al^{3+}
Sódio	Na^+
Cobalto	Co^{2+}
Silício	H_4SiO_4

Fonte: MOTA *et al.*, 2006.

Dos macronutrientes, o nitrogênio é o mais aplicado como adubo. Ele acelera o crescimento das plantas, aumenta a produção de sementes e frutas, e melhora a qualidade da folha e culturas forrageiras. Como o nitrogênio, o fósforo também tem efeitos de rápido crescimento nos vegetais, e também é importante para a floração e crescimento radicular. O potássio é absorvido pelas plantas em quantidades maiores do que qualquer outro elemento (EPA, 2012). Todos esses nutrientes podem ser obtidos a partir do concentrado de membranas.

Muitas vezes, nitrogênio, fósforo e potássio são carentes no solo, porque as plantas usam grandes quantidades para o crescimento e sobrevivência. Porém não se pode utilizar desse argumento para aplicar uma concentração indiscriminada desses nutrientes. Concentrações excessivas podem ser tóxicas em alguma fase do desenvolvimento dos vegetais.

2.3.1.2 Salinidade

A salinidade é um parâmetro chave na determinação da água utilizada para fertirrigação. A grande variabilidade de tolerância das plantas a esse parâmetro pode estabelecer um problema na criação de critérios (EPA, 2012).

A determinação da salinidade da água e do extrato solúvel do solo é medida pela condutividade elétrica. A condutividade elétrica da água

representa sua capacidade de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, principalmente inorgânicas, que se dissociam em cátions e ânions. Em síntese, a condutividade elétrica representa a concentração de íons, estando associada à concentração de sólidos dissolvidos totais e à salinidade (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

De acordo com Bernardo, Soares e Mantovani (2006), os problemas da salinidade estão relacionados com a alta concentração de sais na água de irrigação, bem como o nível de drenagem do solo, a profundidade do lençol freático e a concentração original dos sais no perfil do solo.

O aumento da concentração de sais solúveis no solo reduz o seu potencial osmótico, o que pode prejudicar o desenvolvimento das plantas, em razão do decréscimo da disponibilidade de água (SILVA^a *et al.*, 2011). Para Dias e Blanco (2010) a salinidade sobre o solo pode ocasionar ainda perda da fertilidade, suscetibilidade à erosão e contaminação do lençol freático.

A classificação das águas de irrigação em função do risco de salinidade está demonstrada na tabela 8.

Tabela 8: Classificação da água de irrigação de acordo com o risco de salinidade.

Classes de Salinidade	Riscos de Salinidade	Faixas de CEa ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
C ₁	Baixo	< 750
C ₂	Médio	750-1500
C ₃	Alto	1500-3000
C ₄	Muito Alto	>3000

Fonte: Pizarro (1985)

O princípio básico para evitar a salinização de um solo é manter o equilíbrio entre a quantidade de sais fornecida (através da irrigação) e a quantidade de sais que é retirada através da drenagem (lixiviação).

De acordo com Silva^c (2001), a lixiviação é importante para o controle da salinidade, apesar de que, nos solos pouco permeáveis, haja uma tendência natural de concentrar sais, reduzindo então os efeitos desse processo.

Em climas áridos a evaporação da água enriquece o solo com os solutos, potencializando o perigo da salinização.

2.3.1.3 Infiltração e RAS

A permeabilidade do solo pode ser reduzida em função da qualidade da água de irrigação. Os efeitos são manifestados nas camadas superficiais do solo, comprometendo a infiltração e o alcance da zona radicular.

Alguns íons específicos presentes na água de irrigação podem interagir com o material constituinte do solo. Essa interação poderá resultar numa dispersão ou agregação desse material (SILVA^b, 2011). Os íons envolvidos nesse processo são o cálcio, sódio e magnésio. O cálcio contribui para a estabilidade dos agregados do solo. O sódio provoca a dispersão de minerais de argila, o que pode causar a obstrução de poros do solo. O excesso de magnésio trocável no solo pode induzir à deficiência de cálcio (MOTA *et al.*, 2006). A relação entre esses três cátions é expressa pela RAS, em meq/L, conforme a equação 3.

$$RAS = (Na^+) / ((Ca^{2+} + Mg^{2+}) / 2)^{1/2} \quad \text{Eq. 3}$$

A alta proporção de sódio em relação aos íons cálcio e magnésio, que é a RAS, diminui a velocidade de infiltração da água no solo. Águas com baixa salinidade tendem a dissolver os sais minerais do solo, lixiviando-os. Isto, somado à contínua aplicação de águas com elevada RAS constitui a pior combinação para a estabilidade dos agregados do solo e estrutura das camadas superficiais. Portanto, os problemas de infiltração são avaliados a partir da salinidade (condutividade elétrica) e sodicidade das águas (RAS).

As diretrizes para interpretar a qualidade da água de irrigação quanto a RAS° e a condutividade elétrica estão apresentadas na tabela 9.

Tabela 9: Diretrizes para interpretar a qualidade de água utilizada na irrigação.

RAS ^o mmol/L ^{1/2}	CLASSES DE SODICIDADE		
	S1 Sem problemas	S2 Problemas Crescentes	S3 Problemas Severos
	CEa (µS/cm)		
0-3	>700	700-200	<200
3-6	>1200	1200-300	<300
6-12	>1900	1900-500	<500
12-20	>2900	2900-1300	<1300
20-40	>5000	5000-2900	<2900

Fonte: AYERS e WESTCOT (1991).

Porém, o cálculo da RAS na equação 3 apresenta uma limitação, ele não considera os teores de cálcio na água que está presente no solo. Segundo Mota *et al.* (2006), a água do solo pode ser alterada durante ou após a irrigação devido a dissolução de sais de cálcio, a partir do dióxido de carbono (aumentando sua concentração na solução do solo), ou à precipitação na forma de carbonato de cálcio (diminuindo sua concentração na solução do solo). Sendo assim, é importante que a RAS seja calculada considerando o teor de cálcio corrigido (Ca^o), nesse caso denomina-se RAS corrigida (RAS^o), que é calculada conforme a equação 4:

$$RAS^o = (Na) / ((Ca^o + Mg) / 2)^{1/2} \quad \text{Eq. 4}$$

Desta feita, no cálculo da RAS^o as concentrações de Na e Mg são obtidas a partir da análise direta na água de irrigação. Já o Ca^o é obtido a partir da interpolação dos valores da condutividade elétrica (dS/m) e da razão entre as concentrações de bicarbonato e cálcio (HCO₃/Ca em meq/L), conforme demonstrado na figura 9.

Figura 9: Concentração de Ca° obtida através da CEa e da relação entre bicarbonato e cálcio.

	Salinidade da água aplicada (CEa) - dS/m											
	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0
0,05	13,20	13,61	13,92	14,40	14,79	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94
0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,31	9,62	10,02	10,35	10,89	11,32	12,01	12,56
0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,11	7,34	7,65	7,90	8,31	8,64	9,17	9,58
0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	5,87	6,06	6,31	6,52	6,86	7,13	7,57	7,91
0,25	4,51	4,65	4,76	4,92	5,06	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82
0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,48	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04
0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,04	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45
0,40	3,30	3,40	3,48	3,60	3,70	3,82	3,98	4,11	4,32	4,49	4,77	4,98
0,45	3,05	3,14	3,22	3,33	3,42	3,53	3,68	3,80	4,00	4,15	4,41	4,61
0,50	2,84	2,93	3,00	3,10	3,19	3,29	3,43	3,54	3,72	3,87	4,11	4,30
0,75	2,17	2,24	2,29	2,37	2,43	2,51	2,62	2,70	2,84	2,95	3,14	3,28
1,00	1,79	1,85	1,89	1,96	2,01	2,09	2,16	2,23	2,35	2,44	2,59	2,71
1,25	1,54	1,59	1,63	1,68	1,73	1,78	1,86	1,92	2,02	2,10	2,23	2,33
1,50	1,37	1,41	1,44	1,49	1,53	1,58	1,65	1,70	1,79	1,86	1,97	2,07
1,75	1,23	1,27	1,30	1,35	1,38	1,43	1,49	1,54	1,62	1,68	1,78	1,86
2,00	1,13	1,16	1,19	1,23	1,26	1,31	1,36	1,40	1,48	1,54	1,63	1,70
2,25	1,04	1,08	1,10	1,14	1,17	1,21	1,26	1,30	1,37	1,42	1,51	1,58
2,50	0,97	1,00	1,02	1,06	1,09	1,12	1,17	1,21	1,27	1,32	1,40	1,47
3,00	0,85	0,89	0,91	0,94	0,96	1,00	1,04	1,07	1,13	1,17	1,24	1,30
3,50	0,78	0,80	0,82	0,85	0,87	0,90	0,94	0,97	1,02	1,06	1,12	1,17
4,00	0,71	0,73	0,75	0,78	0,80	0,82	0,86	0,88	0,93	0,97	1,03	1,07
4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,74	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99
5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93
7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,55	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74
10,00	0,39	0,40	0,41	0,42	0,43	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58
20,00	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37
30,00	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,23	0,24	0,25	0,27	0,28

Fonte: AYERS e WESTCOT (1991).

2.3.1.4 Toxicidade a Íons específicos

Os efeitos tóxicos acontecem quando as plantas absorvem os sais que estão em excesso do solo, juntamente com a água.

A toxicidade é provocada pelos íons cloreto, sódio e boro. Esses íons são absorvidos via foliar na irrigação por aspersão, principalmente em períodos de altas temperaturas e baixa umidade. Nessa última situação, o vegetal perde muita água por transpiração, havendo então acúmulo dos sais translocados do solo para a planta. Quando se acumulam nas folhas podem causar queimaduras e necroses. Entretanto, o acúmulo desses íons deve se dar em concentrações capazes de serem danosas ao vegetal, para que os efeitos da toxicidade sejam observados.

Em relação ao cloreto, ele não é retido nem adsorvido pelas partículas do solo, mas é facilmente deslocado pela água e absorvido pelas raízes, sendo translocado até as folhas, onde se acumula pela transpiração. Segundo Dias e Blanco (2010), o primeiro sintoma pelo excesso desse íon é a queimadura do ápice das folhas, que pode acarretar numa queda prematura.

A toxicidade causada pelo sódio pode ser observada através de queimaduras ou necroses nas bordas das folhas, e à medida que a toxicidade aumenta a necrose se espalha progressivamente na área internervural.

O boro é um elemento essencial ao desenvolvimento das plantas, porém em pequenas concentrações. Os sintomas causados pelo excesso desse íon são manchas amarelas nas folhas.

A qualidade da água de irrigação, quanto a concentração de íons específicos, está demonstrada na tabela 10.

Tabela 10: Qualidade de água para irrigação.

Toxicidade por íons específicos	Unid.	Nenhum	Moderado	Severo
Sódio				
Irrigação por superfície	RAS	< 3	3 – 9	< 9
Irrigação por aspersão	meq/L	< 3	> 3	
Cloretos				
Irrigação por superfície	meq/L	< 4	4 – 10	> 10
Irrigação por aspersão		< 3	> 3	
Boro	mg/L	< 0,7	0,7 – 3	> 3

Fonte: USEPA, 2012.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Delineamento Experimental

Para cumprimento dos objetivos propostos foram realizados ensaios de filtração em membranas de MF, UF, NF e OI, em escala piloto, tendo como afluente inicial esgoto doméstico, previamente tratado numa estação de tratamento de esgotos.

A ETE em questão era composta por decanto-digestor acoplado a filtro de brita, seguido de dois filtros anaeróbios em paralelo e dois filtros aerados submersos em série.

A utilização de quatro tipos de membranas permitiu compor cinco configurações (tabela 11), de modo que cada uma delas representou um sistema distinto. Isso foi feito no intuito de dar um caráter mais exploratório à pesquisa.

Tabela 11: Configurações para ensaio de filtração em membranas.

Configurações	Membranas
MUNO	MF + UF + NF + OI
MNO	MF + NF + OI
UNO	UF + NF + OI
MO	MF + OI
UO	UF + OI

O afluente da primeira membrana, em cada configuração, foi o esgoto tratado na ETE experimental. Já o afluente das membranas seguintes foi sempre o permeado da membrana anterior. Em cada membrana foram coletadas alíquotas do permeado e do concentrado, bem como do seu afluente. Essas três correntes foram caracterizadas por meio de análises laboratoriais.

Para avaliar e comparar os concentrados e permeados, gerados em cada uma das membranas, foi estabelecida a mesma condição operacional em todos os experimentos. Os ensaios de filtração foram padronizados mantendo-se as mesmas pressões de trabalho, procedimentos e frequência de filtração, coleta de amostras e limpeza química das membranas.

As pressões de alimentação e vazão de concentrado adotadas em todos os ensaios de filtração em membranas estão apresentadas na tabela 12.

Tabela 12: Parâmetros operacionais dos ensaios de filtração em membranas.

Membranas	Pressão (bar)	Vazão de concentrado (L/h)
MF	0,5	1000
UF	0,8	1000
NF	5,0	96
OI	6,0	96

Não foi mensurada a vazão da alimentação, uma vez que os ensaios de filtração em membranas não foram contínuos, mas sim em batelada, com volume de 40 litros, cada, fixados em função do limite de capacidade do tanque de alimentação do equipamento de membranas.

Os ensaios de filtração com esgoto doméstico ocorreram todas as segundas-feiras, com triplicata para cada configuração, num período de setembro 2012 a janeiro de 2013. A limpeza química também era semanal, nas quintas-feiras posteriores aos ensaios de filtração.

3.2 Descrição do Pré-tratamento das Membranas – ETE

A primeira membrana da série de cada configuração recebeu sempre o efluente tratado da ETE.

O esgoto bruto afluente à ETE era essencialmente doméstico, proveniente das residências universitárias, do departamento de educação física, do restaurante e do pouso universitário do Campus Central da UFRN, em Natal. A vazão aferida no período em que foram realizadas as coletas era de cerca de 10 m³/dia.

A ETE apresentava as seguintes unidades:

- Decanto-digestor prismático retangular, com duas câmaras em série;
- Filtro anaeróbio de fluxo ascendente (acoplado ao decanto-digestor), com enchimento de brita nº 4;

- Dois reatores anaeróbios de fluxo descendente, sendo um preenchido com hidrobol e o outro com tijolos cerâmicos.
- Dois filtros aerados submersos, tendo como material de enchimento eletrodutos corrugados e cortados. O primeiro com a vazão de ar de 0,1 m³/min e o segundo com 0,05 m³/min.

3.3 Características das Membranas Filtrantes

Foram utilizados dois módulos integrados de membrana, sendo um destinado às membranas de baixa pressão (MF e UF) e outro para as de alta pressão (NF e OI).

As principais características das membranas utilizadas na pesquisa estão apresentadas na tabela 13.

Tabela 13: Principais características das membranas, de acordo com os respectivos fabricantes.

	MF	UF	NF	OI
Fabricante	PAM Membranas	PAM Membranas	Dow Filmtec	Dow Filmtec
Configuração	Fibras ocas	Fibras ocas	Espiral	Espiral
Material de fabricação	Poliimida	Poliéter sulfona	Poliamida	Poliamida
Retenção	Microorganismos e sólidos maiores que 0,4 µm	Compostos com massa molar superior a 50 kDa	>97% para sais	>97% para sais
Diâmetro externo das fibras	0,9 e 1,0 mm	0,8 e 0,9 mm	-	-
Área da membrana	3,44 m ²	4,085 m ²	2,5 m ²	2,5 m ²
Pressão máxima	5 bar	5 bar	15 bar	15 bar
Temperatura máxima	55 °C	55 °C	45 °C	45 °C
pH	2,0 a 13,0	2,0 a 13,0	2,0 a 11,0	2,0 a 11,0

Os elementos básicos de um equipamento de membranas são: módulo de membranas, estrutura para suporte das membranas, tanques de alimentação e armazenamento, conjunto de tubulações e conexões, bomba, painel elétrico e painel hidráulico.

O equipamento contendo o módulo integrado de membranas de MF e UF está apresentado na figura 10.

Figura 10: Equipamento com módulo integrado de membranas de MF e UF.



Os principais componentes do equipamento com módulo integrado de membranas de MF e UF:

- Suporte das membranas em PVC;
- Bomba centrífuga para vazão de até 1,0 m³/h e pressão de 4,0 bar;
- Compressor de ar, potência de 2,0 HP, para acionamento das válvulas solenóides no procedimento de retrolavagem;
- Válvulas globo para controle da vazão e ajuste de pressão;
- Válvulas esfera para isolamento das bombas e das diferentes linhas do processo;
- Temporizador;
- Quadro elétrico;

- Rotômetros;
- Manômetros;
- Tanque de alimentação, com capacidade para 50 litros;
- Tanque de armazenamento de permeado com capacidade para 30 litros.

Na figura 11 podem ser visualizados alguns detalhes do equipamento de membranas de MF e UF.

Figura 11: Detalhes do equipamento com módulo integrado de membranas de MF e UF.



A): Painel hidráulico; B): Painel elétrico; C) Parte de trás do módulo de MF e UF; D) Membrana de MF (direita) e membrana de UF (esquerda).

O equipamento com módulo integrado de membranas de NF e OI (figura 13) possui a mesma estrutura do equipamento descrito anteriormente, com algumas adequações para atender as condições dessas membranas, que operam com uma pressão bem superior. O suporte das membranas de NF e OI são de aço inox, e todas as interligações do módulo são em material compatível a pressão de trabalho exercida. A bomba possui capacidade nominal até 17 bar. Não há compressor de ar, uma vez que para essas membranas não há retrolavagem. Os demais componentes de controle, medição e armazenamento são similares ao do módulo de MF e UF.

Figura 12: Equipamento com módulo integrado de membranas de NF e OI.



O líquido era inserido no módulo de membranas sob pressão, através de bombeamento, onde era separado em duas correntes: concentrado, que era recirculado para o tanque de alimentação; e permeado, que era direcionado para o tanque de armazenamento.

A vazão e a pressão das correntes podiam ser lidas no painel hidráulico, e as condições de operação alternadas utilizando as válvulas de controle. No painel elétrico era possível variar a rotação da bomba de alimentação (figura 13).

Figura 13: Detalhes do equipamento com módulo integrado de membranas de NF e OI.



A): Painel hidráulico; B): Painel elétrico; C) Módulo com vaso em aço-inox; D) Membrana de nanofiltração (direita) e membrana de osmose inversa (esquerda);

Um único módulo para duas membranas distintas é conveniente do ponto de vista econômico, em contrapartida é operacionalmente mais dificultoso. Antes de realizar a troca das membranas, em um mesmo equipamento, foi preciso desligar o sistema, drenar os resquícios de concentrado e permeado, fazer uma batelada de filtração com 30 litros de água limpa, para evitar interferências no próximo experimento, desligar novamente e só então realizar a troca do módulo.

3.4 Métodos Analíticos

Para caracterização dos diferentes permeados/concentrados gerados foram definidos os indicadores apresentados na tabela 14, cujos métodos analíticos seguiram o determinado pela APHA *et al.* (2005).

Tabela 14: Indicadores envolvidos na pesquisa e seus métodos analíticos.

Indicadores	Método
pH	Potenciométrico
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Condutivimétrico
RAS° (meq/L)	A partir da Cea, bicarbonatos, sódio e magnésio
Turbidez (uT)	Nefolométrico
Sólidos totais (mg/L)	Gravimétrico – secagem 103°C - 105°C
Sólidos totais voláteis e fixos (mg/L)	Gravimétrico – secagem 103°C - 105°C, seguida de Ignição a 500°C ($\pm 50^\circ\text{C}$)
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Gravimétrico – filtração a vácuo e secagem 103°C -105°C
Sólidos suspensos voláteis e fixos (mg/L)	Gravimétrico – filtração a vácuo e secagem 103°C a 105°C seguida de Ignição a 500°C ($\pm 50^\circ\text{C}$)
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	Diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos totais
Alcalinidade Total (mg de CaCO_3/L)	Titulométrico com potenciométrico - Neutralização com H_2SO_4 0,02N
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Titulométrico - macro Kjeldahl com destilação preliminar e titulometria com H_2SO_4 0,02N
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	Titulométrico - digestão seguida de destilação em macro Kjeldahl e titulometria com H_2SO_4 0,02N
Nitrito (mg/L)	Espectrofotométrico - diazotação Sulfanilamida-NED
Nitrato (mg/L)	Espectrofotométrico - método UV
Fósforo Total (mg/L)	Espectrofotométrico – digestão ácida com cloreto estanhoso
Ortofosfato Solúvel (mg/L)	Espectrofotométrico - leitura com cloreto estanhoso
Cálcio (mg/L)	Titulométrico – EDTA
Magnésio (mg/L)	Titulométrico – EDTA
Sódio (mg/L)	Fotometria de chama
Potássio (mg/L)	Fotometria de chama
Cloretos (mg/L)	Método argentométrico (Método de Mohr)
Bicarbonatos (mg/L)	Determinado a partir da alcalinidade
Coliformes Termotolerantes (UFC/100ml)	Técnica de membrana filtrante com 0,45 μm de poro (éster celulose)

3.5 Procedimentos

3.5.1 Padronização dos Ensaios de Filtração em Membranas

Os ensaios de filtração foram planejados em batelada, porém havia duas questões.

A primeira delas era a capacidade do tanque de alimentação das membranas, que suportava um volume apenas de quarenta litros de afluente, por batelada. Sendo assim, para não haver divergências, em termos de concentração, o procedimento de coleta de amostras foi padronizado, sendo realizado sempre na primeira batelada de filtração de cada membrana. Quando essa primeira batelada era finalizada, o sistema era desligado, as alíquotas da alimentação, permeado e concentrado eram coletadas para análise, e o volume de permeado obtido era temporamente armazenado, para servir como alimentação para a membrana seguinte. As demais bateladas eram realizadas apenas para gerar permeado suficiente para alimentar até a última membrana de cada configuração.

A outra questão era o número de membranas, em cada configuração estabelecida. Por exemplo, a primeira configuração (MUNO) continha uma série de quatro membranas, enquanto que a última configuração continha apenas duas (UO). Como a membrana inicial era alimentada com o efluente da ETE, e as demais alimentadas com o permeado da membrana anterior da série, obviamente, na configuração que compreendesse um maior número de membranas deveria ser filtrado um maior volume de afluente no início do processo de filtração, de modo que na última membrana da série (OI) houvesse um volume mínimo de 40 litros de permeado para alimentá-la.

Os volumes totais de esgoto tratado filtrados nas primeiras membranas da série, de cada configuração, estão apresentados na tabela 15.

Tabela 15: Volumes totais de esgoto tratado filtrados nas primeiras membranas da série de cada configuração.

Configurações	Membranas	Volume de esgoto Inicial (Litros)
MUNO	MF + UF + NF + OI	130
MNO	MF + NF + OI	90
UNO	UF + NF + OI	60
MO	MF + OI	40
UO	UF + OI	40

3.5.2 Ensaio de Filtração em Membranas

3.5.2.1 Coleta do Efluente da ETE

Para os ensaios de filtração em membranas realizou-se a coleta do efluente tratado da ETE, que era feita manualmente, com auxílio de bombonas com capacidade para vinte litros (figura 14). O efluente coletado era então despejado no tanque de alimentação do módulo que iria ser utilizado.

Figura 14: Coleta do efluente tratado da ETE.



3.5.2.2 Alimentação das Membranas

O afluente da primeira membrana de cada configuração foi o efluente tratado da ETE. Já o afluente da membrana posterior foi o permeado da membrana anterior. A alimentação do equipamento de membranas também era feita manualmente (figura 15).

Figura 15: Alimentação das membranas.



Na primeira membrana da série colocavam-se quarenta litros do efluente no tanque de alimentação, conforme a padronização dos ensaios de filtração adotada. Após isso o sistema era ligado no modo manual, ajustava-se a pressão e aguardava-se até que todo o líquido passasse pela membrana.

A corrente do concentrado recirculava pelo módulo, retornando ao tanque de alimentação, enquanto a do permeado era direcionada para o tanque de armazenamento de permeado. Quando indicado no tanque de alimentação o volume de seis litros (nível mínimo acionado pela bóia), correspondente ao concentrado, o sistema era desligado. Em seguida eram coletados cinco litros de amostra do permeado e cinco litros de amostra no concentrado. O permeado restante era armazenado para servir de alimentação para próxima membrana, enquanto que o concentrado restante (um litro) era drenado do sistema. Após isso eram feitas outras bateladas, apenas para gerar permeado suficiente para alimentar a última membrana da série.

Para cada membrana observou-se que parte do líquido da alimentação era perdido, ficando retido dentro do módulo de membrana, esse é denominado de volume morto (tabela 16).

Tabela 16: Volume morto identificado em cada membrana.

Membranas	Volume da batelada (Litros)	Volume morto (Litros)
MF	40	4,0
UF	40	3,0
NF	40	2,0
OI	40	1,0

As figuras 16, 17, 18 e 19 mostram as características visuais dos permeados e concentrados gerados, a partir da filtração nos quatro tipos de membranas utilizadas nesta pesquisa.

Figura 16: Permeado e concentrado da MF tendo como alimentação efluente tratado da ETE.



Figura 17: Permeado e concentrado da UF tendo como alimentação o permeado da MF.



Figura 18: Permeado e concentrado da NF tendo como alimentação o permeado da UF.



Figura 19: Permeado e concentrado da OI, tendo como alimentação o permeado da NF.



3.5.2.3 Medição da Vazão

A vazão do permeado é obtida ao contabilizar quanto de volume permeia a membrana, por uma determinada unidade de tempo. Ela foi medida em cada ensaio de filtração, sempre na primeira batelada. Para isso fez uso de uma proveta, com capacidade para um litro, e de um cronômetro (figura 20).

Figura 20: Medição da vazão de permeado.



A partir da vazão de permeado e da área da membrana é possível encontrar o fluxo de permeado (equação 5).

$$Fluxo = \frac{Vazão \left(\frac{L}{h}\right)}{Área (m^2)} = \frac{L}{h} \cdot m^2 \quad \text{Eq. 5}$$

A manutenção do fluxo do permeado é um indicativo da eficiência da membrana. Quando esse fluxo diminui de forma representativa, a membrana pode estar com problemas de incrustação, sendo necessária a realização de limpeza química.

Nesta pesquisa exploratória, onde o objetivo geral foi analisar a qualidade concentrados e permeados gerados em membranas utilizadas no pós-tratamento de esgotos, portanto não foram mensurados os fluxos crítico e limite. As vazões e fluxo de permeado foram medidos como parte da metodologia da pesquisa e também para identificar algum problema de incrustação, indesejado nesta pesquisa, visto que a proposta foi de manter as mesmas condições operacionais em todos os experimentos.

3.5.2.4 Coleta de Amostras

Quando a primeira batelada de filtração era finalizada (quarenta litros) eram coletadas as amostras da alimentação, permeado e concentrado. Primeiramente coletava-se 200 mL de amostra, para análise de microorganismos. Depois eram coletados mais cinco litros de permeado e cinco de concentrado, para a análise dos demais indicadores. A coleta era feita com jarras e as amostras armazenadas em garrafas de cinco litros (figura 21). Havia um recipiente de coleta (jarra) para cada corrente líquida, de cada membrana.

Figura 21: Coleta de amostras.



Feitas as coletas em todas as membranas da configuração (figura 23), as amostras eram levadas para o laboratório e as análises realizadas no mesmo dia.

Figura 22: Amostras da alimentação, permeado e concentrado para análise em laboratório.



3.5.2.5 Troca das Membranas

Como cada módulo foi dimensionado para suportar apenas uma membrana, todas as vezes que era necessário utilizar ambas as membranas do equipamento era preciso realizar a troca.

Após o termino do ensaio com a primeira membrana, a mesma era retirada do módulo para instalação da próxima. No caso das membranas de MF e UF, a membrana retirada era preenchida com água conectando-se plugues nas extremidades, para que a água não saísse, uma vez que não é aconselhável que a membrana ficasse seca.

Na membrana que estava reservada era descartada a água contida no seu interior e posteriormente a mesma era cheia de água e esvaziada, por no mínimo três vezes, ou até que a água que saísse dela estivesse transparente. Esse procedimento foi feito para eliminar interferências do volume retido no interior da membrana.

Nas membranas de NF e OI, a que não estivesse em uso era guardada num tubo de PVC de 100 mm, com *cap's* nas extremidades, também imersa em água.

3.5.2.6 Filtração com Água

Após a membrana ter sido trocada era realizada uma filtração com trinta litros água limpa, para eliminar os resquícios de amostra do ensaio anterior contidos no interior das tubulações do módulo. A filtração com água foi importante para eliminar o máximo de interferências entre um ensaio e outro.

3.5.2.7 Limpeza Química das Membranas

A limpeza das membranas foi essencial para garantir condições similares em cada ensaio. Os módulos eram limpos semanalmente, todas as quintas-feiras.

De acordo com o fabricante, os produtos químicos para limpeza deveriam ser o hipoclorito de sódio (300 mg/L), para as membranas de MF e UF; e o hidróxido de sódio (1N, pH 10) para as membranas de NF e OI.

As limpezas eram feitas no mesmo sentido da filtração, com água fornecida pelo sistema de abastecimento da UFRN e produtos químicos adicionados. Para todas as membranas foram utilizados trinta litros de água.

Para limpeza de MF e UF preparou-se solução de hipoclorito de sódio, utilizando água sanitária com 2% de cloro ativo. Por meio da fórmula de diluição encontrou-se que para cada litro de água deveriam ser utilizados 15 mL de água sanitária.

Outra modalidade de limpeza para as membranas de baixa pressão seria a retrolavagem, porém essa não foi realizada. Todas as tentativas de executar esse procedimento falharam, uma vez que a pressão não pôde ser controlada, estando sempre superior à recomendada.

Na limpeza das membranas de NF e OI foi utilizado um pHmetro para indicar o volume de hidróxido de sódio a ser utilizado. A base era pipetada na

água, sempre fazendo homogeneização do líquido, e posicionando o eletrodo para medição do pH. Isso era feito até que fosse indicado o valor de pH 10.

Um detalhe importante na água utilizada para limpeza dessas membranas era a ausência de cloro, pois esse elemento poderia degradá-las. Como a fonte de água disponível era proveniente de poço, sem desinfecção, não houve problema em relação ao cloro. Apesar disso, a água era sempre verificada com ortotolidina.

Em ambos os equipamentos de membranas, após colocar o produto químico em trinta litros de água limpa, ligava-se o sistema para permeação de todo o líquido. Após recircular por uma hora, o sistema era drenado e eram realizadas várias filtrações, apenas com água, para retirar o produto químico. Em MF e UF realizavam-se as filtrações até que o reagente de cloro não indicasse mais cor na amostra, e em NF e OI até que o pH no permeado e concentrado retornasse a um valor próximo ao neutro.

3.6 Apresentação dos Dados da Pesquisa

Utilizou-se da estatística descritiva para todos os indicadores, a fim de se estimar a tendência central dos dados (medianas).

Como foi realizada triplicata para cada configuração, e cada uma dessas constituiu um sistema independente, não fez sentido determinar a faixa de variação (mínimos e máximos) e dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação) para três dados.

3.7 Dificuldades encontradas

Uma das principais dificuldades encontradas durante a pesquisa foi à impossibilidade em analisar alguns indicadores nos efluentes estudados, que seriam importantes para fundamentar as conclusões.

Os indicadores eliminados da pesquisa foram: DBO, DQO, boro e metais pesados (ferro, zinco, cromo e chumbo).

A matéria orgânica é um indicador essencial, quando se pensa em fazer o reúso dos esgotos. Porém, a discussão desse trabalho se dará a partir de resultados obtidos em referências bibliográficas, uma vez que a DBO e a DQO

não puderam ser realizadas. Não foi dada continuidade na DBO, em virtude da instabilidade da rede elétrica nas dependências do laboratório. Com as constantes quedas de energia, não era possível manter a temperatura requerida na incubadora. Já a DQO foi realizada, mas os dados não puderam ser aproveitados por serem incoerentes. Posteriormente foi compreendido que o método utilizado não era adequado para a quantificação dessa variável, já que as concentrações nos permeados eram muito baixas. A análise mais indicada seria o carbono orgânico total (COT), na qual o laboratório ainda não dispõe do equipamento necessário.

Boro e metais pesados seriam feitos em um laboratório parceiro, mas o equipamento utilizado para quantificação quebrou no início da pesquisa, permanecendo inoperante até o término do período experimental.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fluxos dos Permeados das Membranas

A tabela 17 apresenta os fluxos médios de permeado obtidos em cada membrana, para cada uma das configurações testadas nesta pesquisa.

Tabela 17: Valores médios de vazão e fluxo dos permeados.

Membranas	MUNO		MNO		UFO		MO		UO	
	Vazão (L/h)	Fluxo (L/h.m ²)								
MF	227,7	66,2	221,5	64,1	-	-	206,4	60,0	-	-
UF	140,5	34,4	-	-	138,1	33,8	-	-	125,4	30,7
NF	119,2	47,7	116,2	46,5	114,0	45,6	-	-	-	-
OI	48,0	19,2	44,2	17,7	41,8	16,7	39,2	15,7	36,7	14,7

Os experimentos aconteceram nessa ordem, de modo que a queda no fluxo do permeado foi pequena, menor que 10%, entre a primeira configuração e a última, para cada membrana, com exceção da OI, a qual o fluxo de permeado entre o primeiro e o último ensaio foi reduzido 23,4%, mesmo com as limpezas químicas semanais.

Sendo assim, pode-se observar que não houve fenômenos representativos de incrustação, principalmente para as três primeiras membranas, o que pode ser justificado tanto pelo regime de operação em batelada, quanto às limpezas químicas posteriores a cada ensaio de filtração.

4.2 Ensaio de Microfiltração

Das cinco configurações formadas, MF esteve presente em três delas, e foi sempre utilizada como a primeira da série, por ser a que apresentava maior porosidade. Em função da quantidade de dados, alguns dos parâmetros químicos serão apresentados na forma de tabela, e os parâmetros principais da pesquisa na forma de gráficos. A tabela 18 apresenta os parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de microfiltração.

Tabela 18: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Microfiltração.

Parâmetro	Unidade	MUNO				MNO				MO			
		Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	13,0	11,0	13,0	15,4%	29,0	27,0	26,0	6,9%	50,0	45,0	46,0	10%
pH	-	6,5	5,9	6,5	-	6,2	5,6	6,0	-	6,7	6,5	7,0	-
Bicarbonatos	mg/L	15,9	13,4	15,9	15,7%	35,4	33,0	31,8	6,8%	61,0	54,9	56,1	10%
Cálcio	mg/L	5,7	4,9	4,9	14%	9,0	8,2	9,0	8,9%	6,5	6,3	6,5	3%
Magnésio	mg/L	15,4	15,0	16,9	2,6%	20,2	19,3	18,3	4,5%	17,8	15,4	15,4	13,5%
Sódio	mg/L	73,5	69,0	75,3	6,1%	102,2	92,5	98,2	9,5%	105,0	87,5	87,0	20,1%
Potássio	mg/L	21,2	20,5	21,0	3,3%	28,2	27,5	30,2	2,5%	31,0	23,0	28,0	25,8%
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,3	0,25	0,2	16,7%	0,0	0,0	0,0	-	0,5	0,3	0,5	40%
Nitrito	mg/L	0,1	0,1	0,0	0%	0,0	0,0	0,0	-	0,4	0,3	0,3	25%
Condutividade	µS/cm	730,0	725,0	736,0	0,7%	765,7	742,7	711,6	3%	707,6	690,7	651,04	2,4%
Cloretos	mg/L	9,5	9,5	9,9	0%	10,8	9,9	10,0	8,3%	8,5	8,5	8,0	0%
RAS°	mmol/L	1,96	1,85	1,99	5,6%	2,7	2,5	2,7	7,4%	3,2	3,0	3,0	6,2%
SDT	mg/L	651,0	468,6	525,4	28%	609,5	503,7	550,9	17,3%	740,8	493,2	601,0	33,4%
SST	mg/L	1,7	1,1	3,0	35,3%	0,5	0,3	2,2	40%	1,1	0,8	3,1	27,3%
ST	mg/L	652,0	470,0	530,0	27,9%	610,0	504,0	552,0	17,4%	742,0	494,0	604,0	33,4%
Turbidez	uT	1,0	0,3	1,2	70%	0,7	0,1	1,2	85,7%	1,2	0,2	1,3	83,4%

Devido à porosidade das membranas de MF, normalmente entre 0,1 e 1,0 μm , sua aplicação consiste na remoção de sólidos suspensos e microorganismos, cujo diâmetro seja maior que o poro nominal da membrana.

No entanto, nesta pesquisa, para as variáveis sólidos suspensos e turbidez, o bom desempenho da membrana de MF não foi tão evidente, devido a excelente eficiência de remoção desses parâmetros nos biofiltros aerados submersos (BAS).

De acordo com Bezerra Filho e Andrade Neto (2011), o elevado índice de vazios do material de enchimento dos BAS (conduítes corrugados cortados), aliado à aeração direta do lodo, permitiu que a respiração da biomassa retida entrasse na fase endógena, aumentando o tempo de detenção celular e a capacidade de retenção de lodo, produzindo um efluente final com turbidez inferior a 1,2 uT e sólidos suspensos inferior a 1,7 mg/L.

Porém, para comprovar a eficiência da membrana de MF na remoção de material particulado, pode-se observar os resultados obtidos nas pesquisas de alguns autores. Maestri (2007) obteve 99,1% de remoção de turbidez em membrana de MF de fibras ocas, com poro de 0,1 μm . Areválo *et al.* (2012) apresentaram uma turbidez média de 0,15 uT no permeado de MF, com poro de 0,4 μm , utilizada no pós-tratamento de lodos ativados. Sobre os SST, Ahn e Song (2000) obtiveram 100% de remoção, com valor de SST afluente de 43,3 mg/L, em MF com poro nominal de 0,1 μm . Já Pelegrin (2004) obteve uma remoção menor, de 89%, o que se deu em função da concentração do afluente à membrana de MF (efluente de lodos ativados) já ser baixa, apenas de 3,0 mg/L. Os resultados dos autores evidenciam a eficiência na remoção de turbidez e SST em membrana de MF e também demonstram que, quanto maior o valor na alimentação, maior foi a remoção na membrana, o que justifica o comportamento também observado nesta pesquisa.

Em função da porosidade da membrana de MF, ela não é eficiente na retenção compostos iônicos. Sendo assim, para esses parâmetros não foram observadas mudanças significativas entre a alimentação e o permeado, por conseguinte no concentrado (tabela 18). Os resultados confirmam o comportamento esperado para a membrana de MF, já que os poros da mesma (0,4 μm) são bem maiores que o raio atômico dos íons avaliados na pesquisa.

Kang e Choo (2006) também demonstraram que não há diferenças significativas nas concentrações desses elementos no efluente de uma ETE biológica, em nível secundário, do permeado de MF tubular.

As pequenas reduções visualizadas nos permeados de alguns parâmetros provavelmente se deram devido ao fato desses componentes estarem agregados aos sólidos em suspensão, que são retidos na membrana de microfiltração.

Em relação ao nitrogênio orgânico e o nitrito é importante ressaltar que os resultados se mostraram irrelevantes na pesquisa, devido às características do efluente final da ETE, que foi o afluente inicial das membranas. Em virtude da elevada taxa de nitrificação nos BAS, as concentrações desses parâmetros no efluente foram praticamente nulas.

- **Fósforo total e ortofosfato solúvel**

O fósforo e o nitrogênio são os principais parâmetros para os estudos de utilização do concentrado como adubo líquido. Os gráficos 1 e 2 apresentam o comportamento de fósforo total e ortofosfato solúvel, respectivamente, na membrana de MF.

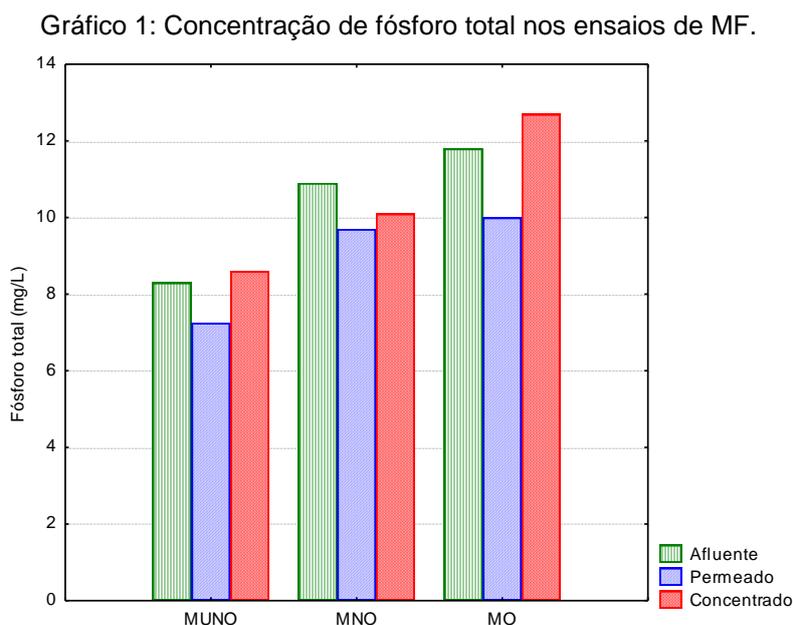
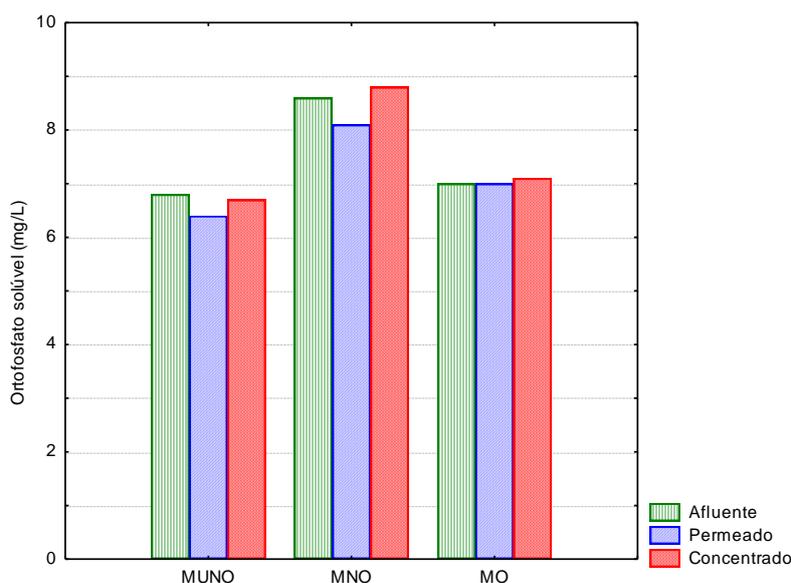


Gráfico 2: Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de MF.



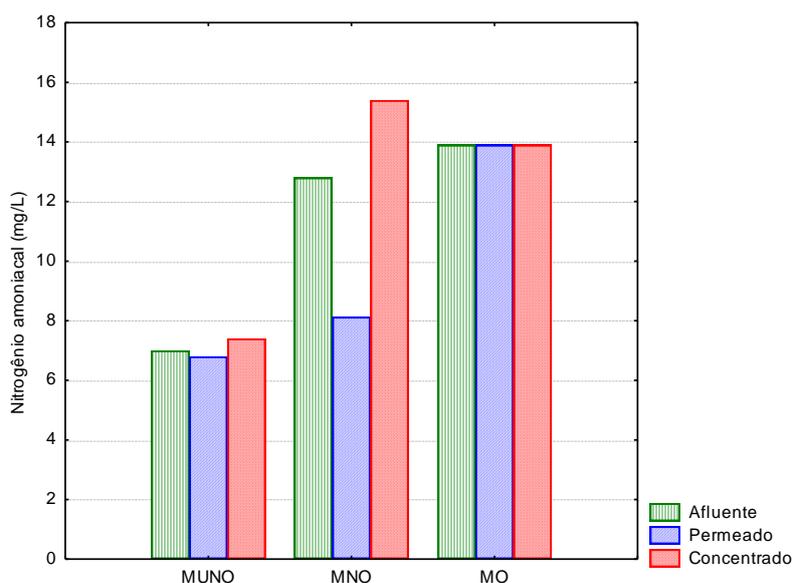
As remoções de fósforo total e ortofosfato solúvel na membrana de MF foram inexpressivas, gerando permeados com altas concentrações residuais de fósforo. Isso pode ser atribuído ao fato da maior concentração de elemento estar na forma dissolvida.

Estudos comprovam que há possibilidade de remover fósforo em membranas de baixa pressão, desde que esse elemento esteja incorporado ao sólido em suspensão. Avaliando o permeado de MF tubular e com poro de 1,0 μm , Vidal (2006) atingiu altos valores de remoção de fósforo, superiores a 70%. O autor atribuiu à boa eficiência ao fato de maior parte do fósforo estar na forma particulada, provavelmente assimilado na biomassa, uma vez que o afluente à membrana foi licor misto do tanque de aeração e do decantador secundário de um sistema de lodo ativados, com elevada concentração de sólidos em suspensão. Como nesta pesquisa a concentração de SST afluente à MF foi praticamente nula, não houve retenção de fósforo na membrana.

- **Nitrogênio amoniacal e nitrato**

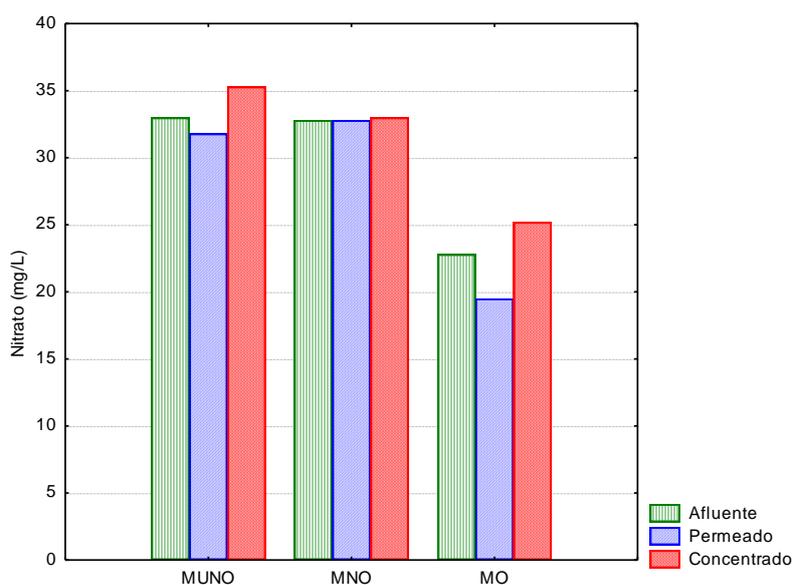
As concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato nas alimentações, permeados e concentrados de MF estão apresentadas nos gráficos 3 e 4, respectivamente.

Gráfico 3: Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de MF.



Utilizando membrana de MF com mesma porosidade da utilizada nesta pesquisa, Barbosa (2009) não identificou remoção de nitrogênio amoniacal. O mesmo aconteceu MUNO e MO. Já em MNO a remoção foi de 36,5%. Silva^d *et al.* (2011) indicaram remoção de 9% de nitrogênio amoniacal, em MF de fibras ocas, com poro de 0,4 μm , alimentada com efluente de lagoa de estabilização. No entanto, uma retenção da ordem da que ocorreu em C2 não é esperada para membrana de MF, indicando provavelmente um erro de análise.

Gráfico 4: Concentração de nitrato nos ensaios de MF.

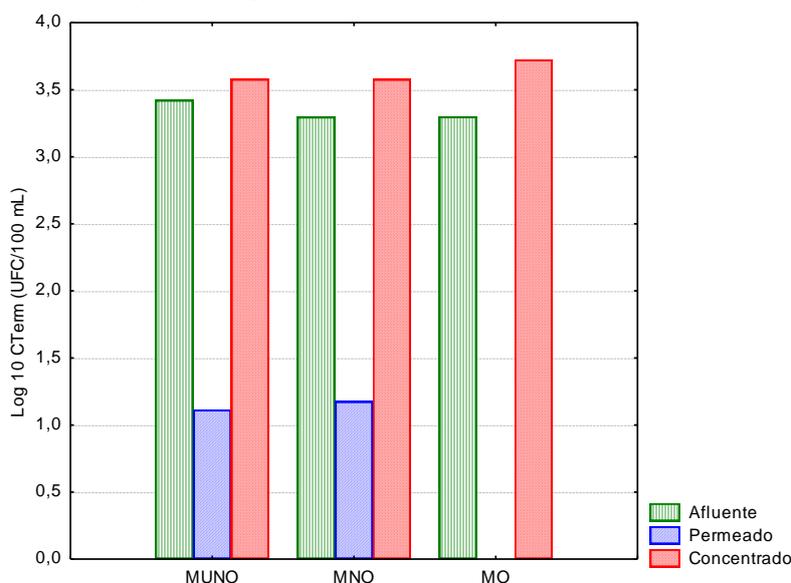


As concentrações de nitrato no permeado de MF apresentaram valores próximos aos identificados na alimentação, uma vez que a membrana de MF não é eficaz na rejeição desse parâmetro.

- **Coliformes termotolerantes**

A concentração de Coliformes termotolerantes nos ensaios de MF está apresentada no gráfico 5. Pode-se observar que em duas configurações houve a presença desses microorganismos na zona do permeado. Pelo diâmetro do microporo da membrana de MF e o tamanho das bactérias do grupo Coliforme é esperado que todos esses microorganismos fiquem retidos.

Gráfico 5: Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de MF.



Estudando a aplicação de MF e UF no pós-tratamento de efluentes, Gómez *et al.* (2007) também observaram a presença de Coliformes termotolerantes no permeado das membranas. Por meio de identificação taxonômica, os autores concluíram que os indicadores de contaminação fecal não eram provenientes do efluente. Eles ponderaram que, pelo fato do circuito do permeado não estar na condição estéril, pode ter ocorrido contaminação.

A presença de bactérias no do permeado é facilitada pela presença de nutrientes e vestígios de matéria orgânica ainda presentes nessa zona. Além

disso, o método de quantificação dos Coliformes termotolerantes utilizado nesta pesquisa foi o da membrana filtrante, onde há maior probabilidade de contaminação da amostra, pelo fato do ambiente em que foi feita a análise não estar na condição estéril.

Barbosa (2009) avaliou a retenção de outro indicador de contaminação fecal em membrana de MF, a bactéria *Escherichia coli*, o autor não identificou nenhum microorganismo no permeado. No entanto, a técnica de quantificação por ele utilizada foi a da capela de fluxo laminar, previamente esterilizada com radiação UV, o que proporcionou uma melhor condição de assepsia.

4.2.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Microfiltração

O permeado de MF tem sido bastante utilizado como água de reúso, principalmente no meio urbano. Ahn e Song (2000) avaliaram a aplicação de MF no tratamento de efluentes de um resort, para reúso de água dentro do próprio empreendimento. Foi utilizada membrana de MF de fibra oca, no pós-tratamento de lodos ativados, com 98% de recuperação do permeado. Os resultados foram 100% de remoção de turbidez e SS, e 80% de remoção de DQO. O permeado, com ausência de SS e DQO média de 14,0 mg/L, foi adequado para reúso em aplicações secundárias, como descargas sanitárias e lavagem de pisos e calçadas.

Nesta pesquisa foi obtido permeado com turbidez de 0,3 uT, SST de 1,0 mg/L, SDT em torno de 500 mg/L. Em relação aos Coliformes houve presença de cerca de 13 UFC/100 mL nas configurações MUNO e MN, e em MO não foram identificados microorganismos nos permeados.

De acordo com os parâmetros estabelecidos pela EPA (2012), com os resultados apresentados nos permeados de MF é possível utilizá-lo como água de reúso no meio urbano, na modalidade restrita, na irrigação de culturas não alimentares, e também alimentares, desde que processadas. Na orientação da EPA é exigido ainda que a DBO seja menor ou igual a 30 mg/L, e haja residual de algum desinfetante.

No âmbito do PROSAB, o estudo na ETE Cambuí, no Paraná, propôs os seguintes parâmetros para o reúso no meio urbano: pH entre 6 e 9, DBO \leq 10 mg/L, turbidez \leq 2 uT, ausência de coliformes termotolerantes (para limpeza pública considerou-se um limite de até 200 NMP/100 mL) e concentração mínima de cloro residual de 1,0 mg/L (AISSE, COHIM e KIPERSTOK, 2006).

Embora não tenha sido possível fazer as análises para matéria orgânica, muitos autores avaliaram a DBO em permeados de MF, alimentadas com esgoto tratado a nível secundário. Al-Shammiri *et al.* (2005) e Barbosa (2009) obtiveram 43% e 60% de remoção de DBO, respectivamente, em membrana de MF com poro de 0,4 μ m. Além disso, na pesquisa de Araújo (2009) na ETE, cujo efluente alimentou a membrana de MF, o autor obteve 6,0 mg/L de DBO no esgoto tratado. Sendo assim, os permeados da MF muito provavelmente atenderiam ao preconizado pela EPA e o PROSAB.

Em relação ao aproveitamento do concentrado de MF, pelo fato da membrana de MF ser uma barreira total de sólidos suspensos e microorganismos não é aconselhável seu uso, na forma bruta, como fertilizante, sendo aconselhável uma desinfecção. Em relação à salinidade e sodicidade o concentrado não apresentaria problemas para as plantas, visto que os valores da RAS^o obtidos nas três correntes líquidas foram semelhantes, com os valores típicos dos esgotos sanitários (\leq 3).

Em contrapartida, o permeado poderia ser utilizado como água de irrigação, sem diluição, porém essa alternativa torna-se viável apenas em aplicações locais, para irrigação e fertilização de campos férteis distantes da planta de membranas, o elevado volume do permeado e os custos com transporte inviabilizam esse tipo de reúso.

4.3 Ensaio de Ultrafiltração

A membrana de UF foi alimentada diretamente com o efluente tratado da ETE, nas configurações UNO e UO, e também com o permeado da membrana de MF na configuração MUNO. A tabela 16 apresenta os resultados dos parâmetros físico-químicos nos ensaios na membrana de ultrafiltração.

Tabela 19: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Ultrafiltração.

Parâmetro	Unidade	MUNO				UNO				UO			
		Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	11,0	20,5	7,0	0%	18,0	16,0	9,0	11,1%	50,0	50,0	44,0	0%
pH	-	5,9	6,4	6,5	-	6,3	6,6	6,5	-	6,7	6,5	6,5	-
Bicarbonatos	mg/L	13,4	25,0	8,5	0%	22,0	19,5	11,0	11,3%	61,0	61,0	53,7	0%
Cálcio	mg/L	4,9	4,9	4,9	0%	5,5	4,9	6,5	10,9%	6,5	5,6	6,5	13,8%
Magnésio	mg/L	15,0	14,5	16,9	3,3%	15,4	14,5	14,5	5,8%	17,9	16,9	16,4	5,6%
Sódio	mg/L	69,0	69,0	70,3	0%	86,0	83,5	83,5	2,9%	105,0	98,5	97,5	6,2%
Potássio	mg/L	20,5	20,5	20,5	0%	25,5	23,0	22,3	9,8%	31,0	29,0	27,5	6,4%
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,25	0,15	0,4	40%	0,45	0,35	0,5	22,2%	0,6	0,0	0,85	100%
Nitrito	mg/L	0,1	0,07	0,04	30%	0,3	0,3	0,3	0%	0,4	0,2	0,3	50%
Condutividade	µS/cm	725,0	674,0	696,0	7%	763,9	690,7	689,9	9,6%	717,6	718,0	695,2	0%
Cloretos	mg/L	9,5	9,6	10,3	0%	9,9	9,2	8,9	7,1%	8,5	8,0	8,0	5,9%
RAS°	mmol/L	1,85	2,13	1,73	0%	2,43	2,49	1,86	0%	3,5	3,4	3,3	2,9%
SDT	mg/L	468,6	588,9	514,1	0%	616,7	452,0	564,3	26,7%	740,8	521,3	695,5	29,6%
SST	mg/L	1,1	1,0	1,9	9%	2,4	0,7	2,9	70,8%	2,1	1,4	2,0	29,2%
ST	mg/L	470,0	520,0	516,0	0%	620,0	452,0	466,0	27,1%	742,0	522,0	598,0	29,6%
Turbidez	Ut	0,3	0,23	0,97	23,3%	0,6	0,26	0,9	56,7%	1,2	0,16	1,13	86,7%

Na configuração MUNO, a alcalinidade, e, conseqüentemente, os bicarbonatos, se comportaram de maneira inesperada com concentração maior no permeado do que no afluente. Na configuração UNO, a remoção foi insignificante e na configuração UO não foi identificada remoção alguma desses componentes.

Já era esperado que não houvesse diminuição da alcalinidade e bicarbonatos na UF, pelo fato da remoção de compostos iônicos não fazerem parte da faixa de retenção dessa membrana. Porém, na configuração MUNO, houve um incremento na concentração desses indicadores no permeado.

O único fator que diferenciou essas três configurações foi a alimentação. Enquanto UNO e UO receberam diretamente o efluente tratado da ETE, em MUNO a membrana de UF foi alimentada com permeado da MF. Portanto, podemos concluir que houve influência da MF, a qual afetou negativamente os resultados da ultrafiltração. Ocorreu que foi gerado um volume morto durante as bateladas de filtração com a MF, terminado esses ensaios procedeu-se a troca da membrana, visto que um único equipamento comportava MF e UF. Antes de iniciar os ensaios na membrana de UF, foi feita uma filtração apenas com água para eliminar as interferências desse volume morto no ensaio da UF. Essa filtração com água pode não ter sido suficiente, e o permeado de UF ter sofrido influência dos volumes mortos nas filtrações das duas membranas, essa é uma hipótese, também não se pode descartar o erro de análise.

Para o pH, Barbosa (2009) obteve um valor 6,8 no afluente e 7,4 no permeado, mesmo comportamento observado nesta pesquisa. Para alcalinidade o autor indicou uma remoção de 2% na membrana de UF.

Como a RAS° é calculada a partir da concentração dos bicarbonatos, que, por sua vez, é calculado a partir da alcalinidade, acabou apresentando o mesmo comportamento observado nesses dois outros parâmetros.

Para os demais compostos iônicos, os resultados obtidos encontraram-se dentro do esperado, ou seja, sem remoção significativa desses componentes, já que a faixa de retenção de UF é restrita a colóides e íons. A exceção foi o nitrogênio amoniacal e o nitrito, em função da concentração afluente não ser representativa.

Para os SS, principalmente nas configurações MUNO e UO, a remoção foi muito baixa. Para atestar a eficiência de UF na remoção desse parâmetro observou-se os experimentos de Ju Quin *et al.* (2004) e Xing *et al.* (2000), que obtiveram concentração de SS menor 2 mg/L nos permeados de UF, com SS na alimentação da ordem de 10 e 100 mg/L, respectivamente.

Em relação aos SDT, como ele abrange todas as substâncias dissolvidas, também teve influência da alcalinidade e bicarbonatos, apresentando comportamento semelhante, com concentração 30% maior no permeado do que na alimentação, na configuração MUNO. Já em UNO e em UO a remoção de SDT foi da ordem de 30%. Barbosa (2009), utilizando membrana de UF com as mesmas características, chegou a uma remoção de SDT de 41%. O autor admitiu que mesmo os sólidos dissolvidos apresentando menor tamanho do que o poro da membrana, a rejeição ocorreu em função da camada de torta, que possibilita o aumento da capacidade de retenção das partículas, até certo ponto. Como nesta pesquisa, a cada ensaio de filtração era realizada uma limpeza química, provavelmente não houve formação dessa camada, o que explica a menor retenção, em comparação ao apresentado pelo autor citado.

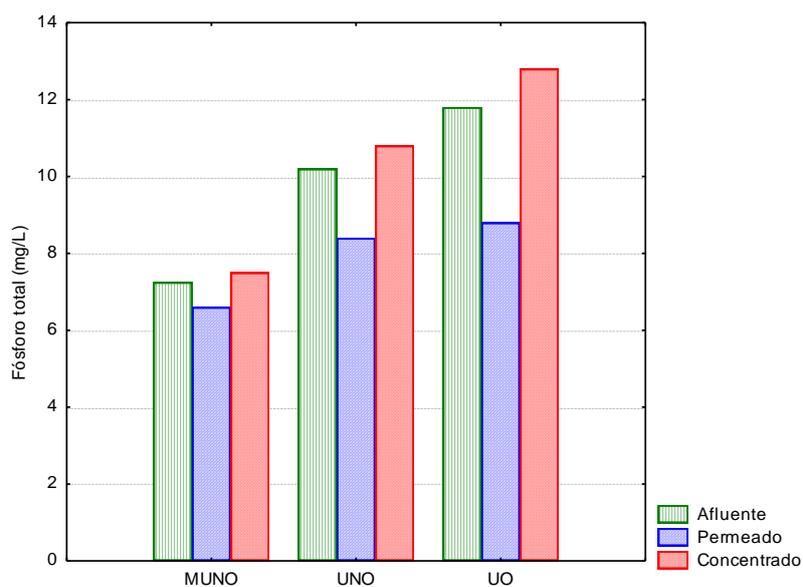
O comportamento dos sólidos totais é o mesmo dos SDT, uma que vez que a fração suspensa representa menos de 1% da dissolvida.

A turbidez teve o mesmo comportamento dos demais parâmetros em que as concentrações no afluente às membranas foram menores que 2,0 mg/L (nitrogênio orgânico, nitrito e SS). Porém, em pesquisas com esgoto com concentração de turbidez superior a 50 uT, Maestri (2006), Constanzi (2007) e Barbosa (2009), obtiveram valores no permeado inferiores a 1 uT.

- **Fósforo total e ortofosfato solúvel**

A membrana de UF apresentou uma remoção discreta de fósforo total, conforme pode ser visualizado no gráfico 6.

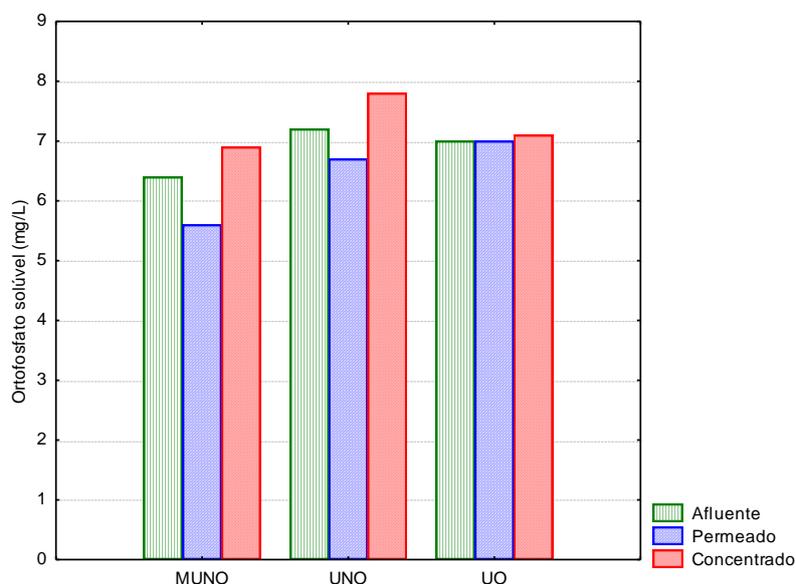
Gráfico 6: Concentração do fósforo total nos ensaios de UF.



A remoção de fósforo total em UF foi entre 15 e 25%. Por ser um íon bivalente, o fósforo não se encontra dentro da faixa de rejeição dessa membrana.

O gráfico 7 apresenta os resultados para ortofosfato solúvel.

Gráfico 7: Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de UF.



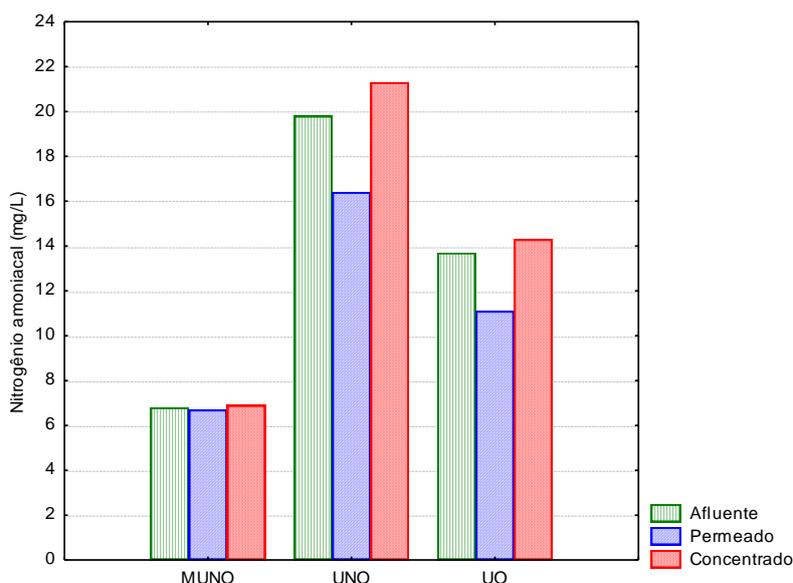
Para o ortofosfato solúvel, a UF apresentou uma remoção menor do que para o fósforo total, com média de 7%.

Na pesquisa de Ravazzini *et. al* (2005), os autores apresentarem resultados semelhantes ao obtido nesta pesquisa. Eles compararam os resultados de permeado, tendo como alimentação esgoto bruto e efluente de tratamento primário. A remoção de fósforo total foi de 18% para os dois tipos de permeados. Já a remoção de ortofosfato solúvel foi de 2,5%, para UF alimentada com esgoto bruto e de 5,5% para UF alimentada com efluente de tratamento primário.

- **Nitrogênio amoniacal e nitrato**

O comportamento do nitrogênio amoniacal na membrana de UF pode ser visualizado no gráfico 8.

Gráfico 8: Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de UF.



As concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente das membranas são variantes, pois estão relacionadas à taxa de nitrificação nos BAS.

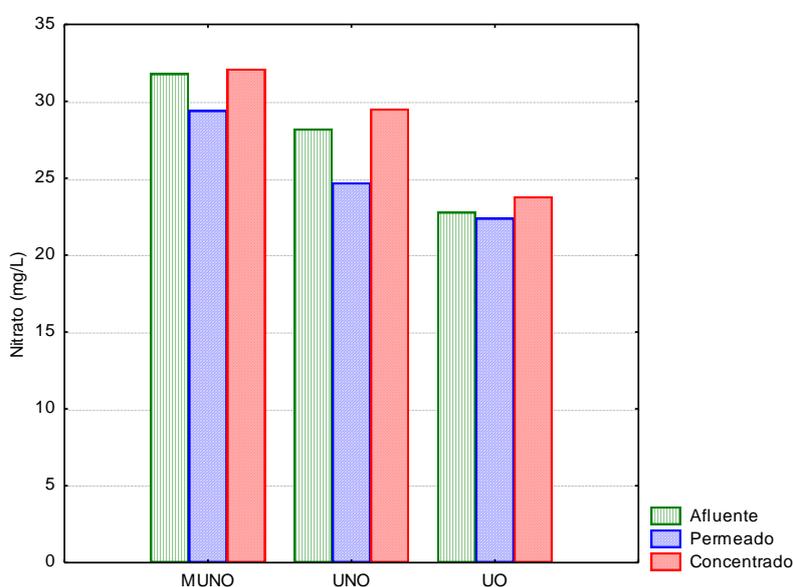
Na configuração MUNO, onde houve uma menor concentração afluente de nitrogênio amoniacal, praticamente não houve remoção, e nas demais a remoção foi em torno de 20%.

Ravazzini *et al.* (2005) também analisaram o nitrogênio amoniacal nos permeados de UF. No esgoto bruto a concentração foi de 39,4 mg/L, e no

permeado de 30,3 mg/L, com remoção de 24% do componente. O efluente do tratamento primário continha 38,4 mg/L de nitrogênio amoniacal e após passar pela membrana de UF o permeado apresentou concentração de 29,9 mg/L, totalizando 22% de remoção.

Para o nitrogênio orgânico e nitrito não cabe ressaltar a eficiência da membrana na remoção desses componentes, pois as concentrações na alimentação foram menores que 1,0 mg/L. Fatores como volume morto e contaminação são mais que suficientes para mascarar tais resultados, por se tratar de concentrações muito pequenas.

Gráfico 9: Concentração de nitrato nos ensaios de UF.



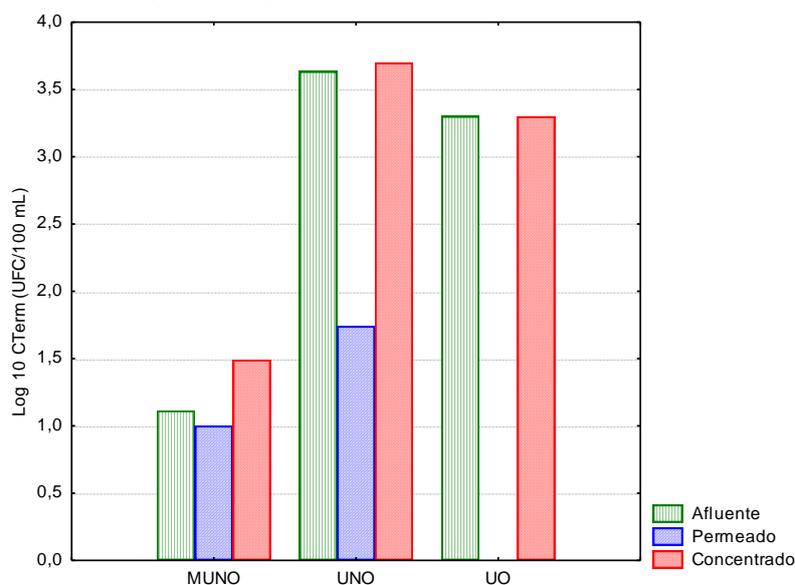
Já o nitrato, por ser formado a partir das conversões bioquímicas nos BAS, geralmente esteve em alta concentração no afluente às membranas, mas ainda sim essa concentração foi variante, em função da taxa de nitrificação.

A maior remoção de nitrato aconteceu na configuração UNO, 12%. Abdessemed e Nezzal (2005) investigaram a remoção de alguns íons em membrana tubular de UF, entre eles o nitrato, bem como a evolução do fluxo do permeado, com coagulação do efluente secundário com cloreto de cálcio. Os autores concluíram que a coagulação melhora o fluxo do permeado, porém foi observado que para a remoção de nitrato, mesmo com a coagulação, a

membrana UF não é eficiente para rejeição desse íon, uma vez que a remoção foi de apenas 12,5%.

- **Coliformes termotolerantes**

Gráfico 10: Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de UF.



Em MUNO e UNO ainda foram identificadas colônias de coliformes fecais no permeado da UF. Arévalo *et al.* (2009) também identificaram presença de coliformes fecais e totais em algumas amostras do permeado de UF, implantada em MBR. Os autores também analisaram sólidos suspensos e turbidez e verificaram a elevada remoção desses parâmetros. Eles mencionaram que a presença de microorganismos no permeado de UF não pode estar relacionada a defeitos ou rupturas nas membranas, visto que não houve interferência nos resultados das partículas suspensas.

Outro fator que comprova que as bactérias não passaram através da membrana é o tamanho do Coliforme termotolerante, que é superior ao tamanho do poro da membrana. Sendo assim admite-se que ocorreu contaminação bacteriana na zona do permeado, o que não é difícil de acontecer, já que o ambiente em que são coletadas as amostras não é estéril.

4.3.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Ultrafiltração

Por meio dos resultados obtidos nesta pesquisa pode-se observar que o permeado de UF destina-se aos mesmos usos de MF, bem como o aproveitamento do concentrado se aplica apenas com desinfecção.

As membranas de MF e UF apresentaram faixas muito próximas de remoção. Para os sólidos dissolvidos, MF removeu entre 18% e 33% e UF entre 26% e 30%. Em relação aos coliformes, tanto em MF quanto em UF os permeados apresentaram entre 0 - 18 UFC/100 mL. O pH também encontrava-se dentro da faixa recomendada. Turbidez e SST já estavam em concentrações adequadas no efluente tratado da ETE. Em relação à DBO, Provenzi (2005) cita que obteve até 99% de remoção desse parâmetro, combinando tratamento biológico com membrana de MF em reator MBR. Barbosa (2009) apresentou 60% em MF e 74% em UF, com efluente de lodos ativados. Sendo assim, é muito provável que nos permeados de MF e UF a DBO estivesse abaixo de 30 mg/L, valor determinado para usos urbanos restritos e irrigação de culturas não alimentares (USEPA, 2012), e até mesmo menor que 10 mg/L, valor requerido para reúso urbano irrestrito e irrigação de culturas alimentares, desde que haja residual de cloro. Ressaltando que faz-se necessária a análise desses parâmetros em etapas posteriores da pesquisa.

Vários estudos aplicam a membrana de UF no pós-tratamento de efluentes para o reúso.

Utilizando a membrana de UF no tratamento de efluentes têxteis, Marcucci *et al.* (2001) apontaram que a membrana foi eficaz para a remoção de partículas e macromoléculas. Os autores concluíram que o permeado tinha uma qualidade que permitia a reutilização do esgoto em processos de lavagem das fibras, mas que não possuía requisitos para ser reutilizado em processos delicados, como tingimento.

Pesquisando o potencial de reúso na indústria, Mierzwa (2002) estudou a utilização da água de reúso, a partir dos próprios efluentes gerados na indústria Kodak. Para cumprimento dos objetivos foi implantada membrana de UF de fibra oca, com poro de 0,1 μm , no pós-tratamento de lodos ativados. O

autor referenciou os usos em função da concentração de SDT pelo fato desse parâmetro ser um dos mais restritivos para uso de água em diversas aplicações industriais, além da limitação que os processos de tratamento biológico apresentam em remover esse tipo de componente (tabela 20). A concentração de SDT no permeado de UF foi de 800 mg/L e a taxa de recuperação foi de 98%. A taxa de recuperação de permeado é um fator muito importante na tomada decisão acerca da implantação de um sistema de membranas, principalmente na indústria, onde as demandas de água são elevadas e busca-se reaver o investimento utilizando a água de reúso.

Tabela 20: Valores máximos recomendados para a concentração de SDT em função do uso e concentração de SDT no efluente da KODAK.

Uso	Valor recomendado de SDT (mg/L)
Reposição de sistemas de resfriamento	500
Lavagem de veículos, descargas em sanitários e irrigação em áreas verdes	1.000

Fonte: Mierzwa, 2002.

Na pesquisa de Mierzwa (2002), o permeado de UF enquadrou-se nas aplicações que estão dentro da classificação de reúso não potável.

4.4 Ensaios de Nanofiltração

A membrana de NF esteve presente em três configurações, sempre com pré-tratamento de MF (MNO) ou UF (UNO), ou ainda dessas duas membranas em série (MUNO).

A partir dessa membrana passaram a ser evidenciadas remoções de moléculas menores, como íons multivalentes.

Os resultados de algumas variáveis analisadas nos ensaios de NF estão apresentados na tabela 21. Os demais dados estão representados por meio de gráficos.

Tabela 21: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Nanofiltração.

Parâmetro	Unidade	MUNO				MNO				UNO			
		Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.	Alim.	Perm.	Conc.	Rem.
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	20,5	19,0	22,0	7,3%	27,0	12,0	57,0	55,5%	16,0	6,0	42,0	62,5%
pH	-	6,4	6,0	6,6	-	5,6	5,7	6,1	-	6,6	5,7	6,8	-
Bicarbonatos	mg/L	25,0	23,2	26,9	7,2%	33,0	14,7	69,6	55,5%	19,5	7,3	51,2	62,6%
Cálcio	mg/L	4,9	0,0	4,1	100%	8,2	0,4	11,4	95,1%	4,9	0,0	5,7	100%
Magnésio	mg/L	14,5	0,4	48,2	97,2%	19,3	1,0	19,3	94,8%	14,5	1,9	41,0	86,9%
Sódio	mg/L	69,0	13,5	277,5	80,4%	92,5	13,9	302,0	85%	83,5	12,7	375,0	84,8%
Potássio	mg/L	20,5	3,0	51,5	85,4%	27,5	4,2	95,0	84,7%	23,0	2,8	91,0	87,8%
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,15	0,0	0,55	100%	0,0	0,0	0,2	-	0,35	0,0	0,3	100%
Nitrito	mg/L	0,07	0,0	0,14	100%	0,0	0,0	0,15	-	0,2	0,0	0,9	100%
SST	mg/L	1,0	0,4	1,85	60%	0,3	0,0	0,6	100%	0,7	1,3	1,9	0%
ST	mg/L	520,0	98,0	1850,0	81,1%	504,0	194,0	1754,0	61,5%	452,0	128,0	1998,0	71,7%
Turbidez	uT	0,23	0,13	0,6	43,5%	0,16	0,1	0,47	37,5%	0,26	0,03	0,7	88,5%

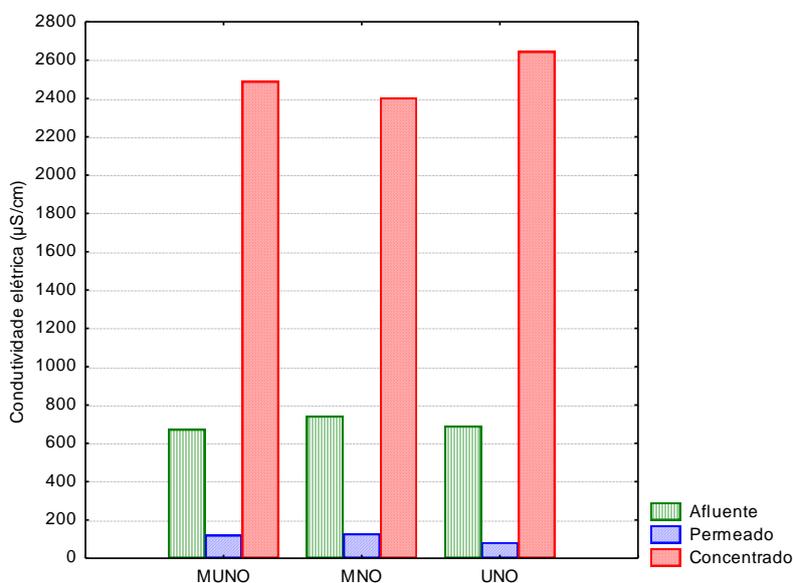
Como pode ser observado na tabela 21 houve diminuição de alcalinidade nos permeados de NF. De acordo com Barbosa (2009), o decréscimo da alcalinidade e da capacidade tampão da mistura líquida favoreceram a redução do pH.

Para cálcio e magnésio houve quase 100% de rejeição pela membrana de NF (tabela 21). Barbosa (2009) obteve em sua pesquisa as mesmas eficiências para cálcio e magnésio em membrana de NF. Já para sódio e potássio houve uma remoção inferior, comprovando que a NF é mais eficiente na remoção de íons bivalentes. Comparado com a OI, a retenção de íons monovalentes é menor, pelo fato que a NF se processar com menores pressões de trabalho, já que os gradientes de pressão osmótica estão minimizados (SANTOS E TEIXEIRA, 2012).

- **Condutividade, cloretos e RAS°**

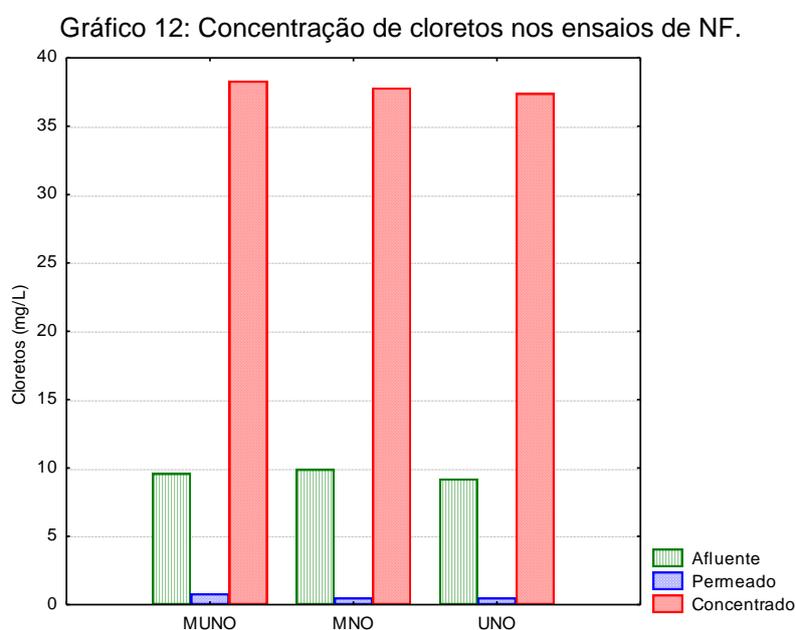
O comportamento da condutividade elétrica nos ensaios de NF pode ser visualizado no gráfico 11.

Gráfico 11: Concentração da condutividade elétrica nos ensaios de NF.



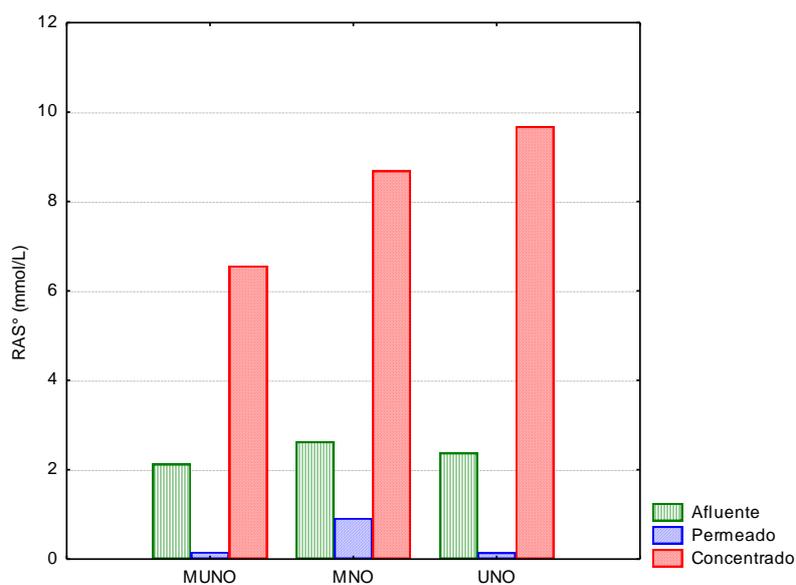
Nas três configurações em que a membrana de NF foi utilizada, a rejeição de condutividade foi praticamente à mesma, sendo de 82% em MUNO, 83% em MNO e 82% em UNO, demonstrando que a NF é eficiente para rejeição desse parâmetro. Utilizando membrana de NF no pós-tratamento de esgoto, submetido previamente a tratamento biológico, com pressão de operação de alimentação de 10 bar, Bunani *et al.* (2013) obtiveram 89% de remoção de condutividade em membrana modelo NF90, o mesmo utilizado nesta pesquisa.

Em relação aos cloretos, a membrana de NF também apresentou uma rejeição bastante elevada, conforme demonstrado no gráfico 12.



Avaliando a remoção de cloretos em membrana de NF, Bunani *et al.* (2013) também identificaram elevada rejeição, de 89%. Nesta pesquisa, os índices de remoção foram ainda superiores, entre 92 e 95%, com concentrações nos permeados inferiores a 1,0 mg/L.

Também foi avaliada a RAS^o nos ensaios de NF, os resultados obtidos estão apresentados no gráfico 13.

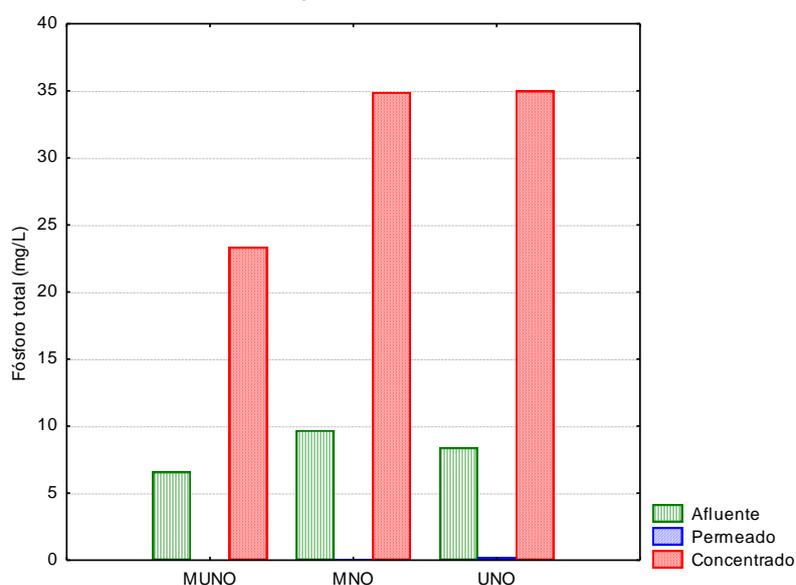
Gráfico 13: Concentração da RAS^o nos ensaios de NF.

Na NF também foi observada elevada redução da RAS^o, acima de 90% em MUNO e UNO. Em MNO houve menor rejeição, em função de uma maior concentração de sódio nessas amostras.

- **Fósforo total e ortofosfato solúvel**

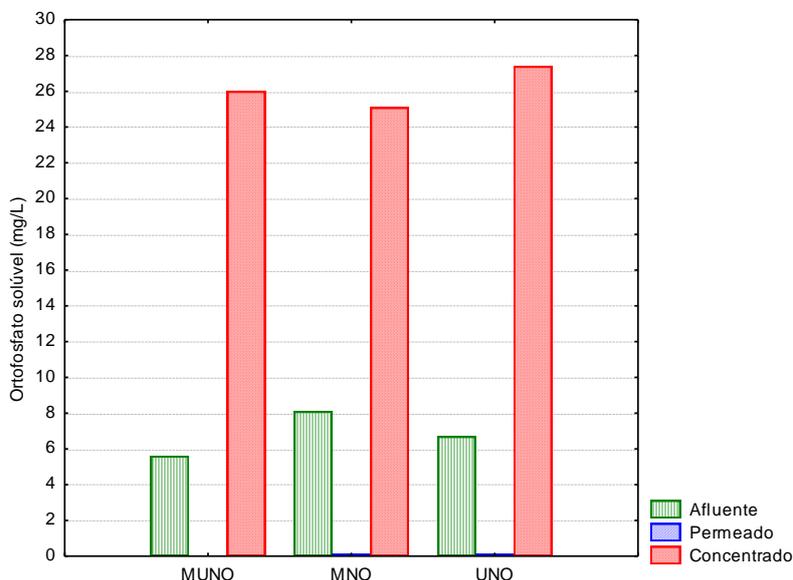
O gráfico 14 apresentam a concentração de fósforo total na NF.

Gráfico 14: Concentração de fósforo total nos ensaios de NF.



Os resultados de ortofosfato solúvel obtidos nos ensaios de NF podem ser visualizados no gráfico 15.

Gráfico 15: Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de NF.

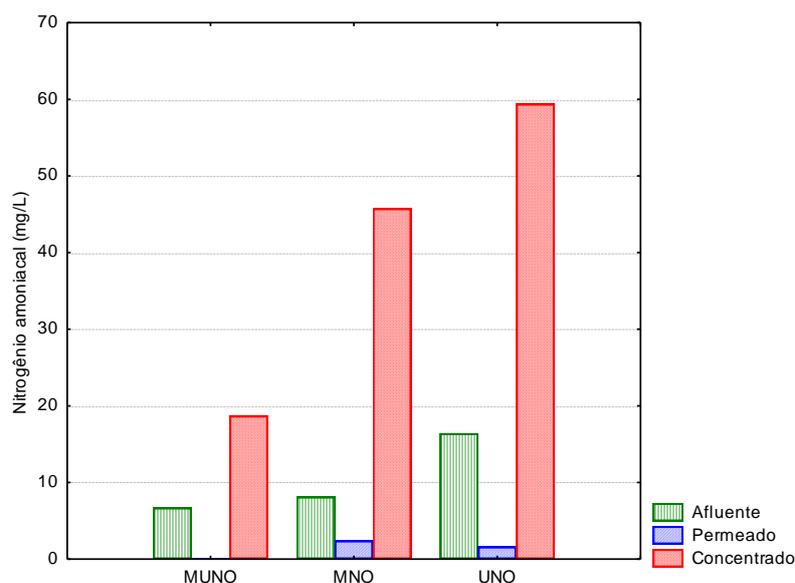


A membrana de NF foi capaz de eliminar toda a concentração de fósforo do afluente, seja ele na forma particulada ou solúvel. Para os íons bivalentes a membrana apresentou um comportamento semelhante, retendo praticamente toda a concentração contida na alimentação.

- **Nitrogênio amoniacal e nitrato**

As concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato estão apresentadas nos gráficos 16 e 17, respectivamente.

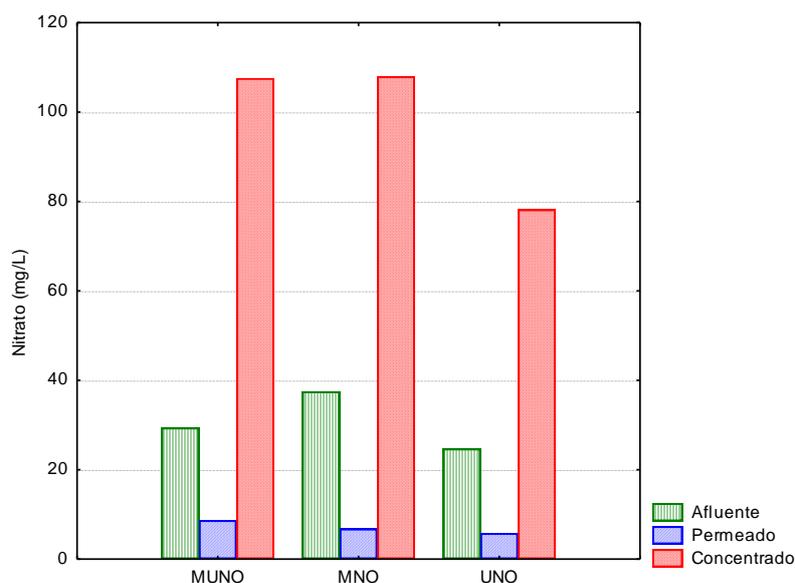
Gráfico 16: Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de NF.



Na membrana de NF houve elevada remoção de nitrogênio amoniacal, principalmente nas configurações MUNO e UNO, 98,5% e 90%, respectivamente. Como em MUNO houve uma menor concentração de nitrogênio amoniacal afluente, o permeado teve apenas 0,1 mg/L desse componente. Em MNO a remoção foi menor (70%), com 2,4 mg/L de nitrogênio amoniacal no permeado.

O modelo NF90 de membrana de NF é comprovadamente eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal. Chon, Kyongshon e Cho (2012) obtiverem remoção de 94% de nitrogênio na forma de amônia, com esse mesmo modelo de membrana. A NF90 também proporcionou uma elevada remoção de nitrogênio amoniacal na pesquisa de Andrade (2001), de 96%. Já Bunani *et al.* (2013) obtiverem uma remoção bem inferior, em comparação aos demais trabalhos citados, apenas de 45%. Mas esse fato ocorreu não por problemas com a membrana NF90, mas pelo fato do afluente apresentar uma concentração muito baixa de amônia, de 0,11 mg/L. Antes de ser submetido a membrana, o esgoto já havia passado por um tratamento biológico, com elevada taxa de nitrificação. Com essa ordem de grandeza não é coerente se falar em eficiência de remoção. Vale ressaltar que essa mesma situação ocorreu nessa pesquisa para os parâmetros nitrogênio orgânico e nitrito (tabela 21).

Gráfico 17: Concentração de nitrato nos ensaios de NF.



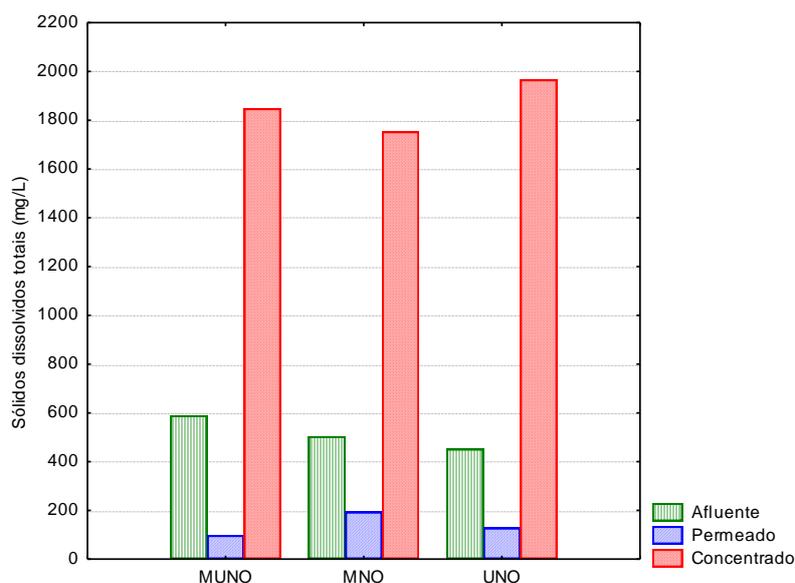
Em relação ao nitrato, a membrana de NF não foi tão eficiente quanto foi na remoção de fósforo e de nitrogênio amoniacal, as rejeições foram entre 70 e 79%.

Nas pesquisas de Chon, Kyongshon e Cho (2012) e Bunani *et al.* (2013) foram obtidas remoções ainda menores, utilizando o mesmo tipo de membranas, em torno de 50%. A rejeição ocorre em função do tamanho da molécula, o tamanho do poro da membrana, bem como por meio das interações entre as cargas da molécula rejeitada e a membrana. Por se tratar de um composto iônico monovalente, deve-se optar por uma membrana de menor porosidade, como a OI, para a rejeição desse componente.

- **Sólidos dissolvidos totais**

Os resultados de SDT obtidos nos ensaios de NF estão apresentados no gráfico 18.

Gráfico 18: Concentração de sólidos dissolvidos totais nos ensaios de NF.



A concentração de SST afluente à NF não foi representativa, menor que 1,0 mg/L. Mesmo que estivesse em concentrações elevadas seria facilmente retido na membrana. Do mesmo modo ocorreu com a turbidez, que apresentou valores inferiores a 0,3 NTU na alimentação da NF (tabela 21).

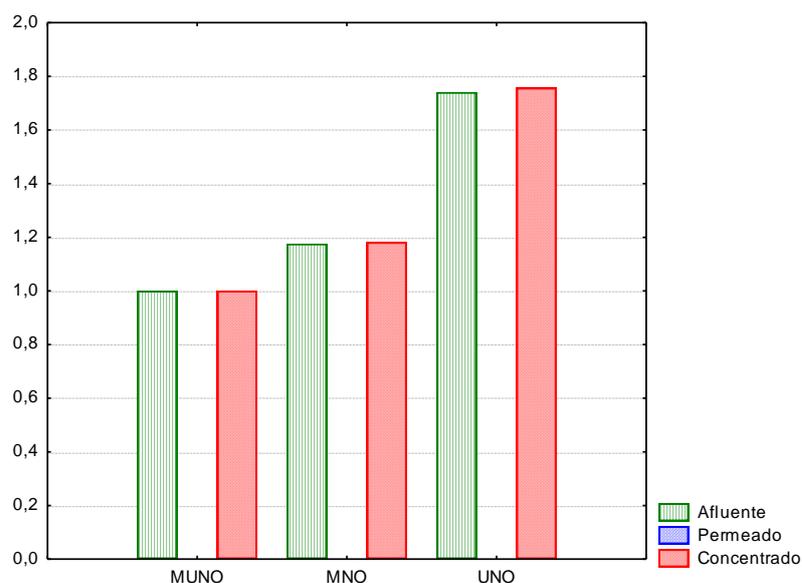
Já os sólidos dissolvidos estiverem presentes na alimentação de NF em concentrações superiores a 450 mg/L, mesmo em MUNO, onde o afluente já havia passado por membranas de MF e UF. Apenas a partir de NF os sólidos dissolvidos são rejeitados de maneira expressiva, em MUNO houve remoção de 83,4%, em MNO de 62% e em UNO de 72%. Como a maior parte dos sólidos dissolvidos é representado por sais inorgânicos, e a membrana de NF ainda possui limitações quanto à rejeição de formas monovalentes de íons, a eficiência foi tão a próxima a 100%, como ocorreu em outros parâmetros referentes a íons bivalentes, como cálcio, magnésio e fósforo.

Os resultados de sólidos totais foram os mesmos dos sólidos dissolvidos totais, visto que não havia concentração de sólidos suspensos nas amostras.

- **Coliformes termotolerantes**

No gráfico 19 está apresentada a concentração dos Coliformes termotolerantes nos ensaios de NF.

Gráfico 19: Concentração do log 10 de Coliformes termotolerantes nos ensaios de NF.



Pelo fato do ambiente estar muito propício ao desenvolvimento das bactérias, ainda apareceram algumas unidades formadoras de colônias nos permeados de MF e UF (1 – 18 UFC/100 mL), conforme pode ser visualizado na alimentação da nanofiltração.

Já nos permeados de NF não houve ocorrência de Coliformes termotolerantes. A condição de diferenciou o permeado de NF dos permeados das membranas de MF e UF foi à ausência de fósforo, e, provavelmente, de matéria orgânica, pois o ambiente em que foram realizados os ensaios e as análises foram os mesmos para todas as membranas.

4.4.1 Réuso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Nanofiltração

Estudos mostram que a NF é um sistema eficiente para o tratamento secundário ou terciário de efluentes visando à geração de água para réuso industrial, agrícola e/ou potável indireto (KOYUNCU *et al.*, 2000; SHU *et al.*, 2005; ACERO *et al.*, 2010).

Por terem poros muito pequenos, membranas de NF e OI são muito propícias a colmatação, caso o líquido afluente possua material particulado. Em

função disso, normalmente são implantadas membranas de MF e UF ou filtros de cartucho como pré-tratamento para as membranas de menor porosidade.

Nesta pesquisa, por ter sido utilizada membrana NF90, a rejeição de solutos foi elevada para vários parâmetros, sobretudo para íons multivalentes.

De acordo com as diretrizes estabelecidas por Crook (1996, *apud* Hespanhol e Gonçalves, 2004), os permeados de NF poderiam ser reutilizados como água de resfriamento, exceto em MNO, onde a concentração de nitrogênio amoniacal foi de 2,4 mg/L. Para geração de vapor em caldeira, tendo como base as diretrizes de Crook (tabela 5), o permeado de NF foi compatível para o parâmetro de nitrogênio amoniacal apenas na configuração MUNO, que chegou a 0,1 mg/L no permeado da NF.

Alguns pesquisadores estudaram o reúso do permeado de NF na indústria. Marcucci *et al.* (2001) submeteram o permeado de UF às membranas de NF e OI, com a finalidade de adequar a água de reúso em mais aplicações na indústria têxtil. Os autores verificaram que o permeado de NF não removeu condutividade e dureza em níveis que correspondessem aos requisitos de água para ser utilizada em processos mais delicados, como o tingimento de cores claras. Porém, o permeado de NF podia ser aplicado na etapa de lavagem e tingimento de fibras de cores escuras.

A aplicação do permeado de NF na indústria também foi analisada por Andrade (2011), que avaliou a viabilidade do reúso de esgoto em uma indústria de laticínios. Nesse tipo de indústria, o consumo de água se dá principalmente para lavagem de tubulações e equipamentos, para resfriamento e reposição de água de caldeira. O sistema de tratamento era composto por flotação, MBR com membrana de MF de fibras ocas e com poro de 0,5 µm e membrana de nanofiltração, tipo NF90. Após análise do permeado o autor concluiu que a qualidade atingia os padrões de água de resfriamento e de caldeira de baixa pressão, podendo ser reutilizado em tais aplicações, bem como para água de lavagem de piso, área externa e caminhões, apesar de requererem uma qualidade inferior. Os únicos parâmetros que não se enquadraram no padrão de caldeira média, dentre os avaliados, foram alcalinidade e cálcio. O autor ainda mencionou que caso houvesse interesse reutilizar o efluente para

geração de vapor em caldeiras que operam com pressão superior a 10 bar deveria utilizar OI em vez de NF.

O permeado de NF pode ser reutilizado na indústria nos procedimentos de lavagens de pisos, banheiros, área externa e também no processo industrial, desde que sua qualidade esteja compatível com os parâmetros de água requeridos.

Levando em conta a possibilidade do uso do concentrado como adubo líquido, os principais elementos de interesse são fósforo, nitrogênio e potássio, que requerem elevadas demandas pelas plantas e são produzidos a elevado custo.

Todo o fósforo ficou retido no concentrado de NF, chegando a 35 mg/L. O rejeito chegou a concentrar ainda 108 mg/L de nitrato, 59 mg/L de nitrogênio amoniacal e 95 mg/L de potássio, ou seja, uma elevada concentração de nutrientes preciosos para agricultura. No entanto, os demais elementos que compõem o concentrado também devem ser observados com cautela, em função dos possíveis prejuízos causados ao solo e as plantas, principalmente aqueles que promovem salinidade e sodicidade excessiva.

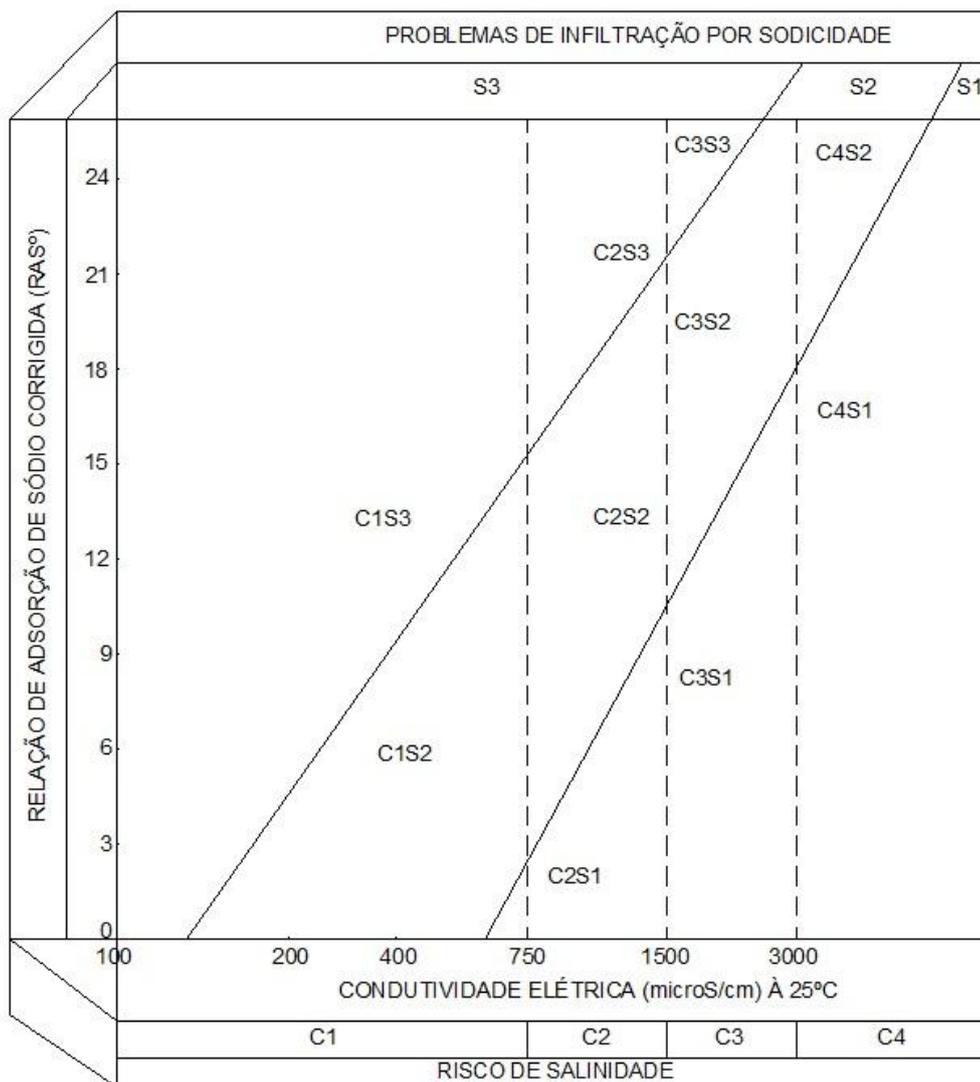
A alta concentração total de sais causa salinização do solo através da diminuição do potencial osmótico da solução do solo, dificultando a absorção de água pela planta (MONTENEGRO *et al.*, 2002).

Avaliando a condutividade do concentrado de NF nas três configurações pode-se observar elevado risco de salinidade, classificado como C3 (Richards, 1954 *apud* Cordeiro, 2001), que traduz alta salinidade. Águas com essa classificação não devem ser utilizadas em solos com deficiência de drenagem. Mesmo em solos com drenagem adequada pode haver necessidade de práticas especiais para o controle da salinidade. As águas de irrigação com esse teor de sais podem ser usadas somente para irrigação de plantas halófitas (CORDEIRO, 2001).

A salinidade é o parâmetro mais importante na determinação do impacto do concentrado de membranas de dessalinização no solo. A taxa de acúmulo de sal depende da quantidade aplicada e da quantidade que ele é retirado do solo por lixiviação.

Os problemas com infiltração por sodicidade são classificados por meio da salinidade e da RAS° . De acordo com o diagrama para classificação de águas de irrigação de Richards (1954 *apud* Cordeiro 2001), a combinação de salinidade e sodicidade no concentrado de NF foi C3S1, ou seja, alta salinidade e baixa sodicidade (figura 23).

Figura 23: Diagrama para classificação de águas para irrigação.



Fonte: Richards (1954), *apud* Cordeiro (2001).

Na figura 24 é apresentada a qualidade da água de irrigação, de acordo com a classificação de Richards.

Figura 24: Qualidade da água de irrigação de irrigação pela classificação de Richards.

Classes	Perigo de		Qualidade da Água
	Salinidade	Ssodicidade	
C ₁ S ₁	Baixo	Baixo	Excelente
C ₂ S ₁	Média	Baixa	Boa
C ₂ S ₂	Média	Média	Boa
C ₂ S ₃	Média	Alto	Ruim
C ₃ S ₁	Alto	Baixa	Regular
C ₃ S ₂	Alto	Média	Regular
C ₃ S ₃	Alto	Alto	Ruim
C ₃ S ₄	Alto	Muito alto	Ruim
C ₄ S ₁	Muito alto	Baixo	Ruim
C ₄ S ₂	Muito alto	Médio	Ruim
C ₄ S ₃	Muito alto	Alto	Ruim
C ₄ S ₄	Muito alto	Muito alto	Ruim

Fonte: Richards (1954) *apud* Moraes, Maia e Oliveira (1998).

Águas com baixa concentração de sódio (S1) podem ser utilizadas para irrigação, em quase todos os solos, com pequena possibilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável, avaliando o parâmetro isoladamente (ALMEIDA, 2010).

Porém, apesar da qualidade da água ser considerada regular, segundo a classificação de Richards, os autores Oliveira e Maia (1998) mencionam que a combinação C3S1 apresenta severas restrições para uso em irrigação, posto que adviriam problemas de infiltração e, por sua vez, a salinidade e sodicidade do solo poderiam aumentar. Almeida (2010) pondera ainda que as águas de irrigação consideradas de boa qualidade ou regulares não deveriam ocasionar maiores problemas para a irrigação, todavia, em decorrência do inadequado balanço de sais comumente verificado, observa-se uma gradativa salinização do perfil irrigado e progressivo aumento das áreas problemas, o que acrescenta os riscos de utilizar o concentrado bruto NF para fertirrigação, apesar da sua classificação.

Em adição aos efeitos de salinidade e sodicidade na vegetação e no solo, os íons individuais podem causar redução no crescimento das plantas em virtude da toxicidade. Os que apresentam maior preocupação em irrigação com esgoto são o sódio, cloreto e boro.

Problemas com toxicidade para as plantas também seriam apresentados, devido às concentrações elevadas de cloretos e sódio no concentrado de NF. Nas três configurações a concentração de sódio, em meq/L, foi superior a 12. Já a concentração de cloretos foi superior a 15 meq/L.

De acordo com a classificação de Pizarro (2006), o concentrado de NF como água de irrigação apresentaria uma toxicidade severa aos vegetais.

A análise de boro também seria requerida, para uma avaliação mais completa dos riscos de toxicidade, mas por falta de instrumentos analíticos não pode ser realizada.

As restrições de uso desses íons na água de irrigação estão apresentadas na tabela 22.

Tabela 22: Risco de toxicidade por sódio, cloro e boro na água de irrigação.

Íon	Unid.	Restrição de uso			
		Nenhuma	Moderada	Severa	
Sódio (Na)	Irrigação superficial	RAS	<3	3 - 9	>9
	Aspersão	Meq/L	<3	>3	
Cloro (Cl)	Irrigação superficial	Meq/L	<4	4 - 10	>10
	Aspersão	Meq/L	<3	>3	
Boro (B)		mg/L	<0,7	0,7 - 3,0	>3,0

Fonte: Pizarro (1996).

Aliado aos fatores salinidade e toxicidade por íons específicos, Mickley^a (2001) ainda pondera que, devido à concentração mais elevada de SDT, é pouco provável que o concentrado de NF possa ser utilizado para fins de irrigação por aspersão, a menos que seja diluído. Além disso, a elevada concentração de nutrientes essenciais também pode ser prejudicial às plantas, pois os excessos de nutrientes reduzem os rendimentos das culturas e/ou sua qualidade, produzem manchas nas frutas ou na folhagem e prejudicam a comercialização dos produtos. A corrosão excessiva dos equipamentos também pode ser acarretada, aumentando os custos de manutenção, principalmente quando a água de irrigação possui elevados teores de carbonatos (OLIVEIRA E MAIA, 1998).

Considerando a diluição, Mickley^a (2001) cita que o concentrado pode ser aplicado em terras de cultivo ou vegetação, por técnicas de aspersão ou de superfície, também para rega de gramados, parques ou campos de golfe e para a preservação e ampliação de cinturões verdes e espaços abertos.

Alguns metais pesados também podem ser muito prejudiciais, mesmo quando presentes em pequenas quantidades. Estes incluem cobre, ferro, bário e chumbo. Por falta de instrumentos analíticos esses parâmetros também não foram incluídos nesta pesquisa. Apesar desses metais não serem típicos dos esgotos domésticos é importante à análise desses constituintes em etapas posteriores da pesquisa.

Existem também outras considerações fundamentais para aplicação do concentrado como adubo líquido, tais quais: a sensibilidade da vegetação que irá receber essa água de irrigação; requisitos de saúde pública; os regulamentos ambientais de cada cidade em que será implantado o projeto e análise do solo e lençol freático, para impedir a contaminação das águas subterrâneas.

4.5 Ensaio de Osmose Inversa

A membrana de OI esteve presente em todas as configurações estabelecidas, sendo a última da série, por apresentar menor porosidade.

A tabela 23 apresenta resultados dos parâmetros físicos-químicos de parte dos indicadores avaliados na pesquisa. Os resultados nas demais variáveis estão apresentados na forma de gráfico.

Tabela 23: Parâmetros físico-químicos referentes aos ensaios de Osmose Inversa.

Parâmetros	Unidade	MUNO				MNO				UNO				MO				UO			
		Ali.	Per.	Con.	Rem.																
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	19,0	17,0	22,0	10,5%	12,0	19,0	35,0	0%	16,0	22,0	37,0	0%	45,0	6,0	154	86,7%	50,0	8,0	179	84%
pH	-	6,0	6,0	6,5	-	5,7	5,3	6,3	-	5,7	5,2	6,2	-	6,5	5,4	7,2	-	6,5	5,4	7,3	-
Bicarbonatos	mg/L	23,2	20,7	26,9	10,8%	14,7	23,2	42,7	0%	7,3	39,0	45,1	0%	54,9	7,3	188	86,7%	61,0	9,8	218	84%
Cálcio	mg/L	0,0	0,0	1,3	-	0,4	0,0	6,5	100%	0,0	0,0	4,0	-	6,3	0,0	5,7	100%	5,6	0,0	6,5	100%
Magnésio	mg/L	0,4	0,0	12,0	100%	1,0	0,2	8,7	80%	1,9	0,2	7,7	89,5%	15,4	0,5	42,9	96,8%	16,9	0,5	43,4	97%
Sódio	mg/L	13,5	2,1	86,2	84,5%	13,9	3,1	99,0	77,7%	12,7	1,8	80,0	78,4%	87,5	3,8	316	95,7%	98,5	5,3	432	94,6%
Potássio	mg/L	3,0	0,2	11,0	93,3%	4,2	0,7	25,0	83,3%	2,8	0,2	20,5	92,9%	23,0	0,9	92,0	96,1%	29,0	1,1	124	96,2%
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,35	0,15	0,5	57,1%	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	-	0,25	0,0	1,0	100%	0,0	0,0	0,0	-
Nitrito	mg/L	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	-	0,26	0,0	0,8	100%	0,2	0,0	1,0	100%
SST	mg/L	0,4	0,0	0,7	100%	0,0	0,0	0,0	-	1,3	0,0	0,9	100%	0,8	0,0	1,8	100%	1,4	0,0	2,0	100%
ST	mg/L	98	74	620	24,5%	194	18	1280	90,7%	128	56	970	56,2%	494	200	1714	59,5%	522	118	1940	77,4%
Turbidez	uT	0,13	0,0	0,53	100%	0,1	0,0	0,36	100%	0,0	0,0	0,3	-	0,2	0,0	0,8	100%	0,16	0,0	0,9	100%

Nas três primeiras configurações os resultados de alcalinidade, e consequentemente dos bicarbonatos, apresentaram valores de permeado superiores ao da alimentação. Nos experimentos de Barbosa (2009), o autor obteve eficiência de 90,4% de alcalinidade, em membrana de OI alimentada com permeado de MF, que, por sua vez, foi alimentada com efluente de lodos ativados. Chamon (2011) também utilizou membrana de OI, com a mesma configuração, para pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial, provenientes de dois tipos de efluentes; o primeiro de MBR com UF, onde a rejeição para alcalinidade foi de 94,6%; o segundo tipo foi efluente de lodos ativados, após passar em filtro de cartucho, nesse caso a eficiência de remoção foi de 93,8%.

Na tabela 24 foi possível observar o seguinte comportamento: em MUNO, MNO e UNO não houve nenhuma remoção de alcalinidade, ao contrário, o incremento de concentração desse parâmetro no permeado chegou a 45%; Já em MO e UO houve uma remoção média de 85%, que pode ser considerada elevada, mas ainda aquém do que foi observado nos estudos citados. Foi notável que, quanto mais membranas compunham a série de filtração, maior foi a interferência nos resultados. Nas configurações que foram alimentadas diretamente com MF ou UF, os resultados foram mais coerentes.

Nesta pesquisa foi verificado que os equipamentos de membrana retêm um volume morto. À medida que iam aumentando o número de membranas na série, a interferência do volume morto ficava mais representativa, porém não justifica o fato de não haver nenhuma remoção de alcalinidade na OI, pois esse comportamento não se repetiu para os demais parâmetros.

Em relação ao sódio, a rejeição foi elevada, mas nas três primeiras configurações a eficiência foi menor do que o obtido por alguns autores, sendo de 85% em MUNO, 78% em MNO e 86% em UNO. Kucera (2010) cita que para membranas de OI de poliamida, a remoção deve ser entre 92-98%. Chamon (2011) obteve a eficiência de 96% e 94,8% em OI, alimentada com efluentes de MBR e lodos ativados, respectivamente. Nesse caso, pode ter havido interferência do volume morto nas três primeiras configurações.

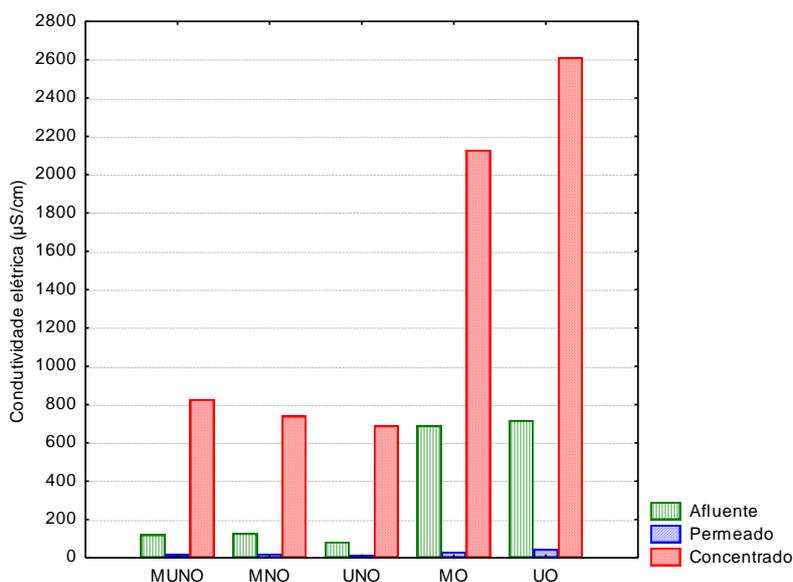
Cálcio, magnésio e potássio estiveram em baixas concentrações nos afluentes de MUNO, MNO e UO, isso porque esses íons já foram retidos na membrana de NF. Em MO e em UO a rejeição foi superior a 96%, valores que

estão compatíveis ao citado por Kucera (2010), que apresentou uma rejeição entre 92-98% para tais íons.

- **Condutividade, cloretos e RAS°**

O gráfico 20 apresenta os resultados da condutividade elétrica nos ensaios de OI.

Gráfico 20: Concentração da condutividade elétrica nos ensaios de OI.

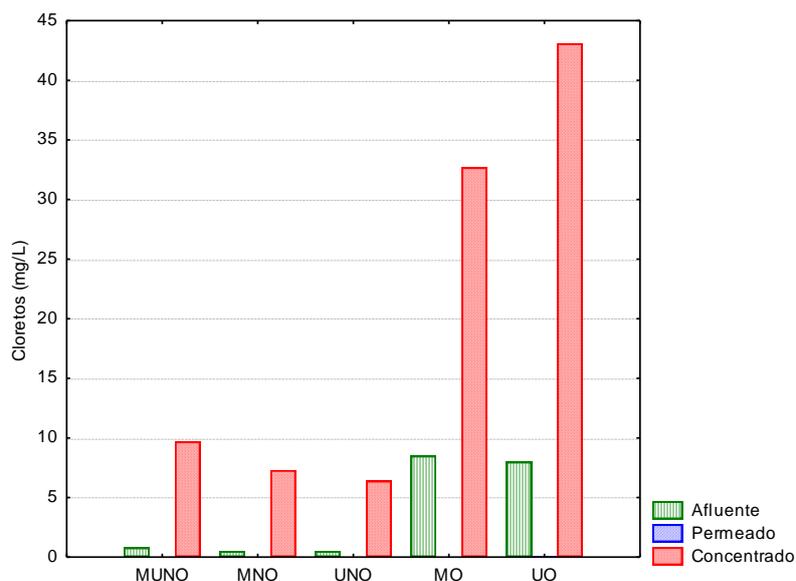


As rejeições para condutividade foram de 86% em MUNO, 84% em MNO, 83% em UNO, 96% em MO e 94% em UO. Com exceção da alcalinidade, os demais compostos iônicos apresentaram uma diferença em cerca de 10% na eficiência de remoção entre as membranas de OI das três primeiras configurações, com as das duas últimas. Diferença essa provavelmente acarretada em função do volume morto retido em cada membrana, a cada batelada de filtração.

Na pesquisa de Chamon (2011) a remoção de condutividade foi de 94,6% em OI alimentada com efluente de MBR, valor compatível com o obtido nas configurações MO e UO.

O gráfico 21 demonstra o comportamento dos cloretos nos ensaios de filtração na OI.

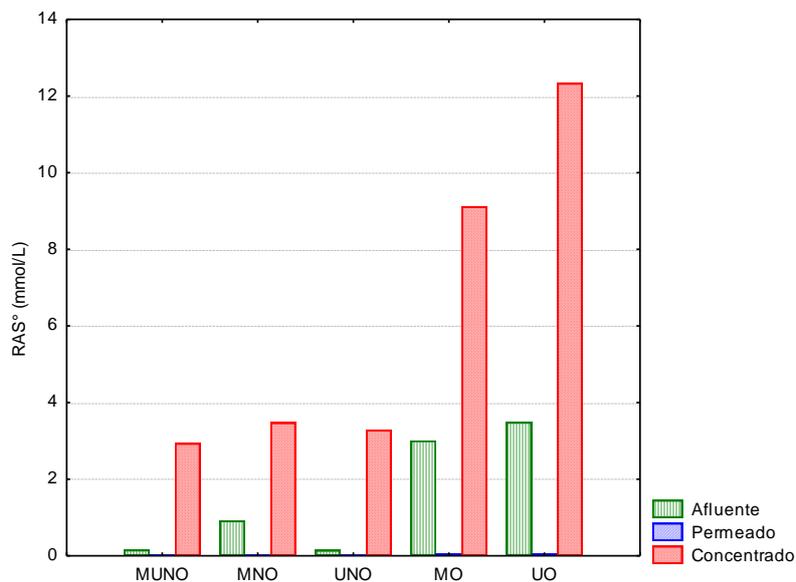
Gráfico 21: Concentração dos cloretos nos ensaios de OI.



Acerca dos cloretos foi observado que a NF eliminou mais de 80% desse componente, porém na OI houve 100% de rejeição em todas as amostras.

Os valores de RAS° encontrados nos ensaios de OI estão apresentados no gráfico 22.

Gráfico 22: Concentração da RAS° nos ensaios de OI.



Pela elevada rejeição dos íons que compõem o cálculo da RAS°, esse parâmetro esteve praticamente ausente nos permeados da OI.

- **Fósforo total e ortofosfato solúvel**

As concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel estão apresentadas nos gráficos 23 e 24, respectivamente.

Gráfico 23: Concentração do fósforo total nos ensaios de OI.

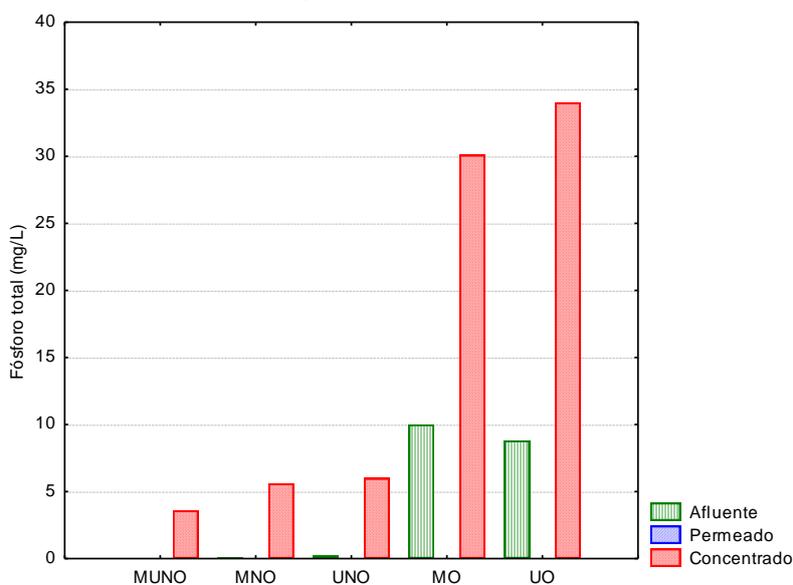
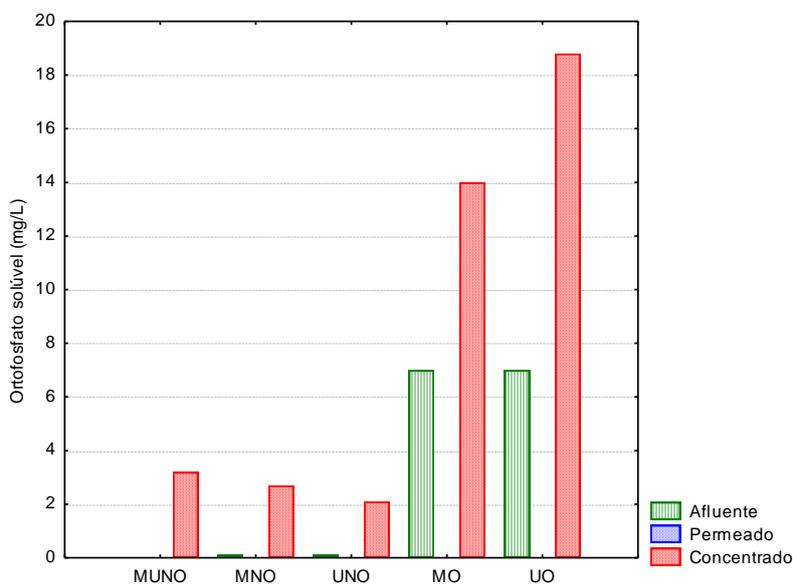


Gráfico 24: Concentração de ortofosfato solúvel nos ensaios de OI.



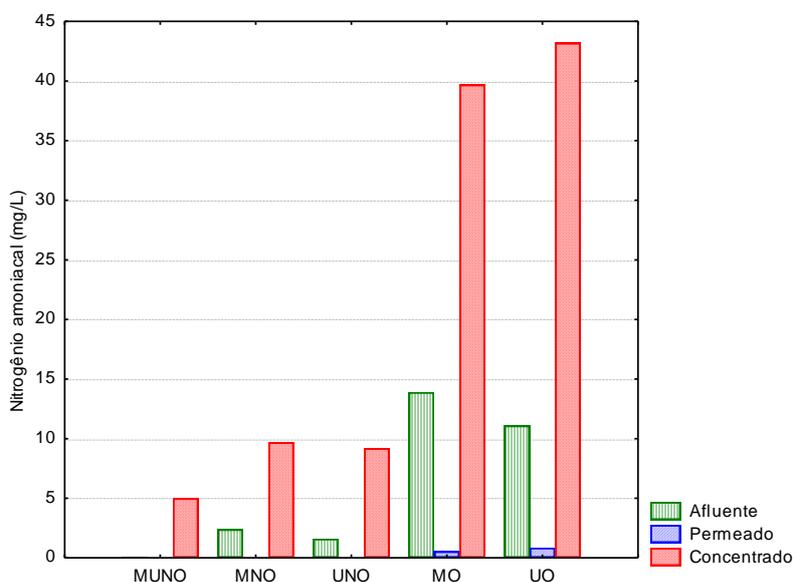
Em função da membrana de NF ter removido todo o fósforo, não houve concentração desse componente na alimentação da OI, nas configurações em onde foi precedida a NF. Já em MO e em UO, onde a OI foi alimentada

diretamente pelos permeados de MF e UF, o fósforo total e ortofosfato solúvel foram totalmente retidos pela membrana de OI.

- **Nitrogênio amoniacal e nitrato**

Os resultados para o nitrogênio amoniacal, nos ensaios de OI, estão apresentados no gráfico 25.

Gráfico 25: Concentração de nitrogênio amoniacal nos ensaios de OI.

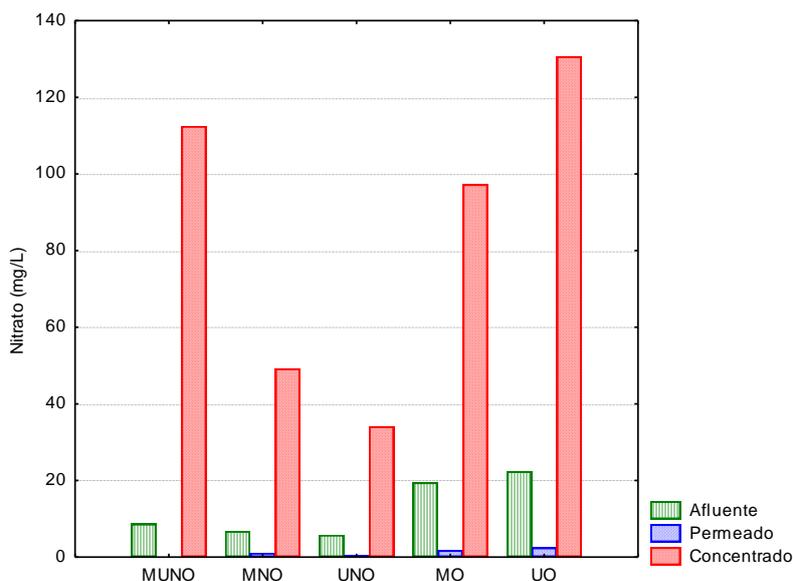


Nesta pesquisa não foi detectado nitrogênio amoniacal nos permeados da OI em MUNO, MNO e UNO, onde a membrana de NF antecedeu a OI. Para as demais configurações a rejeição foi muito elevada, 96% em MO e 93% em UO.

Estudando a remoção de nutrientes dos esgotos, Chon, Cho e Shon (2013) utilizaram a membrana de OI e verificaram que não foi detectável nitrogênio amoniacal nas amostras de permeado.

O comportamento do nitrato nos ensaios de filtração em membrana de OI estão apresentados no gráfico 26.

Gráfico 26: Concentração de nitrato nos ensaios de OI.



Em MUNO, MNO e UNO a rejeição foi praticamente de 100%, pois a NF contribuiu para a retirada de parcela do nitrato. Nas duas últimas configurações, onde a membrana de NF não esteve presente, a rejeição foi superior a 93%. Os índices se encontram dentro da faixa de remoção de nitrato em membrana de OI, citada por Metcalf e Eddy (2007), que é entre 84 e 96%.

Além de ser baseada no tamanho físico dos íons, a rejeição pela membrana depende também da carga iônica desses. Para solutos orgânicos, a afinidade química entre o soluto e o material da membrana é tão importante quanto à massa molar do íon. Sendo assim, é comum encontrar diferentes índices de rejeição para um mesmo elemento, em diferentes tipos de material de membrana.

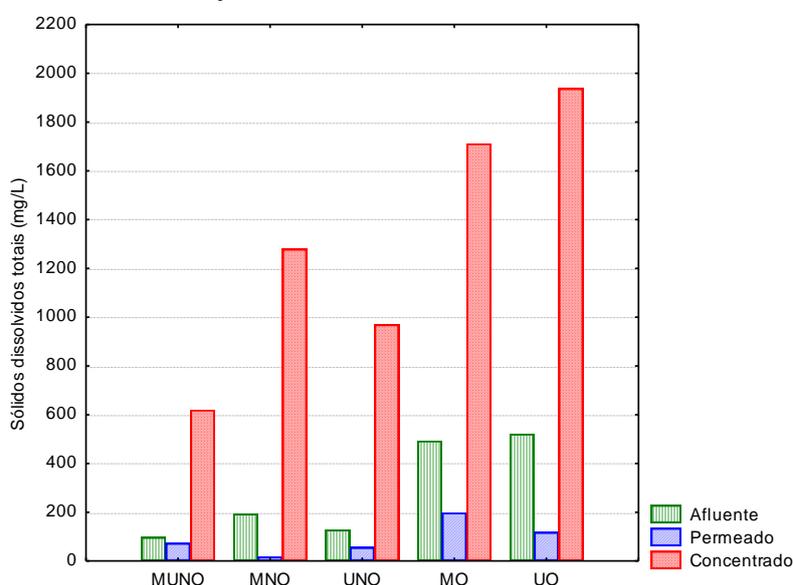
Utilizando membrana de OI no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, como pós-tratamento de efluente de MBR com UF, Chamon (2011) também comprovou que a membrana de OI é eficiente em remover mais de 93% da concentração total de nitrato da amostra. O autor estabeleceu três condições de operação para OI, sendo: condição 1 com 50% de recuperação de permeado; condição 2 com 65% e na condição 3 com 75% de recuperação de permeado. A rejeição de nitrato nos permeados de OI foi de 96,1%, 93,5% e 92%, respectivamente. A rejeição de nitrato permaneceu alta nas três condições de operação, pois foi utilizado o mesmo tipo de membrana nos

ensaios. A diferença nos índices de rejeição foi justificada pelas diferentes taxas de recuperação de permeado utilizadas, sendo a condição com maior volume de rejeito que obteve maior remoção, visto que houve maior concentração de nitratos.

- **Sólidos dissolvidos totais**

Os resultados de SDT obtidos nos ensaios de OI estão apresentados no gráfico 27.

Gráfico 27: Concentração de sólidos dissolvidos totais nos ensaios de OI.



Em todas as configurações a eficiência de remoção de SDT foi abaixo do esperado, se tratando de membranas de OI, principalmente em MUNO e UNO, 25% e 57%, respectivamente. Em MNO (85,5%), MO (78%) e UO (81%) obteve-se melhores resultados, porém ainda aquém do esperado para esse tipo de membrana.

Na pesquisa de Barbosa (2009) foi também foi utilizada membrana de OI, fabricada em poliamida e na configuração espiral, alimentada com permeado de MF, que, por sua vez, recebeu esgoto secundário. O autor obteve 96% de remoção de SDT. Chamon (2011), com o mesmo modelo de

membrana, porém alimentada com permeado de UF, obteve 95,5% de remoção de SDT.

Nesta pesquisa, a análise de SDT foi feita pela diferença entre ST e SST. Ambos os métodos de quantificação são gravimétricos, como os permeados de OI praticamente não possuem nenhum tipo de sólidos, a determinação pode não ter sido favorável.

- **Coliformes termotolerantes**

Em todos os permeados de NF, que também alimentada à membrana de OI, não foi constatada a presença de coliformes termotolerantes. Ainda assim foram realizadas as análises para coliformes termotolerantes nas amostras de permeado de OI, onde também não foi constatada a presença de Coliformes termotolerantes nos permeados e concentrados.

4.5.1 Reúso do Permeado e Aproveitamento do Concentrado da Osmose Inversa

Comparando os resultados obtidos nesta pesquisa com o indicado diretrizes de Crook (1996, *apud* Hespanhol e Gonçalves, 2004) o permeado da membrana de OI, utilizada no pós-tratamento de efluentes, pode ser utilizado como água de resfriamento e também na alimentação de caldeiras para geração de vapor, desde que seja utilizado algum tipo de alcalinizante, já que, nesta pesquisa, o permeado da OI apresentou pH abaixo do permitido para os três tipos de caldeiras (tabela 5). Ainda para alimentação de caldeiras é muito importante o controle do nitrogênio amoniacal, que é limitado a 0,1 mg/L. Nas configurações MUNO, MNO e UNO, onde a membrana de NF antecedeu a OI, não houve concentração alguma de nitrogênio amoniacal, já e, MO e UO a concentração média nos permeados da OI foi de 0,5 mg/L, no entanto alguns autores (Chon, Cho e Shon, 2013) obtiveram zero de nitrogênio amoniacal em permeado de OI.

Existem ainda outras demandas de água na indústria, como combate a incêndio, rega de área verdes e lavagens de pisos e máquinas, onde o

permeado de OI pode ser aplicado, porém, para esses usos citados o permeado de membranas de MF e UF já se aplicariam.

A utilização do permeado da OI, utilizada no pós-tratamento de esgotos, como água de reúso na indústria já foi recomendada em muitos trabalhos.

Numa pesquisa desenvolvida na empresa Kodak do Brasil, com a finalidade de reúso dos efluentes dentro da própria unidade fabril, Mierzwa (2002) submeteu o permeado de UF à membrana de OI e concluiu que a qualidade do permeado da OI viabilizaria a sua utilização torres de resfriamento e em qualquer outra aplicação não potável requerida na fábrica. Gouvêia *et al.* (2012) aplicou o permeado da OI para alimentação de caldeiras em indústria fumageira, que consome grandes quantidades de água em suas operações de beneficiamento do fumo, especialmente na produção de vapor.

Também existem aplicações do permeado da OI para lavagem de máquinas e água inerente ao processo industrial. Os estudos mais comuns com reúso de efluentes como água de processo, são na indústria têxtil, uma vez que os processos de acabamento, como aplicação de corantes, requerem grande quantidade de água. Marcucci *et al.* (2001) utilizaram membranas de NF e OI no pós-tratamento de efluentes, com intuito de reutilizar os permeados dentro do próprio processo industrial. Como já fora mencionado, o permeado de NF se adequou apenas ao tingimento de tecidos de cores escuras, já o permeado de OI poderia ser utilizado em processos mais delicados, como tingimento de cores claras.

Em outra pesquisa na indústria têxtil, Kurt *et al.* (2012) estudaram a eficiência das membranas de NF e OI em pós-tratamento de esgoto, com fins de reúso. Os efluentes dos processos de tingimento eram misturados com o esgoto sanitário e encaminhados para as unidades de tratamento. Em escala piloto, os autores comprovaram a capacidade de processos de membrana de OI para remover condutividade, DQO e cor, permitindo a reutilização da água durante processos de tingimento na indústria têxtil.

Em relação ao aproveitamento do concentrado da OI é preciso fazer uma análise em função de cada configuração, visto que as concentrações foram bem diferentes, em função da série de membranas utilizada.

Analisando a condutividade nos concentrados de OI nas configurações MUNO, MNO e UNO, a concentração foi entre 700 e 830 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo enquadrado como risco de salinidade médio, de acordo com o diagrama de Richards (1954, *apud* Cordeiro, 2001). Isso ocorreu, pois grande parte dos sais ficou retida no concentrado de NF, que foi utilizando antes da OI, nessas configurações. Já em MO e UO, onde os permeados de MF e UF foram encaminhados diretamente para OI, o risco de salinidade ficou próximo à linha que limita risco alto e muito alto, também de acordo com o diagrama de Richards (1954, *apud* CORDEIRO, 2001).

Quanto à sodicidade, a RAS° foi inferior a 3,5 nas configurações MUNO, MNO e UNO. Confrontando os dados de condutividade e RAS° nos concentrados de OI dessas configurações verifica-se que esses concentrados não apresentam nenhuma restrição de uso (tabela 8).

Já o concentrado das configurações MO e UO apresentou não só salinidade excessiva, mas também a RAS° entre 9 e 12 mmol/L. De acordo com Richards (1954 *apud* Morais *et al.*, 1998), a qualidade do concentrado dessas é classificado entre regular a ruim.

Desta feita, os concentrados de OI das configurações MUNO, MNO e UNO poderiam ser utilizados na forma bruta como água de irrigação, enquanto que os concentrados de MO e UO deveriam ser obrigatoriamente diluídos, considerando apenas o parâmetro infiltração, relacionado a riscos de salinidade e sodicidade. Porém, a qualidade da água de irrigação não é determinada apenas por esses quesitos, faz-se necessária ainda a análise de nutrientes, íons tóxicos e metais pesados, em observação aos níveis específicos de tolerância de cada cultura.

Em relação ao cloro e sódio, mesmo os concentrados de MUNO, MNO e UNO já apresentariam risco moderado de toxicidade às plantas. Em MO e UO, o risco de toxicidade específico para esses íons evolui para severo (PIZARRO, 1996).

Acerca dos nutrientes, objetivo principal para uso do concentrado como adubo líquido, os concentrados de OI das configurações MUNO, MNO e UNO apresentariam um déficit de fósforo, uma vez que praticamente toda a concentração ficou retida na membrana de NF. Sobre o nitrogênio, mesmo com

a membrana de NF antecedendo a OI, os concentrados de MUNO, MNO e UNO apresentaram elevada concentração de nitrato. O que também deve ser observado com cautela, pois o excesso de nitrogênio pode ocasionar desequilíbrio nutricional nas plantas, bem como provocar o desbalanço dos elementos do solo (ALMEIDA, 2010).

Portanto, os concentrados da OI apresentaram as seguintes características: concentrados de MUNO, MNO e UNO com nenhum risco de infiltração por salinidade e sodicidade, risco moderado de toxicidade por íons específicos, possíveis prejuízos por excesso de nitrogênio e ausência de fósforo; concentrados de MO e UO com riscos severos de salinidade e toxicidade por íons específicos e excesso de nutrientes, porém todos esses podem ficar em níveis aceitáveis com a diluição.

4.6 Análise das Configurações de Membranas

Nesta pesquisa foram propostas cinco configurações de membranas, com associação de duas, três ou quatro membranas. A decisão de implantar uma, ou uma série de membranas, varia de acordo com os usos pretendidos para o permeado. O concentrado é uma consequência do processo, onde foi demonstrada a sua qualidade e capacidade de aproveitamento como adubo líquido.

A primeira configuração abrangeu as quatro membranas utilizadas na pesquisa. Os permeados de MF e UF se enquadraram dentro da mesma modalidade de reúso, comprovando que é preciso utilizar essas duas membranas em série, quando se pretende remover turbidez, SST e microorganismos indicadores de contaminação fecal, conseqüentemente, a configuração MUNO é desnecessária.

Nas configurações MNO e UNO variou-se apenas a primeira membrana da série, que foi MF ou UF, seguidas de NF e OI. Como não foi demonstrada diferença representativa entre as membranas de MF e UF, outras variáveis, como fluxo de permeado e o custo das membranas dessas membranas auxiliariam na tomada de decisão entre implantar a configuração MNO ou UNO.

As duas últimas configurações, MO e UO, contaram apenas com duas membranas, sendo MF ou UF seguidas de OI. Conforme já fora citado, não houve diferença expressiva entre MF e UF, devendo-se utilizar dos mesmos argumentos para eleger uma das configurações.

Desta feita, resta apenas avaliar qual a interferência da NF, comparando as configurações MNO/MO com UNO/UO.

A membrana de NF se mostrou muito eficiente na rejeição de íons bivalentes, como cálcio, magnésio e fósforo, retendo praticamente toda a concentração desses elementos na amostra. Sendo assim, quando necessária à remoção de íons específicos, que estejam dentro da faixa de rejeição da membrana, pode-se utilizar apenas um pré-tratamento (MF ou UF) associado à NF.

No entanto, quando for necessária a remoção de mais formas dissolvidas, como sódio e nitrato, é preferível a OI em vez da NF. Como a membrana de OI apresenta uma faixa de rejeição maior, não é necessária a implantação da NF.

Portanto, apenas uma membrana de baixa pressão é suficiente para atender os usos menos restritivos, como reúso urbano não potável; e duas membranas, uma de baixa e outra de alta pressão, são suficientes para gerar água de reúso de melhor qualidade, para uso na indústria. A seleção de NF ou OI deve ser feita em função das características de água requeridas para determinado uso.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As membranas de MF e UF são eficientes na remoção de material particulado e microorganismos. Não houve diferenças entre elas, no tocante a remoção dos componentes dos esgotos. Os permeados dessas membranas se enquadraram na modalidade de reúso urbano. Desta feita, a configuração MUNO se torna desnecessária, uma vez a faixa de retenção das membranas é semelhante. Da mesma ocorre para as configurações MNO e UNO.

Os concentrados de MF e UF podem ser utilizados como adubo líquido, desde que sejam diluídos, para que se adequem os parâmetros de sólidos, e sofram desinfecção, para eliminar os microorganismos retidos.

A membrana de NF é eficiente na remoção de íons multivalentes. O permeado dessa membrana é compatível com os padrões exigidos para água de resfriamento, também pode ser utilizado em outras atividades, que requerem qualidade de água inferior, como combate a incêndio, lavagens de veículos e pisos e irrigação da área externa da fábrica.

A NF se mostrou muito eficiente na rejeição cálcio, magnésio, cloretos e fósforo, retendo praticamente toda a concentração desses elementos na amostra. Sendo assim, quando necessária à remoção de íons específicos, sobretudo os multivalentes, pode-se utilizar apenas um pré-tratamento (MF ou UF) associado à NF. No entanto, quando for preciso a remoção de mais formas dissolvidas, como sódio e nitrato, é preferível a OI em vez da nanofiltração.

O permeado da OI atende aos mesmos tipos de reúso de NF, acrescentando a alimentação de caldeiras, desde que seja utilizado alcalinizante para adequação do pH. Dependendo do tipo de processo e da qualidade da água requerida, o permeado da OI também pode ser utilizado como fluido auxiliar ou água de processo industrial.

Como a membrana de OI apresenta uma faixa de rejeição maior, quando ela for implantada, a NF é desnecessária. Portanto, apenas uma membrana de baixa pressão é suficiente para atender os usos menos restritivos, como reúso urbano não potável; e duas membranas, uma de baixa e outra de alta pressão, são suficientes para gerar água de reúso para a indústria. A seleção de NF ou

OI deve ser feita em função das características de água requeridas para determinado uso.

Os concentrados de NF e OI podem ser utilizados como adubo líquido, desde que sejam diluídos na água de irrigação, para evitar problemas com salinidade e sodicidade excessivas e toxicidade por íons específicos.

Com vistas à continuidade desse trabalho recomenda-se que sejam variadas as pressões de trabalho, sobretudo a de UF, a fim de verificar se pode haver diferença significativa de retenção entre MF e UF. Para explorar melhor o potencial dessas duas membranas também é interessante utilizar um efluente com maior concentração de sólidos suspensos, dessa forma, talvez as eficiências dessas membranas sejam mais evidenciadas.

A análise dos fluxos crítico e limite para as membranas de MF e UF também é indicada, como mais um parâmetro diferencial entre essas duas membranas.

Recomenda-se ainda que seja realizado um maior número de ensaios de filtração, para investigar o comportamento inesperado de alguns parâmetros, como alcalinidade e sólidos dissolvidos totais. Aliado a isso fazer o balanço de massa com todas as amostras e avaliar outros métodos analíticos para os parâmetros citados.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. **Desalination**, v. 175, p.135-141, 2005.

ACERO, J. L. *et al.* Membrane filtration technologies applied to municipal secondary effluents for potential reuse. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 390-398, 2010.

AHN, K. H.; SONG, K. G. Application of microfiltration with a novel fouling control method for reuse of wastewater from a large-scale resort complex. **Desalination**, v. 129, p.207-216, 2000.

AISSE, M. M.; COHIM, E.; KIPERSTOK, A. Reúso urbano e industrial. p.111-154. In: SANTOS, M. L. F.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coordenadores) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. ABES – RJ, Recife: 2006.

ALMEIDA, O. A. **Qualidade da Água de Irrigação**. 1ª Ed. Cruz das Almas: EMBRAPA, 2010.

AL-SHAMMIRI, M. *et al.* Wastewater quality and reuse in irrigation in Kuwait using microfiltration technology in treatment. **Desalination**, v. 185, p. 213-225, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21º ed. Washington, D.C, USA. 2005.

ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando reúso**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos), UFMG, Belo Horizonte, 2011.

ARAÚJO, R. F. **Remoção de compostos nitrogenados em filtros biológicos submersos aerados, em escala piloto**. 2009. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Sanitária) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

ARÉVALO, J. *et al.* Wastewater reuse after treatment by MBR: Microfiltration or Ultrafiltration? **Dessalination**, v.299, p.22-27, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação: NBR 13.969. Rio de Janeiro, 1997.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Criterios de Calidad del Agua de Riego. In: MUJERIEGO, R. (trad.). **Manual práctico de Riego com agua residual municipal regenerada.** Barcelona: Edicions de La Universitat Politecnica de Catalunya, 1991.

BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 33, n. 14, p. 3063–3082, 1999.

BARBOSA, I. L. **Avaliação de processos de separação por membranas para geração de águas de reúso em um centro comercial.** Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. p.17-59. Normas e critérios de qualidade para reúso de água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. (coordenadores). **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários.** ABES / RJ, Recife: 2006.

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

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação.** 8 ed. Viçosa: UFV, 2006.

BEZERRA FILHO, W. F.; ANDRADE NETO, C. O. de. Avaliação da remoção de compostos nitrogenados utilizando filtros aerados submersos como pós-tratamento de um sistema anaeróbio. **Águas & Resíduos**, Lisboa, série III, n. 16, p.26-35, 2011.

BLÖCHER, C.; NIEWERSCH, C.; MELIN, T. Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. **Water Research**, v. 46, p.2009-2019, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios para prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14>.

Acesso em: 10 jan de 2014.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.HTM>. Acesso em: 10 jan de 2014.

BUNANI, S. *et. al.* Application of nanofiltration for reuse of municipal wastewater and quality analysis of product water. **Desalination**, v. 315, p. 33-36, 2013.

CHAMON, R. P. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose reversa: Estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CHON, K.; KYONGSHON, H.; CHO, J. Membrane bioreactor and nanofiltration hybrid system for reclamation of municipal wastewater: Removal nutrients. Organic matter and micropollutants. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 181-188, 2012.

CHON, K.; CHO, J; SHON, H. K. A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropolluants, and characterization of membrane foulants. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 109-116, 2013.

CONSTANZI, R. N. **Tratamento de efluentes domésticos por sistemas integrados de lodos ativados e membranas de ultrafiltração visando reúso de água**. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação (conceitos básicos e práticos)**. Documentos EMBRAPA, 167, ISSN 1516-1633. Petrolina, 2001.

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F. **Efeitos dos sais no solo e na planta**. Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza, 2010.

DRIVER, J.; LIJMBACH, D.; STEEN, I. Why recover phosphorus for recycling, and how? **Environmental Technology**, v. 20, p.651–662, 1999.

EDWARDS, E.; BOWDOIN, P. Irrigation with Membrane Plant Concentrate Fort Myers Case Study. **Desalination**, v. 78, p.49–58, 1990.

EK, M. *et al.* Concentration of nutrients from urine and reject water from anaerobically digested sludge. **Water Science and Technology**, v. 54, p.437–444, 2006.

EPA. **Guidelines for water reuse**. United States Environmental Protection Agency, U.S Agency for International Development: Washington, D.C, 2012.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado tratamento de efluentes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

GÓMEZ, M. *et al.* A comparative study of tertiary wastewater treatment by physico-chemical-UV process and macrofiltration-ultrafiltration technologies. **Desalination**, v. 202, p.369-376, 2007.

GOUVÊA, C. A. K. *et al.* Uso de água tratada por osmose reversa para a geração de vapor em indústria de tabaco. **Produção online**, v. 12, p. 522-536, 2012.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NÓBREGA, R. **Processos de separação com membranas**. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Escola piloto em engenharia química, COPPE, UFRJ, 2006.

HARTKE, Z. B.; LANT, P.; LESLIE, G. Phosphorus recovery from centralised municipal water recycling plants. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 90, p.78-85, 2012.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquífero. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, p. 75-95, 2002.

HESPANHOL, I.; GONÇALVES, O. M. **Manual de conservação e reúso de água para a indústria**. Vol 1. Federação e Centro das Indústrias do Estado de São Paulo - FIESP/CIEPS, São Paulo, 2004.

HONG, S. U.; OUYANG, L.; BRUENING, M. L. Recovery of phosphate using multilayer polyelectrolyte nanofiltration membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 327, p.2-5, 2009.

JOHIR, M. A. H. *et al.* Removal and recovery of nutrients by ion exchange from high rate membrane bio-reactor (MBR) effluent. **Desalination**, v. 275, p.197-202, 2011.

JÖNSSON, H. *et al.* **Evaluating the effects of nutrient reuse on use of non-renewable resources**. 4th International Water Congress, Marrakech, Morocco, 2004.

JÖNSSON, C., JÖNSSON, A. S. Influence of the membrane material on the adsorptive fouling of ultrafiltration membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 108, p. 79-87, 1995.

JU QUIN, J. *et al.* Dead-end ultrafiltration for pretreatment of RO in reclamation of municipal wastewater effluent. **Journal membrane of science**, v. 243, p. 107-113, 2004.

KANG, S. K.; CHOO, K. H. Use of submerged microfiltration membranes for glass industry wastewater reclamation: pilot-scale testing and membrane cleaning. **Desalination**, v. 189, p.170-180, 2006.

KUCERA, J., **Reverse Osmosis Design, Process, and Applications for Engineers**, Jonh Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, and Scriverener Publishing LLC, Salem, Massachusetts, 2010.

KURT, E. *et al.* Pilot-scale evaluation of nanofiltration and reverse osmosis for process reuse of segregated textile dyewash wastewater. **Desalination**, v. 302, p. 24-32, 2012.

KOYUNCU, I; A. *et al.* Application of low pressure nanofiltration membranes for the recovery and reuse of dairy industry effluents. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 1, p. 213-221, 2000.

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

MARCUCCI, M. *et al.* Treatment and reuse of textile effluents based on new ultrafiltration and other membrane technologies. **Dessalination**, v. 138, p. 75-82, 2001.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – treatment and reuse**. 4 th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

METCALF & EDDY. **Water Reuse Issue, Technology and Applications**. 1 th ed. New York: McGraw-Hill, 2007.

MICKLEY^a, M. C. **Membrane concentrate disposal: practices and disposal.** Desalination and water purification research and development program report N° 69, U.S Department of the interior, 2001.

MICKLEY^b, M. P. E. **Review of concentrate management options.** Ground water report 363, technical papers, case studies and desalination technology resources, The Future of Desalination in Texas, vol. II., Texas Water Development Board, 2004. Disponível em: <http://www.twdb.state.tx.us/iwt/desal/docs/Volume2Main.asp>. Acesso: 18 abr de 2012.

MICKLEY^c, M. P. E. **Treatment of concentrate.** Desalination and water purification research and development program report N° 155. U.S Department of the Interior Bureau of Reclamation, 2009. Disponível em: <http://www.usbr.gov/pmts/water/media/.../report155.pdf> . Acesso: 07 de abr de 2014.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria: estudo de caso da Kodak brasileira.** Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade de São Paulo, 2002.

MORAIS, E. R. C.; MAIA, C. L.; OLIVEIRA, M. Qualidade da água para irrigação em amostras analíticas do banco de dados do departamento de solos e geologia da escola superior de agricultura de Mossoró, Mossoró / RN. **Caatinga**, Mossoró, v. 11, p. 75-83, 1998.

MONTENEGRO, S. M. G. L. *et al.* **Variação sazonal e influência da irrigação na salinidade da água de aquífero aluvial no semi-árido.** In: Anais do 12° Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Florianópolis, 2002.

MOTA, S. *et al.* **Irrigação com esgotos sanitários e efeitos nas plantas.** p.201-238. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. (coordenadores). Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários. ABES, 2006.

OLIVEIRA, M.; MAIA, C. E. Qualidade físico-química da água para irrigação em diferentes aquíferos na área sedimentar do estado do Rio Grande do Norte.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 2, p. 17-21, 1998.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PIZARRO, F. **Drenaje Agrícola y Recuperación de Suelos Salinos**. 2ª. Ed Madrid: Ed Agrícola Española, 1985.

PROJETO AQUAPOLO AMBIENTAL. **Revista Aquapolo**. Ano 1 – N.1 – Setembro, 2011. Disponível em: http://www.aquapolo.com.br/wp-content/uploads/2012/02/01revista_.pdf. Acesso em 14 de Ago. 2012.

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

RADJENOVIC J. *et al.* Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology. **Handbook Environmental Chemistry**, v.5, p. 37-101, 2007.

RAVAZZINI, A. M. *et al.* Direct ultrafiltration of municipal wastewater: comparison between filtration of raw sewage and primary clarifier effluent. **Dessalination**, v. 178, p. 51-62, 2005.

SABESP. **Reúso de água e efluentes: a visão das concessionárias**. Seminário internacional sobre reúso de água e efluentes. São Paulo, 2013.

SANTOS, C.; TEIXEIRA, M. R. Remoção do fósforo por nanofiltração. Universidade do Algarve, 2012. Disponível em: <https://sapientia.ualg.pt/handle/10400.1/198>. Acesso em 16 de dez. 2013.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. 1ª Ed. São Paulo: Associação Brasileira De Engenharia Sanitária, 2001.

SILVA^a, I. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **ACSA – Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 7, p. 01-15, 2011.

SILVA^b, M. C. C. **Clarificação do concentrado gerado no tratamento de água por ultrafiltração: estudo de caso na represa Guarapiranga**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2009.

SILVA^c, S. T. B. **Uso urbano não potável de água de lagoas do sistema de drenagem de Natal**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

SILVA^d, T. O.; ROCHA, A. W. S.; TERAN, F. J. C. Microfiltração como processo de tratamento avançado para efluente industrial de abatedouro de bovinos. **Engenharia Ambiental**, v. 8, p. 23-30, 2011.

SHU, L. *et al.* Nanofiltration for the possible reuse of water and recovery of sodium chloride salt from textile effluent. **Desalination**, v. 172, p. 235-243, 2005

STRATHMANN, A. Membrane Separation Processes: Current Relevance and Future Opportunities, **AIChE Journal**, v. 47, p. 1077-1087, 2001.

VAN DER BRUGGEN, B. *et al.* A Review of Pressure-Driven Membrane Processes in Wastewater Treatment and Drinking Water Production. **Environmental Progress**, v. 22, p.46-56, 2003.

VAN VOORTHUIZEN, E. M.; ZWIJNENBURG, A.; WESSLING, M. Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system. **Water Research**, v. 39, p.3657-3667, 2005.

VAN VOORTHUIZEN, E. M. *et al.* Biological black water treatment combined with membrane separation. **Water Research**, v. 42, p.4334-4340, 2008.

VIDAL, C. M. S. **Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge**

Blanket) seguido de tanque de aeração. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, 2006.

XIA, S. et al. Pilot study of drinking water production with ultrafiltration of water from the Songhuajiang river (China). **Desalination**, v. 179, p. 369-374, 2005.

XING, C. H. *et al.* Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation. **Journal of membrane science**, v. 177, p. 73-82, 2000.

WINTGENS, T. *et al.* The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. **Desalination**, v. 178, p.1-11, 2005.