

JOSUÉ FELIPE DE ANDRADE

**PÓS -TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS
ATRAVÉS DE MEMBRANAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental – Área: Tecnologias de Saneamento Ambiental. Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli.

Florianópolis – SC

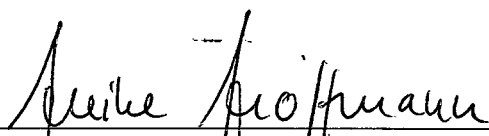
Setembro/2001

PÓS - TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS ATRAVÉS DE MEMBRANAS

JOSUÉ FELIPE DE ANDRADE

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de **MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL** na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

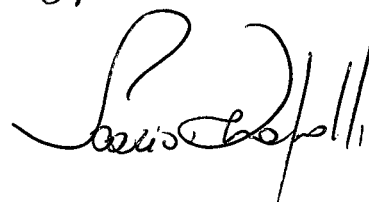
Aprovado por:


Prof.^a Heike Hoffmann, Dr.^a


Prof. Antonio Edésio Jungles, Dr.



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Orientador)

Florianópolis, SC – BRASIL

SETEMBRO/2001

*“Não deixe ninguém convencê-lo a
desistir daquilo que você acha
que é uma grande idéia.”*

(S. Brow)

AGRADECIMENTOS

A Deus, sempre e por tudo.

Ao professor Flávio Rubens Lapolli por sua orientação, incentivo e dedicação durante a realização deste trabalho.

A minha família, Agda, Mateus, Igor e Mariana, pela compreensão e incentivo para a conquista deste objetivo.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina que, direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

Aos funcionários do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pela ajuda e atenção destinados a este trabalho.

Ao bolsista Rodnei José Elias pela colaboração e participação no desenvolvimento desta pesquisa.

As engenheiras Maria Elisa e Rosângela pela ajuda prestada na revisão deste trabalho.

A Companhia de Águas e Saneamento – CASAN, através do Engenheiro Jair Sartorato, por permitir o acesso e utilização de suas instalações de tratamento de esgotos.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização e conclusão deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE FOTOGRAFIAS	xi
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE SÍMBOLOS	xiii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xvi
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xix
CAPÍTULO I	
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
1.2 OBJETIVO GERAL	2
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	2
CAPÍTULO II	
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
2.1 APRESENTAÇÃO	3
2.2 ESGOTOS SANITÁRIOS	3
2.2.1 Características	4
2.2.1.1 <i>Características físicas</i>	4
2.2.1.2 <i>Características químicas</i>	5
2.2.1.3 <i>Características biológicas</i>	7
2.3 PROCESSOS BIOLÓGICOS	7
2.4 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	9
2.4.1 Lagoas anaeróbicas	10
2.4.1.1 <i>Princípios de funcionamento</i>	11
2.4.1.2 <i>Método de dimensionamento</i>	12

2.4.1.3	<i>Eficiência</i>	15
2.4.1.4	<i>Características gerais das lagoas anaeróbias</i>	15
2.4.2	Lagoas facultativas	16
2.4.2.1	<i>Princípios de funcionamento</i>	17
2.4.2.2	<i>Método de dimensionamento</i>	19
2.4.2.3	<i>Eficiência</i>	22
2.4.2.4	<i>Características gerais das lagoas facultativas</i>	22
2.4.3	Lagoas de maturação	23
2.4.3.1	<i>Princípio de funcionamento</i>	24
2.4.3.2	<i>Método de dimensionamento</i>	25
2.4.3.3	<i>Eficiência</i>	25
2.4.3.4	<i>Características gerais das lagoas de maturação</i>	26
2.4.4	Lagoas aeradas	26
2.5	LODOS ATIVADOS.....	27
2.5.1	Classificação	29
2.5.2	Método de dimensionamento	31
2.5.2.1	<i>Idade do lodo (θ_c)</i>	31
2.5.2.2	<i>Carga da estação</i>	32
2.5.2.3	<i>Sedimentação do lodo</i>	34
2.5.2.4	<i>Recirculação do lodo</i>	34
2.5.3	Controle operacional	36
2.6	FILTRAÇÃO EM MEMBRANAS.....	38
2.6.1	Morfologia	40
2.6.2	Materiais das membranas	41
2.6.3	Classificação das membranas	42
2.6.3.1	<i>Membranas isotrópicas</i>	42
2.6.3.2	<i>Membranas anisótropas</i>	43
2.6.3.3	<i>Membrana "composites" (orgânicas ou minerais)</i>	44
2.6.4	Características das membranas	44
2.6.4.1	<i>Espessura</i>	44
2.6.4.2	<i>Porosidade</i>	45
2.6.4.3	<i>Seletividade (diâmetro dos poros)</i>	46

2.6.4.4	<i>Permeabilidade</i>	46
2.6.5	Colmatação	48
2.6.6	Condições operacionais	50
2.6.7	Utilização da tecnologia de membranas	50
2.6.7.1	<i>Processos específicos para águas de abastecimento e águas residuárias</i>	51
2.6.7.2	<i>Tratamento de águas residuárias através da utilização de membranas acopladas a outros sistemas de tratamento</i>	52
2.6.7.3	<i>Utilização de membranas para desinfecção</i>	54
2.6.8	Limpeza das membranas	56

CAPÍTULO III

3.	METODOLOGIA	57
3.1	APRESENTAÇÃO	57
3.2	PILOTO DE MEMBRANAS UTILIZADO NOS ENSAIOS DE MICROFILTRAÇÃO	57
3.3	CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PILOTO DE MICROFILTRAÇÃO	58
3.4	MODO DE OPERAÇÃO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS COM A CÉLULA DE MICROFILTRAÇÃO	59
3.5	ENSAIOS DE MICROFILTRAÇÃO	60
3.5.1	Fluxo vertical (sem agitação)	60
3.5.2	Fluxo tangencial (com agitação)	61
3.6	MEMBRANAS ENSAIADAS	61
3.7	MÉTODOS DE ANÁLISES E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS	62
3.7.1	pH	62
3.7.2	Turbidez	62
3.7.3	Cor	63
3.7.4	Demanda química de oxigênio (DQO)	63
3.8	MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA	64

CAPÍTULO IV

4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	65
4.1	ENSAIOS COM ÁGUA DESTILADA	65
4.1.1	Evolução do fluxo do permeado	65
4.2	ENSAIOS COM OS DIFERENTES EFLUENTES TRATADOS ...	70
4.2.1	Evolução do fluxo de permeado.....	70
4.2.2	Influência do diâmetro dos poros em relação ao fluxo de permeados para os diferentes efluentes utilizados	75
4.3	AVALIAÇÃO DA RESISTÊNCIA DAS MEMBRANAS.....	80
4.4	EVOLUÇÃO NA QUALIDADE DO PERMEADO.....	81
4.5	MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DAS MEMBRANAS	83

CAPÍTULO V

5.	CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	88
5.1	CONCLUSÕES	88
5.2	SUGESTÕES.....	89

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
---	-----------

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Esquema simplificado de um tratamento com lodo ativado.. 28
- Figura 2** - Estrutura esquemática da membrana isótropa..... 43
- Figura 3** - Estrutura esquemática da membrana anisótropa 43
- Figura 4** - Estrutura esquemática da membrana “*composite*”..... 44
- Figura 5** - Célula de microfiltração com fluxo vertical/tangencial..... 58
- Figura 6** - Análises realizadas neste trabalho..... 62
- Figura 7** - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), para água destilada, utilizando membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m..... 68
- Figura 8** - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), para água destilada, utilizando membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 69
- Figura 9** - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação), para a água destilada, através da membrana 0,2 μ m..... 69
- Figura 10** - Evolução dos fluxos de permeados no ensaios de microfiltração vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação), para a água destilada, através da membrana 0,45 μ m.... 70
- Figura 11** - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios vertical (sem agitação), para água destilada e os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 73
- Figura 12** - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios tangencial (com agitação), para água destilada e os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 73
- Figura 13** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios vertical (sem

- agitação), para os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 74
- Figura 14** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios tangencial (com agitação), para os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 74
- Figura 15** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios vertical (sem agitação), através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m, para os diferentes efluentes (ETE1, ETE2, ETE3)..... 75
- Figura 16** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios tangencial (com agitação), através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m, para os diferentes efluentes (ETE1, ETE2, ETE3) 76
- Figura 17** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios de microfiltração (vertical e tangencial), através da membrana 0,2 μ m, para os diferentes efluentes..... 78
- Figura 18** - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios de microfiltração (vertical e tangencial), através da membrana 0,45 μ m, para os diferentes efluentes..... 79
- Figura 19** - Microscopia eletrônica de varredura, membrana 0,2 μ m e 0,45 μ m, superfície e seção transversal (aumento200X)..... 84
- Figura 20** - Microscopia eletrônica de varredura, membrana 0,2 μ m superfície e seção transversal, após ensaio de filtração (efluente ETE1)..... 85
- Figura 21** - Microscopia eletrônica de varredura, membrana 0,45 μ m superfície e seção transversal, após ensaio de filtração (efluente ETE1)..... 86

LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 1	- Piloto de Microfiltração	61
Fotografia 2	- Amostras do Efluente Bruto e do Permeado.....	83

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Principais processos com membranas e a força motriz necessária à separação 39
- Tabela 2** - Média dos fluxos dos permeados obtidos nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), com água destilada, para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 66
- Tabela 3** - Média dos fluxos dos permeados obtidos nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), com água destilada, para membranas de 0,2 μ m e 0,45 μ m 67
- Tabela 4** - Valores médios dos fluxos de permeados obtidos nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), com os diferentes efluentes tratados, para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 71
- Tabela 5** - Valores médios dos fluxos de permeados obtidos nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), com os diferentes efluentes tratados, para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m 72
- Tabela 6** - Resistências das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m para água destilada e os diferentes efluentes utilizados nos ensaios 80
- Tabela 7** - Valores médios dos parâmetros analisados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação) 81
- Tabela 8** - Valores médios dos parâmetros analisados nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação) 82

LISTA DE SÍMBOLOS

A	- Área
d	- Dia
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	- Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias)
DM	- Densidade da membrana
DP	- Densidade do polímero
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
E	- Eficiência
F/M	- Carga de lodo
H	- Profundidade da lagoa
IL	- Volume sedimentado em 30 minutos na proveta graduada de 1000 ml
IVL	- Índice volumétrico de lodo
J	- Fluxo do permeado
K	- Constante de degradação de 1ª ordem para remoção de CF
L	- Carga de DBO total afluente
La	- DBO total de Iº estágio
Ls	- Taxa de aplicação superficial
Lv	- Taxa de aplicação volumétrica
n	- Número de poros
N	- Número de CF/100 ml do efluente
N ₀	- Número de CF/100 ml do afluente
OD	- Oxigênio Dissolvido
P	- Pressão aplicada
pH	- Potencial hidrogeniônico
Q	- Vazão
Qr	- Vazão de reciclo

Q_e	- Vazão do efluente
Q_s	- Vazão de saída
Q_w	- Vazão de descarte do lodo
r	- Raio do poro
R	- Taxa de recirculação de lodo
RAS_{ss}	- Concentração de sólidos em suspensão no lodo recirculado
R_c	- Resistência devido a colmatção
R_m	- Resistência da membrana (m^{-1})
R_T	- Resistência total da membrana
S_o	- Substrato inicial
S_r	- Substrato de reciclagem
SS	- Sólidos suspensos
$SSTA$	- Sólidos suspensos no tanque de aeração
SS_v	- Sólidos suspensos voláteis
$SSVTA$	- Sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração
t	- Tempo de detenção
T	- Temperatura média da lagoa
T_a	- Temperatura do ar
T_s	- Temperatura superficial
V	- Volume
x	- Sólidos em suspensão no tanque de aeração
X	- Concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA)
X_e	- Concentração de sólidos suspensos no efluente
ϕ_c	- Idade do lodo
$\sqrt{\epsilon}$	- Porosidade
\sqrt{Y}	- Tensão interfacial
ϕ	- Ângulo de contato
$^{\circ}C$	- Graus celsius
η	- Viscosidade da solução
λ	- Comprimento de onda
τ	- Tortuosidade

- ΔP - Pressão transmembrana
- Δx - Pressão osmótica
- μm - Micrometro

circunferência (x-5)

t tempo

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento do Estado de São Paulo
- CF - Coliformes Fecais
- LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente
- ETE - Estação de Tratamento de Esgotos
- BRM - Biorreator à Membrana
- UV - Ultravioleta
- NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez

RESUMO

Com o crescente interesse por temas ambientais e a conscientização da necessidade da otimização dos recursos hídricos, assim como o reuso planejado das águas residuárias, a utilização da tecnologia de membranas no tratamento de água e de esgoto, apresenta-se com grande potencial para melhorar as eficiências do tratamento quando comparada as tecnologias tradicionais. Neste trabalho estudou-se principalmente o processo de microfiltração como agente redutor de Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez e cor, utilizando-se efluentes tratados por sistemas de lodos ativados e lagoas de estabilização, para comparações entre os mesmos. Foram desenvolvidas várias atividades experimentais, destacando-se: Acompanhamento na operação de um piloto de membranas, utilizando-se membranas de diferentes diâmetros de poros. Foram utilizadas membranas microporosas com diâmetro de 4,7cm e tamanho dos poros de 0,2 e 0,45 μ m, respectivamente. Os ensaios e a parte analítica foram realizados de 01/05 à 30/11/2000, no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Os experimentos de microfiltração foram conduzidos a pressão de 1kgf/cm², temperatura ambiente, sob agitação, para simularem fluxo tangencial, também foram realizados ensaios sem agitação, fluxo vertical. Os resultados obtidos nos ensaios apresentaram diferenças entre membranas de 0,2 μ m e 0,45 μ m, assim como comparações entre diferentes efluentes tratados utilizados no experimento. Através do Laboratório de Materiais do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Santa Catarina, foram feitas microfotografias da superfície e da seção transversal de algumas membranas, utilizando-se a microscopia eletrônica de varredura. A microfiltração conduziu, de uma maneira geral, a uma sensível melhora na qualidade do efluente final. Os parâmetros analisados do permeado, turbidez, DQO e cor apresentaram boa redução em relação ao efluente bruto, mostrando a eficiência desta tecnologia. A redução da DQO foi de no mínimo 42% através da membrana 0,45 μ m no ensaio de microfiltração vertical (sem agitação), já para os ensaios de microfiltração tangencial (com agitação) a redução mínima foi de 37% também para a membrana 0,45 μ m. A cor foi reduzida em no mínimo 40% nos ensaios de fluxo vertical para ambas as membranas, enquanto que nos ensaios de fluxo tangencial a redução foi de no mínimo 32% também para ambas as membranas ensaiadas. A turbidez não excedeu a 1 NTU em ambos os ensaios para ambas as membranas. Já o pH teve variação insignificante. Permanecendo praticamente o mesmo em ambos os en-

saios para as duas membranas ensaiadas ($0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$). As microfotografias nos mostram simetria entre as membranas e a diferença de poros entre as mesmas.

Palavras Chaves: Membranas - Microfiltração - Esgotos Sanitários.

ABSTRACT

With increasing interest in environmental issues and awareness of needs of water resources' optimization, as well as planned reutilization of remaining waters, membranes' technology in treatment of water and waste waters represents a great potential for improving treatment efficiency, as compared with traditional technologies. In this work, we mainly studied micro-filtration process as a reducing agent of Oxygen Chemical Demand (DQO), turbidity and color, using draining treated by activated iodine systems and stabilization lagoons for comparing them. We developed several experimental activities, stressing accompanying of a membranes sample operation, using membranes of different pore diameters. We used micro-pore membranes with 4,7cm diameter and pores of 0,2 and 0,45 μ m, respectively. Trials and analysis were performed between 01-05 and 30-11-2000, at Integrated Laboratory of Environment (LIMA), from Sanitary and Environmental Engineering Department from Federal University of Santa Catarina (UFSC). Micro-filtration trials were led under 1 kgf/cm² pressure, room temperature, agitation, for simulating tangential flow, there also were accomplished trials with no agitation and with vertical flow. Results presented differences between membranes of 0,2 μ m and 0,45 μ m, as well as comparisons between different treated draining used in this experiment. At Materials Laboratory of Mechanical Engineering Department from Federal University of Santa Catarina, we took microphotographs from surface and from transversal section of some membranes, using ranging electronic microscope. Micro-filtration led, frequently, to a sensitive quality improvement in final draining. Permeability, turbidity, DQO, and color parameters presented good reduction relating to gross draining, showing efficiency of this technology. Minimum reduction of DQO was of 42% through 0,45 μ m membrane at vertical micro-filtration trial (without agitation), while at tangential micro-filtration trials (with agitation) minimum reduction was of 37% also for 0,45 μ m membrane. Color was reduced in 40% at least at vertical flow trials for both of membranes, while at tangential flow trial, reduction was of 32% at least, also for both of membranes. Turbidity did not exceed 1NTU at both of trials for both of membranes. Variation of pH was insignificant, virtually remaining the same in both of trials for both of membranes (0,2 μ m and 0,45 μ m). Microphotographs showed symmetry between membranes and pore differences between them.

Keywords: Membranes - Micro-filtration - Sanitary Wastes.

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O crescente interesse por temas ambientais faz parte do cotidiano na maioria dos países. Desde a primeira Conferência das Organizações Unidas Sobre o Impacto do Processo de Desenvolvimento no Meio Ambiente, em 1972, em Estocolmo (Suécia), até a Rio-92 (Brasil), em 1992, ocorreu significativo avanço na conscientização dos líderes governamentais e empresariais em todo o mundo.

Com o passar dos anos, tornou-se clara a necessidade de se criar um novo modelo de desenvolvimento em que o homem, a sociedade e a natureza fossem encarados como um conjunto harmônico e indissociável. A manutenção e o aperfeiçoamento do complexo e frágil equilíbrio ambiental envolve governos, entidades públicas e privadas, especialistas e a comunidade em geral. Todos buscando de forma coordenada o desenvolvimento auto sustentável.

A utilização dos recursos hídricos pode ser vista sob diversos ângulos: abastecimento, recreação através de lazer, uso industrial etc. Entretanto, a exploração de forma não racional e não científica dos recursos hídricos pode acarretar prejuízos volumosos. Contudo, graças a evolução da conscientização geral, pesquisas e investimentos têm sido realizados, principalmente, destinados ao seu tratamento e sua conservação. O comprometimento dos recursos hídricos tem levado à pesquisas abordando a reutilização das águas.

O reuso planejado das águas residuárias não é um conceito novo e já vem sendo praticado há muitos anos. No entanto, com o crescimento concomitante do binômio demanda da água – população, o reuso intencional de água deve ser cada vez mais considerado no planejamento e na exploração de novos mananciais, pois o mesmo reduz a demanda sobre os mananciais de água bruta.

1.2 OBJETIVO GERAL

O Objetivo deste trabalho é estudar a viabilidade do uso da tecnologia de membranas para pós-tratamento de efluentes sanitários.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivos específicos têm-se:

- a) desenvolver, estudar e testar novas técnicas e equipamentos para pós-tratamento de esgotos que utilizam a tecnologia de membranas, tendo em vista a reutilização de águas residuárias de origem doméstica;
- b) estudar a viabilidade de utilização desses equipamentos em áreas problemáticas: regiões balneárias e em regiões com carência em fontes de água para abastecimento;
- c) estudar o comportamento hidrodinâmico do piloto desenvolvido, verificando-se o seu desempenho, através da qualidade dos efluentes estudados;
- d) estudar os problemas de colmatação em membranas.

CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 APRESENTAÇÃO

Neste capítulo apresenta-se uma revisão bibliográfica preliminar na área de tratamento de esgotos, que serviu de base para o desenvolvimento deste trabalho. Inicialmente apresenta-se uma abordagem geral sobre tratamento de esgotos sanitários, com ênfase aos sistemas de lagoas de estabilização e lodos ativados, sistemas estes envolvidos neste trabalho. Em seguida, aspectos teóricos sobre membranas e suas aplicações em tratamento de esgotos.

2.2 ESGOTOS SANITÁRIOS

Esgotos Sanitários são despejos líquidos de residências e prédios, podendo-se incluir quantidades menores de águas de chuva, de superfícies e de lençóis subterrâneos, que não são admitidas intencionalmente, bem como quantidades inexpressivas de despejos industriais (ABNT, 1975). Os esgotos provenientes de lavatórios e chuveiros são predominantemente sabão e água contendo pequenas quantidades de materiais insolúveis; esgotos de cozinha contém sabão, partículas de alimentos e água, enquanto que os esgotos dos vasos sanitários contém fezes, urina e papel. Estes materiais podem ser separados de acordo com o seu tamanho e solubilidade. Partículas maiores podem flutuar, mas com tendências para sedimentar. Este grupo inclui: plásticos, papéis, pó, madeira etc. Há também materiais em solução, os quais

incluem compostos orgânicos e inorgânicos solúveis. Observa-se, ainda, a presença de colóides, incluindo partículas muito pequenas de origem orgânica e inorgânica (BARNES; WILSON, 1978).

2.2.1 Características

As características dos esgotos variam quantitativamente e qualitativamente com sua utilização.

2.1.1.1 Características físicas

As características físicas do esgoto podem ser interpretadas pela obtenção das grandezas correspondentes às seguintes determinações: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez.

a) Matéria sólida

Das características físicas, o teor de matéria sólida é o de maior importância em termos de dimensionamento e controle de operações das unidades de tratamento. A remoção da matéria sólida é fonte de uma série de operações unitárias de tratamento, ainda que represente apenas cerca de 0,08% dos esgotos (a água compõe os 99,92% restantes).

b) Temperatura

A temperatura dos esgotos é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento (pela contribuição de despejos domésticos que tiveram as águas aquecidas). Pode, no entanto, apresentar valores reais elevados, pela contribuição de despejos industriais. Normalmente, a temperatura nos esgotos está acima da temperatura do ar, com exceção dos meses mais quentes do verão, sendo típica a faixa de 20 a 25°C.

c) Odor

Os odores característicos dos esgotos são causados pelos gases formados no processo de decomposição.

d) Cor

Indica o estado de decomposição do esgoto, ou sua “condição”. A tonalidade acizentada de cor é típica do esgoto fresco. A cor preta é típica do esgoto velho e de uma decomposição parcial. Os esgotos podem, no entanto, apresentar qualquer outra cor, nos casos de contribuição importante de despejos industriais, como por exemplo, dos despejos de indústrias têxteis ou de tintas.

e) Turbidez

A turbidez não é usada como forma de controle do esgoto bruto, mas pode ser medida, para caracterizar a eficiência do tratamento secundário, uma vez que pode ser relacionada à concentração de sólidos em suspensão. Também indica decomposição do esgoto, ou sua “condição”.

2.2.1.2 *Características químicas*

A origem dos esgotos permite classificar as características químicas em dois grandes grupos: da matéria orgânica e da matéria inorgânica.

a) Matéria orgânica

Cerca de 70% de sólidos no esgoto médio são de origem orgânica. Geralmente estes compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e, algumas vezes, nitrogênio.

Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos principalmente por: Compostos de proteínas (40 a 60%); Carbohidratos (25 a

50%); Gordura e óleos (10%); e Uréia, surfatantes, fenóis, pesticidas (típicos de despejos industriais) etc.

Segundo Von Sperling (1995), em termos práticos, usualmente não há necessidade de se caracterizar a matéria orgânica em termos de proteínas, gorduras, carboidratos etc.

Ademais, há uma grande dificuldade na determinação laboratorial dos diversos componentes da matéria orgânica nas águas residuárias, face à multiplicidade de formas e compostos em que a mesma pode se apresentar. Neste sentido, podem ser adotados métodos diretos ou indiretos para a determinação da matéria orgânica.

Métodos indiretos: medição do consumo de oxigênio.

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
- Demanda Última de Oxigênio (DBO_u)
- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Métodos diretos: medição de carbono orgânico

Usualmente utiliza-se a DBO_5 e DQO para caracterizar a matéria orgânica presente nos esgotos domésticos.

DBO_5 retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonacea, em 5 (cinco) dias. Os esgotos domésticos possuem uma DBO da ordem de 300mg/l, ou seja, 1 litro de esgoto consome aproximadamente 300mg de oxigênio, em 5 dias, no processo de estabilização da matéria orgânica carbonacea.

DBO, este teste mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente.

Para esgotos domésticos brutos, a relação DQO/DBO_5 varia em termo de 1,7 a 2,4.

b) Matéria inorgânica

A matéria inorgânica contida nos esgotos é formada, principalmen-

te, pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas. A areia é proveniente de águas de lavagem das ruas e das águas do subsolo, que chegam às galerias de modo indevido ou que se infiltram através das juntas das canalizações.

2.2.1.3 *Características biológicas*

Estas características são consideradas em função da eficiência do processo de tratamento.

a) Microrganismos de água residuária

Os principais organismos encontrados nos rios e nos esgotos são as bactérias, os protozoários, os fungos, as algas e os grupos de plantas e de animais (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

b) Indicadores de poluição

Há vários organismos cuja presença num corpo d'água indica uma forma qualquer de poluição. No entanto para indicar a poluição de origem humana, ou outros animais homeotermos, e para medir a grandeza dessa contribuição, usa-se adotar os organismos do grupo coliforme como indicadores.

2.3 PROCESSOS BIOLÓGICOS

O tratamento biológico de esgotos, como o próprio nome indica, ocorre inteiramente por mecanismos biológicos. Estes processos biológicos reproduzem, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos. No corpo d'água, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos puramente naturais, caracterizando o assim chamado fenômeno de autode-

puração. Em uma estação de tratamento de esgotos, os mesmos fenômenos básicos ocorrem, mas a diferença é que há em paralelo a introdução de tecnologia. Essa tecnologia tem como objetivo fazer com que o processo de autodepuração se desenvolva em condições controladas (controle da eficiência) e em taxas mais elevadas (solução mais compacta) (VON SPERLING, 1996).

Segundo Jordão e Pessôa (1995), são considerados como processos biológicos de tratamento de esgotos os processos que dependem da ação de microrganismos presentes nos esgotos; os fenômenos inerentes à alimentação são predominantes na transformação dos componentes complexos em compostos simples, tais como: sais minerais, gás carbônico e outros.

Os processos biológicos de tratamento procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis.

Os principais processos biológicos de tratamento são:

- a) oxidação biológica (aeróbia, como lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação e lagoas de estabilização; e anaeróbia, como reatores anaeróbios de fluxo ascendente), e
- b) digestão de lodo (aeróbia e anaeróbia, fossa séptica).

Além dos processos de tratamento citados, vários outros têm resultado de pesquisas ou são de implantação mais recente, constituindo, muitas vezes, o que se tem chamado de “tratamento avançado”. A técnica do tratamento de esgotos tem evoluído de forma extraordinária a estes outros processos “especiais” constituindo, sem dúvida, formas normais de tratamento, a medida que o desenvolvimento tecnológico tornar mais econômico e simples sua aplicação.

Entre alguns destes, pode-se citar: Filtração rápida; adsorção; eletrodialise; troca de íons e osmose inversa.

2.4 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização são sistemas biológicos em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

As lagoas de estabilização podem ser definidas, como um corpo de água lântico, construído pelo homem, e destinado a armazenar resíduos líquidos de natureza orgânica (CETESB, 1989).

Os sistemas de lagoas de estabilização, de acordo com Von Sperling (1996-b), constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Seu tratamento é feito através de processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos, denominados autodepuração ou estabilização. Esses processos naturais, sob condições parcialmente controladas, são os responsáveis pela transformação de compostos orgânicos putrescíveis em compostos minerais ou orgânicos mais estáveis (CETESB, 1979).

De acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, as lagoas podem ser classificadas em:

- a) Anaeróbias: nas quais predominam processos de fermentação anaeróbia; imediatamente abaixo da superfície, não existe oxigênio dissolvido;
- b) Facultativas: nas quais ocorrem simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética, uma zona anaeróbia de atividade bêntica é sobreposta por zona aeróbia de atividade biológica, próxima à superfície;
- c) Estritamente aeróbias: nas quais se chega a um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese para garantir condições aeróbias em todo o meio, é comum chamar de aeróbias as Lagoas Facultativas, embora não seja correto;
- d) De maturação: usadas como refinamento do tratamento prévio por lagoas, ou outro processo biológico, reduz bactérias, sólidos

dos em suspensão, nutrientes, e uma parcela negligenciável da Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO;

- e) Aeradas: nas quais se introduz oxigênio no meio líquido, através de um sistema mecanizado de aeração, as lagoas aeradas podem ser estritamente aeradas ou facultativas. As lagoas aeradas devem ser seguidas de uma lagoa de decantação;
- f) Com macrófitas: usadas como polimento final de um tratamento por lagoas, com objetivo de reduzir nutrientes. Várias experiências práticas indicam também a redução de metais. Este tipo de lagoa requer manutenção (corte regular das plantas, secagem e destino final), e as áreas sombreadas incentivam a proliferação de moscas e mosquitos, razões pelas quais não é recomendável (ACHOA, 1989).
- g) Lagoa de alta taxa: segundo Oswald (1995), são projetadas para serem aeróbias em todo o seu volume. Conforme o *MANUAL OF PRACTICE FD16 – WATER CONTROL FEDERATION* (1990), chama-se de lagoas aeróbias de alta taxa, lagoas onde o oxigênio dissolvido está presente em toda a sua profundidade, que freqüentemente é de 30 a 45cm, permitindo assim a penetração de luz em toda a sua profundidade. A aeração geralmente é fornecida, para expor as algas à luz solar, prevenir o depósito e subsequente condições anaeróbias. O oxigênio é fornecido fotossinteticamente e por aeradores mecanizados. O tempo de detenção é pequeno, de 3 a 5 dias. As lagoas aeróbias não são muito utilizadas.

2.4.1 Lagoas anaeróbias

Estas lagoas têm como finalidade de dimensionamento receber cargas orgânicas elevadas, que impedem a existência de oxigênio dissolvido

no meio líquido. São usadas com grandes vantagens como pré-tratamento para águas residuárias com grande concentração e alto teor de sólidos. Por não haver oxigênio dissolvido em seu meio líquido, a matéria orgânica ali presente é digerida anaerobicamente. A operação de uma lagoa anaeróbia, para ser bem sucedida, depende do delicado equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos e aquelas formadoras de metano. Conseqüentemente, é necessário uma temperatura maior do que a de 15 °C e o seu pH deve ser mantido acima de 6.

Segundo Von Sperling (1996-b), o tempo de detenção hidráulico normalmente situa-se entre 3,0 e 6,0 dias.

As lagoas anaeróbias são usualmente profundas, da ordem de 4,0m a 5,0m. A profundidade é importante, no sentido de reduzir a possibilidade da penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas. Pelo fato das lagoas serem mais profundas, a área requerida é correspondentemente menor.

2.4.1.1 Princípios de funcionamento

A estabilização anaeróbia se desenvolve em duas etapas:

- a) Liquefação e formação de ácidos (através das bactérias acidogênicas);
- b) Formação de metano (através das bactérias metanogênicas).

Na primeira fase não há remoção de DBO, apenas a conversão da matéria orgânica a outras formas (ácidas). É na segunda etapa que a DBO é removida, com a matéria orgânica (ácidos produzidos na primeira etapa), sendo convertida a metano, gás carbônico e água, principalmente. O carbono é removido do meio líquido pelo fato do metano (CH₄) escapar para a atmosfera.

As bactérias metanogênicas são bastante sensíveis às condições ambientais. Caso a sua taxa de reprodução se reduza, haverá o acúmulo dos

ácidos formados na primeira etapa, com as seguintes conseqüências:

- interrupção da remoção da DBO;
- geração de maus odores, pois ácidos são extremamente fétidos.

É fundamental, portanto, que se garanta o adequado equilíbrio entre as duas comunidades de bactérias, garantindo a consecução de ambas as etapas. Para o adequado desenvolvimento das bactérias metanogênicas, deve-se ter as seguintes condições:

- ausência de oxigênio dissolvido (as bactérias metanogênicas são anaeróbias estritas, não sobrevivendo na presença de oxigênio dissolvido);
- temperatura do líquido adequada (acima de 15°C);
- pH adequado (próximo de 7).

A atividade anaeróbia afeta a natureza dos sólidos de tal forma que, na lagoa facultativa, eles apresentam uma menor tendência à fermentação e flutuação, além de se decomporem mais facilmente.

2.4.1.2 Método de dimensionamento

Os principais parâmetros de projeto das lagoas anaeróbias são: tempo de detenção, taxa de aplicação volumétrica e profundidade.

a) Tempo de detenção

O critério do tempo de detenção baseia-se no tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias. O critério da taxa de aplicação volumétrica é estabelecido em função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a estabilização da carga de DBO aplicada.

O tempo de detenção hidráulico normalmente situa-se na seguinte faixa de $t = 3,0$ a $6,0d$.

Com tempos inferiores a 3,0 dias, poderá ocorrer que a taxa de

saída das bactérias metanogênicas com o efluente da lagoa (fatores hidráulicos) seja inferior à sua própria taxa de reprodução, a qual é lenta (fatores biológicos). Nestas condições, não seria possível a manutenção de uma população bacteriana estável. Além da eficiência da lagoa anaeróbia se reduzir, ocorreria o aspecto mais grave do desequilíbrio entre a fase acidogênica e a metanogênica. A consequência seria o acúmulo de ácidos no meio, com geração de maus odores, pelo fato de haver poucas bactérias metanogênicas para dar continuidade à conversão dos ácidos.

O cálculo do volume requerido é feito através de:

$$V = t.Q \quad (1)$$

Em que:

V = volume requerido para a lagoa (m³)

t = tempo de detenção (d)

Q = vazão média afluyente (m³/d)

Deve-se destacar, no entanto, que há uma tendência recente de diminuir os tempos de detenção nas lagoas anaeróbias, para em torno de 2 dias e, eventualmente, 1 dia. Tal pode ser alcançado, caso o tempo de retenção da biomassa possa ser aumentado, e caso seja garantido um íntimo contato biomassa-esgoto. Estas condições podem ser cumpridas através de uma distribuição do afluyente pelo fundo da lagoa, em vários pontos, buscando se aproximar a um reator anaeróbio de manta de lodo.

Com tempos de detenção superiores a 6 dias, a lagoa anaeróbia poderia se comportar como uma lagoa facultativa. Tal é indesejável, pois a presença de oxigênio é fatal para as bactérias metanogênicas. As lagoas anaeróbias têm de funcionar como lagoas anaeróbias estritas, não podendo oscilar entre condições anaeróbias, facultativas e aeróbias.

b) Taxa de aplicação volumétrica

A taxa de aplicação volumétrica (L_v) a ser adotada é função da

temperatura. Locais mais quentes permitem uma maior taxa (menor volume). A consideração de carga volumétrica é importante, pois certos despejos, como os industriais, podem variar bastante a relação entre a vazão e a concentração de DBO (carga = concentração x vazão). Assim, apenas o critério do tempo de detenção é insuficiente.

As taxas mais usualmente adotadas em nosso meio estão na faixa de:

$$L_v = 0,1 \text{ a } 0,3 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$$

O volume requerido é obtido pela equação:

$$V = L/L_v \quad (2)$$

Em que:

V = volume requerido para a lagoa (m^3)

L = carga de DBO total afluyente (solúvel + particulada) (kgDBO_5/d)

L_v = taxa de aplicação volumétrica ($\text{kgDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$)

O volume final a ser adotado para a lagoa anaeróbia é um compromisso entre os dois critérios (tempo de detenção e taxa volumétrica), devendo, tanto quanto possível, satisfazer a ambos.

c) Profundidade

A profundidade das lagoas anaeróbias é elevada, para garantir a predominância das condições anaeróbias, evitando que a lagoa trabalhe como facultativa. Valores usualmente adotados encontram-se na faixa de:

$$H = 4,0\text{m a } 5,0\text{m}$$

Quando não houver remoção prévia da areia, a lagoa anaeróbia deve ser dotada de profundidade adicional de pelo menos 0,5m, junto à entrada, estendendo-se por pelo menos 25% da área da lagoa (Projeto de Norma para Lagoas de Estabilização, 1991). No entanto, acredita-se que a inclusão de unidades de desaeração é benéfica, por evitar problemas, e por serem de operação bastante simples.

2.4.1.3 Eficiência

A eficiência de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é da ordem de 50% a 60%. A DBO efluente é ainda elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas para tal são as lagoas facultativas, compondo o sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, também denominadas de sistema australiano.

A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma substancial economia de área, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia = facultativa) seja em torno de 2/3 do requisito de uma lagoa facultativa única.

Sob o ponto de vista bacteriológico, a eficiência das lagoas anaeróbias é muito menor que a das lagoas aeróbias, em virtude da falta de oxigênio e da ação dos raios ultravioletas do sol. Pode-se considerar, de maneira geral, que não é freqüente à remoção de mais do que 40 a 50% dos coliformes.

Quanto ao efluente, este não contém oxigênio livre, tem grande quantidade de gases dissolvidos, tem DBO mais ou menos elevada, apresenta freqüentemente turbidez, tem cor acizentada, devendo por este motivo sofrer tratamento posterior, usualmente através de lagoas facultativas ou aeróbias (CETESB,1979).

2.4.1.4 Características gerais das lagoas anaeróbias

- a) A cor predominante característica de um processo anaeróbio oscila do acizentado escuro ao preto.
- b) As temperaturas do líquido e da camada de lodo não sofrem grandes oscilações e a mínima do lodo deve permanecer, preferencialmente, acima dos 20 °C.

- c) O nível de odor é suportável para um visitante e não mais perceptível a uma certa distância da unidade. Mas tanto a distância quanto o grau de percepção são aspectos essencialmente qualitativos e, conseqüentemente, não mensuráveis, variando de um indivíduo para o outro.
- d) O pH do líquido e da camada de lodo, mantém-se levemente alcalino (7,0 a 7,6 ou numa faixa mínima aceitável de 6,8 a 7,2 ou de 7,0 a 7,2).
- e) A ocorrência de uma camada espessa de espuma que atenua os maus odores e armazena o calor. Ela será tanto maior em extensão e espessura quanto maior for a carga orgânica aplicada.
- f) Ocasionalmente, pode-se perceber uma coloração rósea na superfície líquida, o que indica a presença de bactérias fotossintéticas redutoras, conseqüentemente, o estágio de uma Lagoa Anaeróbia moderadamente carregada.
- g) Ausência de Oxigênio Dissolvido (OD) em todo o volume ou com uma tênue camada de coloração esverdeada em virtude da permanência, na superfície, de algumas espécies de algas mais resistentes.
- h) Inexistência de vegetais no interior e nos taludes internos da lagoa, o que previne o aparecimento de insetos (SILVA; MARA, 1979).

2.4.2 Lagoas facultativas

São reatores dimensionados para receber tanto águas residuárias brutas (lagoa facultativa primária), quanto águas residuárias que tenham recebido algum tratamento anterior (lagoa facultativa secundária). São a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização, em geral possuem entre 1,2 a 2,5m de profundidade e tempo de detenção entre 5 a 30 dias (*WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION*, 1990). Basicamente o

processo consiste na retenção dos esgotos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. As principais vantagens e desvantagens das lagoas facultativas estão associadas, à predominância de fenômenos naturais (SILVA & MARA, 1979; *WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION*, 1990; JORDÃO & PESSÔA, 1995; VON SPERLING, 1996-b).

As vantagens relacionam-se a grande simplicidade e à confiabilidade da operação. Os processos naturais são, via de regra, confiáveis, não há equipamentos que possam estragar ou esquemas especiais requeridos. No entanto, a natureza é lenta, necessitando de longos tempos de detenção para que as reações se completem, o que implica em grandes requisitos de área. A atividade biológica é grandemente afetada pela temperatura, principalmente nas condições naturais das lagoas. A construção é simples, envolvendo principalmente movimento de terra, e os custos operacionais são desprezíveis, em comparação com outros métodos de tratamento. A eficiência do sistema é usualmente satisfatória, podendo chegar a níveis comparáveis aos da maior parte dos tratamentos secundários.

A lagoa facultativa se caracteriza por possuir uma zona aeróbia superior, em que os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia na camada do fundo, onde ocorrem os fenômenos típicos da fermentação anaeróbia. A camada intermediária entre essas duas zonas é dita facultativa, predominando os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética (SILVA & MARA, 1979; *WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION*, 1990; JORDÃO; PESSÔA, 1995; VON SPERLING, 1996-b).

2.4.2.1 *Princípios de funcionamento*

Na lagoa facultativa todo o processo ocorre com um ciclo natural e contínuo. De acordo com JORDÃO E PESSÔA (1995), as principais reações

biológicas incluem:

- a) Oxidação da matéria orgânica carbonácea pelas bactérias;
- b) Nitrificação da matéria orgânica nitrogenada pelas bactérias;
- c) Oxigenação da camada superior da lagoa através da fotossíntese das algas;
- d) Redução da matéria orgânica carbonácea por bactérias anaeróbias no fundo da lagoa.

O processo de estabilização se inicia imediatamente com a entrada do afluente na lagoa. Parte dos sólidos em suspensão, incluindo também parte dos coloidais, sedimentam ou são precipitados pela ação de sais solúveis existentes nas águas, concentrados por efeito da evaporação. A decomposição da matéria orgânica sedimentada, em parte é efetuada na ausência de oxigênio dissolvido, especialmente nas camadas mais profundas (CETESB, 1979).

De acordo com Von Sperling (1996-b), este lodo de fundo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água, metano e outros. Após um certo período de tempo, apenas a fração inerte (não biodegradável) permanece na camada de fundo. O gás sulfídrico gerado não causa problemas de mau cheiro, pelo fato de ser oxidado, por processos químicos e bioquímicos, na camada superior.

A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), conjuntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. Na camada mais superficial, tem-se a zona aeróbia. Nesta zona, a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. A matéria orgânica é sintetizada pelas bactérias, convertida em matéria celular, CO_2 e água, na presença de oxigênio dissolvido. Parte do carbono serve como fonte de energia para os organismos, e é respirado como CO_2 ; parte é utilizado com o nitrogênio e o fósforo para formar novas células. São assim as bactérias as responsáveis pelas transformações de substâncias orgânicas complexas em matéria solúvel, que atravessa a parede celular e é convertida em energia,

protoplasma e produtos finais (que por sua vez atravessam a parede e se difundem no meio líquido – CO₂, amônia e fosfatos).

Paralelamente, algas utilizam o CO₂ desprendido pelas bactérias, sintetizam a matéria necessária ao seu próprio desenvolvimento (protoplasma das algas) e liberam oxigênio em presença da energia solar. São as algas, assim, responsáveis pela produção da maior parte do oxigênio dissolvido na lagoa, necessário para satisfazer a demanda de oxigênio das bactérias (a outra fonte é a difusão de oxigênio da atmosfera na lagoa). As algas, necessitando de luz solar, se localizam preferencialmente na camada superior, normalmente com 15 a 40cm de profundidade (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

À medida em que se aprofunda na lagoa, a penetração da luz é menor, o que ocasiona a predominância do consumo de oxigênio (respiração) sobre a produção (fotossíntese), com a eventual ausência de oxigênio dissolvido a partir de uma certa profundidade. A fotossíntese só ocorre durante o dia, fazendo com que durante a noite possa prevalecer a ausência de oxigênio. Devido a estes fatos, é essencial que hajam diversos grupos de bactérias, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, que possam sobreviver e proliferar, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Na ausência de oxigênio livre, são utilizados outros aceptores de elétrons, como nitratos (condições anóxicas), sulfatos e CO₂ (condições anaeróbias). Esta zona, onde pode ocorrer a presença ou ausência de oxigênio, é denominada zona facultativa (VON SPERLING, 1996-b).

2.4.2.2 *Método de dimensionamento*

a) Método de dimensionamento baseado na temperatura, segundo GLOYNA

Os estudos de Gloyna e Hermann *apud* JORDÃO; PESSÔA (1995), apresentados em 1958, partiram de determinações experimentais, em laboratório, em que obtiveram uma redução da DBO da ordem de 80 a 90%,

baseado em amostras não filtradas do afluente, e filtradas do efluente, sendo o esgoto doméstico, com DBO₅ de 200mg/l. A maior eficiência foi conseguida com 7 dias de tempo de detenção a uma temperatura de 35 °C, que com os ajustes levou as seguintes equações:

$$V = 3,5 \times 10^{-2} \times Q L_a (1,085)^{(35-T)} \quad (3)$$

$$A = 3,5 \times 10^{-6} \times Q l_a H^{-1} (1,085)^{(35-T)} \quad (4)$$

Em que:

V = Volume (m³);

Q = Vazão (m³/d);

L_a = DBO₅ total de 1º estágio (mg/l);

T = temperatura média da lagoa (°C);

A = área (ha);

H = profundidade da lagoa (m).

A grande facilidade deste método é que, conhecidas a vazão e a DBO afluente, basta a profundidade da lagoa, e de acordo com a temperatura, o volume e a área estarão determinados. A temperatura deverá ser da massa líquida, considerada a média do mês mais frio.

Para os casos mais usuais, em que é conhecida a temperatura do ar (T_a) é possível relacionar este valor à temperatura média da lagoa (T) ou à temperatura da camada superficial (T_s) a partir de correlações publicadas. A adoção de uma dessas correlações deve ser feita considerando aspectos climatológicos similares, como radiação solar, evaporação, ventos etc.

Existem diversos outros métodos publicados, relacionados à temperatura do ar, que também são usuais.

b) Método baseado na taxa de aplicação superficial

A área requerida para a lagoa é calculada em função da taxa de aplicação superficial, expressa em termos de carga de DBO (L, em kg DBO/d),

que pode ser tratada por unidade de área da lagoa (A, em ha).

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (5)$$

Em que:

A = área requerida para a lagoa (ha);

L = carga de DBO total afluente (kg DBO₅/d);

L_s = taxa de aplicação superficial (kg DBO₅/ha.d).

Segundo Von Sperling (1996-b), a taxa a ser adotada varia com a temperatura local, latitude, exposição solar, altitude e outros. Locais com clima e insolação extremamente favoráveis, como o nordeste do Brasil, permitem a adoção de taxas elevadas, eventualmente superiores a 300 kg DBO₅/ha.d, o que implica em menores áreas superficiais da lagoa. Por outro lado, locais de clima temperado requerem taxas de aplicação inferiores a 100 kgDBO₅/ha.d. No Brasil, tem-se adotado taxas variando de:

- Regiões com inverno quente e elevada insolação: L_s = 240 a 350 kgDBO₅/ha.d;
- Regiões com inverno e insolação moderadas: L_s = 120 a 240 kgDBO₅/ha.d;
- Regiões com inverno frio e baixa insolação: L_s = 100 a 180 kgDBO₅/ha.d.

c) Método baseado na taxa de remoção de substrato

Este método se baseia em um modelo de equilíbrio contínuo, que admite que a lagoa se comporta como um reator biológico de mistura completa, e que a remoção de substrato (DBO) segue uma cinética de primeira ordem.

d) Método baseado nos fatores de dispersão

No caso de lagoas de estabilização, os fatores relacionados ao escoamento hidráulico, ocorrência de curto-circuitos, dispersão, apresentam

grande influência em relação à eficiência do sistema e, neste método, o dimensionamento das lagoas facultativas utiliza equações que consideram o número de dispersão.

2.4.2.3 *Eficiência*

As lagoas facultativas apresentam excelente eficiência de tratamento. A matéria orgânica dissolvida no efluente das lagoas é bastante estável, a remoção da DBO situa-se na faixa de 75 a 95%, e a DBO remanescente geralmente encontra-se numa faixa de 30 a 50mg/l (havendo separação de algas, esta concentração pode reduzir-se para 15 a 30mg/l).

2.4.2.4 *Características gerais das lagoas facultativas*

Segundo Jordão; Pessoa (1995), Von Sperling (1996-b), CETESB (1979) e CETESB (1989), as características das lagoas facultativas são:

- a) Inexistência de maus odores: indica um bom funcionamento da lagoa, com predominância das condições aeróbias;
- b) Cor verde escura e parcialmente transparente: significa a inexistência de microrganismos no efluente, altos valores de pH e OD e em última análise, o efluente está em boas condições;
- c) Coloração acizentada: indica sobrecarga de matéria orgânica e/ou de um período de retenção tão curto que não possibilita uma fermentação da camada de lodo. Neste caso, a lagoa deve ser posta fora de operação até que se recupere;
- d) Coloração azul-esverdeado na superfície: indica uma excessiva proliferação de algas azuis;
- e) Coloração verde leitosa: indica que a lagoa passa por um processo de autofloculação, por causa da elevação do pH e da temperatura;

- f) Coloração verde-amarelada ou excessivamente clara: pode significar o crescimento de rotíferos, protozoários ou crustáceos que se alimentam das algas e podem causar sua destruição em poucos dias;
- g) Não deverão existir vegetais, capim, mato no interior de uma lagoa de estabilização facultativa, pois facilitam o aparecimento de insetos;
- h) Se bem operada possuirá cor verde intensa, parcialmente transparente, altos valores de pH e OD e não deverá possuir sólidos em suspensão sedimentáveis;
- i) O oxigênio dissolvido estará presente em toda massa líquida quando bem operada;
- j) A operação principal de uma lagoa facultativa é o controle da altura do nível d'água, isto é, da profundidade da lâmina. Nos meses em que a temperatura é baixa ou quando o tempo está continuamente nebuloso, a lagoa deverá operar com profundidade mínima. No verão, em dias ensolarados e com pouca nebulosidade, a lagoa deverá operar com a profundidade máxima.

2.4.3 Lagoas de maturação

Segundo Andrade Neto (1996), as lagoas de maturação são projetadas para receber o efluente de lagoas facultativas ou de outros processos de tratamento, objetivando melhorar a qualidade daquele efluente. Seu afluente pré-tratado, parcialmente clarificado, permite a penetração de luz solar até as camadas mais profundas, o que, conseqüentemente, assegura condições aeróbias.

A principal função das lagoas de maturação é propiciar o caimento (morte) dos microrganismos patogênicos.

As lagoas de maturação são usadas ao final de um sistema clássico de estabilização e através delas almeja-se a melhoria da qualidade do efluente anteriormente tratado, pela redução de organismos patogênicos, e praticamente coliformes fecais (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

2.4.3.1 Princípio de funcionamento

A necessidade de elevadas eficiências faz com que o regime hidráulico a ser adotado para as lagoas de maturação seja direcionado para favorecer esta maior eficiência. Em assim sendo, as lagoas de maturação devem ser conformar a uma destas configurações:

- a) Fluxo em pistão (percurso predominantemente longitudinal, que pode ser alcançado numa lagoa com chicanas através de defletores, que forcem um percurso em zig-zag);
- b) Células em série (preferencialmente 3 ou mais).

As lagoas de maturação são usualmente projetadas com baixas profundidades, de forma a maximizar os efeitos bactericidas da luz solar, bem como de fotossíntese, resultando na elevação do pH. Os Valores comumente adotados variam de 0,8 a 1,5m.

Devido a baixa profundidade das lagoas de maturação, a introdução de chicanas ou divisórias é facilitada.

Mara (1996) propõe ainda os seguintes critérios:

- a) Tempo de detenção mínimo em cada lagoa, de forma a evitar curto-circuitos e varrimento de algas: 3 dias;
- b) Taxa de aplicação superficial (Ls) (kgDBO₅/ha.d) máxima na primeira lagoa de maturação, de forma a evitar sobrecarga orgânica: 75% da taxa de aplicação na lagoa facultativa precedente.

2.4.3.2 Método de dimensionamento

O PROJETO DE NORMAS BRASILEIRAS (*apud* JORDÃO; PESSÔA, 1995), admite o dimensionamento das lagoas de maturação com base na taxa de decaimento das bactérias ou no tempo de detenção. Nesse último caso, o tempo de detenção mínimo deve ser de 2 dias em cada lagoa, e preferivelmente, o volume necessário deve ser dividido em lagoas múltiplas dispostas em série, com profundidade entre 0,60m e 1,50m, evitando-se maiores profundidades e estratificação no corpo da lagoa, visto que as regiões eventualmente anaeróbias diminuem a taxa de decaimento dos organismos.

Para a equação baseada em mistura completa, e para n lagoas em série, a redução de organismos pode ser expressa pela expressão:

$$N = \frac{N_0}{(kt_1 + 1).(kt_2 + 1)...(kt_n + 1)} \quad (6)$$

Em que:

N = número de CF/100 ml do efluente

N_0 = número de CF/100 ml do afluente

K = constante de degradação de primeira ordem para remoção de CF, em (d^{-1})

t = tempo de detenção em cada lagoa, em (dias)

n = nº de lagoas

2.4.3.3 Eficiência

As lagoas de maturação devem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9$ ou $99,9\%$), para que possam ser cumpridos os padrões para utilização do efluente para irrigação, ou os padrões para corpos d'água, em função da classe a que pertencem (Resolução CONAMA nº 20/86).

2.4.3.4 *Características gerais das lagoas de maturação*

Para uma eficiência elevada as lagoas de maturação devem ter:

- a) Fluxo de pistão;
- b) Células em série (preferencialmente 3 ou mais);
- c) Tempo de detenção mínimo de 3 dias;
- d) Taxa de aplicação superficial (Ls) ($\text{kgDBO}_5/\text{ha.dia}$) máxima na primeira lagoa de maturação, de forma a evitar sobrecarga orgânica: 75% da taxa de aplicação na lagoa facultativa precedente.

2.4.4 **Lagoas aeradas**

As lagoas aeradas constituem uma modalidade de processo de tratamento através de lagoas de estabilização, onde o suprimento de oxigênio é realizado artificialmente por dispositivos eletromecânicos, com a finalidade de manter uma concentração de oxigênio dissolvido em toda, ou parte, da massa líquida, garantindo as reações bioquímicas que caracterizam o processo.

Os fatores de maior influência na seleção deste processo são: a área adequada disponível, a fonte de energia elétrica e, obviamente, os custos de implantação e operação. O uso de lagoas de estabilização facultativas (fotossintéticas) apresenta como principal desvantagem a grande área ocupada, que chega a ser de cinco vezes maior do que a necessária para as lagoas aeradas, resultado das pequenas profundidades exigidas naquele tipo de lagoa. As lagoas aeradas por sua vez, devido ao fornecimento contínuo de oxigênio, dia e noite, e devido à capacidade de mistura dos equipamentos de aeração, permitem maiores profundidades, menor tempo de detenção, resultando, conseqüentemente, em menor área ocupada.

As lagoas aeradas podem ser classificadas de acordo com a flexibilidade na concepção de projetos e procedimentos operacionais, bem como

com o comportamento e com a cinética do processo. Classicamente, segundo Jordão e Pessôa (1995), as lagoas aeradas costumam ser classificadas em dois grupos:

- a) Lagoas aeradas aeróbias, ou de mistura completa: que são similares aos tanques de aeração de lodos ativados sem recirculação de lodo, onde a quantidade e distribuição do ar deve ser suficiente para manter uma quantidade mínima de oxigênio em toda a massa líquida.
- b) Lagoas aeradas facultativas, que tem as mesmas características construtivas das lagoas aeradas aeróbias, com acréscimo da profundidade correspondente ao volume necessário para o armazenamento do material, onde se processa a fase anaeróbia.

2.5 LODOS ATIVADOS

O processo do lodo ativado originou-se na Inglaterra em 1913. Durante cerca de 30 anos permaneceu inalterado, só surgindo modificações com o avanço tecnológico, especialmente na área da biotecnologia (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O processo de lodos ativados consiste essencialmente da agitação de uma mistura de águas residuárias com um volume de lodo biologicamente ativo, mantido em suspensão por uma aeração adequada e durante um tempo necessário para converter uma porção biodegradável daqueles resíduos ao estado inorgânico, enquanto que o remanescente é convertido em lodo adicional.

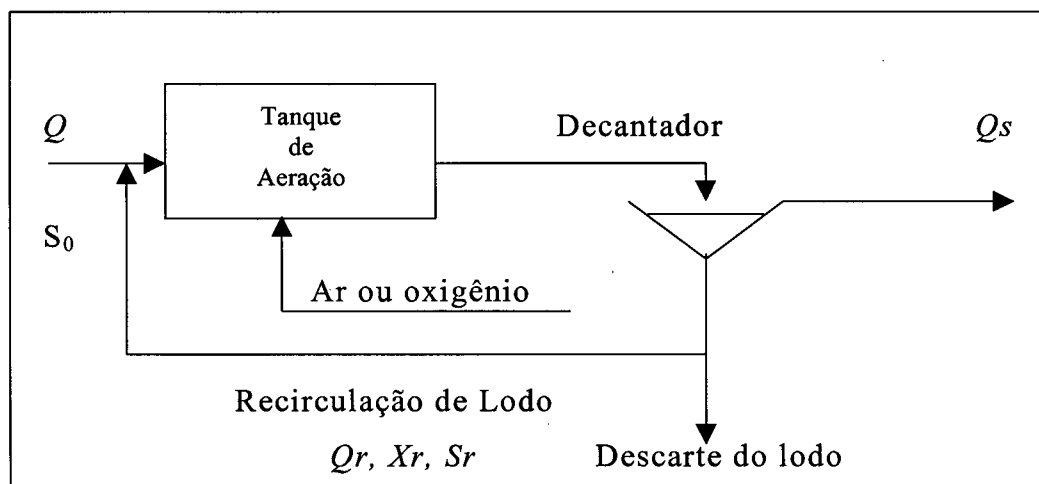
Os lodos ativados consistem de agregados flocculentos de microrganismos e materiais orgânicos.

Lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglúicas ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças o retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O processo envolve, então, um estágio de aeração seguida por uma separação de sólidos, da qual o lodo obtido é recirculado para se misturar com o esgoto. Na etapa de aeração ocorre uma rápida adsorção e floculação das matérias orgânicas dissolvidas e em suspensão coloidal. Ocorre ainda uma oxidação progressiva e uma síntese dos compostos orgânicos adsorvidos e daqueles que são continuamente removidos da solução. Finalmente, há oxidação e dispersão das partículas de lodo com o prosseguimento da aeração (CETESB, 1977).

O processo de lodo ativado tem a seguinte configuração mostrado na figura 1, a seguir:

Figura 1 - Esquema simplificado de um tratamento com lodo ativado



Fonte: BRAILE, 1979.

Em que:

Q = Vazão a tratar (volume/tempo)

Q_r = Vazão de reciclo (volume/tempo)

Q_s = Vazão de saída (volume/tempo)

S_0 = Substrato inicial (massa/volume)

S_r = Substrato de reciclagem (massa/volume)

X = Concentração de células (massa/volume)

X_r = Concentração de células na reciclagem (massa/volume).

Os principais componentes são:

a) Tanque de aeração

Neste dispositivo ocorre a reação bioquímica de degradação do substrato, por isso também denominado reator biológico.

A aeração aplicada no processo de lodos ativados tem duas finalidades: garantir a homogeneização entre a fase líquida e a fase sólida no tanque de aeração e prover a fase líquida de oxigênio dissolvido, necessário para a oxidação dos diferentes substratos.

b) Ar ou oxigênio

São fornecidos de várias maneiras possíveis, baseados em dois princípios de transferência: difusão e convecção.

c) Decantador

Tem a finalidade de concentrar o lodo para reciclá-lo no tanque de aeração, a fim de garantir o controle entre a carga de alimentação e microrganismos necessários para a sua degradação.

d) Recirculação de lodo

Destina-se a manter no tanque de aeração uma população mínima de microrganismos, para consumir a quantidade desejada de substâncias poluentes biodegradáveis. A taxa de recirculação é de extrema importância para o controle do processo, pois através dela controla-se a idade média da microbiota, bem como eliminam-se efeitos de inibição por excesso ou falta de substratos.

2.5.1 Classificação

Os processos de lodo ativado classificam-se em:

a) Processo convencional

No sistema convencional, para se economizar energia para a aeração, parte da matéria orgânica (em suspensão, sedimentável) dos esgotos é retirada antes do tanque de aeração, através do decantador primário. Assim, os sistemas de lodos ativados convencional tem como parte integrante também o tratamento primário.

No sistema convencional, a idade do lodo é usualmente da ordem de 4 a 10 dias, e o tempo de detenção hidráulica no reator, da ordem de 6 a 8 horas. Com esta idade do lodo, a biomassa retirada do sistema no lodo excedente requer ainda uma etapa de estabilização no tratamento do lodo, por conter ainda um elevado teor de matéria orgânica armazenada nas suas células (VON SPERLING, 1997).

b) Processo de aeração escalonada

O esgoto é introduzido gradualmente ao longo do tanque de aeração. A aeração escalonada é uma modificação do processo convencional, onde o lodo recirculado é misturado com o esgoto afluente do tanque de aeração, em pelo menos três pontos distintos e igualmente espaçados no tanque de aeração. O período de aeração fica compreendido entre 3 a 5 horas. A razão de recirculação de 25 a 75% (QASIM, 1985).

c) Processo de aeração derivada

Na aeração derivada, o tanque de aeração deve ser retangular e deve funcionar como um reator do tipo "*Plug Flow*". No início do reator, os aeradores são menos espaçados do que na extremidade oposta. O período de aeração varia entre 4 a 8 horas. A taxa de recirculação do lodo está compreendida entre 25 a 50%.

d) Processo de aeração prolongada

Conforme CETESB (1977), este processo é baseado na manutenção de um tempo de aeração suficiente para oxidar a porção biodegradável do

lodo sintetizado a partir da matéria orgânica removida no processo. Teoricamente, o excesso é constituído apenas de resíduos não biodegradáveis, permanecendo após a oxidação total. Desde que o lodo é usualmente afastado do sistema de aeração, o excesso real é aproximadamente o dobro do resíduo não biodegradável. O período de aeração é estimado entre 18 e 36 horas. Recircula-se uma quantidade de lodo sedimentado equivalente a 50 até 200% da vazão de entrada.

e) Processo de mistura completa

Na mistura completa, a mistura do esgoto afluyente, juntamente com o lodo recirculado, é distribuída uniformemente por toda extensão do tanque de aeração.

O efluente do tanque de aeração é coletado lateralmente e daí conduzido ao decantador secundário. O período de aeração está compreendido entre 3 e 5 horas. A taxa de recirculação de lodo é de 25 a 100 %.

2.5.2 Método de dimensionamento

2.5.2.1 Idade do lodo (θ_c)

A idade do lodo é definida como sendo o tempo de permanência médio dos sólidos em suspensão no tanque de aeração. A idade do lodo é calculada através da relação entre a quantidade de sólidos no tanque de aeração dividida pela taxa de perda do lodo do sistema.

A equação simplificada é:

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{(Q_w \cdot X_w) + (Q_e \cdot X_e)} \quad (7)$$

Em que:

θ_c = idade do lodo, (dias);

- V = volume do tanque de aeração, (m³);
- X = concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA), (mg/l);
- Q_w = vazão de descarte do lodo, (m³/dia);
- Q_e = vazão do efluente, (m³/dia);
- X_e = concentração de sólidos suspensos no efluente, (mg/l)
- X_w = com centração de sólidos suspensos no lodo em excesso, descartado do decantador secundário (mg/l).

2.5.2.2 Carga da estação

Três fatores de carga são utilizados no projeto e na operação do processo de lodos ativados.

a) Carga volumétrica

A carga volumétrica ou tempo de detenção hidráulico relaciona a vazão do sistema e o volume do tanque de aeração.

$$t = \frac{V \cdot 24}{Q} \quad (8)$$

Em que:

t = Carga volumétrica ou tempo de detenção hidráulico (h)

V = Volume do tanque de aeração (m³)

Q = Vazão do sistema (m³/dia).

b) Carga orgânica

A carga orgânica é expressa em kg de DBO₅ por unidade de volume do tanque de aeração por unidade de tempo (dia).

$$\text{Carga Orgânica} = \frac{Q \cdot \text{DBO}_5}{V \cdot 1000} \quad (9)$$

Em que:

DBO_5 = Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias do esgoto
afluente (mg/l)

Q = Vazão do esgoto afluente (m^3/dia)

V = Volume do tanque de aeração (m^3).

O processo de lodos ativados convencional opera com cargas orgânicas com valores entre 0,3 e 0,6kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$, enquanto que o processo modificado “aeração prolongada” trabalha com valores entre 0,1 e 0,4kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$.

c) Carga do lodo

A carga do lodo, também referida como A/M (alimento/biomassa), é calculada como segue:

$$A/M = \frac{Q \cdot \text{DBO}_5}{V \cdot x} \quad (10)$$

Em que:

A/M = Carga de Lodo (kg $\text{DBO}_5/\text{kg SSTA} \cdot \text{dia}$)

Q = Vazão do sistema (m^3/dia)

DBO_5 = Demanda Bioquímica de oxigênio do esgoto afluente (mg/l)

V = Volume do tanque de aeração (m^3)

x = Sólidos em suspensão no tanque de aeração (mg/l)

O processo convencional de lodos ativados opera com cargas de lodo entre 0,2 e 0,4 kg $\text{DBO}_5/\text{kg SSTA} \cdot \text{dia}$. O processo modificado “aeração prolongada” opera com volume entre 0,05 e 0,15 kg $\text{DBO}_5/\text{kg SSTA} \cdot \text{dia}$.

2.5.2.3 Sedimentação do lodo

A etapa de sedimentação é fundamental para o processo de lodos ativados: da sua adequada operação depende o sucesso da estação como um todo. Os decantadores secundários são geralmente a última unidade do sistema, ditando a qualidade do efluente final em termos de sólidos em suspensão, DBO e mesmo nutrientes (VON SPERLING,1997).

A determinação do índice volumétrico de lodo (IVL), ou índice Mohlman, é amplamente utilizada para avaliar a qualidade do lodo sedimentado (GRAY, 1990).

O IVL é definido como o volume, em mililitros (ml), ocupado por uma grama de Lodo Ativado, após um período de sedimentação de 30 minutos. Matematicamente, o índice volumétrico de lodo é expresso pela relação:

$$IVL = \frac{IL.1000}{SSTA} \quad (11)$$

Em que:

IVL = Índice volumétrico de lodo (ml/g)

IL = Volume sedimentado em 30 minutos, na proveta graduada de 1000 ml (ml/l)

SSTA = Sólidos suspensos no tanque de aeração (mg/l).

2.5.2.4 Recirculação do lodo

A quantidade de lodo a ser recirculado depende fundamentalmente da qualidade do lodo sedimentado no decantador secundário: quanto mais concentrado for este lodo, melhor poderá ser a vazão de recirculação, para que se atinja uma determinada concentração de sólidos no reator. Em outras palavras, uma boa decantabilidade e adensabilidade do lodo no decantador secundário,

resultando um lodo de retorno com uma maior concentração de SS, implicam na redução da vazão a ser recirculada (VON SPERLING, 1997).

O lodo é recirculado para o tanque de aeração, para manter uma massa microbiana suficiente para oxidação do esgoto.

Entre os métodos para controlar a taxa de recirculação do lodo, pode-se destacar:

a) Modelo de balanço de massa do sistema

Este modelo é uma ferramenta útil para calcular a taxa de recirculação do lodo, entretanto, ele assume que o nível do manto de lodo no clarificador é constante.

Dados necessários:

- vazão afluyente (Q), em m³/dia;
- concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA), em mg/l;
- concentração de sólidos em suspensão no lodo recirculado, (RAS_{ss}), em mg/l.

A taxa de recirculação de lodo (R) será:

$$R = \frac{Q \cdot SSTA}{RAS_{ss} - SSTA} \quad (12)$$

b) Modelo através da determinação da sedimentabilidade do lodo

Este modelo é menos preciso do que o modelo de balanço de massa, tendo em vista que as condições do teste não refletem totalmente as condições reais de sedimentação no decantador secundário.

Dados necessários:

- vazão afluyente (Q), em m³/dia;
- teste do lodo sedimentado (IL) em 30 minutos no cilindro graduado de 1000 ml, em ml/l.

A taxa de recirculação do lodo (R) será:

$$R = \frac{IL}{1000 - IL} \cdot 100 \quad (13)$$

c) Modelo do índice volumétrico de lodo (IVL)

Este método é baseado no teste do índice volumétrico de lodo para estimar a concentração de sólidos suspensos no lodo recirculado.

Dados necessários:

- índice volumétrico de lodo (IVL), em ml/g;
- vazão afluente (Q), em m³/dia;
- concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA), em mg/l.

Determinação da concentração de sólidos suspensos no lodo recirculado (RAS_{ss}), em mg/l.

$$RAS_{ss} = \frac{10^6}{IVL} \quad (14)$$

A taxa de recirculação (R), será:

$$R = \frac{Q \cdot SSTA}{RAS_{ss} - SSTA} \quad (15)$$

2.5.3 Controle operacional

O processo de lodos ativados devem ser monitorados por análises laboratoriais afim de verificar-se parâmetros cinéticos e as características biológicas e de sedimentabilidade. Será através do conhecimento destes dados que eventuais modificações nas regras operacionais serão estabelecidas na ETE. As perturbações mais usuais verificadas são:

a) Aeração inadequadas:

- formação de bolhas grossas localizadas na superfície do líquido;
- agitação excessiva e desigual na superfície do líquido;
- o oxigênio dissolvido não distribuído de forma homogênea no meio líquido;
- ocorrência de amplitude de nível sobre os aeradores superficiais.

b) Formas de espuma

Segundo Jordão e Pessôa (1995), a presença de espuma na superfície líquida do tanque de aeração é normal, dentro de condições padrão, que são aproximadamente: cobertura de cerca de 10 a 25% da área superficial, com espessura reduzida, no entorno de até 5 a 8cm.

Tipos de formação de espumas:

- espuma branca: usual no início da entrada em operação, ou nas ETEs muito sobrecarregadas, sendo indicativa de concentração baixa de SSVTA ou relação A/M muito alta;
- espuma marron castanho: em forma excessiva, tanto em área superficial como em espessura, indica provavelmente um lodo com elevada idade, ou com presença importante de organismos filamentosos;
- espuma marron escura: pode ser indício de má distribuição ou insuficiência de O.D, presença de despejos industriais ou sobrecarga na estação.

c) Perda de sólidos no decantador secundário

A superfície líquida do decantador secundário deve ter aspecto claro e transparente, com baixa turbidez, devendo ser possível visualizar a camada do lençol de lodo a cerca de um metro de profundidade. As bordas da calha coletora do efluente tratado e a própria calha devem estar limpos e permitir uma clara visualização do efluente de boa qualidade (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

d) Pontos de amostragem

- No interior dos tanques de aeração, a meia profundidade, junto a uma das paredes laterais da última câmara: DBO, DQO, SSTA, SSVTA, NO_3 ;
- No interior de cada tanque de aeração, em pontos situados entre as linhas de aeradores, quando o sistema for de aeração mecânica, a meia profundidade, junto a uma das paredes laterais, e no interior dos tanques de aeração, em pontos situados a meia distância da extensão da zona sob ar difuso, quando o sistema for desta modalidade, a meia profundidade, junto a uma das paredes laterais: SSTA, SSVTA, IVL, microrganismos;
- No canal afluente à Elevatória de Recirculação: SSTA, SSVTA;
- No canal de saída dos decantadores secundários: DBO, DQO, SS, SS_v , NO_3 .

É essencial, portanto, a realização de bioensaios antes de se aventurar a construir um sistema de lodos ativados, caso contrário não se terá controle sobre o processo nem se saberá como é o seu funcionamento (SANTOS, 1998).

2.6 FILTRAÇÃO EM MEMBRANAS

As propriedades das membranas são conhecidas desde o início do século XVIII, mas suas aplicações em laboratório e também na indústria, começaram a se desenvolver a partir da metade do século XIX, ganhando rapidamente destaque como uma técnica que obtém soluções eficientes e economicamente viáveis em problemas de filtração, separação e ou clarificação (BRUN *apud* LAPOLLI, 1998).

Os processos de separação com membranas vem cada vez mais des-

pontando como uma importante alternativa dos processos convencionais de separação e concentração utilizadas nas indústrias químicas, farmacêuticas, biotecnológicas e de alimentos (MAZID *apud* PETRUS, 1997).

O uso de processos de separação com membranas em escala industrial se deu por volta de 1970, após os sistemas de fluxo tangencial serem introduzidos. Até esse período, utilizava-se a filtração convencional, na qual o fluido a ser filtrado escoava perpendicularmente à superfície filtrante. Os sólidos suspensos retidos no filtro cresciam rapidamente, diminuindo a taxa de filtração, como consequência do aumento da resistência hidráulica, fazendo com que o processo fosse interrompido constantemente para a execução da limpeza ou troca do filtro. Nos processos de separação com membranas com fluxo tangencial, o fluido (solução a ser tratada) escoava paralelamente ou seja, tangencialmente, à superfície da membrana.

Estes processos podem ser classificados quanto ao tipo de membrana utilizada na separação, princípio de operação e fenômenos envolvidos, ou então, como mostrado na Tabela 1, através da força motriz promotora da separação.

Tabela 1 - Principais processos com membranas e a força motriz necessária à separação

<i>PROCESSOS COM MEMBRANAS</i>	<i>FORÇA MOTRIZ NA SEPARAÇÃO</i>
Osiose Inversa	Diferença de Pressão
Ultrafiltração	Diferença de Pressão
Microfiltração	Diferença de Pressão
Pervaporação	Diferença de Pressão (vácuo)
Díálise	Diferença de Concentração
Eletrodíálise	Diferença de Potencial Elétrico

Fonte: Petrus, 1997.

↘ É difícil encontrar-se uma definição exata de uma membrana, mas uma definição geral poderia ser uma barreira que separa duas fases e que restringe, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases (VIEIRA, 1999).

Por membrana entende-se, em geral, uma estrutura superficial que separa duas fases uma da outra, mas que permite, simultaneamente, uma troca seletiva de materiais. Como forças motrizes para esta troca de materiais podem atuar diferenças de pressão, temperatura, concentração, bem como diferenças de potenciais elétricos.

Membranas podem ser consideradas como películas poliméricas ou inorgânicas semi-permeáveis, que atuam como barreiras seletivas para uma filtração em nível molecular, separando duas fases e restringindo, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas (solutos) presentes na solução (OLIVEIRA, 2000).

Hwang e Kammermeyer (1975) definiram membrana como uma região descontínua interposta entre duas fases. Lakshminarayanaiah (1984) refere-se a esta película seletiva como uma fase que atua como uma barreira ao transporte de massa, permitindo a passagem restrita de uma ou mais espécies através dela (CHERYAN, 1986).

2.6.1 Morfologia

Em função das aplicações a que se destinam as membranas apresentam diferentes estruturas. De um modo geral, as membranas podem ser classificadas em duas grandes categorias: densas e porosas. As características da superfície da membrana em contato com a solução problema é que vão definir se uma membrana é porosa ou densa. Tanto as membranas densas como as porosas podem ser isotrópicas ou anisotrópicas, ou seja, podem ou não apresentar as mesmas características morfológicas ao longo de sua espessura. As membranas anisotrópicas se caracterizam por uma região superior muito fina ($\approx 1\mu\text{m}$), mais fechada (com poros ou não), chamada de “pele”, suportada em uma estrutura porosa. Quando ambas as regiões são constituídas por um único material a membrana é tipo anisotrópica integral. Caso materiais diferentes sejam empregados no

processo de cada região a membrana será do tipo anisotrópica ou composta. (NOBREGA 1997).

2.6.2 Materiais das membranas

As membranas apresentam grande diversidade de texturas físicas (densas ou porosas) e de origem (natural ou artificial). Elas podem ser inorgânicas (cerâmicas), orgânicas (polímeros sintéticos), mistas, neutras ou trocadoras de íons, homogêneas ou de estrutura assimétrica.

*Uma membrana densa se caracteriza pela ausência de porosidade. Ela é fabricada a base de polímero de alta densidade e se apresenta sob forma de camadas finas de material cerâmico ou metálico. A transferência de moléculas através da membrana se desenvolve segundo mecanismos de solução – difusão.

Uma membrana porosa deve possuir boa resistência mecânica, porém espessura fina que permita vazão de permeação elevada. Essas duas exigências, contraditórias, são resolvidas através da construção de membranas com estruturas assimétricas. A essa categoria pertencem as membranas “composites” que são construídas a partir da superposição de várias camadas, diferenciadas por seu estado físico. Assimétricas ou “*composites*”, as membranas são formadas de um suporte poroso que assegura as funções mecânicas e de uma película ativa de pouca espessura que asseguram as funções separativas (RESEAU NOVELECT - *INNOVATION ÉNERGÉTIQUE ÉLECTRECITÉ*, 1993).

As membranas homogêneas são sólidos microporosos ou densos, constituídas de diferentes camadas de porosidade constante, ou de porosidade decrescente ou, ainda, de estrutura assimétrica. A região superficial (película) apresenta uma porosidade mais fraca. Essas membranas são do tipo orgânicas (acetato de celulose) ou inorgânicas (vidro ou metais cozidos). As membranas trocadoras de íons pertencem a esse grupo. Suas pro-

priedades residem na presença de cargas elétricas fixadas em certos pontos de sua estrutura. Os íons de sinais opostos aqueles desse grupo se deslocam livremente na membrana enquanto que aqueles de mesmo sinal são rejeitados por eles.

2.6.3 Classificação das membranas

A evolução e a aplicação dos processos de separação por membranas em nível industrial tornou-se possível a partir do desenvolvimento da primeira membrana assimétrica de acetato de celulose por Loeb e Sourirajam (1963) *apud* Lopes (1999, p. 56). Estas membranas são muito utilizadas em osmose inversa e são conhecidas como sendo de primeira geração.

Já as membranas de segunda geração são produzidas a partir de polímeros sintéticos como poliamidas, polissulfonas, poliacrilonitrila, polieterimida e polifluoreto de vinilideno.

“São mais resistentes a ação de ácidos e bases fortes e suportam muito bem temperaturas próximas ou mesmo superiores a 100 °C (PETRUS, 1997).

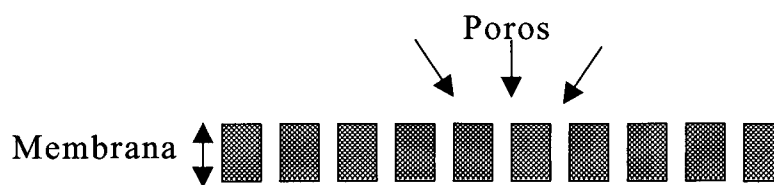
De acordo com a *EUROPEAN SOCIETY OF MEMBRANE SCIENCE AND TECHNOLOGY* (ESMST) as membranas classificam-se em:

2.6.3.1 Membranas isotropas

São as membranas que possuem “diâmetro” de poro regular em toda sua espessura. São pouco utilizadas em aplicações industriais pois as perdas de carga são consideráveis. Essas membranas são sensíveis aos ataques de microrganismo e são chamadas de primeira geração. Seus principais inconvenientes são um fraco fluxo do permeado ligado às fortes perdas de carga devido a grande espessura e uma duração de vida relativamente curta, devido a sua

sensibilidade à hidrólise e aos ataques bacterianos (LACOSTE, 1992). Na Figura 2 pode-se ver a estrutura esquemática de uma membrana isótropa.

Figura 2 - Estrutura esquemática da membrana isótropa

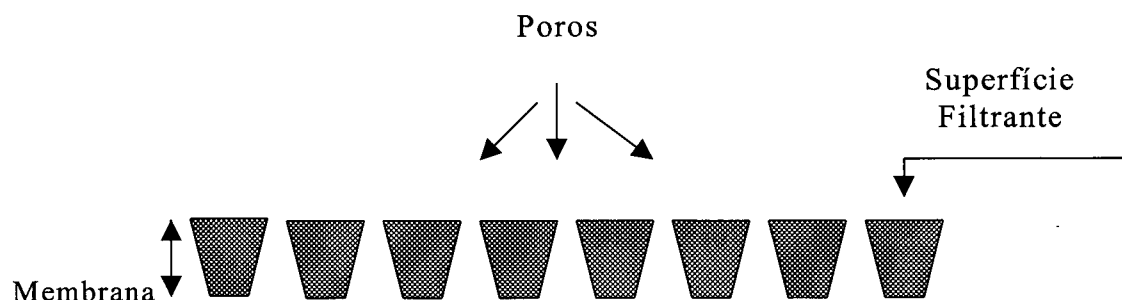


Fonte: MOULIN, 1987

2.6.3.2 Membranas anisótropas

São as membranas que possuem “diâmetro” de poro que aumenta à medida que se aprofunda a camada filtrante. Apresentam boas propriedades mecânicas e proporcionam um melhor fluxo de permeado (camada filtrante muito fina sobre uma estrutura mais espessa e mais porosa). São compostas de material cerâmico hidrófobo, resistem bem aos ataques químicos e bacterianos, não suportando, porém, altas temperaturas e valores extremos de pH. São fabricadas à base de polímeros orgânicos como as poliamidas, polisulfonas ou polifluoreto de vinilideno. Essas membranas são denominadas de membranas de segunda geração. A Figura 3 mostra um esquema de uma membrana anisótropa.

Figura 3 - Estrutura esquemática de membrana anisótropa



Fonte: MOULIN, 1987

2.6.3.3 Membranas “composites” (orgânicas ou minerais)

São membranas formadas de uma camada filtrante sobre um suporte, sendo freqüentemente assimétricas (Figura 4). Essas membranas são ditas de terceira geração e são as mais recentes e que apresentam melhor desempenho. As membranas minerais são confeccionadas em óxido de zircônio sobre suporte de fibra de carbono ou de alumina (Al_2O_3). Elas apresentam boa resistência aos agentes químicos ($1 < \text{pH} < 14$), aos solventes, aos oxidantes e a fortes e altas temperaturas (MOULIN, 1987).

Figura 4 - Estrutura esquemática da membrana “composite”



Fonte: MOULIN, 1987

2.6.4 Características das membranas

As membranas podem ser caracterizadas por parâmetros de natureza morfológica, que estão relacionados com a estrutura da membrana, e também por parâmetros referentes às suas propriedades de transporte (permeabilidade). As microporosas caracterizam-se pela espessura, tamanho e permeabilidade. Cada uma destas características conferem a membrana um determinado desempenho e eficiência do processo de permeação (OLIVEIRA, 2000).

2.6.4.1 Espessura

A resistência ao fluxo de um solvente puro-água, por exemplo se dá fundamentalmente na pele filtrante. A resistência da subcamada vai

depende de sua estrutura mais ou menos fechada e de sua espessura. Para membranas com as mesmas características morfológicas, quanto maior a espessura da subcamada, maior a resistência ao fluxo e, portanto, menor a taxa de permeação (JULIANO, 2000).

Para aumentar a resistência das membranas utilizadas industrialmente, elas apresentam suporte macroporoso. A nova resistência apresentada pelas membranas é sempre inferior a da subcamada. Dessa forma, a camada filtrante, a subcamada e o suporte macroporoso funcionam com resistências decrescentes e em série.

2.6.4.2 Porosidade

Porosidade é a relação entre a parte sólida e os poros da membrana, isto é, pode ser considerada como a quantidade de vazios em sua estrutura. A porosidade pode ser considerada apenas da parte superficial da membrana, ou seja, da camada filtrante, e neste caso, será expressa em poros/m², ou ainda, pode ser referida a toda a membrana e ser expressa como:

$$\varepsilon = 1 - \frac{DM}{DP} \quad (16)$$

Em que:

ε = Porosidade (s.d)

DM = Densidade da membrana (kg/m³)

DP = Densidade do polímero (kg/m³)

Quanto maior a porosidade da subcamada, menor a resistência ao fluxo do solvente através da membrana.

A porosidade de uma membrana relaciona-se diretamente com o processo utilizado em sua preparação ou em seu pós-tratamento.

2.6.4.3 Seletividade (diâmetro dos poros)

A seletividade depende da distribuição dos diâmetros dos poros. A sua determinação para uma membrana é de fundamental importância para sua caracterização. No entanto, não encontram-se membranas com diâmetros de poros único, e sim com uma certa distribuição em torno de um diâmetro médio.

Vários são os métodos para determinação do diâmetro médio dos poros de uma membrana, entre os mais utilizados pode-se citar:

- a) medida direta com auxílio do microscópio eletrônico de varredura;
- b) porosimetria de mercúrio;
- c) porosimetria de deslocamento de líquido;
- d) uso de soluções de polímeros polidispersos.

2.6.4.4 Permeabilidade

A permeabilidade permite quantificar o material que atravessa a membrana. O fluxo permeado normalmente é expresso em L/hm² ou kg/hm², porque permite comparar a permeabilidade de membranas com áreas distintas.

A permeabilidade à água varia de 20 a 60L/hm² em membranas de osmose inversa, e de 60 a 500L/hm² em membranas de ultrafiltração e acima de 1000L/hm² em membranas de microfiltração (JULIANO, 2000).

O tamanho dos poros de membranas microporosas pode ser estimado utilizando-se medidas de fluxo permeado através destas membranas. Admitindo-se que cada poro de uma membrana é similar a um capilar, o tamanho destes poros pode ser estimado pela equação de Hagen-Poiseuille:

$$J = \frac{N \cdot \pi \cdot dp \cdot \Delta P}{128 \cdot \mu \cdot P} \quad (17)$$

Em que:

J = fluxo de solvente (m³/.m².s)

N = número de poros por unidade de superfície

dp = diâmetro do poro (m^{-1})

ΔP = pressão transmembrana (Pa)

μ = viscosidade dinâmica (Pa.s)

P = comprimento do poro (m)

sendo:

$$N = \frac{(4.\varepsilon)}{(\pi.\tau.dp^2)} \quad (18)$$

Em que:

ε = porosidade (s.d)

τ = fator de tortuosidade (s.d)

dp = diâmetro dos capilares (m)

substituindo a equação 18 na equação 17 tem-se:

$$J = \frac{\varepsilon.dp}{32.\tau} \frac{\Delta P}{\mu} = \frac{\Delta P}{\mu} Rt \quad (19)$$

Em que:

Rt = resistência total da membrana (m^{-1})

Para o caso de soluções que apresentam diferentes tipos de macromoléculas e de massas moleculares variadas e partículas em suspensão, deve-se levar em consideração outras resistências ao fluxo de permeado. Assim sendo, a equação 19 torna-se:

$$J = \frac{\Delta P - \Delta \pi}{\mu(Rm + Rp + Rg + Rc)} \quad (20)$$

Em que:

J = fluxo de permeado ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{s}$)

ΔP = pressão mecânica aplicada (Pa)

$\Delta\pi$ = pressão osmótica (Pa)

μ = viscosidade da solução (Pa.s)

R_m = resistência da membrana (m^{-1})

R_p = resistência da zona de polarização (m^{-1})

R_g = resistência da camada de gel (m^{-1})

R_c = resistência devida à colmatação (m^{-1})

2.6.5 Colmatação

O termo colmatação indica, mais particularmente, a obstrução progressiva dos poros pela deposição e penetração das partículas na membrana, que se traduz numa grande diminuição do fluxo de permeação nos primeiros instantes de filtração seguida de um decréscimo mais lento no decorrer do tempo.

O fluxo do permeado, normalmente, no início da operação de filtração diminui rapidamente até um valor determinado, ocasionado pela formação da camada crítica nas proximidades da parede da membrana. Observa-se, ainda, mesmo com a circulação tangencial, uma continuidade na redução do fluxo de permeado. Sua intensidade depende das características da suspensão a filtrar, e também, das propriedades físicas (diâmetro dos poros, distribuição do tamanho dos poros etc.) e químicas (natureza da membrana porosa utilizada) (LAPOLLI, 1998).

Diferentes hipóteses foram estabelecidas para justificar o fenômeno da colmatação, cuja origem, de acordo com Visvanathan, *et al. apud* Wisniewski (1996) é devida a:

- A acumulação de partículas sobre a membrana, formando uma camada de polarização por concentração ou uma camada de gel, cujas propriedades podem evoluir ao longo da operação;

- Ao bloqueamento dos poros ou absorção de partículas na superfície externa ou no interior dos poros da membrana, dificultando a passagem do permeado.

A primeira parte, também denominada colmatação reversível, permite encontrar rapidamente as capacidades iniciais da membrana através de uma parada da operação de filtração (seja pela anulação da pressão transmembrana ou pela substituição da solução por água limpa). A segunda parte, dita irreversível, pode ser eliminada a partir de modificações das propriedades termodinâmicas dos sistemas, pela introdução de energia mecânica ou química (tipicamente, limpeza contra-corrente ou limpeza química) (TARDIEU, 1997).

A colmatação é o principal problema das unidades de ultrafiltração ou microfiltração. O termo colmatação indica particularmente, a obstrução progressiva dos poros da membrana como resultado da penetração de solutos presentes em soluções macromoleculares ou em suspensão coloidal.

A colmatação, seja a causada por sedimentação, seja pela obstrução dos poros é resultante de um grande número de fatores.

- a) na membrana: tamanho de poros, rugosidade, natureza do material, tipos de módulos;
- b) nas condições de operação: pressão, velocidade tangencial, descolmatação, purgas, número de Reynolds, restrições da parede, temperatura, duração do ciclo de filtração;
- c) na suspensão à tratar: composição, materiais em suspensão, viscosidade e equilíbrio químico.

A adsorção, mesmo sendo fenômeno essencialmente de superfície, exerce um papel importante no mecanismo da colmatação de membranas de ultrafiltração e microfiltração tangencial, tanto em superfície como em profundidade. A composição da suspensão, as propriedades das membranas e a natureza química das partículas são aspectos fundamentais ligados ao fenô-

meno de adsorção (VOLPINI, 1994).

As partículas com tamanho inferior aos poros da membrana podem penetrar através deles, e nesse caso, podem ser adsorvidas, ficando retidas nas paredes internas desses poros, resultando em uma diminuição do fluxo de solvente e uma alteração nas características de retenção. A utilização de membranas com tamanho médio de poros inferior ao tamanho médio dos solutos é recomendável para reduzir os problemas de obstrução.

2.6.6 Condições operacionais

As condições de operação de uma membrana são supra importantes, tanto pelo aspecto de amenizar os efeitos dos fenômenos de polarização, formação da camada de gel e colmatação, quanto pelo aspecto econômico. O consumo de energia aumenta à medida que aumenta a pressão, a velocidade de circulação e a temperatura.

Quando não é considerado o efeito da compactação da membrana e no caso de um solvente puro, o fluxo do permeado é diretamente proporcional à pressão, sendo essa a força que promove a separação.

Petrus (1997) concluiu que além de um certo limite, que é específico para cada processo, o aumento da pressão pode não mais corresponder a um aumento de fluxo e, até mesmo reduzi-lo, com conseqüências adversas para a integridade da membrana. Normalmente, para os processos de microfiltração e ultrafiltração são utilizadas pressões entre 0,5 a 3,0kgf/cm² e 2,0 a 10,0kgf/cm², respectivamente.

2.6.7 Utilização da tecnologia de membranas

De acordo com Fane (1996), o crescente interesse na utilização dessa tecnologia nos campos de tratamento de água e de tratamento de esgo-

tos é baseado nos seguintes aspectos:

- a) grande potencial para melhorar as eficiências dos tratamentos quando comparadas às tecnologias tradicionais;
- b) facilidade de instalação e ampliação da área filtrante;
- c) disponibilidade no mercado e com tendências na redução de seu custo (instalação e operação).

As restrições para implementação da tecnologia de membranas, incluem:

- incertezas quanto a sua produtividade (problema de colmatação) e quando do produto (recuperação de materiais) e a viabilidade econômica.

2.6.7.1 Processos específicos para águas de abastecimento e águas residuárias

Como exemplo pode-se citar a osmose reversa e a eletrodialise.

a) Osmose reversa

A osmose reversa é uma técnica separativa que consiste em extrair água de uma solução geralmente salina, a qual circula através de uma membrana sob pressão suficiente para inverter o fluxo osmótico (BRUN 1989).

b) Eletrodialise

A eletrodialise é uma técnica separativa na qual espécies ionizadas minerais ou orgânicas dissolvidas como sais, ácidos ou bases são transportadas através da membranas iônicas sob ação de um campo elétrico (BRUN, 1989).

2.6.7.2 *Tratamento de águas residuárias através da utilização de membranas acopladas a outros sistemas de tratamento*

Destaca-se aqui a associação da microfiltração com outros processos de tratamento.

a) Microfiltração

A microfiltração é definida como um processo de filtração para separação de partículas cujos tamanhos variam entre $0,02\mu\text{m}$ até $10\mu\text{m}$. Pode-se classificá-la em microfiltração vertical e microfiltração tangencial (CAMPOS, 1992).

- Microfiltração estática

A microfiltração estática se aplica principalmente à filtração de substâncias com reduzido conteúdo de impurezas sólidas. Geralmente são utilizadas membranas em forma de disco ou filtros – vela, plissados. A substância é pressionada quase completamente através do filtro. As impurezas vão formando uma torta na superfície da membrana, cuja espessura vai crescendo no decorrer do tempo. Simultaneamente vai também diminuindo a eficiência da filtração. Em geral, no final do processo, as membranas e as velas ficam inutilizadas (CAMPOS, 1992).

A duração, bem como a quantidade de fluxo filtrado, dependem da superfície da membrana, do tipo do desenho e das impurezas (CAMPOS, 1992).

- Microfiltração tangencial

A aplicação da microfiltração tangencial mostra-se útil na purificação de águas de processo assim como de efluentes industriais, mesmo aqueles com alta concentração de sólidos e de composição extremamente variável. No caso de substâncias com alto grau de poluição, quando se aplica a filtração estática rapidamente se forma uma grossa torta de filtro na

superfície da membrana, o que leva a uma redução do rendimento de filtração a valores muito baixos. O aumento da pressão só apresenta melhoras por pouco tempo.

Uma corrente cruzada, ou fluxo tangencial (“*crossflow*”), tanto em relação à superfície da membrana como à torta do filtro, remove grande parte destas incrustações. Dependendo da velocidade do fluxo tangencial e da consistência da torta formada, a membrana é limpa quase na sua totalidade. Neste processo, diminui a resistência da torta e aumenta a eficiência da membrana. Esta melhora no rendimento da filtração é obtida aumentando a velocidade do fluxo através de uma bomba adequada e fazendo-se maiores investimentos em um sistema de MFT. Em termos gerais, prevalecem as vantagens oferecidas por este novo tipo de filtração (CAMPOS, 1992).

Degrémont (1989), cita alguns exemplos de aplicações em tratamento de águas residuárias:

- reutilização de águas residuárias, em que a compacidade e a segurança são pesquisados, a microfiltração é associada a um tratamento de lodos ativados. A membrana assegura a clarificação do efluente do reator aeróbio que apresenta uma concentração de biomassa da ordem de 10 a 15g/L. A produção de lodos em excesso é bastante reduzida;
- clarificação após digestor anaeróbio. No caso de sistemas de “contato” o adensamento do lodo é insuficiente. A utilização da microfiltração permite manter no digestor 30g/L em SST à 60% em SSV e aumentar em proporção a carga aplicada.

b) Biorreator à membrana

O biorreator à membrana (BRM) é uma tecnologia inovadora no tratamento de águas residuárias (LEVY, 1994).

O BRM realiza em contínuo duas funções dissociadas fisicamente:

- uma função de tratamento no biorreator e uma função de separação na membrana.

O biorretor tem a função de transformar a matéria orgânica e mineral em matéria biológica (biomassa), enquanto que a membrana deve separar as fases líquida e sólida e também recircular a biomassa para intensificar a reação. A filtração é efetuada impondo-se uma circulação tangencial da suspensão através da membrana.

2.6.7.3 Utilização de membranas para desinfecção

A desinfecção de águas para abastecimento e de águas residuárias, através do processo com membranas, é uma alternativa que já vem sendo utilizada.

a) Águas de abastecimento

Numerosos experimentos para potabilização de águas empregando membranas têm sido utilizados nesses últimos anos. Normalmente são construídas instalações em escala reduzida (RUMEAU *et al.*, 1991) e, na maioria dos casos, as águas são provenientes de perfurações cáusticas com pouco poder de colmatação.

Vários experimentos foram realizados para demonstrar a aplicabilidade da microfiltração e também da ultrafiltração para potabilização de águas provenientes de mananciais superficiais pouco poluídos. Os primeiros resultados foram satisfatórios quanto à eficiência do tratamento. Não houveram grandes diferenças de resultado entre a microfiltração e a ultrafiltração. Entretanto, quando se utilizou a microfiltração foi necessário pré-tratamento por coagulação para garantir uma melhor vazão do permeado (KUNIKANE *et al.*, 1995).

b) Águas residuárias

Langlais *et al.* (1992), utilizaram a microfiltração como meio de desinfecção de um efluente após tratamento biológico. Os resultados

confirmaram que a microfiltração à $0,2\mu\text{m}$ é uma barreira eficaz na remoção dos coliformes fecais. Paralelamente a esses experimentos foram igualmente estudados as variações de turbidez, cor, DQO, DBO₅ e surfactantes aniônicos. A redução média da turbidez chegou a 99%, enquanto que as taxas de redução da DQO variaram de 31% a 72% em função do modo de filtração utilizado (frontal ou tangencial). As vazões médias foram de $75\text{L}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (microfiltração tangencial).

Kolega *et al.*, (1991) pesquisaram a utilização da microfiltração para desinfecção e clarificação de águas residuárias após tratamento primário e, também, para efluente de um sistema de lodos ativados. O emprego de um sistema de limpeza, “*gasbackwashing*”, reduziu de maneira significativa os problemas de colmatação das membranas. O estudo mostrou que a microfiltração é eficaz para a eliminação de coliformes fecais, totais e “*streptococos*”. A eliminação de metais pesados, óleos e graxas foi significativa. Praticamente, foi removida toda matéria em suspensão.

Lapolli (1998), estudou a utilização de microfiltração associado a biofiltração para melhorar a qualidade do efluente final. Os resultados mostraram um bom desempenho do sistema, com valores em termos de vazão média de $146\text{ l}/\text{m}^2\text{h}$ para membrana de $0,2\mu\text{m}$ e $141\text{ l}/\text{m}^2\text{h}$ para $0,05\mu\text{m}$. A eliminação de coliformes totais e fecais foi significativa.

O uso de membranas de micro e ultrafiltração como artifício de filtração nos processos de tratamento de efluentes tem despertado grande interesse. As membranas promovem uma barreira física aos microrganismos e a qualidade do permeado não depende do nível de sólidos suspensos na entrada. Em contraste, filtros de areia operam com mecanismos probabilísticos para captura e podem ser subjugados pela forte turbidez na alimentação. A capacidade superior de remoção de sólidos na filtração com membranas também auxilia operações efetivas de UV e/ou desinfecção com cloro. A microfiltração é usada com sucesso para tratamento terciário em sistemas simples, operando em estágio único no modelo “*dead end*” ou com baixas velocidades “*cross-flow*” (GALLAGHER *apud* HUGUES; SCOTT, 1996).

Wen *et al.* (1999), pesquisaram a associação de um reator anaeróbio em escala laboratorial à um sistema de membranas com diâmetro de poros de $0,03\mu\text{m}$. O sistema para tratar efluente doméstico obteve resultados acima de 97% em termos de remoção de DQO. O efluente tratado apresentou valores abaixo de 20mg/l em DQO. O sistema foi operado até duas semanas, sem que fosse realizada a limpeza das membranas, sendo atingido um fluxo de permeado de $5\text{ l/m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Estudos foram realizados por Judd e Till (1999), utilizando a microfiltração tangencial de efluentes sanitários primário e secundário, respectivamente. Foram utilizadas membranas com diâmetro de poros de $0,2$ a $1,2\mu\text{m}$, o sistema sob diferentes condições operacionais. Também verificaram a influência da adição de caolin e solução de proteína.

2.6.8 Limpeza das membranas

Método para limpeza química das membranas.

A SCT recomenda ciclo clássico para limpeza das membranas cerâmicas (métodos estático), como segue:

- limpeza alcalina, mergulhando-se a membrana em uma solução ($1,5\%$ NaOH 30% + $1,5\%$ NaOCl 48%) à $70\text{ }^\circ\text{C}$ e deixando-a em imersão por um período de pelo menos 12 horas);
- limpeza final com água limpa corrente por alguns minutos;
- limpeza ácida mergulhando-se a membrana em uma solução 2% HNO_3 ($70\text{ }^\circ\text{C}$) e deixando-a em imersão por um período de pelo menos 12 horas;
- limpeza final com água limpa corrente por alguns minutos.

Se após a limpeza, a membrana apresentar índice de recuperação inferior a 90% , repete-se os procedimentos acima relacionados.

CAPÍTULO III

3. METODOLOGIA

3.1 APRESENTAÇÃO

Para atingir os objetivos propostos nesta pesquisa foram desenvolvidas várias atividades experimentais, destacando-se: acompanhamento na operação de um piloto de membranas (microfiltração vertical e tangencial), utilizando-se membranas com diferentes diâmetros de poros. Para realização dos ensaios, foi utilizado efluente de esgoto sanitário tratado, provenientes de diversos tipos de estações de tratamento.

O desempenho do sistema foi acompanhado através do fluxo de permeado ao longo do tempo de cada ensaio, da coleta de amostras, análises do permeado e ensaios laboratoriais, destacando-se a turbidez, a DQO, Cor e pH. Além disso, para acompanhamento e estudo dos problemas de colmatção das membranas foram feitas fotografias utilizando-se microscópio eletrônico de varredura.

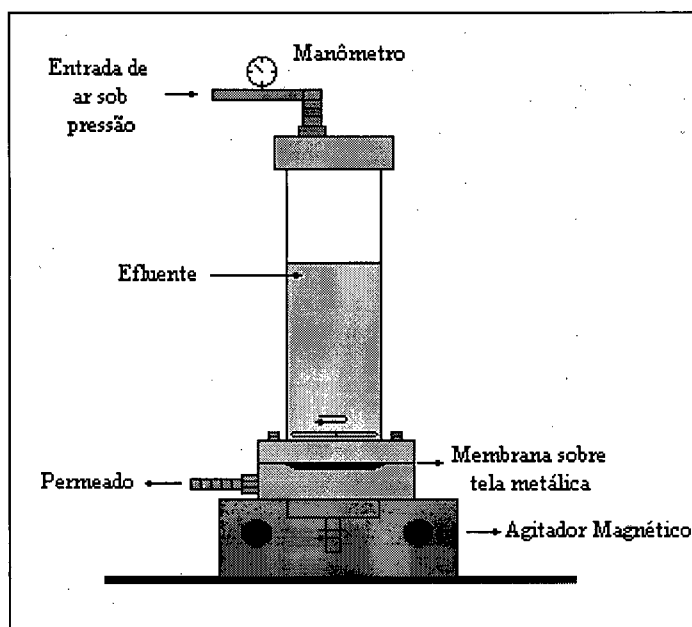
Um enfoque maior foi dado aos equipamentos para o tratamento e os procedimentos para realização de ensaios com membranas de microfiltração.

3.2 PILOTO DE MEMBRANAS UTILIZADO NOS ENSAIOS DE MICROFILTRAÇÃO

Nos ensaios experimentais com efluentes, foi utilizada uma célula de microfiltração. A célula de microfiltração (Figura 5), foi confeccionada

em aço inoxidável, com capacidade de 220cm^3 e membranas com área útil de $11,95\text{cm}^2$. Esse equipamento colocado sob um agitador magnético permitiu a realização dos ensaios, simulando fluxo tangencial as membranas. O fluxo permeado dos efluentes através das membranas foram registrados em $\text{l/m}^2\text{h}$.

Figura 5 - Célula de microfiltração com fluxo vertical/tangencial



3.3 CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO PILOTO DE MICROFILTRAÇÃO

Os ensaios de microfiltração foram realizados nas seguintes condições operacionais:

- Pressão: 1kgf/cm^2 ;
- Temperatura: Ambiente;
- Agitação, para simular o fluxo tangencial.

As amostras do permeado foram coletadas em uma proveta graduada durante 1 minuto, a cada 5 minutos, em 1 hora de ensaio, (tempo de cada microfiltração). Os valores medidos volumetricamente como fluxo permeado, foram expressos em l/h.m^2 .

3.4 MODO DE OPERAÇÃO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS COM A CÉLULA DE MICROFILTRAÇÃO

Os ensaios de microfiltração, foram realizados no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), com amostras de água destilada e esgotos sanitários tratados.

Para os ensaios de microfiltração seguiu-se os seguintes passos.

a) Preparo da Célula de microfiltração

- Desmontagem da célula;
- Limpeza com água, sabão e água destilada;
- Secagem da célula com papel toalha e jatos de ar comprimido;
- Colocação da membrana a ser ensaiada.

b) Preparo da amostra

- Homogeneização da amostra;
- Transferência de parte da amostra do vasilhame de coleta para um *becker*, para facilitar o enchimento do reservatório (compartimento para o fluido a ser ensaiado) da célula de microfiltração.

c) Ensaios

Para fluxo tangencial:

- Montagem da célula com a membrana a ser ensaiada (0,2 μ m ou 0,45 μ m);
- Preenchimento do compartimento da célula de microfiltração com água destilada, ou efluente;
- Colocação do peixinho (pequena cápsula plástica contendo um ímã no seu interior), dentro do compartimento da célula e acionamento do agitador magnético, aparelho que servia de base para a célula de microfiltração;
- Fechamento (hermético) do compartimento da célula;
- Aplicação de ar comprimido com pressão ajustada para 1 bar (pressão de ensaio);

- Coleta do filtrado feita através de uma proveta graduada, no mesmo instante de abertura do registro de saída do permeado e acionamento do cronômetro.
- O tempo de coleta do permeado era de 1 minuto num intervalo de 5 minutos para cada coleta, durante 1 hora (tempo de ensaio);

Para fluxo vertical:

- Montagem da célula com a membrana a ser ensaiada (0,2 μ m ou 0,45 μ m);
- Preenchimento do compartimento da célula de microfiltração com água destilada ou efluente;
- Fechamento (hermético) do compartimento da célula;
- Aplicação de ar comprimido com pressão ajustada para 1 bar (pressão de ensaio);
- Coleta do filtrado era feita através de uma proveta graduada, no mesmo instante de abertura do registro de saída do permeado e acionamento do cronômetro.
- O tempo de coleta do permeado era de 1 minuto num intervalo de 5 minutos para cada coleta, durante 1 hora (tempo de ensaio);

3.5 ENSAIOS DE MICROFILTRAÇÃO

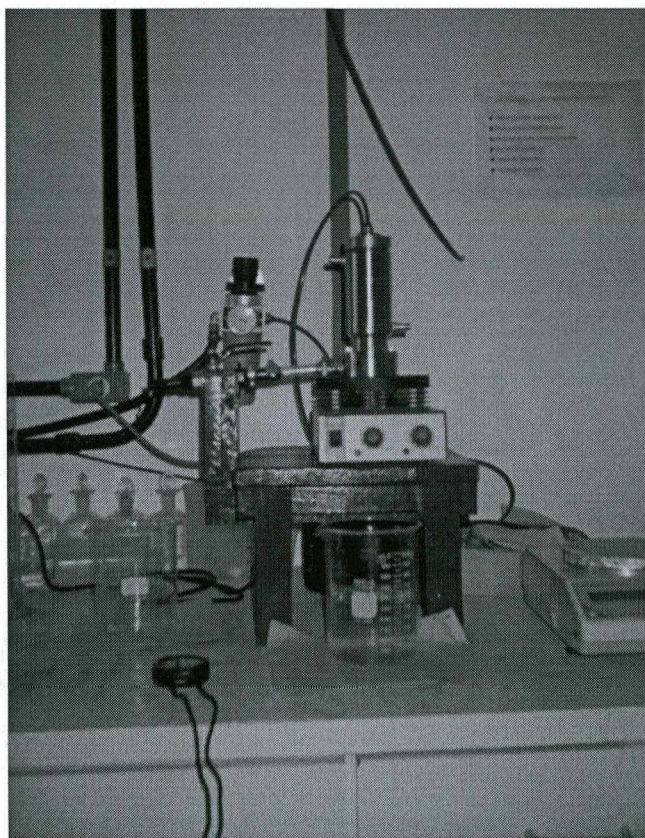
3.5.1 Fluxo vertical (sem agitação)

- Membrana 0,2 μ m com água destilada;
- Membrana 0,2 μ m com efluente;
- Membrana 0,45 μ m com água destilada;
- Membrana 0,45 μ m com efluente.

3.5.2 Fluxo tangencial (com agitação)

- Membrana $0,2\mu\text{m}$ com água destilada;
- Membrana $0,2\mu\text{m}$ com efluente;
- Membrana $0,45\mu\text{m}$ com água destilada;
- Membrana $0,45\mu\text{m}$ com efluente.

A Fotografia 1 mostra alguns aspectos do piloto de microfiltração.



Fotografia 1 – Piloto de Microfiltração

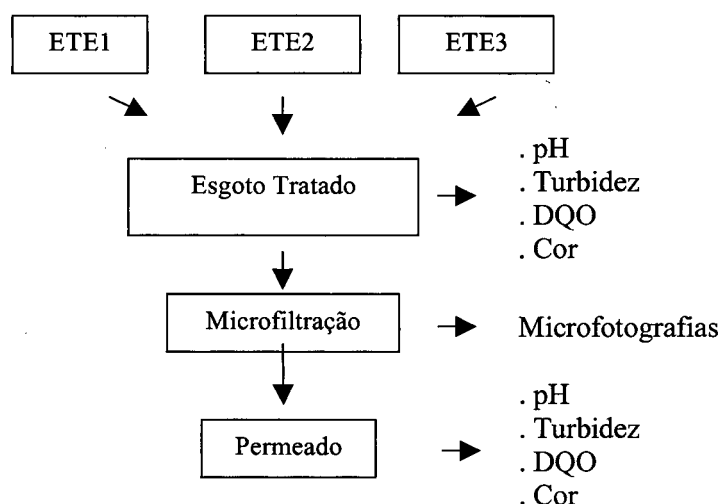
3.6 MEMBRANAS ENSAIADAS

Na realização dos ensaios de microfiltração foram utilizadas membranas poliméricas microporosas com diâmetro de $4,7\text{cm}$, com tamanho de poros de $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$, respectivamente.

3.7 MÉTODOS DE ANÁLISES E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS

A Figura 6 mostra, de forma esquemática, as análises realizadas neste estudo.

Figura 6 - Análises realizadas neste trabalho



3.7.1 pH

Para medir o pH utilizou-se o equipamento pH-metro Digimed.

3.7.2 Turbidez

O equipamento utilizado para a determinação da turbidez foi o turbidímetro HACH - 2.100A. O procedimento iniciava-se com a calibração do aparelho, utilizando-se soluções padrões que o acompanham. Esta solução é escolhida em função da escala apropriada às condições de trabalho. Os resultados são expressos em termos de unidades de turbidez (NTU). O aparelho possui escalas que variam de 0 a 100 NTU, e quando se visa

trabalhar com escalas acima de 100 NTU, faz-se necessário o uso de um filtro controlador de luz por exigência dos mecanismos do aparelho.

Após a calibração do aparelho, a amostra colocada em uma das cubetas, era transferida para o orifício de medida do aparelho e então feita a leitura da turbidez na escala adotada, bastando para isso apenas ligar o controle de medição correspondente.

3.7.3 Cor

Na medida da cor utilizou-se o equipamento AGUA-TESTER Hellige. A medida da cor aparente era feita colocando-se a amostra em um dos tubos de Nessler e água destilada no outro tubo. Por meio de um disco próprio para cor de comparador AGUA-TESTER Hellige fazia-se a comparação dos dois tubos.

3.7.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

A medida da Demanda Química de Oxigênio foi realizada segundo o método HACH, o qual utiliza amostras de pequeno volume (2 ml) que são introduzidas em tubos contendo reativo (dicromato de potássio) e, em seguida, levadas à incubação durante 2 horas à uma temperatura de 150 °C. O dicromato de potássio é um oxidante muito potente. Os compostos orgânicos oxidáveis reduzem o íon dicromato Cr^{6+} em íon cromo verde Cr^{3+} . O espectrofotômetro permite medir a quantidade de dicromato restante, ou seja, a quantidade de cromo trivalente produzido, dessa forma determinando a demanda de oxigênio.

Os tubos de reativos contém, também, sais de prata e de mercúrio. A prata possui um papel catalisador enquanto que o sal de mercúrio serve para evitar a interferência do íon cloro. A leitura é realizada por espectro-

fotômetro (DR/2000) a um comprimento de ondas $\lambda = 620\text{nm}$ para os tubos à gama de 0 a 1500mg/l de DQO e comprimento de onda 420nm para aqueles entre 0 e 150mg/l de DQO.

3.8 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA

Para análise morfológica de materiais, as técnicas mais utilizadas são a microscopia ótica e eletrônica. Uma das limitações da microscopia ótica é o aumento máximo conseguido que é aproximadamente 2.000 vezes. Como conseqüência, pequenos detalhes estruturais não são possíveis de serem detectados. A microscopia eletrônica de varredura se apresenta como uma técnica mais adequada, pois permite alcançar aumentos muito superiores ao do microscópio ótico (para análise de materiais normalmente o aumento é da ordem de 10.000 a 50.000 x). Nesta técnica a área a ser analisada é bombardeada por um fino feixe de elétrons de alta voltagem. Como resultado da interação do feixe de elétrons com a superfície da amostra, uma série de radiações são emitidas e, quando captadas corretamente, fornecem informações da natureza da amostra, tais como, topografia da superfície, composição etc. (OLIVEIRA, 2000).

CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos ensaios de microfiltração de fluxo vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação) para o pós-tratamento de esgotos sanitários. Nesses ensaios foram utilizadas membranas microporosas em celulose de diâmetros de poros $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$.

Inicialmente, são mostrados os resultados obtidos com água destilada. Em seguida são apresentados e discutidos os resultados dos ensaios realizados com amostras de esgotos sanitários tratados, provenientes de três estações de tratamento de esgotos: lodos ativados do tipo aeração prolongada (ETE1), lodos ativados do tipo valo de oxidação (ETE2) e lagoas de estabilização (ETE3).

4.1 ENSAIOS COM ÁGUA DESTILADA

4.1.1 Evolução do fluxo do permeado

As Tabelas 2 e 3, apresentam a média dos resultados dos fluxos de permeado obtidos nos ensaios com água destilada, utilizando as membranas com diâmetros de poros de $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$, respectivamente. A Tabela 2 apresenta a média dos resultados dos ensaios de microfiltração com fluxo vertical (sem agitação). A Tabela 3, a média dos resultados dos ensaios de

microfiltração tangencial (com agitação). Observa-se que o tipo de fluxo adotado influenciou nos resultados, apresentando melhor comportamento os ensaios realizados simulando a microfiltração tangencial. Os fluxos de permeados obtidos, neste caso, foram 5624L/m².h (membrana 0,2μm) e 8385 L/m².h (membrana 0,45μm). Nos ensaios sem agitação os fluxos de permeado foram 4820L/m².h (membrana 0,2μm) e 8234L/m².h (membrana 0,45 μm). Esses são valores registrados no patamar inferior, ou seja, no final do período dos ensaios.

Tabela 2 - Média dos fluxos dos permeados obtidos nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), com água destilada, para membranas de 0,2μm e 0,45μm

Fluxo de permeado (sem agitação) (L/m²h)		
Tempo (min)	Membrana 0,2 μm	Membrana 0,45 μm
0	4720	8937
5	4921	8435
10	5021	8636
15	5021	8536
20	4921	8134
25	4921	8435
30	4820	8335
35	4921	8536
40	4820	8335
45	4921	8335
50	4870	8335
55	4921	8234
60	4820	8234

Tabela 3 - Média dos fluxos dos permeados obtidos nos ensaios de micro-filtração tangencial (com agitação), com água destilada, para membranas de 0,2 μ m e 0,45 μ m

Fluxo de permeado (com agitação)(L/m²h)		
Tempo (min)	Membrana 0,2μm	Membrana 0,45μm
0	5724	9138
5	5724	8937
10	5624	8837
15	5624	8737
20	5925	8636
25	5624	8737
30	6025	8636
35	5724	8536
40	5925	8536
45	5624	8435
50	5624	8435
55	5523	8435
60	5624	8385

Ainda, na Tabela 3, verifica-se um fluxo de permeado de 5624 L/m².h, obtido nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), com água destilada e membrana de 0,2 μ m. Lapolli (1998) obteve fluxo de permeado de 1937L/m².h, membrana cerâmica de 0,2 μ m, microfiltração tangencial com água de torneira. Essa diferença de resultados se justifica em função do tipo de água utilizada nos ensaios e, também pelo tipo de membrana. As membranas cerâmicas, devido a sua estrutura, podem causar uma maior resistência ao fluxo.

A Figura 7 representa o comportamento médio da variação do fluxo de permeado para os ensaios de microfiltração vertical (sem agitação)

para as membranas $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$ e com água destilada. A Figura 8 representa o comportamento médio da variação do fluxo de permeado para os ensaios de microfiltração tangencial (com agitação) para as membranas $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$ e com água destilada. Observa-se que tanto nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), como nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), o fluxo de permeado manteve-se praticamente constante, com pequenas variações em função do tempo, tendendo à uma diminuição. Nos dois casos o fluxo do permeado nas membranas $0,45\mu\text{m}$ se mostrou superior aos obtidos com a membrana $0,2\mu\text{m}$. A ligeira redução do fluxo de permeado pode estar associada à compactação das membranas, provocando, neste caso, maior resistência ao fluxo de massa, provavelmente devido a um aumento em sua densidade, com conseqüente redução em sua porosidade global. Com a utilização de água destilada nos ensaios os fenômenos de polarização por concentração, a formação de camada de gel e conseqüentemente a colmatação inexisteram.

Figura 7 - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), para água destilada, utilizando membranas $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$.

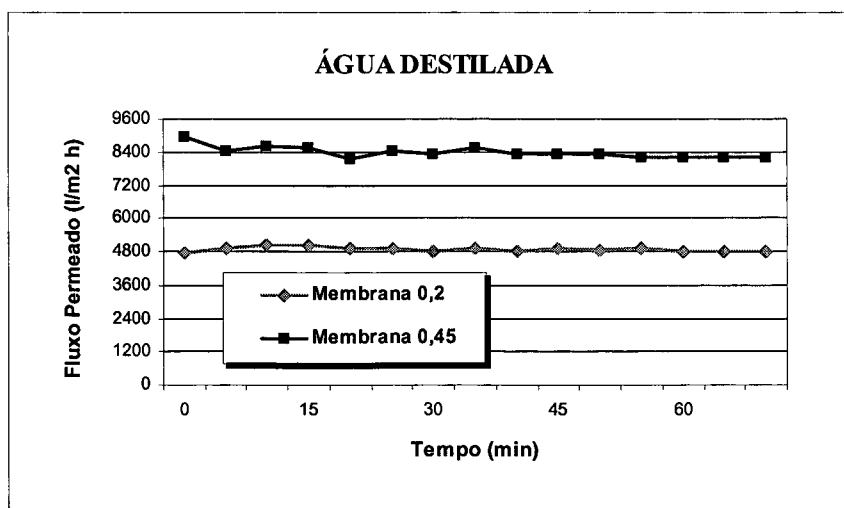
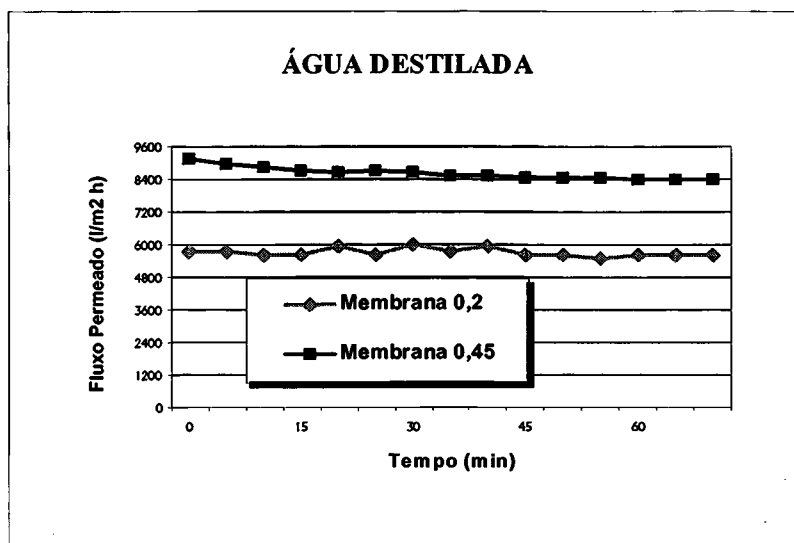


Figura 8 - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), para água destilada, utilizando membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m.



Através das Figuras 9 e 10 pode-se observar a influência do tipo de fluxo adotado (vertical ou tangencial) nos fluxos de permeado obtidos, para as membranas com diâmetro de poros de 0,2 μ m e 0,45 μ m. Os valores do fluxo de permeado apresentaram-se superiores nos ensaios com agitação (microfiltração tangencial), tanto para membrana 0,2 μ m como na membrana 0,45 μ m.

Figura 9 - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação), para a água destilada, através da membrana 0,2 μ m

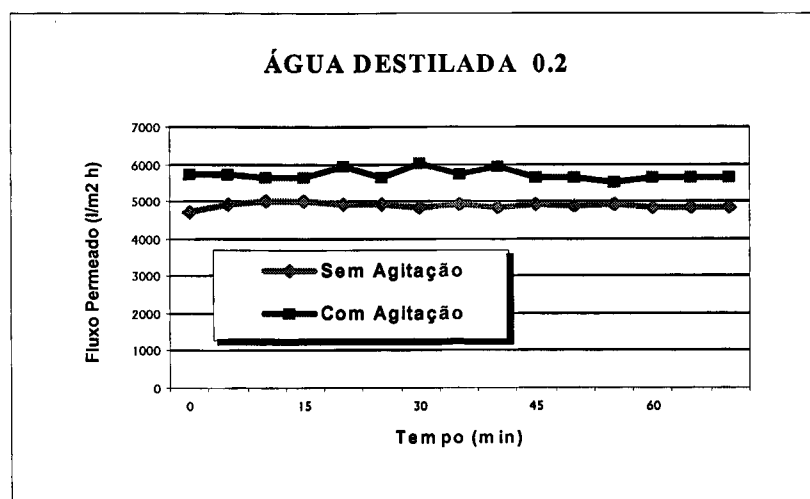
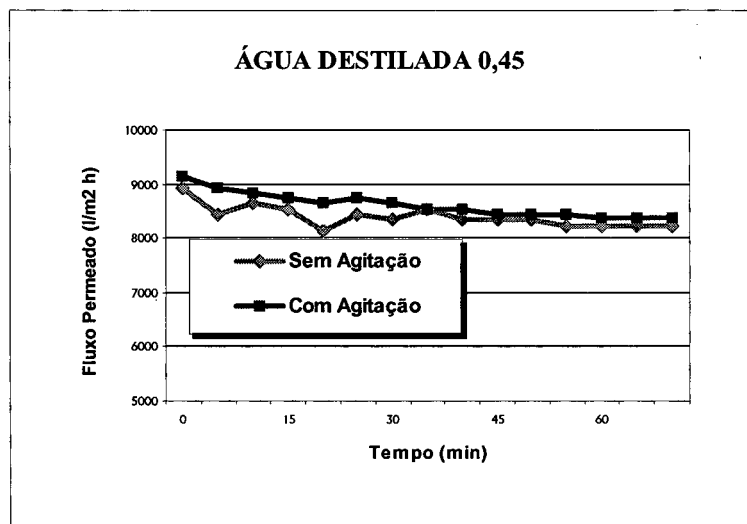


Figura 10 -Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação), para a água destilada, através da membrana 0,45 μ m



4.2 ENSAIOS COM OS DIFERENTES EFLUENTES TRATADOS

4.2.1 Evolução do fluxo do permeado

As Tabelas 4 e 5 apresentam a média dos resultados dos fluxos de permeados obtidos nos ensaios com diferentes efluentes domésticos tratados (ETE1, ETE2 e ETE3), utilizando as membranas com diâmetros de poros de 0,2 μ m e 0,45 μ m, respectivamente. A tabela 4 apresenta as médias dos resultados dos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação). A Tabela 5 apresenta a média dos resultados dos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação).

Tabela 4 - Valores médios dos fluxos de permeados obtidos nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), com os diferentes efluentes tratados, para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m

Fluxo de Permeado (sem agitação) (L/m ² h)						
Tempo (min)	Membrana 0,2 μ m			Membrana 0,45 μ m		
	ETE1	ETE2	ETE3	ETE1	ETE2	ETE3
0	2008	1155	703	2912	1808	904
5	251	251	100	301	251	100
10	201	201	100	151	201	100
15	151	151	100	151	201	100
20	151	151	100	151	151	100
25	151	100	100	151	151	100
30	100	100	50	100	100	100
35	100	100	50	100	100	100
40	100	100	50	100	100	100
45	100	100	50	100	100	50
50	100	100	50	100	100	50
55	100	100	50	100	100	50
60	100	100	50	100	100	50

Observa-se na Tabela 4 que o fluxo do permeado inicia com valores elevados decrescendo rapidamente e estabilizando-se. As médias dos valores dos fluxos de permeados obtidos no final dos ensaios foram as mesmas para as membranas com diâmetros de poros de 0,2 μ m e 0,45 μ m. Entretanto, em relação a origem dos efluentes esses valores se apresentaram diferentes. Esses resultados podem ser associados a qualidade do efluentes tratados.

Tabela 5 - Valores médios dos fluxos de permeado obtidos nos ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), com os diferentes efluentes tratados, para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m

Fluxo de Permeado (com agitação) (L/m ² h)						
Tempo (min)	Membrana 0,2 μ m			Membrana 0,45 μ m		
	ETE1	ETE2	ETE3	ETE1	ETE2	ETE3
0	3331	1657	1004	4301	2259	1356
5	452	251	176	632	377	201
10	335	201	100	452	251	176
15	268	176	100	268	201	151
20	234	151	100	218	176	100
25	218	151	50	218	151	50
30	184	126	50	184	126	50
35	167	126	50	167	126	50
40	151	100	50	151	126	50
45	151	100	50	151	100	50
50	134	100	50	117	100	0
55	134	100	50	117	100	50
60	134	100	50	117	100	50

Em relação aos ensaios com agitação (Tabela 5), verifica-se que os valores obtidos para os fluxos de permeados no final dos ensaios, apresentaram-se ligeiramente superiores aos sem agitação (Tabela 4), confirmando a influência do tipo de escoamento através das membranas. O melhor resultado obtido foi para a membrana com diâmetro de poros de 0,2 μ m, utilizando-se efluente tratado da ETE1 (134L/m².h). Lapolli (1998), obteve valores médios de 151L/m².h em ensaios de microfiltração tangencial com membranas do tipo cerâmica (tubular) com diâmetro de poros 0,2 μ m e 146 L/m².h para membrana de 0,05 μ m. O efluente tratado utilizado nos ensaios foi de biofiltro aerado submerso.

As Figuras 11 e 12 mostram, respectivamente a evolução dos fluxos de permeados obtidos com água destilada e com os diferentes tipos de

efluentes utilizados (ETE1, ETE2 e ETE3) nos ensaios vertical (sem agitação) e tangencial (com agitação).

Figura 11 - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios vertical (sem agitação), para água destilada e os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m. e 0,45 μ m

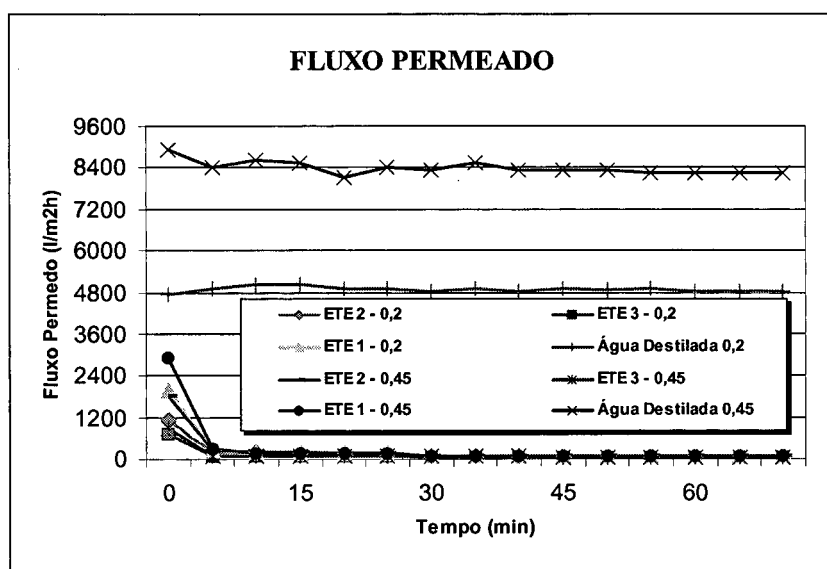
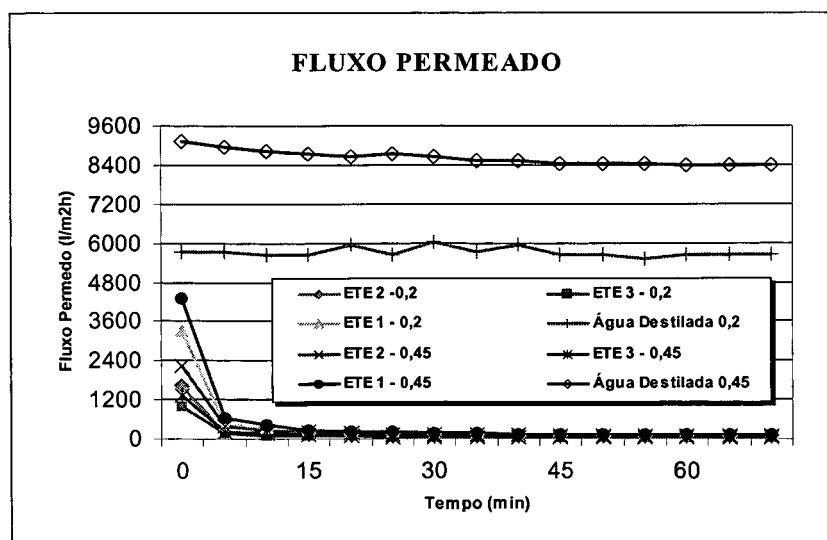


Figura 12 - Evolução dos fluxos de permeados nos ensaios tangencial (com agitação), para água destilada e os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m



As figuras 13 e 14 apresentam, a evolução dos fluxos de permeados obtidos com os efluentes (ETE1, ETE2 e ETE3), para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m.

Figura 13 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios vertical (sem agitação), para os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m

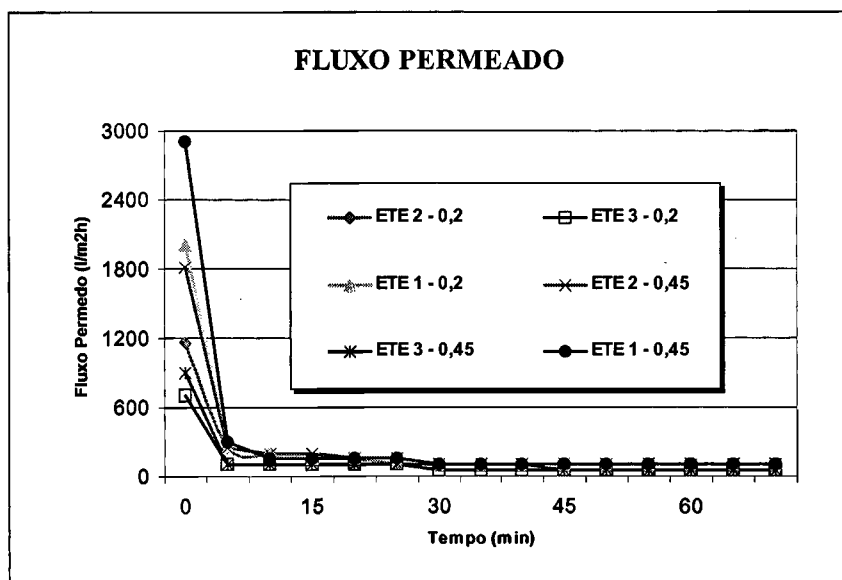
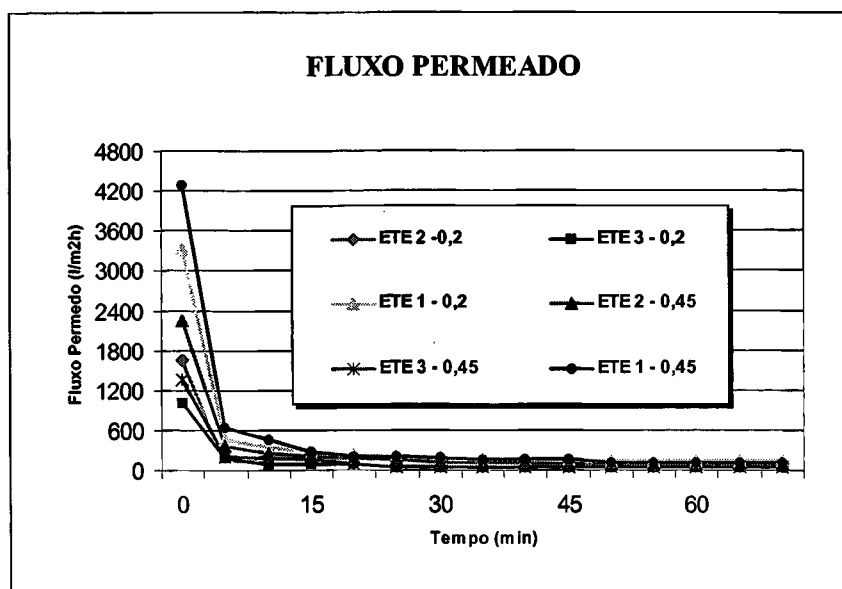
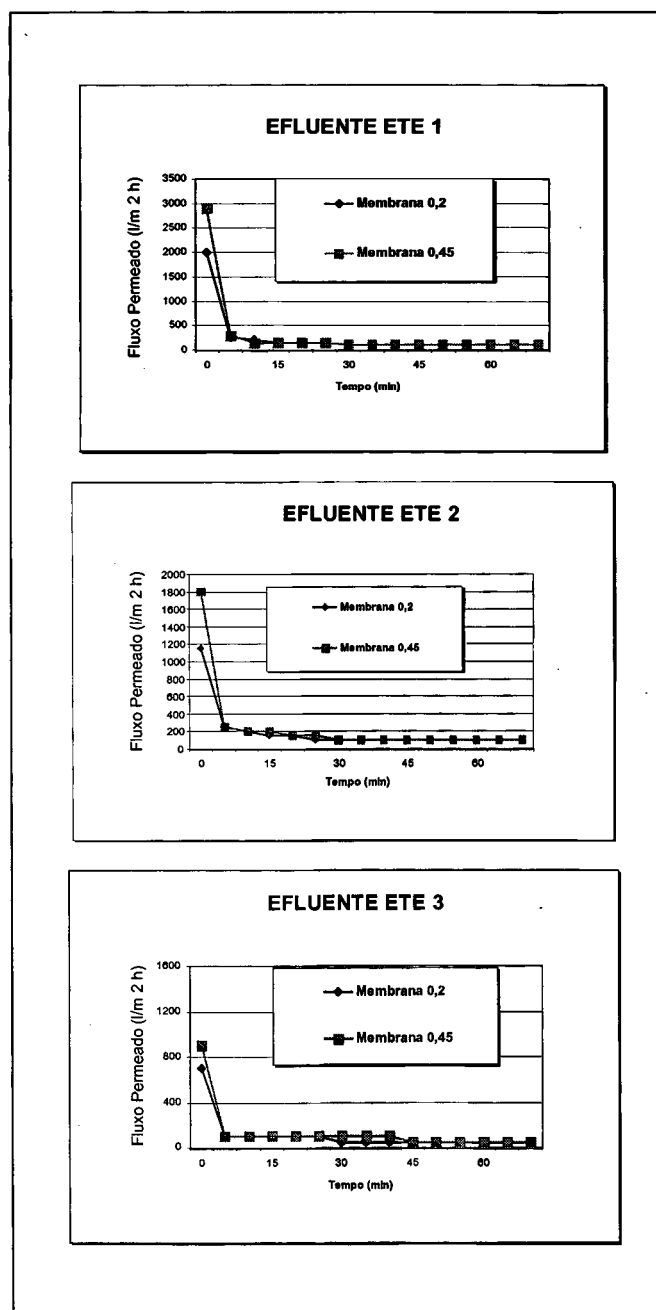


Figura 14 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios tangencial (com agitação), para os diferentes efluentes, através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m



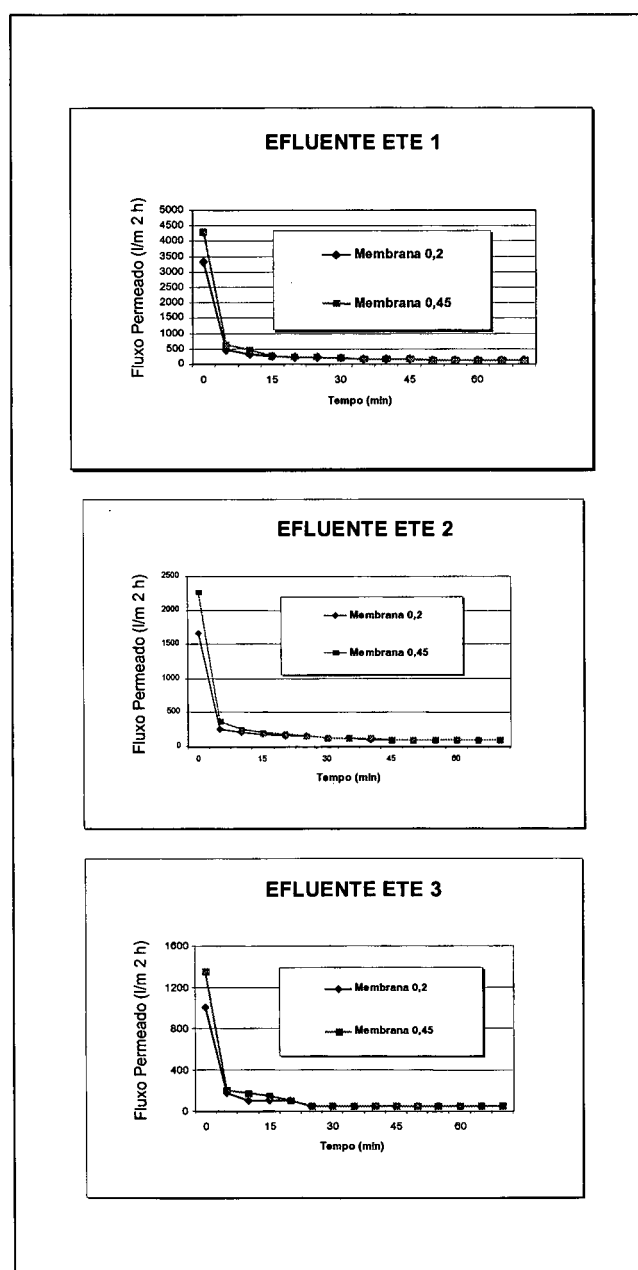
4.2.2 Influência do diâmetro dos poros em relação ao fluxo de permeados para os diferentes efluentes utilizados

Figura 15 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios vertical (sem agitação), através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m, para os diferentes efluentes (ETE1, ETE2 e ETE3)



As Figuras 15 e 16 apresentam a evolução do fluxo de permeado para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m nos ensaios de microfiltração vertical e tangencial utilizando os efluentes tratados provenientes das ETEs 1, 2 e 3.

Figura 16 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios tangencial (com agitação), através das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m, para os diferentes efluentes (ETE1, ETE2 e ETE3)



Observa-se que, independentemente do tipo de fluxo utilizado a membrana 0,45 μ m apresentou valores, em termos do fluxo de permeado superiores aos obtidos com a membrana 0,2 μ m. Com já comentado anteriormente, o efluente do sistema de lodos ativados (ETE1) apresentou valores de fluxo de permeado superiores aos obtidos nos ensaios com os efluentes da ETE2 e ETE3. Este resultado, pode ser relacionado com a qualidade do efluente (ETE1), que apresenta poucas partículas finas ou matéria residual coloidal. O efluente da Lagoa de Estabilização (ETE3) apresentou teores elevados de matéria em suspensão (biomassa alga), o que conduziu à uma colmatação mais rápida da membrana e, também, à valores mais baixos do fluxo de permeado.

Além da colmatação, a compactação resultante de aplicação da pressão mecânica e à ocorrência dos fenômenos da polarização por concentração e formação da camada de gel contribuíram para que o fluxo diminuísse com o passar do tempo em ambos os ensaios.

Através das Figuras 17 e 18 pode-se verificar a influência da tipo microfiltração (vertical ou tangencial) sobre os fluxos de permeado obtidos nos ensaios com os diferentes efluentes e para as membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m.

Figura 17 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios de microfiltração (vertical e tangencial), através da membrana 0,2 μ m, para os diferentes efluentes

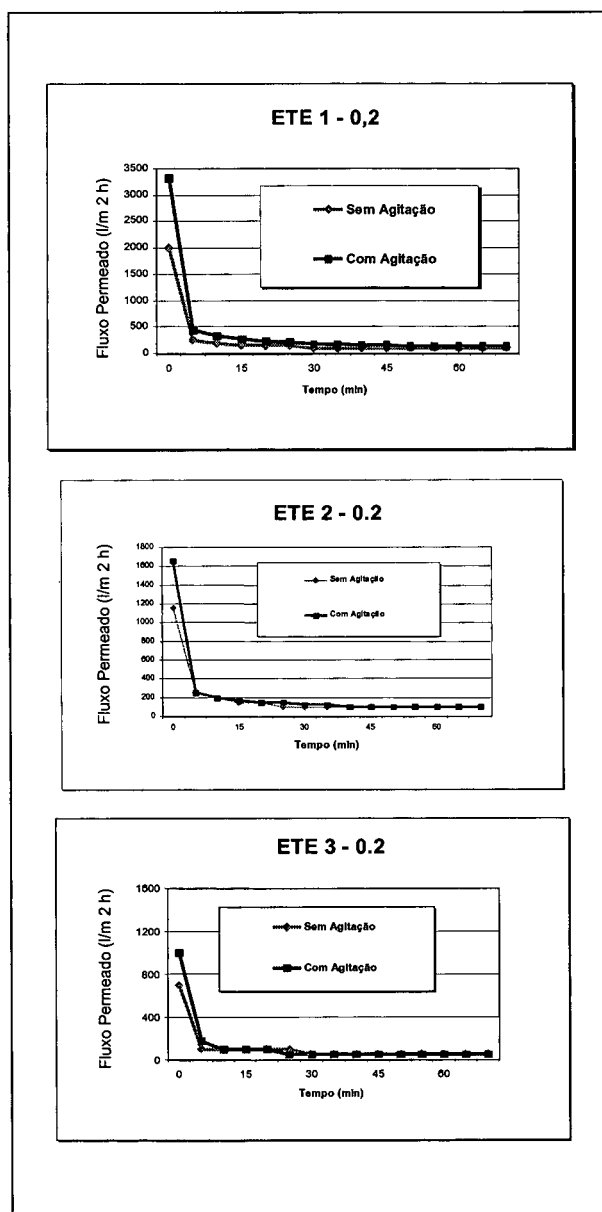
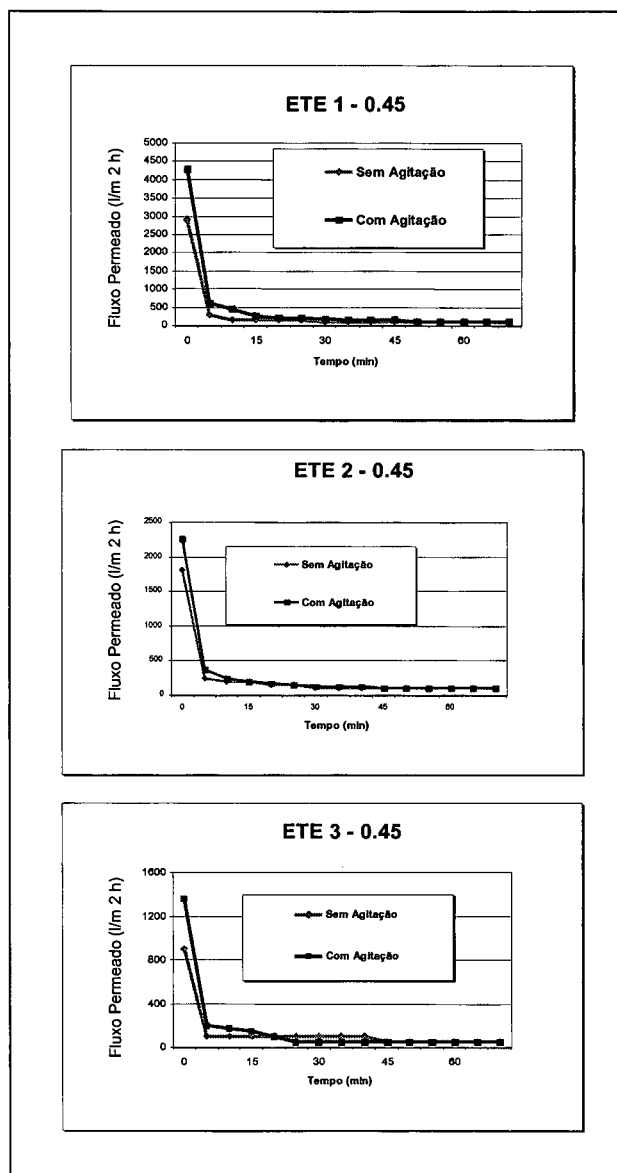


Figura 18 - Evolução dos fluxos permeados nos ensaios de microfiltração (vertical e tangencial), através da membrana 0,45 μ m, para os diferentes efluentes



Segundo Song (1998), o declínio de fluxo permeado durante a filtração de uma solução, é atribuído ao aumento da resistência da membrana e ao aparecimento de uma resistência adicional, que pode ocorrer devido a formação de uma camada de gel ou devido ao bloqueamento dos poros superficiais da membrana (colmatação). O entupimento destes aumenta a resistência hidráulica da membrana, enquanto a camada de gel dá origem a

uma resistência suplementar à transferência de massa. Mesmo nos ensaios de microfiltração tangencial, a própria camada de gel que se forma sobre a superfície das membranas, comporta-se como uma segunda membrana e é comumente denominada de “membrana dinâmica”.

4.3 AVALIAÇÃO DA RESISTÊNCIA DAS MEMBRANAS

A colmatação das membranas pode ser avaliada pela determinação de sua resistência

Conhecidos:

- Fluxo de permeado: J (L/m².h)
- Variação de Pressão: $\Delta P = 10^5$ Pa
- Viscosidade Dinâmica do Líquido: $\mu = 10^{-3}$ Pa.s
- Através da Equação: $J = \Delta P / \mu (R_m + R_c)$

Considerando $R_c = 0$, quando se utiliza água destilada, pode-se determinar a resistência da membrana e, conseqüentemente, os valores da resistência devido a colmatação (R_c) para os diferentes efluentes utilizados nos ensaios (ETE1, ETE2 e ETE3). A Tabela 6 mostra os resultados das resistências para água destilada e os diferentes efluentes utilizados nos ensaios. A resistência total (R_t) da membrana: $R_t = R_m + R_c$.

Tabela 6 - Resistências das membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m para água destilada e os diferentes efluentes utilizados nos ensaios:

Tipo de Líquido	Fluxo Permeado J (L/m ² .h)		Resistências	
	Membrana 0,2 μ m	Membrana 0,45 μ m	Membrana 0,2 μ m	Membrana 0,45 μ m
Água Destilada	5.624	8.385	$R_m = 0,64.10^{11}$	$R_m = 0,43.10^{11}$
Efluente 1 (Lodos Ativados)	134	117	$R_c = 2,69.10^{12}$ $R_t = 2,75.10^{12}$	$R_c = 3,08.10^{12}$ $R_t = 3,12.10^{12}$
Efluente 2 (Valo de Oxidação)	100	100	$R_c = 3,60.10^{12}$ $R_t = 3,66.10^{12}$	$R_c = 3,60.10^{12}$ $R_t = 3,64.10^{12}$
Efluente 3 (Lagoa de Estabilização)	50	50	$R_c = 7,20.10^{12}$ $R_t = 7,26.10^{12}$	$R_c = 7,20.10^{12}$ $R_t = 7,24.10^{12}$

A resistência das membranas está relacionada com a qualidade do permeado, sendo que os valores das resistências são inversamente proporcionais aos fluxos de permeado. Quanto menor o fluxo, maior a resistência total à colmatção.

4.4 EVOLUÇÃO NA QUALIDADE DO PERMEADO

As Tabela 7 e 8, apresentam a média dos resultados dos principais parâmetros (DQO, Turbidez, pH e Cor) analisados nos ensaios de microfiltração realizados.

Tabela 7 - Valores médios dos parâmetros analisados nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação)

Parâmetros Analisados												
Origem do Efluente	Efluente tratado				Permeado Membrana 0,2 μ m				Permeado Membrana 0,45 μ m			
	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor
ETE1	14,0	86,6	5,2	100,0	0,2	36,5	5,6	25,0	0,3	47,5	5,8	25,0
ETE2	61,3	88,5	4,1	160,0	0,14	32,7	4,4	15,0	0,3	47,0	4,3	15,0
ETE3	12,7	83,4	8,0	110,0	0,29	43,5	8,2	75,0	0,2	48,0	8,4	75,0

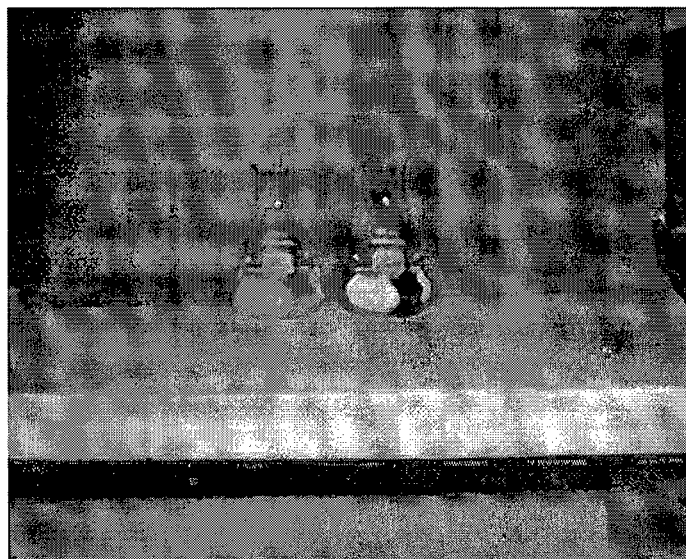
Tabela 8 - Valores médios dos parâmetros analisados nos ensaios de micro-filtração tangencial (com agitação)

Parâmetros Analisados												
Origem do Efluente	Efluente tratado				Permeado Membrana 0,2 μ m				Permeado Membrana 0,45 μ m			
	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor	Turb. (NTU)	DQO (mg/l)	pH	Cor
ETE1	8,0	24,4	6,0	50,0	0,4	9,8	6,4	26,0	0,3	11,0	6,3	28,0
ETE2	33,6	72,0	4,3	140,0	0,2	31,2	4,8	42,5	0,5	45,2	4,7	42,5
ETE3	52,5	124,2	8,1	105,0	0,4	27,7	8,2	10,0	0,5	49,1	8,1	10,0

A turbidez do permeado para ambas as membranas (0,2 μ m e 0,45 μ m), tanto nos ensaios de microfiltração vertical como nos ensaios de microfiltração tangencial, apresentaram valores baixos não excedendo a 1 NTU.

- a DQO teve redução mínima de 42% nos ensaios de microfiltração vertical, para as membranas 0,45 μ m, enquanto que nos ensaios de microfiltração tangencial teve redução de pelo menos 37% para a membrana 0,45 μ m. Esta maior eficiência nos ensaios de microfiltração vertical (sem agitação), se deve ao fato de que sem agitação a camada de gel se forma mais rápido, se estabelecendo como uma segunda membrana como já nos referimos anteriormente. Sendo assim esta membrana adicional, retém muito mais sólidos qualificando mais o permeado.
- o pH teve pouca variação, mantendo-se praticamente o mesmo no decorrer dos ensaios de microfiltração vertical e tangencial para ambas as membranas ensaiadas.
- a cor teve uma redução em ambas as membranas, de pelo menos 32% para os ensaios de fluxo vertical (sem agitação), enquanto que nos ensaios de fluxo tangencial (com agitação) reduziu no mínimo 40%.

A Fotografia 2 mostra aspectos do efluente antes e depois da microfiltração.



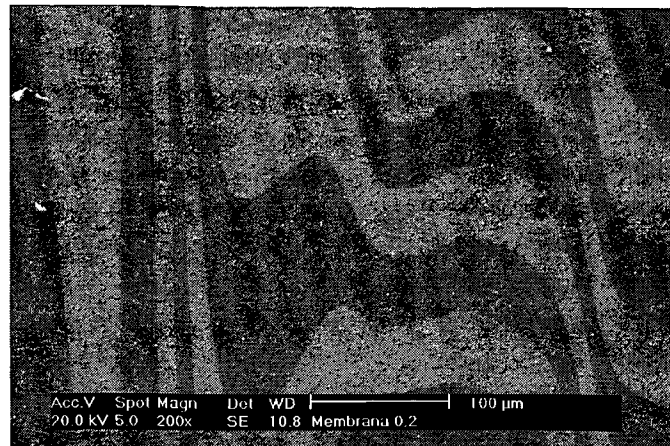
Fotografia 2 – Amostras do Efluente Bruto e do Permeado

4.5 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DAS MEMBRANAS

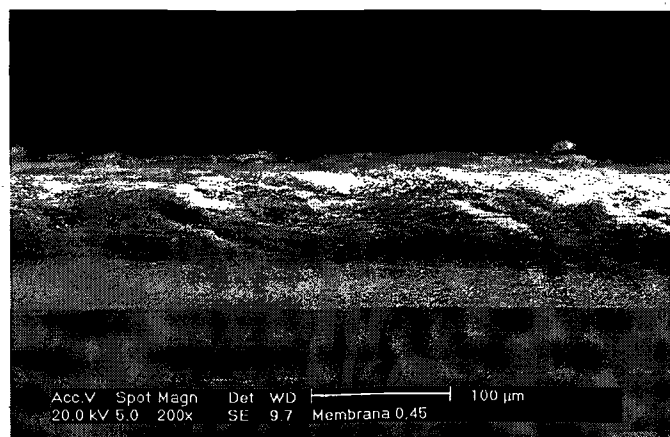
Na realização da microscopia eletrônica de varredura as amostras são preparadas a partir da imersão da membrana em nitrogênio líquido. O banho no nitrogênio líquido conduz à temperaturas próximas a $-160\text{ }^{\circ}\text{C}$. Com esse procedimento a membrana pode ser fraturada sem que ocorram modificações na sua estrutura interna, permitindo, dessa forma a observação e registro de suas características. Antes da microscopia as amostras, normalmente são submetidas à metalização através do recobrimento das mesmas com uma fina camada de ouro (± 350 Angstroms). Devido a problemas no equipamento, as amostras foram recobertas com carbono.

A Figura 19 apresenta aspectos em superfície da membrana $0,2\mu\text{m}$ e transversal das membranas $0,2\mu\text{m}$ e $0,45\mu\text{m}$.

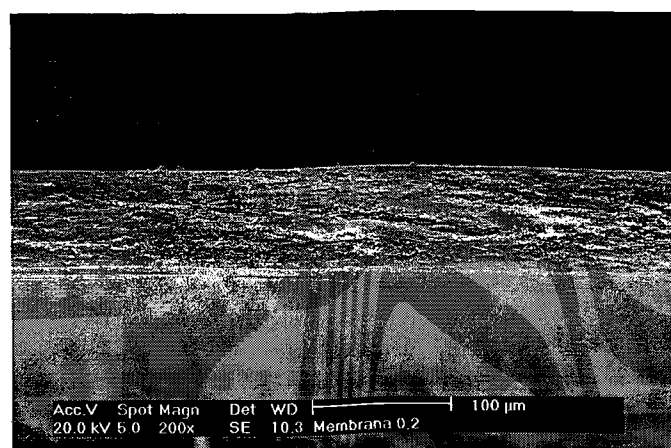
Figura 19 - Microscopia eletrônica de varredura, membranas 0,2 μ m e 0,45 μ m, superfície e seção transversal (aumento 200X)



a) Superfície membrana nova 0,2 μ m (aumento 200X)



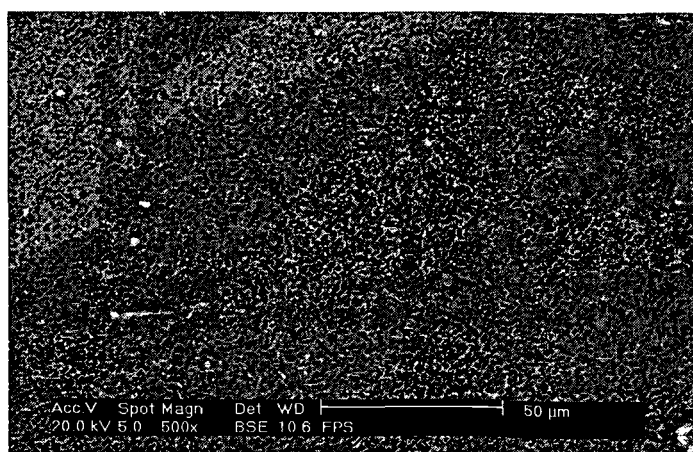
b) Seção transversal membrana nova 0,2 μ m



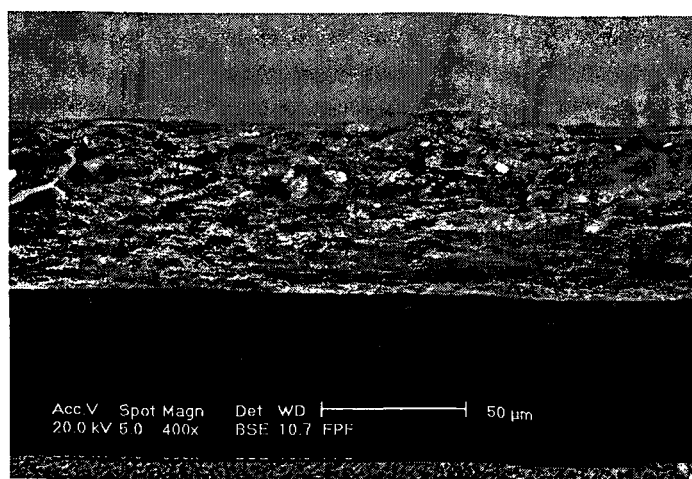
c) Seção transversal membrana nova 0,45 μ m

A Figura 20 apresenta fotografias obtidas no microscópio eletrônico de varredura (superfície e secção transversal), após os ensaios de microfiltração com o efluente tratado proveniente da ETE1 (lodos ativados) e para as membranas $0,2\mu\text{m}$.

Figura 20 - Microscopia eletrônica de varredura, membrana $0,2\mu\text{m}$ superfície e seção transversal, após ensaio de microfiltração (efluente ETE1)



a) Superfície membrana $0,2\mu\text{m}$ após microfiltração efluente - ETE1 (aumento 500X)

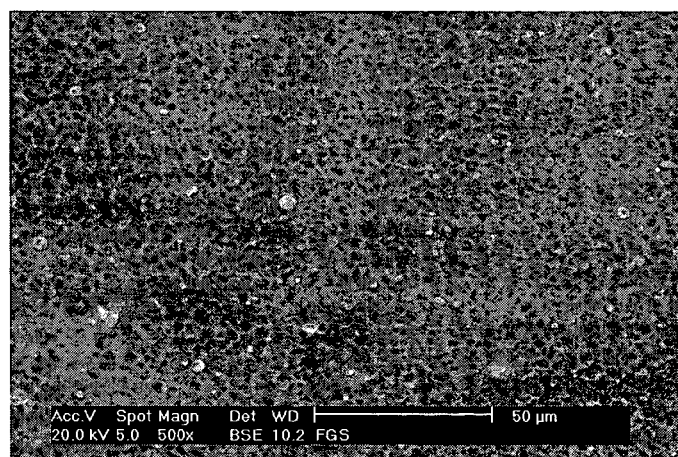


b) Seção transversal membrana $0,2\mu\text{m}$ após microfiltração efluente - ETE1 (aumento 400X)

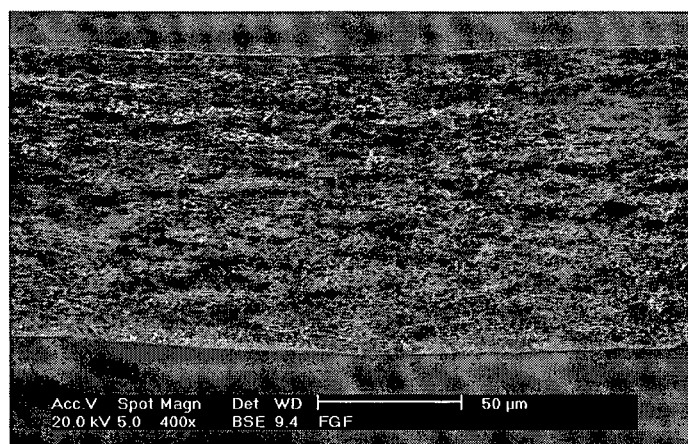
As fotografias permitem observar, a tendência à simetria na estrutura dos poros das membranas utilizadas nos ensaios. As mesmas características são verificadas, também nas membranas com diâmetro de poros de $0,45\mu\text{m}$. Devido a qualidade do efluente utilizado não foi possível verificar os efeitos da filtração na estrutura das membranas.

Na Figura 21 são mostradas as fotografias obtidas no microscópio eletrônico de varredura (superfície e seção transversal), após os ensaios de microfiltração com o efluente tratado proveniente da ETE1 (lodos ativados) e para as membranas $0,45\mu\text{m}$. Comparando-se as fotografias de superfície ($0,45\mu\text{m}$ e $0,2\mu\text{m}$) pode-se verificar a diferença entre as mesmas em termos de diâmetro dos poros. A estrutura das duas membranas são semelhantes.

Figura 21 - Microscopia eletrônica de varredura, membrana $0,45\mu\text{m}$ superfície e seção transversal, após ensaio de microfiltração (efluente ETE1)



a) Superfície membrana $0,45\mu\text{m}$ após microfiltração efluente - ETE1 (aumento 500X)



b) Seção transversal membrana 0,45 µm após microfiltração efluente ETE1
(aumento 400X)

CAPÍTULO V

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1 CONCLUSÕES

Neste capítulo apresentamos as principais conclusões deste trabalho, bem como algumas sugestões para futuras pesquisas.

Visando atingir os objetivos propostos neste trabalho, foram realizadas as seguintes atividades: ensaios de microfiltração de fluxo vertical (sem agitação), ensaios de microfiltração tangencial (com agitação), com água destilada e amostras de esgotos sanitários. Também foram realizadas análises laboratoriais do permeado.

Os resultados obtidos nos ensaios permitem uma avaliação preliminar da utilização de membranas microporosas, no tratamento de esgotos sanitários.

A vantagem da utilização de membranas é que elas podem conduzir à um efluente final com tratamento em nível terciário. O efluente final obtido (permeado), apresenta qualidade constante (baixos valores de DQO, Cor e Turbidez), com características superiores aquelas obtidas pelas estações de tratamento (ETE1, ETE2 e ETE3) analisadas. Dependendo das exigências com relação as características, este efluente poderá ser reutilizado.

Através dos ensaios, ficou evidenciado que a colmatação é o maior problema para o fluxo de permeado, que diminui consideravelmente ao passar do tempo.

A agitação tem influência importante no fluxo permeado por promover turbulência próxima à superfície da membrana, reduzindo o perfil de concentração na zona de polarização e controlando o crescimento da camada de gel.

Embora os efluentes tenham apresentado diferentes valores de fluxo permeado, foram obtidas curvas de comportamento bastante similares, caracterizando-se pôr uma queda brusca do fluxo permeado nos primeiros 5 minutos de ensaios, seguido de um período onde ocorre declínio gradual, com uma tendência à estabilização. Verifica-se que a membrana 0,45 μm apresentou maior fluxo de permeado, durante todo o processo de microfiltração.

O processo de microfiltração se apresenta, portanto, como uma tecnologia bastante eficiente na remoção de material orgânico (partículas macromoleculares), que confere ao esgoto DQO, turbidez e cor.

Na microscopia eletrônica de varredura, embora a preparação das amostras tenham sido realizadas com banho de carbono, as respostas obtidas permitiram uma análise visual das membranas, tanto em superfície como na seção transversal em suas características estruturais. A observação dos efeitos (colmatação) da filtração sobre as membranas, no entanto, tornou-se mais difícil. Esse fato pode ser associado a boa qualidade do efluente ETE1 (lodo ativados) utilizado nos ensaios.

5.2 SUGESTÕES

- Aprofundar as pesquisas em relação natureza dos compostos causadores da colmatação com o emprego de microscópio eletrônico e outras técnicas, procurando-se identificar, dessa forma, os mecanismos de colmatação causado por esses tipos de efluentes.
- Fazer estudos com pilotos em maior escala ou semi-industrial, o que permitirá a realização de ensaios com maior tempo de duração.
- Utilizar outros tipos de membranas, que possuam melhor resistência, e que possibilitem limpeza através de meios mecânicos ou químicos, tornado-as com maior vida útil.

- Pesquisar a filtração em membranas mediante o auxílio de coadjuvantes químicos com objetivos de uma melhor performance das membranas em termos de fluxo de permeado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, P-NB-570. *Elaboração de projetos hidráulicos-sanitários de sistemas de tratamento de esgotos sanitários*. 1975.

_____. *Projetos de normas para projetos hidráulico-sanitário de lagoas de estabilização*. Minuta de projeto. 1991.

ACHOA, Griseldis; BUSCHLER, Pedro. Dimensionamento de lagoas de estabilização para tratamento terciário de efluentes industriais. *Revista Engenharia Sanitária*, v. 2, p. 113-116, set./1989.

ANDRADE NETO, Cícero de. Alternativa compacta para tratamento anaeróbio de águas residuárias. In: V SIBESA-Simpósio Itálo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* Gramado/RS: ABES, 1996.

BARNES, D.; WILSON, F. *The design and operation of small sewage works*. Londres: John Wiley & Sons, 1978. 180 p.

BRUN, J. P. *Procédés de separations par membranes*. Paris: Masson, 1989. 269 p.

CAMPOS, J. R. *Tratamento avançado de águas residuárias*. Apostila. São Paulo: USP, Campus de São Carlos, 1992.

CETESB. *Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgoto*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 1977, 226 p.

_____. *Lagoas de estabilização*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 1979. 241 p.

_____. *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 1989. 91 p.

CHERYAN, Munir. *Ultrafiltration handbook*. Pennsylvania: Technomic Publishing Co., 1986. 360 p.

CONAMA. *Resolução n° 20/86*. Brasília, 1996.

- DEGRÉMONT. *Mémento technique de l'eau*. v. 1 e 2. Lavoisier. 1989.
- FANE, A. G. *Membranes for water production and wastewater reuse*. 1996.
- GRAY, N. F. *Activated sludge theory and practice*. Oxford: Oxford University Press, 1990. 272 p.
- HWANG, Kammermeyer. *Membranes in separations*. New York: Wiley-Interscience Publications, John Wiley and Sons, 1975.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de águas residuárias*. São Paulo: ABES, Editora Edgard Blücher, 1995. 683 p.
- JUDD, S. J.; TILL, S. W. Bacterial rejection in crossflow microfiltration of sewage. *Desalination*, v. 127, p. 251-260, 1999.
- JULIANO, L. N. *Preparação e caracterização de membranas para clarificação de suco de frutas*. Florianópolis, 2000. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Química – Universidade Federal de Santa Catarina]
- KOLEGA, M. *et al.* *Desinfection and clarification on treated sewage by advanced microfiltration*. *Wat. Scs. Tech.* v. 23, 1991. p.1609-1618.
- KUNIKANE, S. *et al.* A comparative study on the application of membrane technology to the public water supply. *Journal of membrane Science*, n.102, p.149-154. 1995.
- LACOSTE, B. *Étude d'un procédé de traitement des eaux usées sur membranes minérales par couplage microfiltration ou ultrafiltration tangentielle et systèmes biologiques en aérobiose*. Montpellier. 1992, 227 p. [Thèse of Doctoral. Université de Montpellier II – France].
- LAKSHMINARAYANAI AH, N. *Equations of Membrane Biophysics*. New York: Academic Press, 1984.
- LANGLAIS, B.; DENIS, P.; FAIVRE, M. *La microfiltration, moyen de désinfection d'un effluent après traitement biologique*. *L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances*, n. 157, 1992. p. 42-45.
- LAPOLLI, F. R. *et al.* *Tratamento de efluentes: uma abordagem utilizando biofiltração*. In: V Seminário de Hidrólise Enzimática de Biomassa. Maringá, 1996.
- _____. *et al.* *Municipal wastewater treatment: na application of membrane*. In: Trird International Symposium Euromembrane 97. Twente, 1997. Book of ababstracts. p. 142.

LAPOLLI, F. R. *et al.* **Biofiltração e microfiltração tangencial para tratamento de esgotos sanitários**. São Carlos. 1998. [Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo – São Carlos – SP].

LEVY, V. **Le bioréacteur à membrane**. In: Interfiltra-Intermembrane. Paris: Recueil des Conférences. 1994. p. 323-326.

LOPES, C. N. **Preparação de cor de efluentes têxteis através do processo de nanofiltração**. Florianópolis: UFSC, 1999. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Química – Universidade Federal de Santa Catarina]

MARA, D. D. Low-cost wastewater treatment in waste stabilisation ponds and waste stabilisation reservoirs in Brasil. In: **Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 6-8, março/1996.

MOULIN, C. **L'ultrafiltration et son utilisation dans les traitement d'effluents industriels**. Montpellier. 1987. D.E.A (Rapport). Université des Sciences et Techniques du Languedoc - France.

NOBREGA, R.; BORGES, C. A. **Apostila do curso de processos de separação com membranas**. Maringá, set./1997.

OLIVEIRA, E. H. P. **Preparação de membranas microporosas para tratamento de efluentes da indústria de alimentos**. Florianópolis, 2000. [Dissertação de mestrado - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina].

OSWALD, Willian. **Micro-Algal Biotechnology**. Cambridge University Press, 1995.

OSWALD, W. J. Ponds in the twenty-first century. **Water Science and Technology**. Great Britain, v. 31, n. 12, p. 1-8. 1995.

PEDRELLI, T. D. **Avaliação do sistema de lagoas de estabilização para o tratamento das águas residuárias de Balneário Camboriú/sc**. Florianópolis, 1997. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina]

PETRUS, J. C. C. **Preparação, modificação e caracterização de membranas assimétricas para clarificação de suco de frutas**. Campinas. 1997. 139 p. [Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia de Alimentos. Universidade Estadual de Campinas].

PROJETOS de Normas para Lagoas de Estabilização. 1991.

QASIM, S. R. *Wastwer treatment plants. Planning Design and Opeation*. New York: CBS College Publishing, 1985. 726 p.

RESEAU Novelect Innovation Energetique Electrecite. *Les applications innovantes des techniques membranaires dans l'industrie*. 1993. 60 p.

RUMEAU, M. *et al. Les procédés à membranes dans le traitement d'eau*. Agen, juin./1991. p. 13-29.

SANTOS, M. A. *Remoção de cor de efluentes têxteis através de um processo biológico*. 1998. 130 p. [Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC].

SCOTT, K.; HUGHES, R. *Industrial membrane separation technology*. London: Blackie Academic & Professional, first edition. 1996.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. *Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização*. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140 p.

SONG, L. Flux decline in crossflow microfiltration and ultrafiltration mechanisms and modeling of membrane fouling. *Journal of Membrane Science*. s/l., v. 139, p. 183-200. 1998.

TARDIEU, E. *Caractérisation du colmatage dans un bioréacteur à membrane recirculé appliqué au traitement d'eau résiduaire urbaine*. Montpellier II - Sciences et Technique du Languedoc - France. 1997.

VIEIRA, M. F. *Aplicação de um processo de complexação/ultrafiltração para remoção de poluentes do efluente do branqueamento TCF (Totaly Chlorine Free)*. Maringá, 1999. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá]

VOLPINI, D. G. *Optimisation de la prépration d'eau potable avec des membranes poreuses, en présence de divers adjuvants*. Montpellier, 1994. 185 p. [Thèse of doctorat. Université de Montpellier II – Fance].

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 2, 1996. 211 p.

_____. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 3, 1996-b. 134 p.

_____. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgoto*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 2, 1995. 211 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 4, 1997. 416 p.

WATER Pollution Control Federation. 1990.

WEN, C. *et al.* Domestic wastewater treatment using and anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. *Process Biochemistry*, v. 35, 3-4, p. 340. November/1999.

WISNIEWSKI, C. *Étude du comportement de cultures mixtes en bioréacteur à membrane - cinétiques réactionelles et filtrabilité*. Montpellier. Université de Montpellier II. 1996. 174 p. [Thèse of doctorat. Sciences et Techniques du Languedoc – France].