

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Pauline Aparecida Pera do Amaral

**UTILIZAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO
ASSOCIADA A MICROFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE
CIANOBACTÉRIAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO**

Florianópolis

2011

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Pauline Aparecida Pera do Amaral

**UTILIZAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO
ASSOCIADA A MICROFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE
CIANOBACTÉRIAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Florianópolis

2011

Catlogação na fonte elaborada pela biblioteca da
Universidade Federal de Santa Catarina

A ficha catalográfica é confeccionada pela Biblioteca Central.

Tamanho: 7cm x 12 cm

Fonte: Times New Roman 9,5

Maiores informações em:

<http://www.bu.ufsc.br/design/Catalogacao.html>

Pauline Aparecida Pera do Amaral

**UTILIZAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO
ASSOCIADA A MICROFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE
CIANOBACTÉRIAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO**

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

Local, 17 de junho de 2011.

Prof. xxx, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a, Dr.^a xxxx,
Orientadora
Universidade xxxx

Prof.^a, Dr.^a xxxx,
Co-Orientadora
Universidade xxxx

Prof., Dr. xxxx,
Universidade xxxxxx

À minha família, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Flávio Rubens Lapolli, pela oportunidade e confiança que me foi dada.

À amiga Lucila Adriani Coral, pela força e incentivo que me ajudaram a não desistir dos meus objetivos.

Aos amigos Tiago e Wanderli, vocês estavam lá na hora que eu mais precisei.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, especialmente à Eliani Vieira e Vitor Weiss, pela ajuda nas análises e por terem tornado meus dias no laboratório mais alegres.

Aos membros do Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX), principalmente a Juliana, pela amizade e pelo apoio no desenvolvimento inicial deste trabalho.

Aos funcionários do setor de transporte da UFSC pelas incontáveis coletas na Lagoa do Peri.

Aos amigos do mestrado, Jamile, Cláudia, Jossy, Jorge, Lorena, Débora, Márcia, Jacqueline, Paulo e Viviane, pelo apoio e companheirismo nestes dois anos.

À Maria Eliza, pela disposição em me ajudar na elaboração deste trabalho e pela ótima companhia de viagem.

Agradecimento mais que especial aos meus pais, Celi e Fernando, e ao meu irmão Bruno, pela compreensão, incentivo e amor, sem a força de vocês eu não teria chegado até aqui.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

Aos membros da banca, Prof^a Dra. Cátia Regina S. Carvalho Pinto, Prof^a Dra. María Angeles Lobo Recio e Prof. Dr. Antônio Carlos Beaumord, pelas contribuições para a melhoria deste trabalho.

Ideals are like stars; you will not succeed in touching them with your hands. But like the seafaring man on the desert of waters, you choose them as your guides, and follow them you will reach your destiny.

Carl Schurz

RESUMO

A ocorrência de florações de cianobactérias vem se tornando mais freqüente em mananciais de abastecimento brasileiros. Este fenômeno é preocupante devido a problemas operacionais causados por estes organismos em sistemas de tratamento de água e pela capacidade destes em produzir substâncias que causam sabor e odor, e principalmente, de liberar toxinas para água, oferecendo risco à saúde de homens e animais. A flotação por ar dissolvido (FAD) vem se apresentando como um processo eficiente para remoção de células intactas de cianobactérias, e sua associação com a tecnologia de membranas filtrantes permite alcançar elevado percentual na remoção destes microrganismos. Neste contexto, este estudo teve como principal objetivo, avaliar a eficiência de remoção de cianobactérias em águas destinadas ao abastecimento público, utilizando a flotação por ar dissolvido como processo de tratamento seguido da microfiltração. Os experimentos foram desenvolvidos em escala de bancada e em regime de batelada, utilizando como coagulante o sulfato de alumínio ferroso e como água de estudo água proveniente da Lagoa do Peri, manancial de abastecimento de água que atende parte da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis (SC) e que apresenta uma elevada densidade de cianobactérias ao longo de todo o ano, em especial da espécie filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii*. O desenvolvimento experimental apresentado neste estudo está dividido em duas etapas distintas. Na primeira etapa foram realizados estudos preliminares, tais como construção do diagrama de coagulação e estudo de permeabilidade à água, com a finalidade de determinar parâmetros de trabalho a serem utilizados no decorrer do estudo. A segunda etapa considerou a realização dos ensaios de FAD associada à microfiltração e a realização de ensaio somente da microfiltração como forma de tratamento. Durante todo o período de estudo foi realizado o monitoramento das características da água proveniente da Lagoa do Peri. O monitoramento da Lagoa do Peri permitiu observar a variação dos parâmetros analisados ao longo do ano e a inter-relação apresentada por estes parâmetros, principalmente no que diz respeito à densidade de cianobactérias, principal objeto deste estudo, que apresentou comportamento sazonal, acompanhando a variação da temperatura da água da lagoa, porém permanecendo como microrganismo dominante durante todo o período de monitoramento. A elaboração do diagrama de coagulação indicou que a melhor relação “dosagem de coagulante x pH de coagulação” a ser utilizada nos ensaios de FAD foi de 40 mg.L⁻¹ e 4,91, respectivamente. No ensaio de permeabilidade à água foi

determinada a pressão de trabalho de 1 bar como mais adequada a ser adotada nos ensaios de microfiltração. Nos ensaios de FAD associada à microfiltração foram obtidas remoções médias de 71% para absorvância UV_{254nm}, 99% para cor, 57% para carbono orgânico, 93% para turbidez e 100% para cianobactérias. Foram obtidas remoções superiores, para todos os parâmetros avaliados, no ensaio de FAD associado a microfiltração quando comparados a utilização da microfiltração como único tratamento empregado. Os resultados obtidos demonstram que a flotação por ar dissolvido associada a microfiltração deve ser considerada uma opção viável quando utilizada para tratamento de águas de mananciais com presença de cianobactérias.

Palavras-chave: Tratamento de água, Cianobactérias, Flotação por ar dissolvido, Microfiltração.

ABSTRACT

Cyanobacteria blooms' occurrence has become more common in Brazilian's water supply. The phenomenon causes concern due to the operational problems caused by these organisms in water treatment systems and their ability to produce substances that cause taste and odor, and most importantly, their capacity to release toxins into water, posing a risk to human and animal's health. The dissolved air flotation (DAF) has been presented as an efficient process for the removal of intact cells of cyanobacteria and its association with the membrane's technology allows the achievement of a high removal percentage of such microorganisms. In this context, this study aimed to assess the removal efficiency of cyanobacteria from water projected to public supply, using dissolved air flotation followed by microfiltration as a process of treatment. The experiments were conducted at bench scale, using as a coagulant, the aluminum sulfate and as raw water, water from Peri Lagoon, a water supply that meets some of the Ilha de Santa Catarina, Florianopolis (SC)' needs. This water presents a high density of cyanobacteria throughout the year, especially of the filamentous species, *Cylindrospermopsis raciborskii*. The methodology presented in this experimental study is divided into two distinct steps. In the first phase were carried out preliminary studies, such as the construction of the coagulation diagram and study of water permeability in order to determine working parameters to be used throughout the study. The second step considered the association of the microfiltration, FAD technologies and the performance of microfiltration only, used as the simply means of water treatment. Throughout the study period all characteristics of Peri Lagoon's water were monitored. The monitoring of Peri Lagoon allowed the observation of variation of the parameters analyzed throughout the year and the interrelationship presented by these parameters, particularly with regard to cyanobacteria' density, the main object of this study, which showed a seasonal behavior, following by a variation of the water's temperature, however remaining as the dominant organism during the monitoring period. The construction of the coagulation diagram indicated that the best relationship "dosage of coagulant x coagulation pH" to be used in the FAD tests was 40 mg.L-1 and 4.91, respectively. In the water permeability test it was determined the pressure of 1 bar as the most suitable to be adopted in the tests of microfiltration. In the tests using FAD associated with microfiltration, average removals of 71% for the absorbance UV254nm, 99% for color and 57% for CODNP, 93% for turbidity and 100% for cyanobacteria

were obtained. Higher removals were acquired for all parameters, in the test of FAD associated with microfiltration when compared with the use of microfiltration as the only treatment used. The results shows that the dissolved air flotation associated with microfiltration should be considered as a viable option if used for the treatment of water supply with the presence of cyanobacteria.

Keywords: Water Treatment, Cyanobacteria, Dissolved air flotation, Microfiltration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Forma espiralada (a), reta (b) e sigmóide (c) da espécie <i>C. raciborskii</i>	34
Figura 2: Estrutura geral das saxitoxinas.	38
Figura 3: Diagrama de coagulação desenvolvido por Amirtharajah e Mills (1982).	43
Figura 4: Esquema demonstrativo da FAD com recirculação pressurizada.	49
Figura 5: Representação esquemática do processo de separação por membranas.	51
Figura 6: Características dos processos que utilizam a pressão como força motriz.	53
Figura 7: Membranas com mesma porosidade, porém com tamanho de poros e permeabilidade diferentes.	54
Figura 8: Classificação das membranas em relação a sua morfologia.	55
Figura 9: Esquema demonstrativo: (a) transporte convectivo (membranas porosas) e (b) transporte difusivo (membranas densas).	56
Figura 10: Esquema demonstrativo da filtração frontal e tangencial. ...	56
Figura 11: Redução do fluxo permeado ao longo do tempo em função dos fenômenos de polarização por concentração e <i>fouling</i>	58
Figura 12: Principais componentes do custo total de um sistema de membranas de MF ou UF durante todo o seu ciclo de vida.	60
Figura 13: Localização da Lagoa do Peri e do ponto de captação da ETA Lagoa do Peri.	62
Figura 14: Aparelho floteste. (a) câmara de pressurização (b) conjunto motor agitador e jarros.	64
Figura 15: Representação esquemática do aparelho floteste. Fonte: Adaptado de Centurione Filho (2002).	65
Figura 16: (a) aparelho de microfiltração e (b) tela metálica inferior.	66
Figura 17: Câmara de Sedgwick-Rafter utilizada para contagem de cianobactérias.	67
Figura 18: Fluxograma de atividades realizadas durante o período de estudo.	69
Figura 19: Representação esquemática da sequência de procedimentos para elaboração do primeiro diagrama de coagulação.	70
Figura 20: Representação esquemática da sequência de procedimentos para elaboração do segundo diagrama de coagulação.	71
Figura 21: Gradiente de Velocidade em Função da Rotação do Agitador.	72

Figura 22: Variação da temperatura da água na Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	78
Figura 23: Variação da taxa de saturação do oxigênio dissolvido na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	80
Figura 24: Variação de valores de absorvância UV _{254nm} na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	81
Figura 25: Variação do pH na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	82
Figura 26: Variação da alcalinidade na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	83
Figura 27: Variação da cor aparente e cor verdadeira na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	84
Figura 28: Variação do valor de turbidez na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010). ...	85
Figura 29: Variação dos valores de SDT e SST na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	86
Figura 30: Variação do valor de CODNP na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010). ...	87
Figura 31: Variação da concentração de clorofila-a na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	89
Figura 32: Variação da densidade de cianobactérias na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).	91
Figura 33: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cor aparente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.	98
Figura 34: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de turbidez em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.	98
Figura 35: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cor aparente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.	99
Figura 36: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de turbidez em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.	100

Figura 37: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cianobactéria em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.....	101
Figura 38: Fotomicrografias da membrana de PVDF utilizada neste estudo, (a) de fratura e (b) de superfície.....	103
Figura 39: Representação gráfica dos fluxos permeados obtidos em função das diferentes pressões aplicadas à membrana de microfiltração.....	104
Figura 40: Valores de turbidez para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.....	109
Figura 41: Valores de cor para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.....	110
Figura 42: Valores de densidade de cianobactéria na água bruta e na água ao final do processo de coagulação/floculação/FAD.....	111
Figura 43: Valores de CODNP para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.....	113
Figura 44: Valores de Absorbância UV _{254nm} para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados....	114
Figura 45: Valores de alumínio residual da água ao final do processo de FAD e da água após tratamento por microfiltração.....	115
Figura 46: Fluxo permeado médio obtido nos ensaios de permeabilidade à água, filtração da amostra e determinação do <i>fouling</i> em todos os ensaios realizados neste estudo.....	119
Figura 47: Representação gráfica do fluxo permeado obtido com a passagem da amostra no ENS 1 e ENS 2.....	120
Figura 48: Representação gráfica do fluxo permeado obtido nos ensaios de permeabilidade à água e determinação do <i>fouling</i> no ENS 1 e ENS 2.....	121
Figura 49: Valores de cor da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2.....	122
Figura 50: Valores de turbidez da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2.....	123
Figura 51: Valores de CODNP da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final dos ensaios ENS 1 e ENS 2.....	124
Figura 52: Valores de absorbância ao UV _{254nm} da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2... ..	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais grupos de cianotoxinas, gêneros produtores e respectivos órgãos-alvo.	37
Tabela 2: Coagulantes usualmente empregados no processo de coagulação.	41
Tabela 3: Usos e objetivos da flotação em distintas áreas da engenharia.	46
Tabela 4: Características dos processos de filtração por membrana.	52
Tabela 5: Características do coagulante sulfato de alumínio ferroso utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/FAD.....	63
Tabela 6: Parâmetros analíticos, métodos de análise e equipamentos utilizados.	66
Tabela 7: Valores mínimos, máximos e médios dos parâmetros de caracterização da Lagoa do Peri.	77
Tabela 8: Concentração de nutrientes presentes na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento.	93
Tabela 9: Parâmetros de caracterização da água utilizada na construção do diagrama de coagulação.....	97
Tabela 10: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de permeabilidade.	105
Tabela 11: Valores mínimos, máximos, médio de porcentagem de remoção e desvio padrão dos parâmetros avaliados, após a coagulação/floculação/FAD e após a microfiltração.	108
Tabela 12: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de permeabilidade à água.....	116
Tabela 13: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de filtração da amostra.	117
Tabela 14: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio para determinação do <i>fouling</i>	118

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

atm – Atmosfera
ATP – Adenosina Trifosfato
cm – Centímetro
 cm.m^{-1} – Centímetro por metro
 CaCO_3 – Carbonato de Cálcio
 cel.mL^{-1} – Células por mililitro
CODNP – Carbono Orgânico Dissolvido Não Purgável
Da – Dalton
dcSTX – Decarbamoilsaxitoxinas
dcGTX – Decarbamoilgoniautoxinas
ETA – Estação de Tratamento de Água
FAD – Flotação por Ar Dissolvido
 G_f – Gradiente de floculação
 G_{mr} – Gradiente de mistura rápida
°C – Graus Celsius
GTX – Goniautoxina
 H_2SO_4 – Ácido Sulfúrico
 H_2O – Água
 ind.mL^{-1} – Indivíduo por mililitro
 km^2 – Quilômetro quadrado
LaRA – Laboratório de Reuso de Água
L – Litro
 $\text{L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ – Litro por metro quadrado por hora
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
LPS – Lipopolissacarídeos
LWTX – Toxinas de Lyngbya Wollei
m – Metro
 m^3 – Metro cúbico
 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ – Metro cúbico por metro quadrado por dia
MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura
MIB – 2 – metil – isoborneol
MF – Microfiltração
mg – Miligrama
 mg.L^{-1} – Miligrama por litro
mL – Mililitro
mm – Milímetro
 mm^2 – Milímetro quadrado
NaOH – Hidróxido de Sódio
NEO – Neosaxitoxina

NF – Nanofiltração
nm – Nanômetro
OI – Osmose Inversa
PAC – Policloreto de Alumínio
pH – Potencial Hidrognênico
 P_{sat} – Pressão de saturação
PSM – Processo de Separação por Membrana
PSP – Paralytic Shellfish Poisoning
PVDF – Fluoreto de Polivinilideno
R – Fração de recirculação
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais
SST – Sólidos Suspensos Totais
STX – Saxitoxina
TAM's – Triazolometanos
 T_c – Tempo de coleta
 T_f – Tempo de floculação
 T_{mr} – Tempo de mistura rápida
 T_{sat} – Tempo de saturação
UF – Ultrafiltração
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
uH – Unidade Hazen
UT – Unidade de Turbidez
 V_f – Velocidade de flotação
WHO – World Health Organization
Zeu – Zona eufótica
Zm – Zona de mistura
 μg – Micrograma
 $\mu\text{g.L}^{-1}$ – Micrograma por litro
 μm – Micrômetro

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	27
1.1 OBJETIVOS	29
1.1.1 Objetivo Geral.....	29
1.1.2 Objetivos Específicos.....	29
2. REVISÃO BIBLIOGRAFICA	31
2.1 CIANOBACTÉRIAS	31
2.1.1 Cianotoxinas.....	35
2.2 COAGULAÇÃO	40
2.3 FLOCULAÇÃO	44
2.4 FLOTAÇÃO	45
2.5 FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO	47
2.6 PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA	50
2.6.1 Fatores que limitam o fluxo do permeado.....	57
2.6.2 Microfiltração.....	58
3. METODOLOGIA	61
3.1 MATERIAIS, EQUIPAMENTO E MÉTODOS.....	61
3.1.1 Materiais.....	61
3.1.2 Equipamentos.....	64

3.2 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL.....	68
3.2.1 Monitoramento da água do Manancial Lagoa do Peri.....	69
3.2.2 Construção do Diagrama de Coagulação.....	70
3.2.3 Caracterização da membrana.....	73
3.2.4 Ensaios de FAD associada à microfiltração para tratamento de água proveniente da Lagoa do Peri.....	74
3.2.5 Estudo comparativo entre a microfiltração quando utilizada de forma unitária e quando utilizada associada com a FAD.....	75
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO MANANCIAL LAGOA DO PERI.....	77
4.1.1 Parâmetros físico-químicos.....	77
4.1.2 Parâmetros Biológicos.....	87
4.1.2 Nutrientes.....	92
4.2 CONSTRUÇÃO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO.....	97
4.3 CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA	102
4.3.1 Caracterização morfológica.....	102
4.3.2 Ensaio de permeabilidade à água.....	103
4.4 Associação dos procesSOS DE FAD e Microfiltração para remoção de cianobactérias	106
4.4.1 Avaliação do fluxo permeado obtido nos ensaios de microfiltração.....	115

4.4.2 Resultados obtidos nos ensaios comparativos utilizando a
microfiltração associada a coagulação/floculação/FAD e somente a
microfiltração..... 119

5. CONCLUSÃO 127

6. REFERÊNCIAS 129

1. INTRODUÇÃO

A intensa ocupação urbana ao redor de corpos d'água, juntamente com o desenvolvimento industrial e a expansão agrícola, são os principais responsáveis pela degradação de mananciais de abastecimento. A disposição inadequada de efluentes nestes ambientes induz ao desequilíbrio do ecossistema aquático, devido ao aumento na concentração de nutrientes, principalmente compostos fosfatados e nitrogenados. Este desequilíbrio pode ser observado através do crescimento desordenado da comunidade fitoplanctônica local, especialmente de cianobactérias.

A elevada capacidade adaptativa das cianobactérias permite que esses organismos se desenvolvam nos mais variados ambientes e tornem-se dominantes em relação às demais espécies, fenômeno este conhecido como florações ou “blooms”. A ocorrência de florações em mananciais de abastecimento brasileiros tem se intensificado nos últimos anos, tanto em termos de frequência quanto na magnitude. Além de problemas estéticos e de sabor e odor na água, a ocorrência de florações é preocupante devido a problemas operacionais nos sistemas de tratamento de água e, principalmente, devido à capacidade das cianobactérias em produzir substâncias, as cianotoxinas, que podem ser prejudiciais a saúde de homens e animais.

Os processos convencionais de tratamento, que envolvem normalmente as etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, são amplamente utilizados no Brasil. Estes processos se mostram eficientes no tratamento de águas com presença de algas e cianobactérias, mas apresentam dificuldades operacionais quando densidades elevadas destes microorganismos são verificadas. Estas dificuldades operacionais se traduzem em uma menor eficiência das etapas de coagulação e floculação, devido a alterações no pH da água, a baixa eficiência na etapa de sedimentação, devido a flutuabilidade das células, e a redução na eficiência do sistema de filtração, devido a obstrução dos filtros, uma vez que a etapa de sedimentação não é eficiente.

Outro problema associado ao tratamento convencional é que as longas carreiras de filtração podem induzir ao rompimento das células, havendo conseqüente liberação de toxinas para a água. Uma vez que as toxinas são solúveis em água, estas tendem a passar facilmente pelos filtros, comprometendo a qualidade final da água tratada.

Neste contexto, a busca por tecnologias que possibilitem uma maior eficácia na retenção de células de cianobactérias, sem que se verifique o rompimento das mesmas, torna-se importante.

A flotação por ar dissolvido (FAD) tem sido considerada uma alternativa à etapa de sedimentação quando aplicada ao tratamento de águas com presença de cianobactérias. Estudos desenvolvidos por Oliveira (2005) e Santiago (2008), comprovam que a FAD vem se mostrando mais eficiente na remoção de células intactas de cianobactérias, quando comparada ao processo de sedimentação.

Apesar da flotação por ar dissolvido apresentar resultados satisfatórios quanto à remoção de cianobactérias, deve-se considerar a adoção de um sistema de filtração posterior. A tecnologia de filtração por membranas, estudada para diferentes finalidades, vem obtendo resultados satisfatórios quando utilizada para fins de tratamento de água, sendo incentivada a sua adoção aos processos de filtração convencionais.

Dentre as tecnologias de filtração por membrana existentes, a microfiltração possui configuração adequada para retenção de diferentes organismos, tais como vírus e bactérias, obtendo valores de fluxo mais altos, com pressões de trabalho mais baixas e conseqüentemente com menor custo energético, devendo então ser considerada como uma opção de tratamento visando remoção de cianobactérias.

Mediante o exposto, este trabalho vem dar continuidade aos estudos na temática de remoção de cianobactérias e cianotoxinas utilizando processos de flotação por ar dissolvido e de filtração em membranas realizados pelo Laboratório de Reuso de Águas (LaRA), iniciados por Coral (2009), e de trabalhos já realizados ou em andamento pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), tendo o manancial da Lagoa do Peri (Florianópolis - SC) como fonte de estudo. Este manancial, o qual atende as regiões sul e leste da Ilha de Santa Catarina utiliza como processo de tratamento o sistema de filtração direta descendente, e tem apresentado problemas operacionais devido à presença de algas e cianobactérias e, portanto, torna-se uma fonte de estudo relevante e de importância regional.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a eficiência da flotação por ar dissolvido associada a microfiltração na remoção de cianobactérias presentes em águas de manancial utilizado para abastecimento público.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Realizar o monitoramento de parâmetros de qualidade da água da Lagoa do Peri durante as diferentes estações do ano;
- Avaliar a eficiência da remoção de cianobactérias pelo processo de flotação por ar dissolvido utilizando o coagulante sulfato de alumínio ferroso em diferentes dosagens;
- Avaliar a eficiência da flotação por ar dissolvido associada a microfiltração na remoção de cianobactérias nas condições de trabalho adotadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias, também conhecidas como cianofíceas ou algas azuis, estão entre os organismos pioneiros na Terra. A descoberta de fósseis em rochas sedimentares do noroeste da Austrália permite estimar que sua origem data de aproximadamente 3,5 milhões de anos, sendo provavelmente, os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberar oxigênio elementar na atmosfera primitiva (BRASIL, 2003).

Cianobactérias são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos, cujos processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (BRASIL, 2003). Sua morfologia é diversificada, podendo ser encontradas na forma unicelular (ex: *Chroococcus sp.*, *Synechococcus sp.*), filamentosa (ex: *Anabaena sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Planktothrix sp.*, *Nostoc sp.*, *Cylindrospermopsis sp.*) ou colonial (ex: *Microcystis sp.*, *Gomphosphaeria sp.* e *Merismopedia sp.*), sendo a maior parte delas envolvidas em mucilagem (CHORUS, BARTRAM, 1999).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Estes organismos apresentam características ecológicas que lhes permitem colonizar a maior parte dos habitats do planeta. Algumas espécies são capazes de sobreviver por longos períodos na ausência de luz, em solos e rochas, em altas ou baixas temperaturas e em ecossistemas marinhos ou de água doce. Ambientes/habitas de água doce, no entanto, são considerados os mais favoráveis para o seu desenvolvimento, visto que a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas com pH entre 6 e 9 (neutro-alcalinas), temperatura entre 15 e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (BRASIL, 2003).

Segundo Hoek, Mann e Jahns (1997), parte do sucesso adaptativo das cianobactérias se deve a habilidade de algumas espécies em usar eficientemente baixas intensidades de luz solar, à capacidade de deslocamento na coluna d'água e a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico por meio de células denominadas heterocitos.

A capacidade de utilizar eficientemente a luz solar se deve a presença de outros pigmentos, além da clorofila-a, denominados ficobilinas. Segundo Yoo *et al.*, (1995), uma classe da ficobilina, a

ficocianina absorve o comprimento de onda de luz na banda vermelha do espectro (625 – 630 nm) e atua como pigmento auxiliar durante a fotossíntese pela fixação da energia luminosa. Como a clorofila-a fixa luz principalmente no comprimento de onda azul, as cianobactérias teriam uma vantagem ecológica no ambiente aquático, devido a sua capacidade de utilizar luz em ambos os extremos do espectro visível: no comprimento de onda vermelha, que penetra até a região mais profunda da coluna d'água, e no comprimento de onda azul, que geralmente se extingue em menor profundidade, por este motivo, independentemente da sua posição na coluna d'água, as cianobactérias conseguem capturar luz suficiente para a realização da fotossíntese.

A capacidade de flutuação na coluna d'água se dá em virtude da presença de vesículas de gás na estrutura das células. Estas vesículas, cujo gás é proveniente da fotossíntese funcionam como organelas de flutuação, deixando as células de cianobactérias com densidade menor que a da água e permitindo assim, o ajuste de sua profundidade, proporcionando obtenção de luz e nutrientes em quantidade suficiente para o seu crescimento. (HOEK, MANN e JAHNS, 1997; MUR *et al.*, 1999).

Hoek, Mann e Jahns (1997) descrevem os heterocitos como células sem pigmentos e com paredes mais finas especializadas em fixar o nitrogênio atmosférico quando da ausência de nitrogênio dissolvido. A presença de heterocitos permite o desenvolvimento de cianobactérias mesmo em ambientes em que a concentração de nitrato e amônia são baixas em relação a concentração de fosfato. As espécies de cianobactérias que são fixadoras de nitrogênio, frequentemente dominam ecossistemas sob condições limitantes de nitrogênio. Entretanto, o inverso não é necessariamente observado, ou seja, em condições de disponibilidade de nitrogênio, a dominância dessas cianobactérias é condicionada, provavelmente pela baixa disponibilidade de luz, pois a fixação de nitrogênio requer elevada quantidade de energia luminosa, que pode ser insuficiente em ambientes de elevada turbidez (Mur *et al.*, 1999).

Outra importante ferramenta adaptativa das cianobactérias são os acinetos. Estes se caracterizam como esporos de resistência, normalmente presentes quando da ocorrência de desequilíbrio nas condições ambientais, além de serem capazes de estocar substâncias de reserva (LEE, 1999).

Quando as condições de temperatura, luz e concentração de nutrientes são favoráveis a superfície de corpos d'água (doce ou salgada) pode hospedar um crescimento excessivo de algas e

cianobactérias. Quando esta proliferação é dominada por uma ou poucas espécies este evento é denominado “floração” (CHORUS E BARTRAM, 1999). Yunnnes *et al.* (2003) citam as espécies *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agadhii*, *Microcystis aeruginosa*, *Nodularia spumigena*, *Planktothrix agadhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* como nocivas e formadoras de florações.

Na grande maioria dos casos, a ocorrência de florações de cianobactérias está ligada ao processo de eutrofização sofrido pelos mananciais de abastecimento, principalmente os localizados próximos às grandes cidades (devido ao lançamento de esgotos *in natura* ou sem tratamento adequado) e às regiões agriculturáveis. Porém, é importante ressaltar que a ocorrência de florações de cianobactéria não esta sempre associada às atividade humanas causadoras de poluição. Sivonen e Jones (1999) relatam a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas em reservatórios de águas límpidas na Austrália e a morte de gado por intoxicação, devido a ingestão de água contaminada com cianotoxina, proveniente de um lago oligotrófico localizado na região do Alto-Alpes Suíços.

As florações podem ser causadoras de vários problemas nos mananciais de abastecimento de água, tais como a alteração do equilíbrio ecológico, alteração do sabor e odor da água e, principalmente, à presença de toxinas, denominadas cianotoxinas, produzidas por algumas espécies de cianobactérias.

Segundo Sant’Anna e Azevedo (2000) já foram identificadas pelo menos 20 espécies, pertencentes a 14 diferentes gêneros, de cianobactérias potencialmente tóxicas em distintos mananciais brasileiros. Entre estas espécies, observa-se o aumento na ocorrência de florações da *Cylindrospermopsis raciborskii* em diversos estados do Brasil. Lagos *et al.* (1999) reportam florações da espécie entre os anos de 1994 e 1996 em Amparo e Taquacetuba (São Paulo). Dados obtidos por Molica *et al.* (2002) durante os anos de 1997 e 1998, comprovam a dominância desta espécie no reservatório de Tabocas, em Pernambuco, sendo esta espécie responsável por uma floração massiva observada de julho a outubro de 1998. No Rio Grande do Sul, Yunnnes *et al.* (2003) relatam que a floração ocorrida no reservatório da hidrelétrica de Salta, promoveu a contaminação com *C. raciborskii* dos rios Sino e Caí, fonte de abastecimento de água para 69 cidades da região.

A Lagoa do Peri, objeto de estudo desta pesquisa, também se caracteriza pela dominância da espécie *C. raciborskii* na maior parte do ano (LAUDARES SILVA, 1999; MONDARDO, 2004; MELO FILHO,

2006; GRELLMANN, 2006). De acordo com Grellmann (2006), esta dominância se caracteriza como um fenômeno de persistência e não como floração, devido ao seu caráter não explosivo, não auto-limitante e de longa duração.

A *C. raciborskii* é uma espécie filamentosa pertencente ao gênero *Cylindrospermopsis*, família Nostocaceae, ordem Nostocales, classe cianofíceas e à divisão cianófitas (RABELO, 2006). Inicialmente encontrada em regiões tropicais e subtropicais (devido a sua afinidade com temperaturas mais elevadas) esta espécie atualmente vem sendo observada em uma ampla gama de latitudes, inclusive em regiões temperadas. De acordo com Oliveira (2005), apesar de ser dominante durante todo o ano, a espécie é mais comumente encontrada em períodos restritos, geralmente secos e de baixa pluviosidade. Sua capacidade de adaptação e suas vantagens competitivas favorecem o seu crescimento em condições muito variadas, o que torna difícil prever sua ocorrência e proliferação (PADISAK, 1997; BRIAND *et al.*, 2002; FIGUEREDO, GIANI, 2009).

Morfologicamente a *C. raciborskii* apresenta uma extensa plasticidade fenotípica, refletindo-se em filamentos retos, sigmóides ou espiralados (Figura 1) que podem ocorrer simultaneamente (BITTENCOURT-OLIVEIRA, MOLICA; 2003). Comparada a outras cianobactérias, a *C. raciborskii* é extremamente pequena, apresentando filamentos com cerca de 2 a 3 μm de largura e comprimento bastante variáveis, oscilando entre 10 e 120 μm (JONES; SAUTER, 2005; CORAL, 2009).

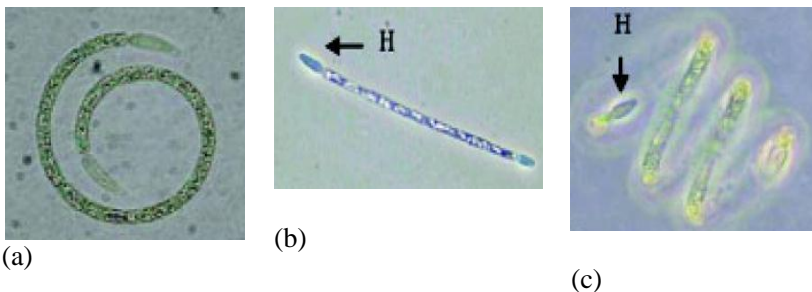


Figura 1: Forma espiralada (a), reta (b) e sigmóide (c) da espécie *C. raciborskii*. A letra H marca a presença de heterocistos.

Fonte: Adaptado de Bittencourt-Oliveira e Molica (2003).

Entre as várias estratégias adaptativas da espécie *C. raciborskii*, pode-se citar: a resistência à herbivoria; tolerância à baixa irradiação solar e a altas concentrações iônicas; capacidade de deslocamento na coluna d'água, como resultado da presença de vesículas de gás, o que lhes permite buscar estratos ricos em nutrientes e luz; habilidade de formar acinetos quando as condições ambientais se tornam desfavoráveis. Além disso, possui alta capacidade de armazenar fósforo, o que permite seu crescimento em níveis relativamente baixos de fosfato e apresentam alta afinidade ao íon amônia, forma energeticamente mais acessível de nitrogênio, ou, na sua falta, pode fixar o nitrogênio atmosférico por meio de seus heterocistos, comuns em espécies de cianobactérias filamentosas (BRIAND *et al.*, 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA, MOLICA, 2003).

Para os autores Jones e Sauter (2005), a *Cylindrospermopsis raciborskii* apresenta duas características que a diferenciam das demais espécies de cianobactérias, (i) a espécie não forma florações na superfície da água, e a densidade máxima de células ocorre entre 2 e 3 metros abaixo da superfície, o que dificulta sua detecção; (ii) e a não produção de compostos orgânicos voláteis, tais como geosmina e MIB, que causam sabor e odor à água e são comumente associados à florações algais.

Por sua elevada competitividade a *C. raciborskii* já é o gênero de cianobactéria dominante em muitos reservatórios brasileiros. Por ser produtora de neurotoxinas, tais como as saxitoxinas e congêneres, além da hepatotoxina cilindrospermopsina, tem aumentado, nos últimos anos, o número de estudos sobre a ocorrência de florações e sobre os efeitos das toxinas produzidas por esta espécie, com o intuito de identificar suas características e avaliar processos de tratamentos capazes de evitar sua presença na água potável.

2.1.1 Cianotoxinas

As toxinas de cianobactérias são conhecidas como cianotoxinas e constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microrganismos. Embora não seja conhecida a função exata das cianotoxinas, a persistência da informação genética na regulação e produção destes metabólicos secundários indica que devam conferir algum benefício às cianobactérias, tais como, defesa contra predação, relações simbióticas, excreção de produtos indesejáveis, e mesmo, metabólicos de reserva (MELO FILHO, 2006).

Oliveira (2005) destaca que, sob condições normais, apenas uma porção dessas toxinas é liberada pelas células viáveis para a água. Contudo, quando ocorre a lise da célula, seja pelo decaimento natural ou por ação de agentes químicos que promovem a ruptura da célula, a toxina intracelular é liberada para a coluna d'água, representando então um sério risco para o ser humano e animais.

As cianotoxinas podem afetar a saúde humana pelo contato direto em atividades de recreação, sendo, entretanto, a principal via de intoxicação o consumo oral da água sem um tratamento adequado. As cianotoxinas podem também se acumular na rede trófica, ocasionando diferentes sintomas de intoxicação e efeitos crônicos, muitas vezes difíceis de serem diagnosticados (BITTENCOURT-OLIVEIRA, MOLICA, 2003; BRASIL, 2003).

De acordo com a sua estrutura química, as cianotoxinas podem ser classificadas em três grandes grupos: peptídeos cíclicos; alcalóides e lipopolissacarídeos (HITZFELD, HÖGER, DIETRICH, 2000). Os alcalóides (ou organofosforados neurotóxicos) são caracterizados por sua ação rápida causando a morte de mamíferos por parada respiratória poucos minutos após a exposição; já os peptídeos alcalóides hepatotóxicos atuam mais lentamente (BRASIL, 2003).

Baseando-se nos efeitos farmacológicos, as cianotoxinas são classificadas em neurotoxinas, hepatotoxinas e dermatotoxinas.

Segundo Sivonen e Jones (1999), as hepatotoxinas são as cianotoxinas mais frequentemente encontradas em florações no mundo todo, sendo a causa mais comum de intoxicação humana e de animais. Estas toxinas causam a morte por hemorragia do fígado dentro de poucas horas após a exposição. As hepatotoxinas mais conhecidas são as microcistinas e a nodularinas, produzidas respectivamente pelos gêneros *Microcystis* e *Nodularia* (peptídeos cíclicos) e a cilindrospermopsina, sendo seu principal produtor a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (alcalóide hepatotóxico).

As neurotoxinas têm uma ação rápida, podendo causar a morte por parada respiratória (AZEVEDO, 1998). As neurotoxinas mais conhecidas são a anatoxina-a, anatoxina-a(s) e a saxitoxinas, tendo como principais gêneros produtores a *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Cylindrospermopsis*.

As dermatotoxinas, ou toxinas irritantes ao contato, são classificadas como alcalóides cujo mecanismo de intoxicação se dá pelo contato com os filamentos de cianobactérias ou pelo contato com os lipopolissacarídeos (LPS) da membrana (BRASIL, 2003; CORAL,

2009). Segundo Sivonen e Jones (1999) as dermatotoxinas podem ser produzidas por todos os gêneros de cianobactérias.

No Tabela 1 são apresentados os principais grupos de cianotoxinas, gêneros de cianobactérias produtores e principais órgãos afetados por estas toxinas em mamíferos.

Tabela 1: Principais grupos de cianotoxinas, gêneros produtores e respectivos órgãos-alvo.

Grupo da Toxina	Principal órgão afetado em mamíferos	Gênero de cianobactéria
Peptídeos cíclicos		
Microcistinas	Fígado	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix, Oscillatoria, Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis, Aphanocapsa</i>
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
Alcalóides		
Cilindrospermopsina	Fígado, rins	<i>Cylindrospermopsis, Umezakia, Aphanizomenon</i>
Anatoxina-a	Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Planktothrix, Oscillatoria, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis</i>
Anatoxina-a(s)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Planktothrix</i>
Saxitoxinas	Axônios nervosos	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis, Planktothrix</i>
<i>Lipopolissacarídeos (LPS)</i>	Irritante potencial: afeta qualquer tecido exposto	Todos

Fonte: Adaptado de WHO (1998).

Como de interesse deste estudo, cabe colocar que, de acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), as cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* identificadas no Brasil demonstraram produzir saxitoxinas.

Saxitoxinas é um nome genérico que se tem adotado para o grupo de neurotoxinas conhecidas como "veneno paralizante de moluscos" (PSP - Paralytic Shellfish Poisoning). Estas toxinas foram primeiramente isoladas em ambiente marinho, sendo produzidas por microorganismos dinoflagelados (microalgas) responsáveis pela formação da "maré vermelha". No ambiente de água doce, já foram

descritas aproximadamente vinte variantes desta toxina, sendo produzidas por diferentes espécies de cianobactérias (CODD, 2000).

Segundo Chorus e Bartram (1999) estas toxinas constituem um grupo de alcalóide neurotóxicos carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxina - STX), com um único grupamento sulfato (goniautoxinas - GTX) ou com dois grupamentos sulfato (C-toxinas). Além destas, estruturas com grupamento decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e novas toxinas tem sido identificadas em algumas espécies.

A Figura 2 mostra a estrutura geral das saxitoxinas, alterações nos radicais R1 a R5 geram mais de 20 variantes com diferentes toxicidades (OLIVEIRA, 2005).

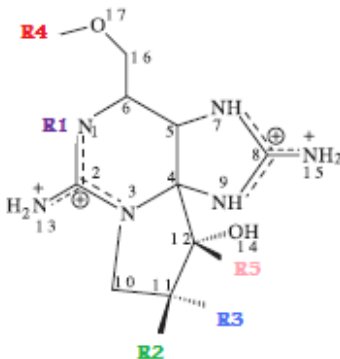


Figura 2: Estrutura geral das saxitoxinas.

Fonte: Adaptado de Sivonen e Jones (1999).

A toxicidade deste grupo de toxinas é variada, sendo a saxitoxina considerada a mais potente. Estas neurotoxinas inibem a condução nervosa bloqueando os canais de sódio, afetando ou a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas. Os sintomas de intoxicação humana incluem tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia, podendo este processo se iniciar cinco minutos após a ingestão, com a morte do indivíduo entre 2 a 12 horas (Carmichael, 1994 *apud* Brasil, 2003).

De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), as variantes de saxitoxinas identificadas a partir de cepas brasileiras foram

saxitoxina, neosaxitoxina, dc-saxitoxina, dc-neosaxitoxina, GTX-2, GTX-3 e GTX-6.

Considerando a estabilidade das saxitoxinas, Jones e Negri (1997) descrevem que quando em temperatura ambiente e na ausência de luz, as saxitoxinas sofrem uma série de lentas reações de hidrólise química. As C-toxinas perdem seu grupamento N-carbamoilsulfato e se transformam em decarbamoil goniautoxinas (dc-GTXs). As dc-GTXs, GTXs e STXs, por sua vez, são lentamente degradadas para produtos não tóxicos. O tempo necessário para degradar 50% do total dessas toxinas varia de uma a 10 semanas, sendo frequentemente necessários mais de três meses para a degradação de 90% dessas moléculas. Porém, ainda de acordo com os mesmos autores, as dc-GTXs mostram-se mais tóxicas que as C-toxinas (10-100 vezes), sendo possível um aumento da toxicidade da água durante as primeiras três semanas após a ocorrência de uma floração de cianobactérias produtoras de saxitoxinas dos tipos C-toxinas e GTXs-toxinas.

Com relação às concentrações de cianotoxinas na água potável, a Portaria nº518 de 25 março de 2004 do Ministério da Saúde, no Art. 14, estabelece o valor máximo permitido de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para microcistina e recomenda ainda:

Artigo 14

§ 1º Recomenda-se que as análises para cianotoxinas incluam a determinação de cilindrospermopsina e saxitoxinas (STX), observando, respectivamente, os valores limites de $15,0\mu\text{g.L}^{-1}$ e $3,0\mu\text{g.L}^{-1}$ de equivalentes STX/L.

Sobre a necessidade de monitoramento, os artigos 18 e 19 desta mesma portaria determinam que:

Artigo 18

§ 5 Sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder $20.000 \text{ células.mL}^{-1}$ ($2\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ de biovolume) (...) será exigida a investigação semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo que a análise de cianotoxinas poderá ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta

por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos.

Artigo 19

§ 1 O monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células.mL⁻¹ (1mm³.L⁻¹ de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder esse valor.

2.2 COAGULAÇÃO

A coagulação consiste na diminuição ou eliminação das forças de repulsão entre partículas de impurezas dispersas na água, viabilizando a agregação destas em unidades maiores (flocos), os quais apresentam tamanhos e densidades que permitem sua remoção em etapas posteriores de tratamento.

A coagulação ocorre pela conjugação de reações químicas e ações físicas entre o coagulante, a água e as impurezas presentes. A reação química consiste na hidrólise de íons metálicos, quando em soluções aquosas, formando as espécies hidrolisadas de ferro e alumínio. A ação física diz respeito ao transporte destas espécies hidrolisadas para o contato com as impurezas (partículas coloidais ou suspensas) presentes no meio líquido, causando, devido à amplitude da dosagem de coagulante e pH de coagulação, sua desestabilização ou envolvimento nos precipitados (LIBÂNIO, 2005).

Esta ação física é denominada “mistura rápida” e a eficiência da coagulação depende do sucesso deste processo. Isto porque a reação de hidrólise é muito rápida e, para haver a desestabilização dos colóides, é indispensável à dispersão de alguns gramas de coagulante sobre toda a massa de água em um tempo muito curto, o que implica na necessidade de aplicá-lo em uma região de grande turbulência proporcionando uma distribuição uniforme do coagulante na água (AZEVEDO NETO *et al.*, 1991 *apud* SCHOENHALS, 2006).

Diversos fatores podem interferir, em maior ou menor intensidade, no processo de coagulação. Entre estes fatores destacam-se o tipo e a concentração do coagulante, o pH e a alcalinidade da água bruta, a natureza e a distribuição dos tamanhos das partículas causadoras de cor e turbidez, além dos parâmetros de mistura e temperatura (AMIRTHARAJAH, MILL, 1990 *apud* OLIVEIRA, 2005; LIBÂNIO, 2005).

Dentre os fatores citados, o tipo de coagulante usado é fundamental para o êxito da coagulação. Nesta escolha, deve-se considerar as características da água bruta, necessidade de alcalinizantes e ácidos auxiliares de coagulação e o custo. De acordo com Libânio (2005), outro aspecto que deve ser considerado para a escolha do coagulante é a quantidade e as características do lodo gerado no tratamento, sendo este influenciado pela composição do coagulante. Problemas relacionados ao manuseio e à disposição do lodo podem ser minimizados ajustando-se o processo de coagulação, o que culmina, em alguns casos, na alteração do coagulante.

Os coagulantes comumente utilizados nas ETA's, assim como suas principais características, são apresentados no Tabela 3.

Tabela 2: Coagulantes usualmente empregados no processo de coagulação.

Nome comercial	Composição típica	Al ₂ O ₃ ou Fe (%)	Ponto de congelamento (°C)	Dosagens usuais (mg . L ⁻¹)	Massa específica (Kg . m ⁻³)	Forma disponível
Sulfato de alumínio	Al ₂ (SO ₄) ₃ . N H ₂ O	8,3 a 17,1	-8	10 a 60	600 a 1400	Sólido/Líquido
Cloreto férrico	FeCl ₃ . 6 H ₂ O	12 a 14	-20 a -50	5 a 40	1425	Líquido (39 a 45%)
Sulfato ferroso clorado (Caparrosa clorada)	FeSO ₄ . 7H ₂ O	10 a 12,5	-40	5 a 25	1470	Líquido (16 a 20%)
Sulfato férrico	FeSO ₄ . 9 H ₂ O	-	-	5 a 40	1530 a 1600	Sólido/Líquido (17%)
Cloreto de polialumínio	Aln (OH)m Cl ₃	6 a 10,5	-12	<10	900	Sólidos

Fonte: Vianna (2001); Di Bernardo, Di Bernardo, Centurione Filho (2002) *apud* Libânio (2005).

Os mecanismos de coagulação conhecidos são a compressão da camada difusa, a adsorção-neutralização de cargas, a varredura e a adsorção-formação de pontes, estando o predomínio da ocorrência de um mecanismo em relação a outro relacionada às condições de coagulação, mais especificamente à dosagem de coagulante e ao pH de coagulação.

A compressão da camada difusa é o mecanismo onde as forças de repulsão entre os colóides (geralmente de cargas negativas) são reduzidas pela adição de eletrólitos indiferentes de carga positiva. Com a redução dessas forças repulsivas, as forças de atração entre as partículas passam a predominar, favorecendo a coagulação (OLIVEIRA, 2005; SANTIAGO, 2008).

No mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, íons positivos, originários da hidrólise do coagulante, são adsorvidos à

superfície das partículas até que ocorra a neutralização da carga eletrostática, o que causa o fim da repulsão entre as partículas e a formação de flocos. Se a partícula adsorver uma carga superior a necessária para neutralizar a sua superfície tem-se o fenômeno de reestabilização de carga da partícula e consequente falha na coagulação (SANTIAGO, 2008).

O mecanismo de varredura acontece quando são utilizadas doses elevadas de um coagulante metálico, de ferro ou de alumínio. O coagulante metálico reage com a alcalinidade da água formando hidróxidos, e quando o limite de solubilidade destes hidróxidos é ultrapassado, estes formam um precipitado, que envolvem as partículas em suspensão, formando flocos. O mecanismo de varredura é intensamente utilizado nas estações de tratamento em que as etapas de floculação e sedimentação antecedem a filtração, pois os flocos resultantes são de maior tamanho e apresentam velocidade de sedimentação relativamente maior do que a dos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas (OLIVEIRA, 2005; SCHOENHALS, 2006; SANTIAGO, 2008).

Quando são utilizados coagulantes poliméricos, geralmente de cadeias longas, o mecanismo predominante é a adsorção-formação de pontes. Nesse caso, os polímeros podem adsorver mais de uma partícula em suspensão devido ao seu tamanho, servindo como ponte entre elas. Por este motivo, muitas vezes são utilizados polímeros como auxiliares de coagulação, com o intuito de que flocos maiores sejam formados, o que facilita a remoção por outros processos (SANTIAGO, 2008).

Conforme destaca Bernhardt e Chasen (1991 *apud* SANTIAGO, 2008), em relação a águas contendo algas e cianobactérias, os mecanismos que determinam a desestabilização das partículas variam de acordo com as características das células a serem removidas. Quando as células apresentam formato aproximadamente esférico e superfície lisa, há predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, porém se as células são longas e filamentosas, a coagulação ocorre com predomínio do mecanismo de varredura.

Através da descrição destes mecanismos, pode-se observar que a coagulação é um fenômeno complexo. Para garantir uma coagulação eficiente são realizados ensaios de bancada utilizando equipamentos jarreste ou floteste. Nestes ensaios são determinadas as condições ótimas de trabalho (tipo e dosagem de coagulante, pH de coagulação, entre outros) através da construção do diagrama de coagulação, sendo este específico para cada coagulante e diferente para cada água bruta em que é empregado.

A aplicação prática dos diagramas de solubilidade em escala real teve início com estudos realizados por Amirtharajah e Mills em 1982. Estes autores desenvolveram o diagrama de coagulação (Figura 3) com base no diagrama de solubilidade do alumínio e das condições de coagulação e dosagem de alumínio da mistura, no tratamento de águas sintéticas e naturais, com turbidez relativamente alta se comparada à cor verdadeira. Neste diagrama é possível visualizar quatro regiões distintas referentes aos mecanismos de adsorção e neutralização de cargas com predomínio de espécies hidrolisadas, de adsorção e neutralização de cargas com predomínio de hidróxido alumínio solúvel, de varredura e de combinação de mecanismos (CENTURIONE FILHO, DI BERNARDO, DI BERNARDO, 2002; LIBÂNIO, 2005, GARCIA, 2007).

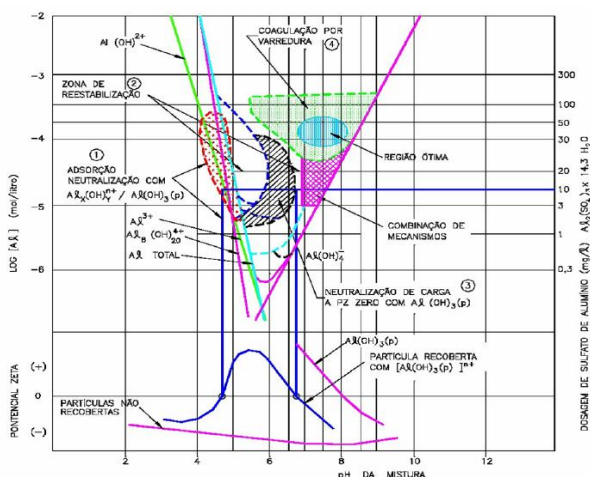


Figura 3: Diagrama de coagulação desenvolvido por Amirtharajah e Mills (1982).

Fonte: Garcia (2007).

Em relação ao tratamento de águas com presença de cianobactérias, Mouchet e Bonnélye (1998) comentam sobre a importância da otimização da dosagem do coagulante através da elaboração dos diagramas de coagulação, isto porque, do fitoplâncton, as últimas células a serem removidas são as de cianobactérias e, portanto, se a quantidade de coagulante for insuficiente, não há remoção.

2.3 FLOCULAÇÃO

A floculação constitui uma etapa de mistura lenta com o objetivo de acelerar a taxa de colisão das partículas previamente desestabilizadas na coagulação, aumentando suas chances de contato, com ou sem a adição de substâncias químicas suplementares, como os auxiliares de floculação, de modo que ocorra a agregação dessas e a formação de flocos (ASSIS, 2006).

Com a associação dos processos de coagulação e floculação espera-se remover, principalmente, turbidez, matéria orgânica coloidal, substâncias tóxicas de origem orgânica e inorgânica, e outras passíveis de conferir odor e sabor à água, microorganismos em geral e os precursores da formação de trihalometanos (TAMs). O desempenho das unidades de coagulação-floculação influi na qualidade da água tratada. O funcionamento inadequado destas etapas poderá acarretar uma maior afluência de partículas às unidades filtrantes, favorecendo a deterioração da água filtrada e reduzindo o intervalo entre lavagens, podendo tornar o processo de potabilização da água mais dispendioso (CENTURIONE FILHO, DI BERNARDO, DI BERNARDO, 2002; LIBÂNIO, 2005).

Em escala real, a floculação ocorre nas câmaras de floculação, ou floculadores, sendo estes hidráulicos ou mecânicos. De acordo com Libânio (2005), sempre que a tecnologia de tratamento envolver o processo de coagulação, a floculação ocorre mesmo na ausência de uma unidade específica para tal finalidade.

Os dois principais fatores que afetam a floculação são o tempo de floculação (T_f) e o gradiente de velocidade de floculação (G_f). As colisões entre as partículas são induzidas pelo gradiente de velocidade que, com valores mais elevados, aumenta a frequência de choques por unidade de volume. Com o aumento do gradiente de velocidade, a floculação é mais rápida, respeitando um limite até onde os flocos formados suportam as forças de cisalhamento hidromecânico sem que se quebrem. Este limite deve ser cuidadosamente observado, pois após a ruptura do floco, há uma tendência de que os segmentos dos polímeros envolvam completamente a mesma partícula, reestabilizando-a e evitando a reagregação. Os parâmetros G_f e T_f dependem de vários fatores, destacando-se, os mecanismos de coagulação, tipo de coagulante, qualidade da água bruta e uso de auxiliares. Em geral, o valor de G_f varia de 10 a 60 s^{-1} , enquanto T_f pode variar entre 10 e 40 minutos (CENTURIONE FILHO, DI BERNARDO, DI BERNARDO, 2002; LIBÂNIO, 2005; GARCIA, 2007; SANTIAGO, 2008).

Segundo Libânio (2005) os mecanismos de transporte intervenientes na floculação são: o movimento Browniano, denominado floculação pericinética; as diferenças de velocidade das linhas de corrente do fluido em escoamento, denominado floculação ortocinética; e as distintas velocidades de sedimentação dos flocos (sedimentação/flotação diferencial).

Na floculação pericinética, as colisões ocorrem em função do movimento aleatório das partículas no meio líquido (movimento browniano), cuja força de indução é a energia térmica do fluido. Esse mecanismo predomina em partículas inferiores a 1 μm . Na floculação ortocinética, as colisões são resultado de um gradiente de velocidade induzido pela turbulência da massa líquida. Esse mecanismo é predominante nas unidades de mistura lenta, os floculadores. As partículas seguem o movimento do fluido em suspensão, que promove o contato entre as mesmas. Este tipo de floculação é verificado quando ambas as partículas colididas apresentam tamanho similares ou superiores a 1 μm . A sedimentação/flotação diferencial gera o transporte vertical das partículas resultando em possíveis colisões. A força que guia o movimento é a força gravitacional, e a velocidade de sedimentação/flotação da partícula é o parâmetro de controle do mecanismo. Esse mecanismo promove a melhoria da sedimentação/flotação (ASSIS, 2006).

A importância dos processos de coagulação-floculação pode ser comprovada tanto no contexto sanitário, pela capacidade de remoção de microorganismos patogênicos, quanto no econômico, pois eleva significativamente a velocidade de sedimentação, diminuindo o tempo de detenção e conseqüentemente a área necessária para instalação das unidades de decantação. Para Libânio (2005), nas estações de tratamento dotadas de unidades de flotação, persiste o objetivo da coagulação em propiciar a agregação de partículas, porém, sem conferir-lhes elevada velocidade de sedimentação, de forma a prejudicar o arraste pelas bolhas de ar.

2.4 FLOTAÇÃO

A flotação é um processo de separação de partículas ou gotículas via adesão a bolhas de ar, incorporação dessas no interior de flocos ou por simples arraste hidráulico. As unidades formadas por bolhas e partículas apresentam uma densidade aparente menor do que no meio aquoso e “flutuam” ou “flotam” até a superfície de um reator ou

interface líquido/ar, de onde podem ser removidas (TESSELE *et al.*, 2005).

Este processo é empregado nas indústrias de minério e de papel desde o início do século XX. Na década de 50, passou a ser utilizado no tratamento de águas residuárias, e a partir dos anos 60, iniciaram-se as primeiras pesquisas e aplicações da flotação para o tratamento de água de abastecimento. No Brasil, o estudo deste processo teve início em meados da década de 80, sendo que as primeiras aplicações práticas da tecnologia para o tratamento de água se deram nos anos 90, com a construção de ETAs com unidades de flotação nos estados do Paraná e São Paulo (OLIVEIRA, 2005; TESSELE *et al.*, 2005).

Na área ambiental, a flotação tem como principal objetivo remover particulados (sólidos ou líquidos) presentes em dispersões e emulsões, podendo ser empregada como operação unitária, como pré-tratamento, o qual pode estar associado a outros processos como adsorção, tratamento biológico, desinfecção e oxidação, ou como tecnologia destinada ao polimento final (TESSELE, ROSA, RUBIO, 2004). Os principais usos e objetivos da flotação em diversas áreas de aplicação são apresentados no Tabela 4.

Tabela 3: Usos e objetivos da flotação em distintas áreas da engenharia.

Usos da flotação	Objetivos
<i>Águas</i>	
- Abastecimento	- remoção de Fe, Mn, cor, SST e turbidez;
- Lazer (lagos, rios e barragens)	- remoção de SST, algas, turbidez, cor, óleos, etc.
<i>Esgotos</i>	
- pré-tratamento	- remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel);
- pós-tratamento	- remoção de nutrientes (NH ₃ e P), algas, cor, SST e turbidez
<i>Efluentes industriais</i>	
	- remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel), fibras;
	- remoção de nutrientes (NH ₃ e P), algas, cor, SST e turbidez, metais precipitados, óleos, microorganismos, pigmentos, compostos orgânicos e macromoléculas;
	- reuso ou reaproveitamento de águas de processo.
<i>Outros</i>	
	- tratamento de minérios, celulose e papel, reutilização de tintas, plástico, química analítica e etc.

Fonte: Tessele, Rosa, Rubio (2004).

Águas com partículas de baixa densidade (com tendência natural a flutuação), ricas em nutrientes, com alta concentração de algas, cor elevada, baixa turbidez e alcalinidade, e águas turvas com baixo conteúdo orgânico, quando submetidas ao processo de coagulação, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação, sendo, nestes casos, necessária a aplicação de altas dosagens de coagulante, o que aumenta os custos de operação e resulta na geração de uma maior quantidade de lodo nos decantadores, dificultando sua disposição final. Neste contexto, a flotação surge como uma alternativa de tratamento para águas com estas características (ASSIS 2006).

Em função das diferentes formas de geração de bolhas, a flotação pode ser classificada em: flotação eletrolítica, flotação por ar disperso e flotação por ar dissolvido (FAD).

Na flotação eletrolítica, a geração de bolhas de oxigênio e hidrogênio no interior da suspensão a ser tratada se dá pela eletrólise da água. Este processo forma bolhas de pequeno diâmetro ($30\mu\text{m}$), sendo recomendado para remoção de flocos frágeis e de baixa densidade, pois o processo não cria turbulência. A carga de aplicação superficial é baixa, sendo no máximo de $96\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$. Para o tratamento de água tem-se como desvantagem do processo a possibilidade de contaminação da água por metais pesados ocasionada pela degradação dos eletrodos (OLIVEIRA, 2005; ASSIS, 2006; SANTIAGO, 2008).

O sistema de flotação por ar disperso engloba os processos nos quais o ar é injetado diretamente no tanque de flotação, sendo em seguida disperso no meio pela utilização de placas porosas ou pela agitação intensa do tanque. Devido à formação de bolhas com tamanhos relativamente grandes (0,4 a 2 mm), a turbulência gerada (que pode ocasionar quebra dos flocos) e a necessidade de utilização de produtos químicos (para espessamento do lodo e separação dos sólidos) que podem contaminar a água, este processo não é indicado para utilização em ETAs (SANTIAGO, 2008).

A FAD é o tipo de flotação mais utilizado para o tratamento de água para consumo humano, sendo este processo mais detalhadamente descrito a seguir.

2.5 FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

A flotação por ar dissolvido se baseia na variação de solubilidade do ar na água em diferentes condições de pressão. Inicialmente, a água é saturada com ar em alta pressão (4 a 6 atm) e, quando a mesma é introduzida na câmara de flotação, a redução para pressão atmosférica

ocasiona a liberação de bolhas de ar. A classificação da FAD se dá pela forma como é realizada a redução da pressão, sendo estas: a flotação a vácuo, a microflotação e a flotação sob pressão ou pressurizada (OLIVEIRA, 2005; ASSIS, 2006).

Na flotação a vácuo, o líquido é saturado com ar, por injeção ou agitação mecânica, em condições de pressão atmosférica, sendo em seguida encaminhado para uma câmara de vácuo, onde a queda de pressão proporciona a liberação de bolhas de ar no líquido (MACHADO, 2007; SANTIAGO, 2008). A microflotação é um processo em que a saturação de ar é realizada pelo aumento da pressão hidrostática (ASSIS, 2006). A flotação por ar dissolvido sob pressão, ou pressurizada, se caracteriza pela presença da unidade denominada câmara de saturação. No interior desta câmara ocorre a dissolução de ar na massa líquida pressurizada, sendo, em seguida, o líquido exposto a condições atmosféricas. A redução brusca de pressão provoca o desprendimento do ar na forma de minúsculas bolhas, que aderem às partículas em suspensão, flutuando à superfície. Como essa redução de pressão é grande, há a geração de um maior número de bolhas de ar no líquido, tornando o processo de flotação por ar dissolvido sob pressão mais vantajoso para o tratamento de água (ASSIS, 2006; MACHADO, 2007; SANTIAGO, 2008).

De acordo com sua configuração, a FAD sob pressão pode ser operada com pressurização total do afluente, com pressurização parcial do afluente ou com recirculação pressurizada.

Na FAD com pressurização total do afluente toda a vazão afluente é pressurizada. Esta configuração é utilizada quando o líquido a ser tratado pode ser submetido à intensa agitação que ocorre na bomba de pressurização, ou seja, os sólidos em suspensão no líquido devem ser capazes de resistir aos esforços cisalhantes gerados pela bomba. Na FAD com pressurização parcial do afluente, apenas parte do líquido afluente é pressurizada. Na FAD com recirculação pressurizada (Figura 4), uma parcela da água clarificada é saturada com ar sob pressão e, em seguida, injetada no tanque de flotação por meio de dispositivos redutores de pressão, sendo esta modalidade utilizada quando há partículas frágeis, como flocos, que podem quebrar-se ao passarem pela bomba (ASSIS, 2006; SANTIAGO, 2008). Oliveira (2005) aconselha, para o tratamento de água, a utilização desta última configuração, visto que nas demais opções, os flocos, ao passarem pelo sistema de saturação, podem vir a ser rompidos.

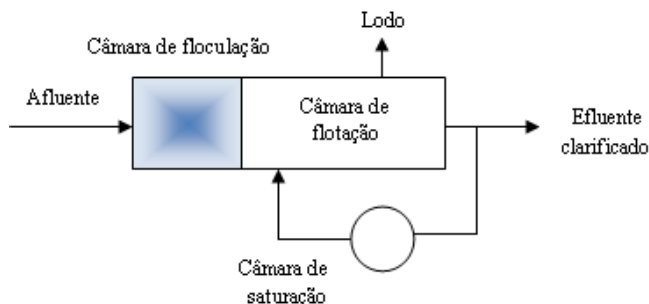


Figura 4: Esquema demonstrativo da FAD com recirculação pressurizada.
Fonte: Adaptado de Reali e Campos (1985 *apud* ASSIS, 2006).

Kawamura (1995 *apud* OLIVEIRA, 2005) cita que os aspectos mais importantes a serem observados na flotação por ar dissolvido são: a qualidade da água bruta, as condições de coagulação e floculação, as unidades de flotação, a taxa de recirculação, os sistemas de saturação, a remoção de lodo e o custo. Com relação à floculação, é primordial a formação de flocos esféricos pequenos, com diâmetros entre 10 e 100 μm , para que haja uma remoção efetiva pela flotação (SCHOFIELD, 2001). Segundo Oliveira (2005) para se obter flocos com essa característica é necessário aumentar o gradiente de velocidade e diminuir o tempo de floculação em relação aos empregados no processo de sedimentação. Para o autor, o gradiente de velocidade adotado na floculação deve ficar situado na faixa entre 30 e 120 s^{-1} , e o tempo de floculação recomendado é de 10 a 20 minutos, porém, de acordo com Schofield (2001), tempos de floculação menores que 10 minutos já são suficientes para a formação de flocos com as características necessárias.

Com relação ao mecanismo de coagulação predominante na flotação por ar dissolvido, este ainda é motivo de divergências entre autores. Segundo Assis (2006), alguns autores recomendam que a coagulação ocorra sobre o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, visto que os flocos formados nestes mecanismos são hidrofóbicos, ou seja, repelem a camada de água de sua superfície, facilitando a formação floco-bolha. Além disso, estes flocos apresentam cargas neutralizadas, que os tornam ideais para serem removidos pela FAD (OLIVEIRA, 2005). Outros autores consideram que o mecanismo de varredura tende a formar flocos maiores e de estrutura mais aberta e conseqüentemente de menor densidade e maior área de contato com as bolhas, desta forma, favorecendo também a formação do aglomerado floco-bolha (ASSIS, 2006).

Schofield (2001) destaca como principais vantagens da FAD, principalmente quando comparada a outros processos de clarificação, a maior taxa de aplicação, a utilização de plantas pequenas e compactas, a elevada remoção de sólidos (89 a 90%), a maior eficiência na remoção de algas (50 a 80%), a necessidade de menor quantidade de produtos químicos, a não utilização de auxiliares de coagulação, a água tratada apresentar elevada qualidade química e bacteriológica e a adaptação do processo à variações hidráulicas e de qualidade da água bruta.

Com relação ao tratamento de águas com presença de cianobactérias, a flotação por ar dissolvido vem se destacando por proporcionar uma maior remoção de células intactas destes organismos, consequentemente, evitando a liberação de toxinas intracelulares para a água. Esta eficiência pode ser comprovada pelo resultado de diversos estudos realizados na última década, visando avaliar a FAD como parte de sistemas de tratamento de águas com presença destes organismos (OLIVEIRA, 2005; ASSIS, 2006; TEIXEIRA e ROSA, 2006; CORAL, 2009).

2.6 PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA

O processo denominado “separação por membrana” (PSM) baseia-se no uso de uma barreira seletiva, visando separar determinados componentes de uma solução ou suspensão. De acordo com SILVA (2009), a utilização desta fase seletiva, a membrana, é o diferencial do PMS quando comparado aos métodos tradicionais de separação como a destilação, a evaporação e a absorção.

Conceitualmente, uma membrana pode ser definida como uma barreira seletiva que separa duas fases e que restringe total ou parcialmente o transporte de massa entre estas fases (CHERYAN, 1986; TEIXEIRA, 2001). Esta barreira, através da aplicação de uma força externa, separa a corrente de alimentação em duas linhas distintas, o permeado, que atravessa a membrana e o concentrado, formado pelas partículas que apresentam tamanho maior que o tamanho médio de poro, ficando assim retidas na membrana (Figura 5).

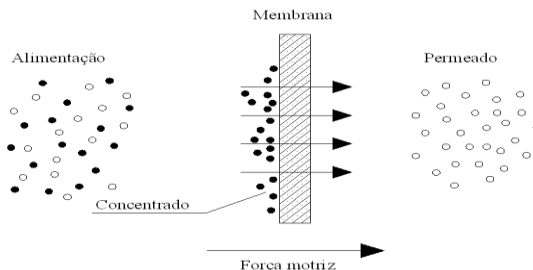


Figura 5: Representação esquemática do processo de separação por membranas.

Fonte: Adaptado de Reif (2006).

Os processos de separação por membranas vêm sendo estudados desde o começo do século XX. No entanto, foi somente a partir da década de 60, com o desenvolvimento da primeira membrana assimétrica de acetato de celulose por Loeb e Sourirajan, que esta tecnologia tornou-se viável para aplicação em larga escala (BAKER, 2004).

Na década de 1980 surgiram as primeiras instalações de sistemas de nanofiltração (NF) para a remoção de dureza de águas subterrâneas no estado da Flórida (EUA) e remoção de cor em águas derivadas da zona de turfa na Noruega. Entretanto, o grande avanço no uso da tecnologia de membranas em saneamento básico ocorreu no início dos anos 90, quando foram empregadas, nos EUA, membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF), para a produção de água potável em escala industrial. Segundo Schneider e Tsutya (2001), as membranas filtrantes constituem a principal inovação tecnológica nos processos de tratamento de água e esgoto, sendo a primeira grande inovação, desde o desenvolvimento das tecnologias convencionais de tratamento.

Os processos de separação por membranas comumente encontrados na literatura são a Microfiltração (MF), a Ultrafiltração (UF), a Nanofiltração (UF) e a Osmose Inversa (OI). Como destacado por Mierzwa (2006), o que difere cada um destes processos é o tamanho de poro da membrana e a pressão utilizada no processo de separação. As características gerais destes processos estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 4: Características dos processos de filtração por membrana.

Processo de separação	Tipo de membrana	Força motriz	Mecanismos de ação	Aplicação
Microfiltração (MF)	Microporosa	Gradiente de pressão 0,1 – 2 bar	Exclusão	Protozoários, algumas bactérias e vírus, SST.
Ultrafiltração (UF)	Assimétrica	Gradiente de pressão 0,5 – 5 bar	Exclusão	Material removido na MF, colóides, totalidade de vírus.
Nanofiltração (NF)	Assimétrica	Gradiente de pressão 1,5 – 40 bar	Exclusão Difusão	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana.
Osmose inversa (OI)	Assimétrica Filme denso	Gradiente de pressão 20 – 100 bar	Exclusão Difusão	Íons, praticamente toda a matéria orgânica

Fonte: Adaptado de Teixeira (2001), Metcalf e Eddy (2003).

Para os processos que utilizam gradiente de pressão como força motriz, uma alternativa à aplicação de pressão na fase de alimentação é a aplicação de vácuo na fase do permeado, ou uma combinação dos dois mecanismos (RÄDER, 2003).

A relação do tamanho médio de poros da membrana com a pressão pode ser visualizada na Figura 6. O tamanho médio dos poros da membrana tende a diminuir de acordo com o processo empregado na filtração, $OI < NF < UF < MF$, e quanto menor o tamanho de poro da membrana maior a pressão necessária para promover a separação.

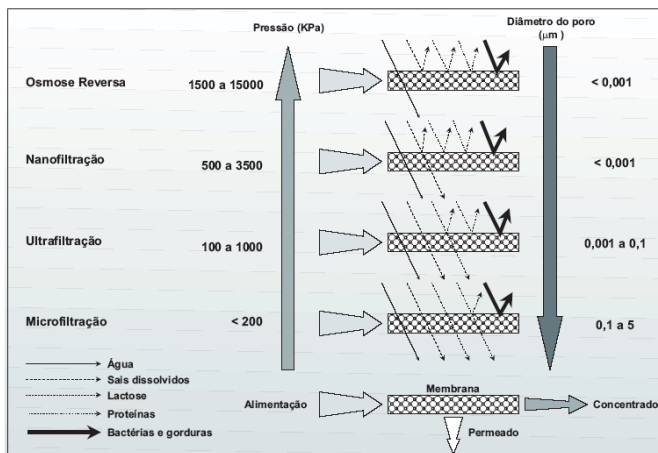


Figura 6: Características dos processos que utilizam a pressão como força motriz.

Fonte: Mierzwa (2006).

De acordo com o fluxo de permeado e da pressão aplicada, os sistemas de membranas filtrantes podem ser operados de três diferentes formas: fluxo constante e pressão variável (aumento da pressão durante o período de operação); variação do fluxo e da pressão; e pressão constante com variação do fluxo (METCALF & EDDY, 2003).

A eficiência de uma membrana é determinada por dois parâmetros: o fluxo permeado (taxa volumétrica que passa através da membrana por unidade de área da membrana por unidade de tempo) e a seletividade (relação de tamanho entre as espécies presentes na solução e os poros da referida membrana), uma membrana ideal possui alta seletividade e permeabilidade. Estes dois parâmetros são determinados principalmente pela estrutura e pelo material da membrana, assim como também, pelas características da alimentação (BASSETTI, 2002; RÄDER, 2003; VIDAL, 2006).

Com relação ao fluxo permeado, Schneider e Tsutiya (2001) destacam ser esta inversamente proporcional à espessura da membrana e a tortuosidade de seus poros e diretamente proporcional à sua porosidade. A porosidade não deve ser confundida com tamanho médio de poro, já que a primeira está relacionada com a quantidade de vazios na estrutura da membrana. Membranas com tamanho de poros diferentes podem ter porosidades iguais, conforme exemplos apresentados na Figura 7.

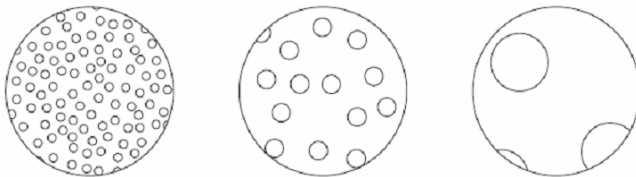


Figura 7: Membranas com mesma porosidade, porém com tamanho de poros e permeabilidade diferentes.

Fonte: Czekaj (2003).

De acordo com Bassetti (2002), não é correto se referir a tamanho de poros, isso porque os poros de uma membrana não são idênticos e uniformes. Devido a esta variedade de tamanhos, é elaborada uma curva de distribuição de tamanho de poros ou curva de corte, visando determinar o tamanho médio dos poros da membrana. Geralmente, 90% dos poros de uma membrana têm diâmetro igual ou inferior ao indicado pelo fabricante (CZEKAJ, 2003).

Quanto à natureza do material utilizado na fabricação, as membranas podem ser classificadas como biológicas ou sintéticas. As membranas biológicas podem ser divididas em vivas e não vivas. As membranas não vivas incluem os lipossomas e versículos dos fosfolípidos, cuja importância vem aumentando principalmente para fins médicos e biomédicos. As membranas sintéticas são divididas em orgânicas (poliméricas) e inorgânicas (cerâmicas e metálicas). Na prática, o mercado de saneamento básico é dominado por membranas fabricadas de polímeros sintéticos como as poliamidas, polissulfonas, poliácridonitrila, polieterimida e polifluoreto de vinidileno, sendo estes materiais mais resistentes à ação dos ácidos e bases fortes, tolerando muito bem, sem comprometimento de sua estrutura, temperaturas próximas ou mesmo superiores a 100°C. As membranas inorgânicas, fabricadas principalmente em cerâmicas de óxido de zircônio, alumínio ou titânio e aço inoxidável, possuem como características uma alta estabilidade térmica, química e mecânica, porém, devido a seu custo elevado (de 5 a 20% maior quando comparadas às poliméricas), ainda possuem seu uso restrito a nichos de mercados que envolvem tratamento de soluções agressivas (pH muito baixo ou muito alto e soluções oxidantes), de alta temperatura ou de alto valor agregado (PETRUS, 1997; TEIXEIRA, 2001; SCHNEIDER, TSUTIYA, 2001; MULDER, 2003; REIF, 2006; SILVA, 2008).

De acordo com sua estrutura morfológica as membranas podem ser classificadas como homogêneas ou compostas e simétrica

(isotrópicas) ou assimétricas (anisotrópicas). As membranas homogêneas são constituídas por apenas um material, enquanto as compostas são formadas por mais de um material (BASSETTI, 2002). As membranas isotrópicas ou simétricas possuem diâmetro de poro regular em toda a sua estrutura, já as membranas anisotrópicas ou assimétricas consistem em uma camada superior muito densa e fina (“pele”) com espessura de 0,1 a 0,5 μm , suportada por uma subcamada porosa com espessura entre 50 a 150 μm . Estas membranas combinam a elevada seletividade de uma membrana densa com a alta taxa de permeabilidade de uma membrana muito fina. As membranas assimétricas podem ter as camadas superior e inferior feitas com diferentes materiais poliméricos, sendo cada camada otimizada separadamente (LAPOLLI, 1998; MULDER, 2003) (Figura 8).

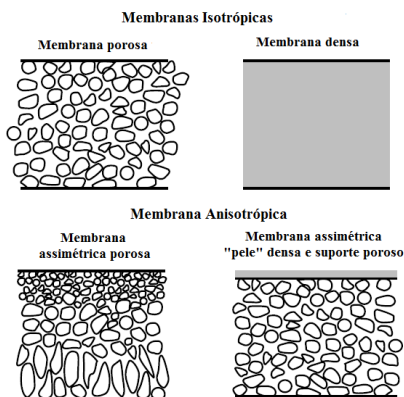


Figura 8: Classificação das membranas em relação a sua morfologia.
Fonte: Adaptado de Baker (2004).

O transporte das espécies através da membrana ocorre de acordo com sua estrutura. Em uma membrana densa, ou seja, que não apresenta poros na superfície em contato com a solução a ser processada, o transporte é difusivo e ocorre em função do gradiente de concentração. Este tipo de transporte envolve uma etapa de dissolução (sorção na superfície da membrana), difusão através do material que constitui a membrana com posterior desorção do componente do lado do permeado, sendo este tipo de membrana utilizada principalmente em sistemas de osmose reversa (LAPOLLI, 1998; BAKER, 2004; DEBON, 2009). Para membranas porosas (microfiltração e ultrafiltração), o

principal mecanismo de transporte é a convecção, sendo que o tamanho e o formato dos poros determinam a sua seletividade; as partículas maiores que o tamanho do poro da membrana serão retidas e as menores passarão através da membrana (BAKER, 2004; DEBON, 2009). A diferença entre os tipos de transporte, de acordo com a estrutura da membrana, pode ser visualizada na Figura 9.

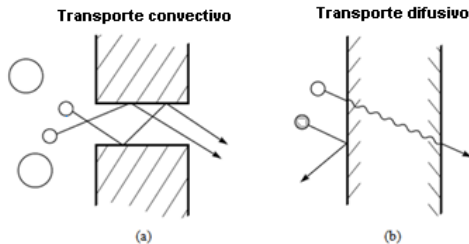


Figura 9: Esquema demonstrativo: (a) transporte convectivo (membranas porosas) e (b) transporte difusivo (membranas densas).
Fonte: Adaptado de Baker (2004).

O processo de filtração com membranas pode ocorrer de forma frontal (*dead end*), onde o fluido a ser filtrado flui perpendicularmente à superfície da membrana ou tangencial (*cross flow*) onde o fluxo escoia paralelamente a superfície da membrana (Figura 10).

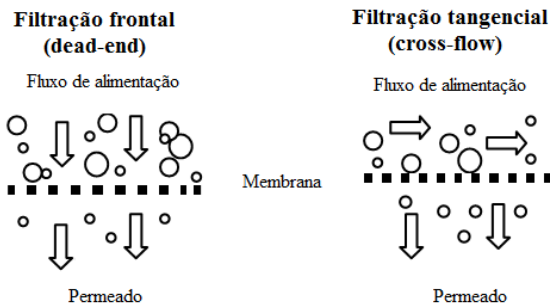


Figura 10: Esquema demonstrativo da filtração frontal e tangencial.

Segundo França Neta (2005), na filtração frontal o soluto ou os materiais em suspensão ficam retidos na superfície da membrana, formando uma torta que acrescenta resistência ao transporte através da

mesma, havendo como conseqüência deste fenômeno, uma visível redução do fluxo permeado com o tempo e a necessidade de interrupção do processo para retirada do material acumulado com maior frequência. Na filtração tangencial, o próprio fluxo, através da tensão de cisalhamento, auxilia na retirada do material depositado, não permitindo que esta camada aumente indefinidamente, havendo uma necessidade de limpeza menos frequente e tornando este tipo de filtração mais vantajoso quando da aplicação em escala industrial.

A membranas, quanto a sua configuração, podem ser classificadas como planas, muito utilizadas em sistemas de microfiltração e osmose reversa, fibras ocas (diâmetro inferior a 0,5mm), capilares (diâmetro entre 0,5 e 3 mm) e tubulares (formadas por tubos de material polimérico, cerâmico ou de carbono, com diâmetro variando entre 0,5 e 1 cm) (BASSETTI, 2002).

2.6.1 Fatores que limitam o fluxo do permeado

Durante um processo de separação por membrana real, movido pela pressão, o desempenho da membrana pode variar, podendo-se observar um inicial decréscimo acentuado do fluxo e uma posterior estabilização com o tempo, conforme esquematizado na Figura 11. Este declínio do fluxo do permeado pode ser causado por diversos fatores, tais como os fenômenos de polarização por concentração e “*fouling*”. Estes fenômenos produzem resistências adicionais ao transporte através da membrana.

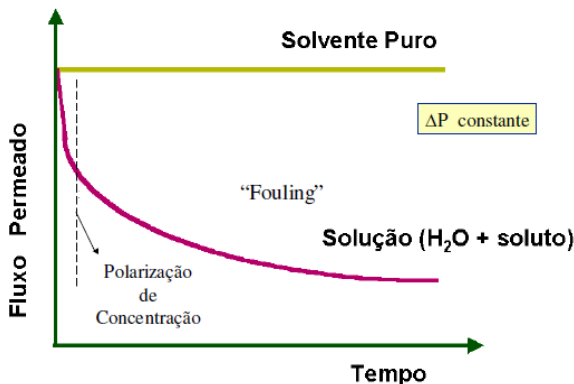


Figura 11: Redução do fluxo permeado ao longo do tempo em função dos fenômenos de polarização por concentração e *fouling*.

Fonte: Adaptado de Nascimento (2004).

A polarização por concentração é um fenômeno hidrodinâmico, reversível, que se caracteriza pelo aumento da concentração de macromoléculas na superfície da membrana devido ao transporte convectivo. Segundo Bassetti (2002), este fenômeno se estabelece rapidamente, provocando uma queda acentuada do fluxo permeado nos instantes iniciais da filtração.

Denomina-se *“fouling”* o conjunto de fenômenos mecânicos que ocorrem nos processos de filtração por membrana. Estes fenômenos estão relacionados à própria natureza da membrana e às interações entre ela e o soluto (SILVA, 2009). Dentre estes fenômenos, Merin & Daufin (1990) destacam a adsorção do soluto pela membrana, ocasionado pelas interações físico-químicas entre o material da membrana e os componentes presentes na solução a ser tratada, o entupimento dos poros, que consiste na ação mecânica de obstrução dos poros da membrana pelas partículas ou moléculas encontradas na solução e a formação de uma segunda camada, conhecida como *“torta”* ou *“bolo”*, que ocorre devido a elevação da concentração de macromoléculas na superfície da membrana.

2.6.2 Microfiltração

Microfiltração é o processo de filtração que está entre a filtração clássica e a ultrafiltração. Segundo Baker (2004) este é um dos

processos de separação por membranas mais antigo, sendo comercializado desde a década de 20, e uma das técnicas mais consolidadas, sendo utilizada em larga escala na área de saneamento básico, desde os anos 80.

Uma membrana típica de microfiltração possui tamanho de poros entre 0,1 e 10 μm . Como são relativamente abertas, as pressões empregadas como força motriz são pequenas, variando entre 0,5 e 3 bar. Estas pressões são bem menores que as utilizadas em sistemas de osmose reversa e ultrafiltração, demandando uma menor quantidade de energia, quando comparada aos outros diversos processos por membrana (BAKER, 2004; VIDAL, 2006).

Segundo Vidal (2006), a retenção física do material particulado é o principal mecanismo de rejeição em membranas de microfiltração. Neste processo o solvente e todo o material solúvel permeiam a membrana, sendo apenas o material em suspensão retido (HABERT *et al.*, 2006).

Na microfiltração é usual a ocorrência de alterações na rejeição de solutos durante o período de operação do sistema. Este fenômeno pode ser atribuído à dois fatores distintos, a deposição de materiais na superfície e no interior das membranas, e ao efeito de compactação ou degradação química de constituintes da membrana. O mais comum é a diminuição do tamanho de poros causada pela deposição de partículas em sua superfície ou em suas paredes laterais, diminuindo o seu tamanho efetivo, de modo a contribuir em geral para maior rejeição de componentes da água de alimentação (VIDAL, 2006).

Devido ao custo, a utilização de membranas filtrantes ainda não está difundida nas estações de tratamento de água brasileiras. Segundo Côté *et al* (2001) citado por Silva (2008), os itens que pesam na composição do custo total de um sistema de tratamento de água por microfiltração são: o custo inicial das membranas; as edificações para proteger as membranas da ação das intempéries; os equipamentos auxiliares (bombas, sistemas de controle); reposição de membranas; e o custo de energia elétrica. Na Figura 12 é mostrado o percentual representado por cada um destes itens no custo total da implantação e operação de um sistema de membranas.

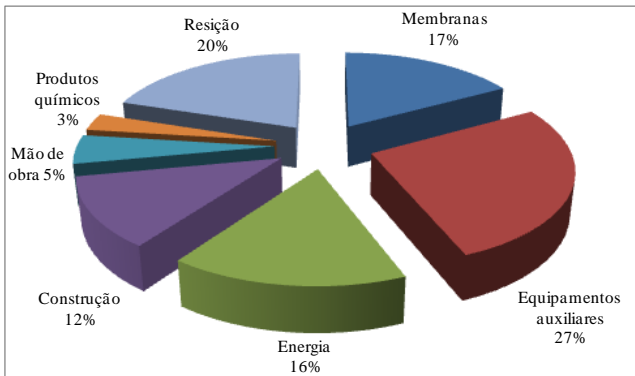


Figura 12: Principais componentes do custo total de um sistema de membranas de MF ou UF durante todo o seu ciclo de vida.

Fonte: Adaptado de Côté *et al.* (2001 *apud* SILVA, 2008).

Através do gráfico pode-se observar que o custo de aquisição das membranas (aquisição inicial + aquisição para reposição) é responsável por 37% do gasto total, sendo superior ao gasto com energia durante toda a vida útil do sistema. Para Schneider & Tsutya (2001) este alto custo na aquisição de membranas se deve, principalmente, aos elevados impostos cobrados sobre produtos tecnológicos importados no Brasil.

Entretanto, a despeito deste alto custo, o processo de separação por membrana apresenta vantagens que tornam sua utilização competitiva quando comparada com processos convencionais de tratamento. Entre estas vantagens pode-se citar: a produção de água com qualidade superior; redução do uso de produtos químicos no tratamento; baixo consumo de energia para operação; e sistemas de fácil instalação e operação, com pequenas áreas instaladas (TEIXEIRA, 2001).

3. METODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Reuso de Água (LaRA) e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), ambos pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

A metodologia descrita neste capítulo está dividida em dois tópicos distintos, sendo o primeiro referente aos materiais, equipamentos e métodos empregados na elaboração desta pesquisa e o segundo referente ao desenvolvimento experimental propriamente dito, onde são detalhadas todas as atividades realizadas durante o período de estudo.

3.1 MATERIAIS, EQUIPAMENTO E MÉTODOS

3.1.1 Materiais

Água de Estudo – Lagoa do Peri

A água que serviu de base para este estudo foi coletada na Lagoa do Peri.

A Lagoa do Peri esta localizada na região sudeste da Ilha de Santa Catarina, fazendo parte da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri e inserida na área do Parque da Lagoa do Peri, regulamentado pela Lei Municipal nº 1.828 de 1982 (Figura 13). A Lagoa apresenta uma área média de 5,072 km², um volume aproximado de 21,20 milhões de m³ e suas profundidades média e máxima são, respectivamente, 4,18 m e 11,00 m (GARCIA, 2002).



Figura 13: Localização da Lagoa do Peri e do ponto de captação da ETA Lagoa do Peri.

Fonte: Adaptada da WEB.

Em setembro de 2000, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) passou a utilizar a Lagoa do Peri como manancial de abastecimento para as regiões sul e leste da Ilha de Santa Catarina, atendendo inicialmente 50 mil habitantes (MONDARDO, 2004). A água na estação de tratamento da Lagoa do Peri é tratada por filtração direta descendente, a qual apresenta operacionalmente curtas carreiras de filtração, devido à elevada densidade fitoplanctônica local, que induz à colmatação dos filtros (RABELO, 2006).

Coagulante

O coagulante utilizado neste estudo foi o sulfato de alumínio ferroso ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14 \text{H}_2\text{O}$) comercial, na forma granulada, com as características apresentadas no Tabela 6. Optou-se por esse coagulante por ser o mesmo utilizado na Estação de Tratamento de Água (ETA) Lagoa do Peri.

Tabela 5: Características do coagulante sulfato de alumínio ferroso utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/FAD.

Componentes	Concentração Mínima (%)	Concentração Máxima (%)
Insolúveis (H ₂ O)	1,0	6,0
Óxidos Totais (P ₂ O ₃)	15,5	17,0
Óxidos de Al (Al ₂ O ₃)	14,0	16,0
Óxidos Ferrosos (Fe ₂ O ₃)	1,5	3,0
Acidez (H ₂ SO ₄)	0,0	1,0
Alcalinidade (Al ₂ O ₃)	0,0	1,0
Pureza	95,0	97,5

Membrana de Microfiltração

Nos ensaios de microfiltração foram utilizadas membranas de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF), fabricadas pela empresa GE Hosmonics®. Segundo Petrus (1997), o PVDF é um polímero inerentemente hidrofóbico e semi-cristalino que apresenta propriedades e características desejáveis para preparação de membranas, sendo estas, boa flexibilidade, excelente resistência química, térmica e mecânica e não toxicidade.

De acordo com especificações fornecidas pelo fabricante, as membranas empregadas neste estudo possuem tamanho médio de poro de 0,3 µm, espessura total de 0,175 mm, espessura da camada filtrante de 0,045 mm, ângulo de contato de 90° ± 5° e camada suporte em fibra. Estas foram adquiridas em uma folha única com dimensão de 305x305 mm, sendo posteriormente cortada em círculos de 47 mm de diâmetro, tamanho correspondente a dimensão do aparelho de filtração.

3.1.2 Equipamentos

Floteste

Os ensaios de coagulação/floculação/FAD foram realizados no aparelho floteste, composto por uma câmara de pressurização, conjunto motor-agitador (com paletas de $25 \times 75 \text{ mm}^2$) e três jarros em acrílico transparente, com dimensões de $115 \times 115 \text{ mm}$ e capacidade para 2 litros de água cada (Figuras 14).



(a)



(b)

Figura 14: Aparelho floteste. (a) câmara de pressurização (b) conjunto motor agitador e jarros.

A câmara de pressurização, com capacidade para 2 litros de água, funciona pela injeção de ar comprimido fornecido por um compressor externo. O equipamento é dotado de válvula reguladora de pressão com filtro de ar, manômetro, e registro agulha para ajuste fino da pressão. Na base da câmara encontram-se os registros para controle da entrada de água, entrada de ar e saída de água saturada para os jarros.

A base dos jarros consiste em duas placas de acrílico, espaçadas em 5 mm, sendo a placa inferior constituída de canais condutores de água saturada com ar, cujo objetivo é conduzir e distribuir esta água com maior rapidez, preenchendo o espaço situado abaixo da placa superior, composta por 121 orifícios de 2 mm de diâmetro cada, espaçados em 10 mm, uniformemente distribuídos, proporcionando perda de carga suficiente para tal distribuição (CENTURIONE FILHO; DI BERNARDO, 2002). A amostra é coletada em um ponto localizado a

12 cm de altura acima da base do jarro. A representação esquemática do equipamento floteste, utilizado na presente pesquisa, é apresentada na Figura 15.

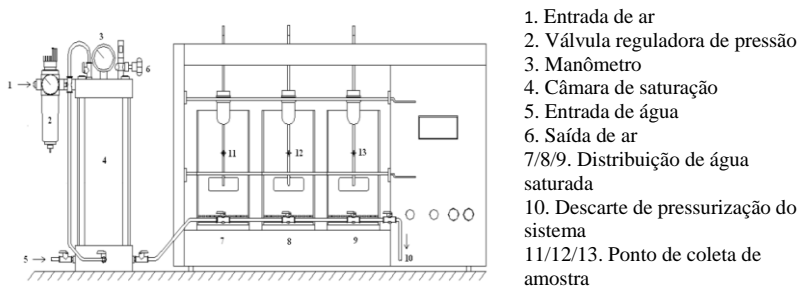


Figura 15: Representação esquemática do aparelho floteste. Fonte: Adaptado de Centurione Filho (2002).

Aparelho de Microfiltração

O aparelho utilizado nos ensaios de microfiltração é confeccionado em aço inoxidável, com capacidade para 200 mL de volume de amostra (Figura 16a). A pressão, mantida constante no aparelho, foi obtida a partir de um cilindro de ar sintético, ligado ao equipamento.

Neste dispositivo, a membrana foi posicionada entre duas telas metálicas, sendo que a tela superior encontra-se na parte interna do aparelho e tem como função dar suporte a barra metálica, visando evitar a deposição de materiais suspensos sobre a membrana, o que poderia reduzir o fluxo do permeado e o tempo de vida útil da membrana. A área de filtração da membrana é calculada em função do número de orifícios existentes na tela metálica inferior (Figura 16b) e da área individual de cada orifício.



(a)



(b)

Figura 16: (a) aparelho de microfiltração e (b) tela metálica inferior.

3.1.3 Métodos

Os parâmetros de qualidade da água avaliados e os métodos e equipamentos empregados durante o desenvolvimento deste trabalho são apresentados no Tabela 7.

Tabela 6: Parâmetros analíticos, métodos de análise e equipamentos utilizados.

Parâmetro	Método	Equipamento
Alumínio residual (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico – método ECR (kit)	Espectrofotômetro/Hach 2010
Temperatura da água (°C)	-	Termômetro de mercúrio
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹ e %)	Quantidade (e porcentagem) de oxigênio dissolvido na água	Oxímetro
pH (*)	Potenciométrico	pHmetro/ Thermo scientific Orion 3 Stars
Cor (uH) (*)	Redução da intensidade da luz ao atravessar a amostra	Espectrofotômetro/Hach 2010
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L) ^(*)	Titulométrico (H ₂ SO ₄ – 0,02 N)	-
Absorbância UV _{254nm} (cm ⁻¹)	Absorbância (λ = 254 nm)	Espectrofotômetro UV-Vis/Varian
Turbidez (UT) ^(*)	Nefelométrico	Turbidímetro/Hach 2100P
CODNP ^I (mg.L ⁻¹)	Combustão a 680 °C e detecção de CO ₂ em infravermelho	Analizador TOC/Shimadzu-5000A
Contagem de cianobactérias (ind.mL ⁻¹) ^(*)	Contagem microscópica de organismos utilizando a câmara de Sedgewich Rafter	Câmara de contagem Sedgewich Rafter; Microscópio óptico/Olympus; Contador de volumes
SST ^{II} (mg.L ⁻¹) ^(*)	Gravimétrico	-
SDT ^{III} (mg.L ⁻¹) ^(*)	Gravimétrico	-
Nutrientes	Cromatografia iônica	Dionex DX 120
Clorofila – a (µg.L ⁻¹)	Extração com etanol 95% e medição de absorbância em λ = 665nm	Espectrofotômetro/Hach 4000

(*) análises realizadas empregando-se procedimentos recomendados pelo Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

^I – Carbono Orgânico Dissolvido Não Purgável

^{II} – Sólidos Suspensos Totais

^{III} – Sólidos Dissolvidos Totais

Contagem de Cianobactérias

Foi realizada a contagem das espécies de cianobactéria filamentosas, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Limnothrix planctonica* e *Planktolyngbya sp.*, visto que uma caracterização inicial realizada na água da Lagoa do Peri indicou a dominância destas três espécies.

Após a coleta, as amostras para contagem eram fixadas em formol a 2% e mantidas sob refrigeração. Quando do procedimento de contagem, utilizando câmara de Sedgwick-Rafter, uma pequena quantidade de lugol era adicionada à amostra, de forma a permitir a sedimentação dos organismos.

A câmara Sedgwick-Rafter utilizada neste estudo possui 20 mm de largura, 50mm de comprimento, 1mm de profundidade, capacidade volumétrica para 1 mL de amostra e um total de 1.000 campos de contagem (Figura 17).

Campos de contagem

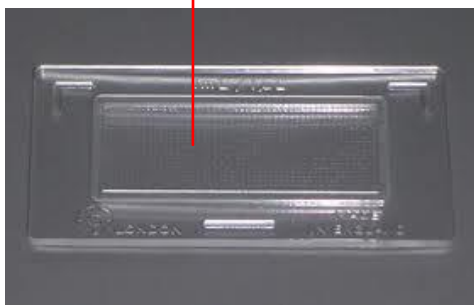


Figura 17: Câmara de Sedgwick-Rafter utilizada para contagem de cianobactérias.

A contagem das cianobactérias se deu em cinquenta campos aleatórios, espalhados de maneira homogênea pela área da câmara de

contagem. O resultado, em indivíduos por mL, foi obtido através da Equação 1 (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

$$No = \frac{Cx1000mm^3}{AxDxF}$$

(equação 1)

Onde: No = número de indivíduos por mL
 C = número de organismos contados
 A = área do campo (mm^2)
 D = profundidade de cada quadrado ou da câmara (mm)
 F = número de campos contados

3.2 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

O desenvolvimento experimental foi dividido em duas etapas. A primeira etapa refere-se aos estudos preliminares, onde foram determinados parâmetros de trabalho a serem utilizados na etapa posterior. A segunda etapa, refere-se a realização dos ensaios de coagulação, floculação e FAD associado a microfiltração e ao ensaio visando verificar o desempenho da microfiltração quando utilizada de forma unitária para tratamento da água da lagoa. Durante as duas etapas foi realizado o monitoramento, com avaliação dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água da Lagoa do Peri.

O fluxograma das atividades desenvolvidas durante o período de estudo é apresentado na Figura 18, os procedimentos relativos a cada etapa são mais detalhadamente descritos a seguir.

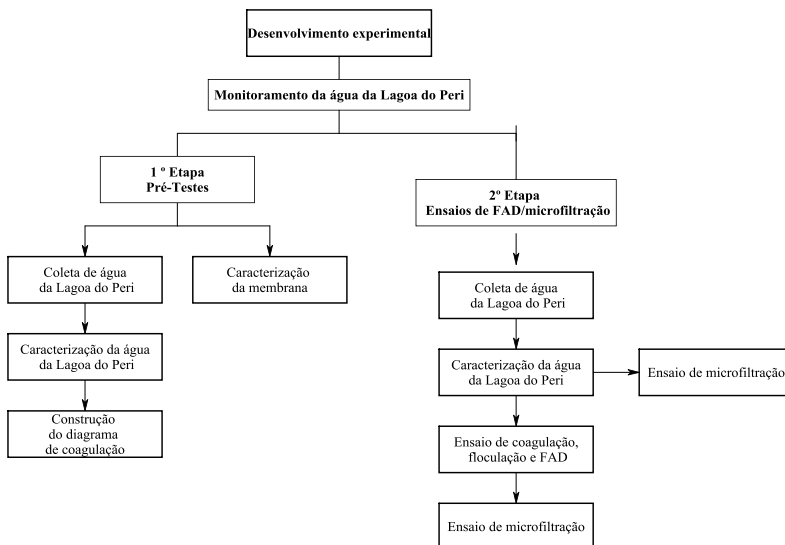


Figura 18: Fluxograma de atividades realizadas durante o período de estudo.

3.2.1 Monitoramento da água do Manancial Lagoa do Peri

As coletas de amostra de água da Lagoa do Peri, junto ao ponto de captação da CASAN, foram realizadas quinzenalmente, durante um período total de 12 meses (Janeiro a Dezembro de 2010). Este ponto de coleta foi escolhido devido à exigência de monitoramento, pela Portaria 518/2004 do ministério da saúde, da água bruta nos sistemas de tratamento de água no ponto de captação. Segundo Grellmann (2006) este ponto caracteriza-se por ser um ambiente raso, com grande influência antrópica da margem devido ao elevado fluxo de pessoas e a proximidade com a sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Diferentes parâmetros analíticos foram avaliados para a caracterização da água da Lagoa do Peri. No local de coleta foram realizadas medidas de temperatura da água e oxigênio dissolvido. Os parâmetros pH, cor (aparente e verdadeira), turbidez, condutividade, alcalinidade, absorvância UV ($_{254\text{ nm}}$), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) eram determinados imediatamente após a chegada da amostra ao laboratório. Para a determinação quantitativa de carbono orgânico dissolvido não purgável (CODNP), clorofila-a, nutrientes e contagem de cianobactérias, as amostras eram preparadas e congeladas/resfriadas para posterior análise.

3.2.2 Construção do Diagrama de Coagulação

Esta etapa teve como objetivo determinar as condições ótimas do processo de coagulação/floculação/FAD em função da relação “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, obtidas a partir da construção de um diagrama de coagulação. Os ensaios foram realizados no equipamento floteste e os parâmetros operacionais adotados foram os descritos por Centurione Filho e Di Bernardo (2003):

- Gradiente de mistura rápida (G_{mr}): 1000 s^{-1} ;
- Tempo de mistura rápida (T_{mr}): 10 s;
- Gradiente de floculação (G_f) = 25 s^{-1} ;
- Tempo de floculação (T_f) = 10 min;
- Tempo de saturação (T_{sat}) = 8 min;
- Pressão de saturação (P_{sat}) = 400 kPa;
- Fração de recirculação (R) = 10%;
- Velocidade de flotação (V_f) = $5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$.

A construção do diagrama de coagulação foi realizado variando-se o pH da água numa faixa entre 6 e 8,5 e a concentração de coagulante (solução 10% do coagulante) entre 10 e $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, em intervalos de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, conforme pode ser observado no esquema apresentado na Figura 19. Para a correção do pH foram utilizados soluções de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH), contendo 10 g do produto sólido para cada L da solução. Para cada par de valores de pH e concentração do coagulante, foram avaliados a eficiência do processo em relação à remoção de cor e turbidez.

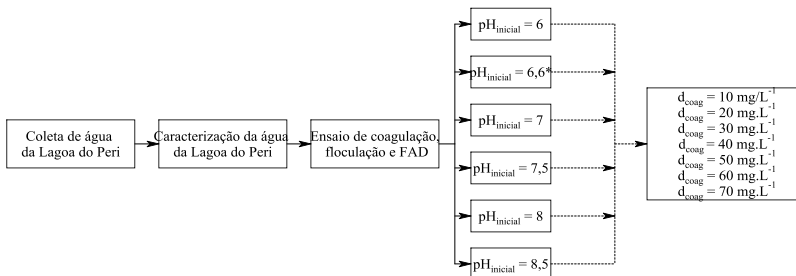


Figura 19: Representação esquemática da sequência de procedimentos para elaboração do primeiro diagrama de coagulação.

* pH sem correção, ou seja pH natural da água, medido no dia da coleta.

A partir do melhor resultado obtido nestes ensaios (faixa de dosagem de coagulante e pH inicial onde se obtiveram as maiores porcentagens de remoção) valores de dosagem próximos ao ponto ótimo foram avaliadas, considerando-se variações de 5 em 5 mg.L^{-1} , de forma a se obter uma dosagem de coagulante mais precisa (Figura 20). Nesta etapa, foram considerados como indicadores de eficiência os parâmetros cor, turbidez e contagem de cianobactérias.

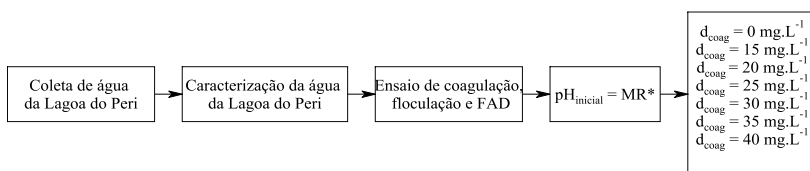


Figura 20: Representação esquemática da sequência de procedimentos para elaboração do segundo diagrama de coagulação.

* MR = referente ao pH inicial onde foram obtidos os melhores resultados no primeiro ensaio.

No início de cada ensaio de coagulação e floculação, o aparelho (floteste) era pré-programado com os parâmetros selecionados, sendo os gradientes de velocidade de mistura (G_{mr} e G_f) convertidos em rotações por minutos, levando-se em consideração a temperatura da água quando da realização do ensaio, com auxílio da tabela apresentada na Figura 21.

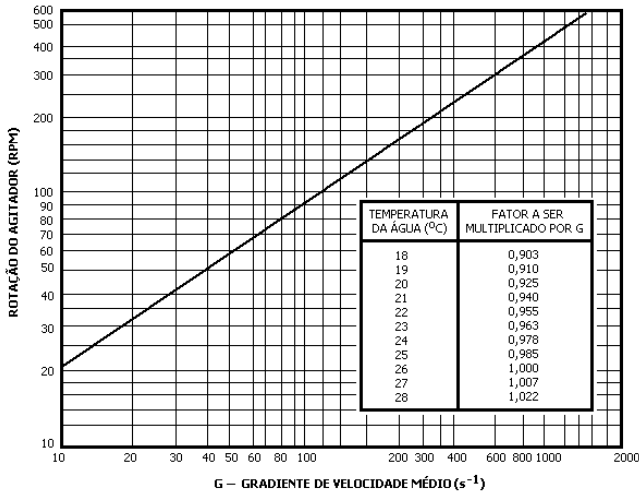


Figura 21: Rotação do agitador em função do gradiente de velocidade.
 Fonte: Centurione Filho, Di Bernardo (2002).

Os volumes de coagulante e acidificante/alcalinizante correspondentes aos valores de dosagem de coagulante e pH inicial pré-estabelecidos, eram colocados em recipientes individuais para cada jarro no aparelho. Após o preenchimento dos jarros com a água de estudo, promovia-se a correção do pH a partir da adição do acidificante/alcalinizante, tendo-se estabelecido tempo de contato de um minuto para a homogeneização da amostra. Em seguida, o coagulante era adicionado ao jarro e o equipamento (anteriormente programado) era então acionado. Decorridos os tempos necessários para a coagulação/floculação, a agitação era interrompida e a água saturada com ar era então introduzida, com fração de recirculação de 10% (correspondente a 200 mL). O tempo de coleta foi calculado em função da velocidade de flotação adotada ($v_f = 5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$) e da altura do ponto de coleta de amostra no jarro (12 cm), conforme Equação 2, recomendada por Centurione Filho e Di Bernardo (2003). Em cada ensaio foi coletado um volume de amostra de aproximadamente 300 mL, sendo as primeiras alíquotas da amostra descartadas para a redução de erros de amostragem.

$$Tc (min) = \frac{12 (cm)}{Vf \left(\frac{cm}{min}\right)}$$

(equação 2)

3.2.3 Caracterização da membrana

Visando obter informações sobre as propriedades físicas e características morfológicas da membrana utilizada nos ensaios de microfiltração, foi efetuada a caracterização da membrana de microfiltração através das técnicas apresentadas a seguir.

Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

Na microscopia eletrônica de varredura um feixe eletrônico de intensidade variada faz a varredura de superfície da amostra, permitindo assim uma caracterização rápida e precisa da estrutura porosa superficial e transversal da membrana de microfiltração. O limite de resolução dos microscópios eletrônicos de varredura está por volta de 0,01 μm e, por este motivo, é possível uma boa caracterização de membranas de microfiltração que apresentam poros na faixa de 0,1 a 10 μm .

Como preparação para observação da seção transversal da amostra e tendo em vista a conservação de suas estruturas internas, a membrana foi fraturada com nitrogênio líquido (temperatura de -160°). Todas as microfotografias das fraturas das membranas são apresentadas sem a camada suporte, devido à impossibilidade de fraturá-la, mesmo a temperaturas muito baixas, sendo então, durante o congelamento, as membranas descoladas do suporte.

Sendo os materiais poliméricos maus condutores de elétrons e buscando evitar que as amostras se alterem ou mesmo queimem, devido à alta voltagem empregada para a aceleração dos elétrons, estas foram metalizadas através do recobrimento com uma fina camada de ouro (cerca de 350 Angstroms).

As análises de microscopia eletrônica de varredura foram realizadas no Laboratório de Materiais do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Santa Catarina.

Ensaio de permeabilidade

O ensaio de permeabilidade teve por objetivo, através da análise do fluxo de permeado, determinar qual a pressão de trabalho a ser utilizada nos ensaios posteriores de microfiltração. Para isso foram realizados experimentos, em uma mesma membrana, aplicando-se pressões entre 0,5 e 2 bar de forma crescente.

Os ensaios de permeabilidade foram realizados com água ultrapura e compressão da membrana pelo período de 90 minutos para cada uma das pressões previamente determinadas (0,5, 0,77, 1, 1,5 e 2 bar). A cada 10 minutos, a partir da liberação da primeira gota de permeado pelo aparelho, foi recolhida uma amostra por 2 minutos, sendo este volume pesado e o valor convertido para litro (L). O cálculo do fluxo permeado foi obtido a partir da Equação 3.

$$J_0 = \frac{V}{A \cdot t}$$

(equação 3)

Onde: J_0 = fluxo permeado ($L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)

V = volume coletado (L)

A = área efetiva da membrana (m^2)

t = o tempo de coleta

3.2.4 Ensaio de FAD associada à microfiltração para tratamento de água proveniente da Lagoa do Peri

Esta etapa do estudo teve como objetivo avaliar a eficiência na remoção de cianobactérias pela aplicação sequencial dos dois processos de tratamento estudados.

Foram realizados ensaios quinzenais, durante 10 meses (Março a Dezembro de 2010), paralelamente ao monitoramento da água da Lagoa do Peri, determinando assim, a possível variação na eficiência do processo de tratamento em decorrência das mudanças nas características da água da lagoa ao longo das diferentes estações do ano. Os ensaios foram realizados com a dosagem de coagulante e pH ótimo obtidos com

a elaboração do diagrama de coagulação (item 3.2.2) e com a pressão de trabalho ótima obtida no ensaio de permeabilidade.

Visando eliminar impurezas retidas na membrana inerentes ao processo de fabricação, segundo metodologia apresentada por MacCallum et al. (2005) e Wang et al. (2009), as membranas permaneceram submersas em água ultra-pura por um período mínimo de 24 horas, anteriormente a cada ensaio de microfiltração.

Previamente à filtração da amostra, a membrana era compactada por 60 minutos com água ultra-pura, visando a estabilização do fluxo. A seguir, a amostra obtida na etapa de coagulação/floculação/FAD, era transferida para o aparelho de filtração. O tempo de filtração determinado foi de 180 minutos, com coleta de amostras para análises relativas a qualidade do permeado nos tempos zero (início da filtração), 30, 60, 90, 120, 150 e 180 minutos. Após a passagem da amostra, era efetuada novamente a passagem de água ultra-pura pelo período de 60 minutos visando a determinação do *fouling*. Em todas as etapas do experimento (compactação, passagem da amostra e determinação do *fouling*) foram coletadas amostras a cada 10 minutos de filtração, para determinação do fluxo permeado, utilizando a equação 3 apresentada no tópico 3.2.3.2.

Para avaliação da eficiência dos processos foram avaliados os parâmetros cor, turbidez, absorvância, CODNP e densidade de cianobactérias, após cada uma das etapas, coagulação/floculação/FAD e microfiltração.

3.2.5 Estudo comparativo entre a microfiltração quando utilizada de forma unitária e quando utilizada associada com a FAD

Visando avaliar a microfiltração quando realizada sem o pré-tratamento com FAD, e comparar estes resultados com o obtido com a associação destas tecnologias, foram realizados ensaios de microfiltração, onde a água proveniente da Lagoa do Peri, após a caracterização inicial, foi colocada diretamente no aparelho de filtração. A pressão utilizada nestes ensaios foi a determinada no ensaio de permeabilidade à água e a coleta de amostra para análise dos parâmetros de qualidade e para determinação do fluxo (ensaio de compactação da membrana, filtração da amostra e determinação do *fouling*) foram realizadas de maneira similar a apresentada para a filtração no ensaio de FAD associada a microfiltração (item 3.2.4).

Os parâmetros de qualidade de água avaliados nesta etapa foram cor, turbidez, absorvância, CODNP e densidade de cianobactérias. Os

resultados obtidos neste ensaio foram comparados com os obtidos no ensaio de FAD associada a microfiltração, realizado com a mesma água base, permitindo assim determinar em qual deles se obteve os melhores resultados relativos a qualidade da água final e ao fluxo permeado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO MANANCIAL LAGOA DO PERI

Visando avaliar as características do manancial Lagoa do Peri, realizou-se o monitoramento da qualidade da água da lagoa pelo período de 12 meses, de janeiro à dezembro de 2010. Os resultados obtidos (valores mínimos, máximos e médios) são apresentados na Tabela 8.

Tabela 7: Valores mínimos, máximos e médios dos parâmetros de caracterização da Lagoa do Peri.

Parâmetros	Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Médio
Absorbância	0,0563	0,0941	0,0675
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6,0	22,0	11,8
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	14,3	27,9	19,4
Cor aparente (uH)	44	67	55
Cor verdadeira (uH)	7	20	12
Densidade de cianobactérias (ind.mL ⁻¹)	21.740	68.180	39.057
CODNP (mg.L ⁻¹)	3,1	7,9	5,1
Oxigênio dissolvido (% de saturação)	83	108,3	96
pH	5,70	7,80	6,52
Temperatura da água (°C)	13,1	31,3	22,1
Turbidez (UT)	4,0	7,3	5,3
SST (mg.L ⁻¹)	2,0	12,0	5,1
SDT (mg.L ⁻¹)	30	200	69

Durante o período de monitoramento da água da Lagoa do Peri foi possível observar a variação dos parâmetros analisados e a inter-relação apresentada pelos mesmos, sendo estes mais detalhadamente discutidos a seguir.

4.1.1 Parâmetros físico-químicos

A temperatura da água é uma variável de extrema importância na investigação da dinâmica de um ecossistema aquático, visto que a mesma interfere diretamente sobre o metabolismo dos organismos existentes no meio, afetando importantes processos como a respiração, a

fotossíntese e a decomposição, e sobre a solubilidade de gases fundamentais ao equilíbrio do sistema, como o oxigênio e o gás carbônico (OLIVEIRA, 2006).

Na Lagoa do Peri a temperatura da água (na camada superficial) apresentou, ao longo do ano, uma variação sazonal característica do clima subtropical. A temperatura máxima, 31,3°C, foi registrada durante o verão (fevereiro de 2010), enquanto a mínima, 13,1°C, foi registrada durante o inverno (agosto de 2010), sendo a temperatura média igual a 22,1°C (Figura 22 e Tabela 8). Este padrão de variação de temperatura é compatível com a encontrada por Laudares-Silva (1999), 30°C em janeiro e 15°C em junho de 1997, Simonassi (2001), 18°C em junho/98 e 28°C em janeiro/99 e Grellmann (2006), 29°C em março e 17,5°C em julho de 2005.

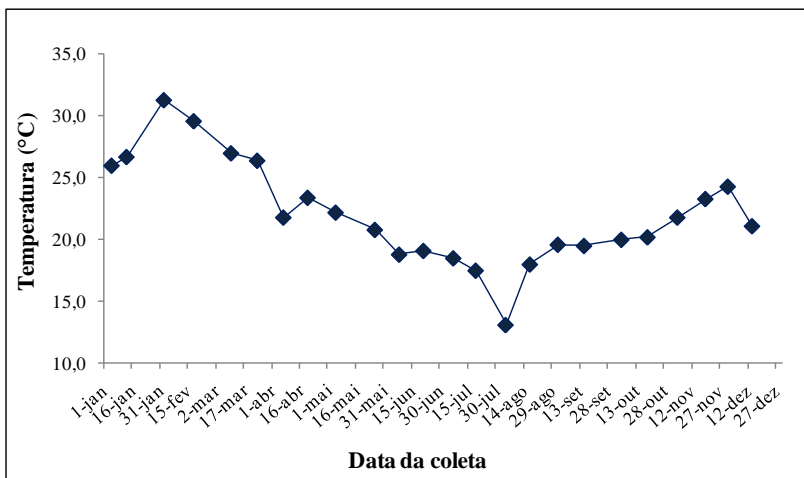


Figura 22: Variação da temperatura da água na Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

O oxigênio é um parâmetro fundamental para o estudo de lagos e lagoas. O oxigênio dissolvido é essencial ao metabolismo de todos os organismos aquáticos aeróbios, como resultados disto, a solubilidade e a dinâmica da distribuição de oxigênio em corpos d'água são fatores básicos para o entendimento da distribuição, comportamento e crescimento de organismos aquático (WETZEL, 2001).

Durante praticamente todo o período de estudo, foram registradas taxas de saturação de oxigênio dissolvido próximas ou maiores que 100% (Figura 23). Estes valores indicam que o oxigênio dissolvido não

é um fator limitante para a biota na Lagoa do Peri. Segundo Simonassi (2001) isto ocorre não somente pela constante circulação da água, causada pela ação dos ventos, mas também por outra importante fonte de oxigênio, a fotossíntese, que ocorre praticamente em toda a coluna d'água, devido à distribuição homogênea da comunidade fitoplantônica na lagoa.

A variação temporal dos valores de oxigênio dissolvido pode ser influenciada pela temperatura da água, pela pluviosidade e pelo índice de radiação solar. A temperatura influencia na solubilidade do oxigênio, quanto maior a temperatura menor a solubilidade deste gás na água. Maiores índices pluviométricos acarretam o lixiviamento do solo da bacia de contribuição e conseqüente carreamento de maiores quantidades de matéria orgânica para o corpo de água, contribuindo assim para maiores demandas de oxigênio. Com a diminuição da radiação, tem-se a diminuição da atividade fotossintética, o que pode resultar na diminuição do oxigênio dissolvido. No período de monitoramento da Lagoa do Peri pode ser observada a influência de alguns destes fatores sobre os valores deste parâmetro. O menor valor foi registrado em março de 2010, 83%, num período de temperaturas mais altas e maior pluviosidade e o maior valor, uma supersaturação de 108,3%, em agosto de 2010, num período de temperaturas mais baixas e clima mais seco (Tabela 8). Este padrão de variação foi também observado por Oliveira (2006) no monitoramento da Lagoa Batoque (Ceará) e por Souza e Fernandes (2009) no monitoramento da Lagoa Mãe-Bá (Espírito Santo).

Em relação à condição de oxigenação da água da Lagoa do Peri, esta também foi observada por Laudares-Silva (1999) e Hennemann (2010), sendo as taxas de saturação obtidas por estes autores menores que as observadas neste estudo. Os valores obtidos por Laudares-Silva (1999) ficaram entre 65% e 96%. A diferença neste caso pode ser atribuída à metodologia utilizada para obtenção deste parâmetro, já que o autor obteve as taxas de oxigênio dissolvido através do método de Winkler e neste estudo foi utilizado oxímetro de campo. Hennemann (2010) encontrou valores de 62% a 105%, porém em diferentes pontos amostrais.

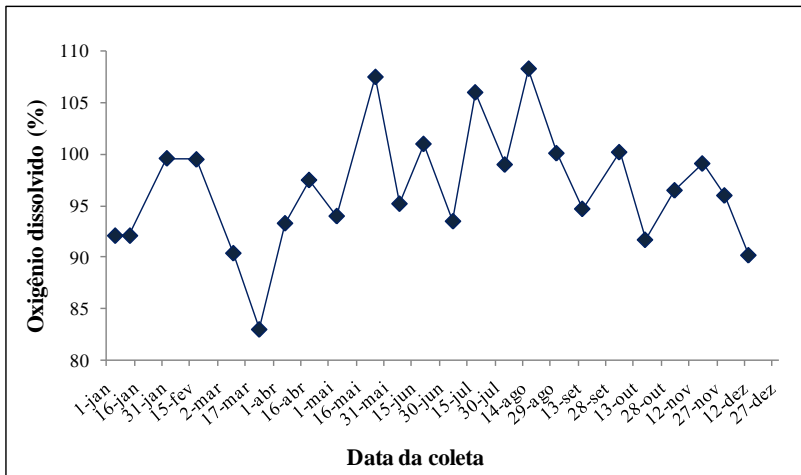


Figura 23: Variação da taxa de saturação do oxigênio dissolvido na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

De acordo com Silva (2007 *apud* Medeiros, 2010) a absorvância $UV_{254\text{ nm}}$ pode ser entendida como a quantidade de radiação absorvida pela água, principalmente pela presença de compostos orgânicos. Os valores de absorvância encontrados durante o período de monitoramento variaram entre $0,0563\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ (fevereiro de 2010) e $0,0941\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ (maio de 2010), porém nos demais meses os valores foram próximos ao valor médio de $0,0675\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ (Tabela 8 e Figura 24). Estes valores estão abaixo dos encontrados por Coral (2009) em amostragem realizada entre os meses de setembro e dezembro de 2008, de $0,1041$ a $0,1421\text{ (cm}^{-1}\text{)}$, esta diferença pode ser atribuída à metodologia utilizada pelo autor para obtenção dos valores de absorvância.

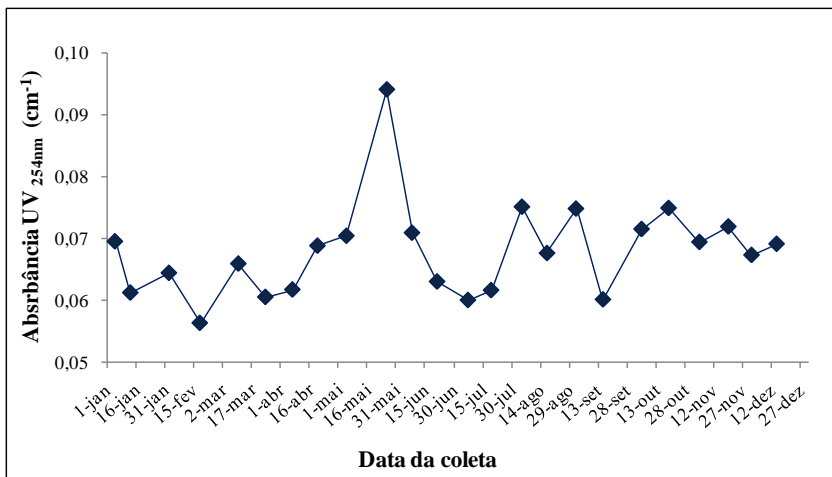


Figura 24: Variação de valores de absorbância UV_{254nm} na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

O pH pode ser considerado um dos parâmetros mais importantes para a caracterização dos ambientes aquáticos, entretanto devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo, sua interpretação torna-se muito difícil (ESTEVES, 1988). Durante este estudo, foram encontrados valores de pH entre 5,70 (abril/maio de 2010) e 7,80 (janeiro de 2010), com média de 6,52 (Tabela 8 e Figura 25), o que demonstra uma tendência das águas da Lagoa do Peri de apresentarem, na maioria do tempo, pH próximo à neutralidade ou levemente acidificado. Esta tendência é confirmada pelos resultados apresentados por Grellmann (2006) e Hennemann (2010) que obtiveram valores de pH entre 6,66 e 7,66 e de 5,40 a 7,90, respectivamente. Já Mondardo (2004) e Simonassi (2001) encontraram valores de pH próximos a neutralidade e tendendo à alcalinidade, de 6,20 a 8,32 e entre 6,60 e 8,10, respectivamente. Para Hennemann (2010), lagoas costeiras geralmente apresentam pH mais elevado devido, principalmente, a influência da água salgada (contribuição de carbonatos e bicarbonatos). Porém o pH levemente acidificado apresentado pelas águas da Lagoa do Peri pode ser explicado pela alta taxa de respiração, com liberação de gás carbônico e consequente formação de ácido carbônico, ou ainda, segundo Branco *et al.*, 2000 (*apud* Hennemann, 2010) pela presença de materiais húmicos.

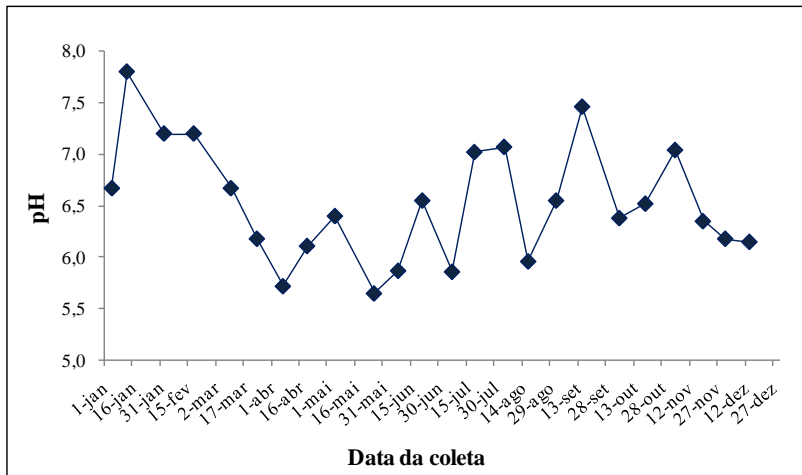


Figura 25: Variação do pH na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

A alcalinidade das águas naturais traduz a capacidade de neutralizar ácidos ou a capacidade de minimizar variações significativas de pH (tamponamento), podendo se manifestar de três formas em função do pH. Em águas cujo pH varie entre 4,40 e 8,30 a alcalinidade será devido apenas aos bicarbonatos, pH entre 8,30 e 9,40 a carbonatos e bicarbonatos, e para pH maior que 9,40, a alcalinidade é relacionada a presença de hidróxidos e carbonatos. Considerando esses dados, para a maioria das águas naturais de superfície a alcalinidade decorre apenas de bicarbonatos, principalmente de cálcio e magnésio (LIBÂNIO, 2005).

Durante o período de amostragem a alcalinidade da lagoa variou entre $6,0 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (junho de 2010) e $22,0 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (agosto de 2010), com valor médio de $11,8 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (Tabela 8 e Figura 26). Esta variação de valores pode estar associada ao nível de água da lagoa, sendo que os menores valores de alcalinidade foram registrados em períodos de maior pluviosidade, quando o nível de água da lagoa estava elevado, sendo o comportamento contrário também observado, maiores valores de alcalinidade em períodos de menor pluviosidade. Esta relação foi observada também por Oliveira (2006) em estudo realizado na lagoa costeira do Batoque (Ceará), em que, para o autor, este fenômeno é provavelmente causado pelo efeito de diluição dos sais responsáveis pela alcalinidade das águas do sistema em períodos de maior pluviosidade e à concentração destes sais em períodos mais secos.

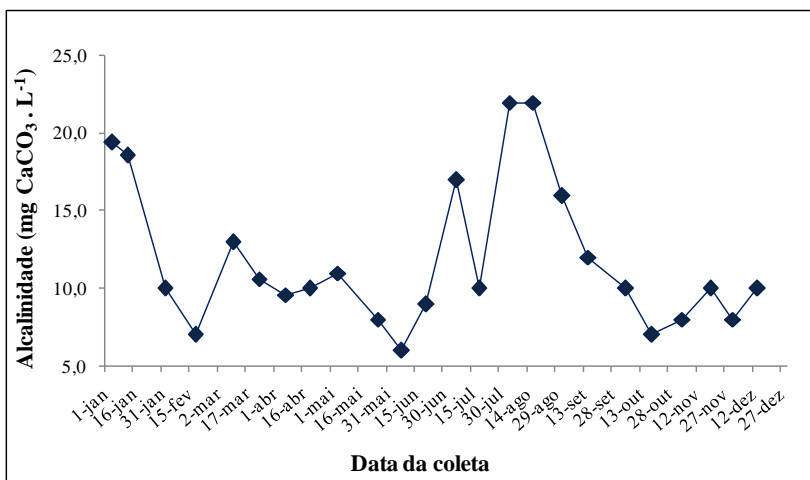


Figura 26: Variação da alcalinidade na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

A cor da água é produzida pela reflexão da luz em partículas minúsculas (colóides) de origem predominantemente orgânica, pela presença de compostos de ferro e manganês ou pelo lançamento de diversos tipos de resíduos. Os compostos orgânicos que conferem cor às águas naturais são provenientes, basicamente, de duas fontes: fonte natural, pela decomposição de matéria orgânica de origem predominantemente vegetal ou pelo metabolismo de microorganismos presentes no solo; e fonte antropogênica, tais como descarga de efluentes domésticos ou industriais, lixiviação de vias urbanas e solos agriculturáveis (LIBÂNIO, 2005).

O parâmetro cor aparente variou de 44 uH (outubro/novembro/dezembro de 2010) a 67 uH (maio de 2010), com média de 55 uH (Tabela 8 e Figura 27). Estes valores estão próximos aos obtidos por Coral (2009), de 50 a 70 uH, entre os meses de setembro e dezembro de 2008. Mondardo (2004) obteve valores máximos mais elevados, chegando a cor aparente igual a 120 uH nos meses de novembro e dezembro de 2001, porém a maioria dos valores obtidos pelo autor permaneceram próximos a média de 75 uH.

Para efeito de caracterização da água distinguiu-se a cor aparente, na qual se considera as partículas suspensas, da cor verdadeira, sendo esta última um importante indicador da concentração da matéria orgânica presente nas águas naturais. Segundo Libânio (2005), as águas

naturais apresentam, em geral, cor verdadeira variando entre 0 a 200 uH, sendo os valores inferiores a 10 uH dificilmente perceptíveis.

O parâmetro cor verdadeira variou de 7 uH em janeiro e fevereiro/2010 a 17 uH em outubro de 2010 (Tabela 8 e Figura 27). Estes valores estão também de acordo aos encontrados por Coral (2009), entre 6 e 19 uH e mais elevados que os obtidos por Mondardo (2004), entre 3 uH e 14 uH.

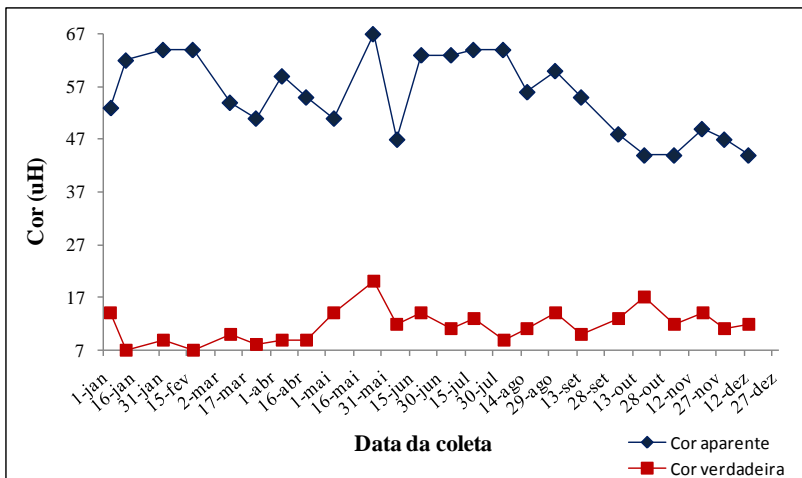


Figura 27: Variação da cor aparente e cor verdadeira na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

A turbidez pode ser causada por uma ampla variedade de materiais originados da lavagem da bacia de drenagem, como argilas e siltes inorgânicos, e matéria orgânica, além da presença de algas fitoplantônicas, que contribuem para o aumento da turbidez (SAWYER *et al.*, 1994). De acordo com Libânio (2005), a turbidez natural das águas superficiais está, geralmente, compreendida na faixa de 3 a 500 UT, porém, em lagos e represas, onde a velocidade de escoamento da água é menor, a turbidez tende a ser mais baixa.

Na Lagoa do Peri foram registrados valores de turbidez que variaram entre 4,0 UT (dez/2010) e 7,3 UT (maio/2010), com média de 5,3 UT (Tabela 8 e Figura 28). Comparando estes valores com os obtidos por Coral (2009), no mesmo ponto de coleta, quando foi registrado valor mínimo de 4,0 UT e valor máximo de 7,4 UT, nota-se a semelhança entre os mesmos, sendo possível concluir que a lagoa não apresenta uma oscilação representativa deste parâmetro. Segundo

Simonassi (2001) na Lagoa do Peri, por este ser um ambiente lagunar relativamente pequeno, a presença de material particulado é sensivelmente influenciada por fatores climáticos como precipitação e ventos. Nos períodos de maior precipitação tem-se um aumento no fluxo de água para os rios que drenam as bacias hidrográficas carregando maior quantidade de detritos e sedimentos finos, aumentando assim as concentrações de material particulado em suspensão na água. A intensidade do vento é o fator climático que mais influencia na variação do valor de turbidez na Lagoa do Peri. Quando intenso, o vento pode causar resuspensão do material particulado de fundo e mistura da coluna d'água, dificultando a sedimentação dos mesmos e, conseqüentemente aumentando os valores de turbidez. Entretanto, neste estudo, não pôde ser observada a influência destes fatores sobre a variação deste parâmetro na lagoa.

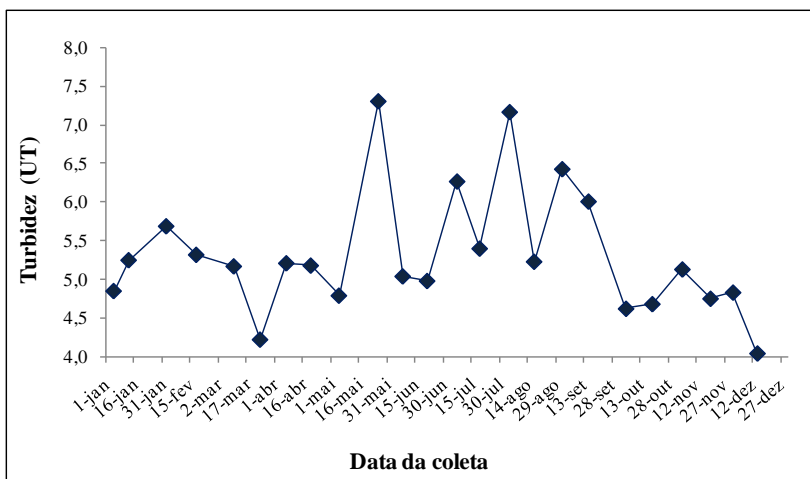


Figura 28: Variação do valor de turbidez na água da Lagoa do Peri, durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

Assim como a turbidez, o parâmetro sólidos suspensos totais (SST) também é influenciado pela pluviosidade, e assim como o ocorrido com a turbidez não foi possível, neste estudo, obter uma relação entre intensidade de chuva e valores de SST, sendo que na maioria dos períodos chuvosos, não foram obtidos os maiores valores de SST. O valor de sólidos suspensos totais na Lagoa do Peri durante o período de monitoramento variou de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $12,0 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $5,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 8 e Figura 29). Estes valores estão de

acordo com os obtidos por Coral (2009), de 2,5 mg.L⁻¹ a 10,5 mg.L⁻¹ entre os meses de setembro e dezembro de 2008.

O teor de sólidos dissolvidos totais (SDT) variou de 30 mg.L⁻¹ a 200 mg.L⁻¹, com valor médio de 69 mg.L⁻¹ (Tabela 8 e Figura 29). Neste estudo pode-se observar uma tendência à maiores valores de SDT em períodos de baixa pluviosidade. Esta tendência foi ressaltada também por Fernandes *et al.*, (2009), em monitoramento realizado nos anos de 2006 e 2007 na Lagoa Mãe-Bá (Espírito Santo), em que nos meses de estiagem foram obtidos valores médios de SDT de 772,75 mg.L⁻¹, já no período de chuva a média foi menor que a metade deste valor, 314,87 mg.L⁻¹ para os mesmos pontos amostrais. Coral (2009) obteve, junto ao ponto de captação da CASAN, valores de SDT que variaram entre 56 mg.L⁻¹ e 80 mg.L⁻¹. Já Mondardo (2004) obteve, no mesmo local, valores de sólidos dissolvidos totais bem inferiores aos encontrados nestes estudos, entre 22 mg.L⁻¹ e 38 mg.L⁻¹ com média de 31 mg.L⁻¹.

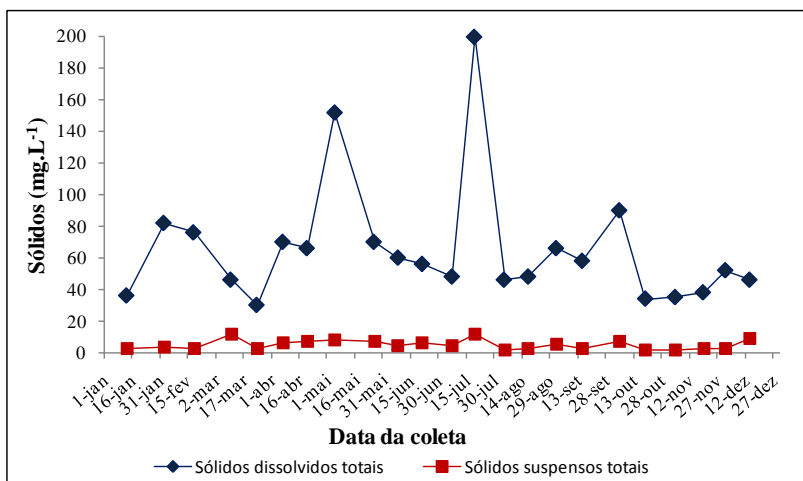


Figura 29: Variação dos valores de SDT e SST na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

A concentração de CODNP na água da Lagoa do Peri variou de 3,07 mg.L⁻¹ (dezembro de 2010) a 7,93 mg.L⁻¹ (junho de 2010), com valor médio de 5,15 mg.L⁻¹ (Tabela 8 e Figura 30). Estes valores estão bastante próximos aos encontrados por Mondardo (2004), de 4,5 mg.L⁻¹ a 7,1 mg.L⁻¹ (monitoramento da lagoa de março de 2001 a março de 2003), podendo este manancial, de acordo com o autor, ser considerado um sistema rico em matéria orgânica.

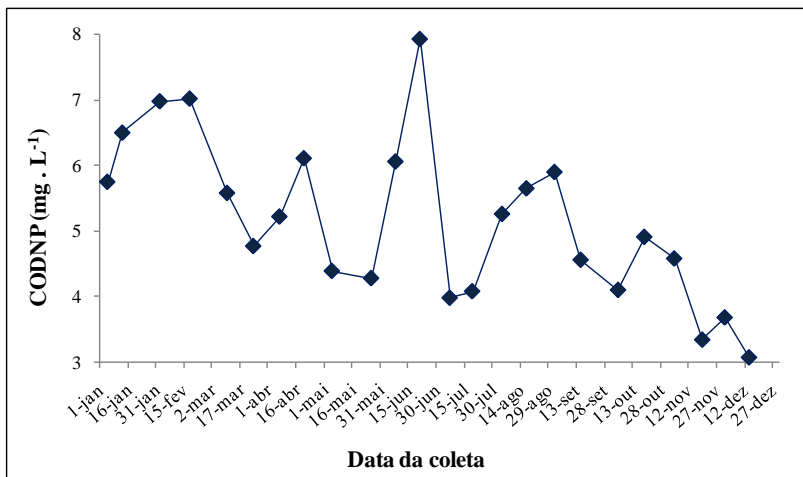


Figura 30: Variação do valor de CODNP na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

4.1.2 Parâmetros Biológicos

Segundo Simonassi (2001), a análise do pigmento clorofila-a representa uma medida de biomassa algal que, embora de forma aproximada, permite uma avaliação da produtividade primária de um ecossistema. De acordo com Libânio (2005), algas e cianobactérias, quando presentes em mananciais de abastecimento, podem interferir no tratamento de águas de diferentes formas, pelo aumento do consumo de produtos químicos, pela redução de sedimentabilidade dos flocos e consequente redução das carreiras de filtração, e pela elevação da demanda de cloro para desinfecção, com maior possibilidade de formação de THM, ocasionando maiores riscos para a saúde humana.

No presente estudo, no mês de fevereiro/2010 foram registrados os maiores valores de concentração de clorofila-a, $26,50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $27,90 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Já nos meses de julho e agosto foram registrados os menores valores de concentração, $14,30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $15,10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 8 e Figura 31). As variações de valores de concentração de clorofila-a seguiram a variação sazonal de temperatura e intensidade luminosa. No verão devido à elevada temperatura e intensidade luminosa, o desenvolvimento de algas é favorecido, havendo um consequente aumento na concentração de clorofila-a. No inverno, ao contrário, as temperaturas da água mais baixas e períodos mais curtos de luminosidade induzem a uma diminuição na população algal,

diminuindo assim as concentrações de clorofila-a na lagoa. Este padrão de variação na concentração de clorofila-a foi também observado por Simonassi (2001) e Hennemann (2010). Estes autores, em seus estudos de monitoramento da Lagoa do Peri encontraram maiores concentrações de clorofila-a nos períodos mais quentes do ano (primavera e verão), sendo estes respectivamente 32,30 $\mu\text{g. L}^{-1}$ (fevereiro/2009) e 38,40 $\mu\text{g. L}^{-1}$ (dezembro/98). Mondardo (2004), encontrou maior amplitude de variação na concentração de clorofila-a, de 2,75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 41,39 $\mu\text{g.L}^{-1}$, porém em cerca de 70% do tempo a concentração esteve compreendida entre 20,00 e 40,00 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Segundo Hennemann (2010) vários autores relatam que mesmo lagoas costeiras sujeitas a poluição (alta concentração de clorofila-a geralmente está associada a problemas de eutrofização), apresentaram concentrações mais baixas de clorofila-a que a Lagoa do Peri. As Lagoas costeiras Marcelino, Peixoto, Pinguela, Palmital, Malvas e do Passo, localizadas no Rio Grande do Sul (com climas e características da água similares a da Lagoa do Peri) também apresentaram valores mais baixos de clorofila-a, apesar das altas concentrações de nutrientes (Pedrozo e Rocha, 2006; Hennemann, 2010). Para Hennemann (2010) a predominância de altas densidades da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* na Lagoa do Peri é provavelmente a razão para as altas concentrações de clorofila-a encontradas, já que estas encontraram um ambiente adequado e vem aumentando sua densidade e dominância na lagoa nas últimas décadas.

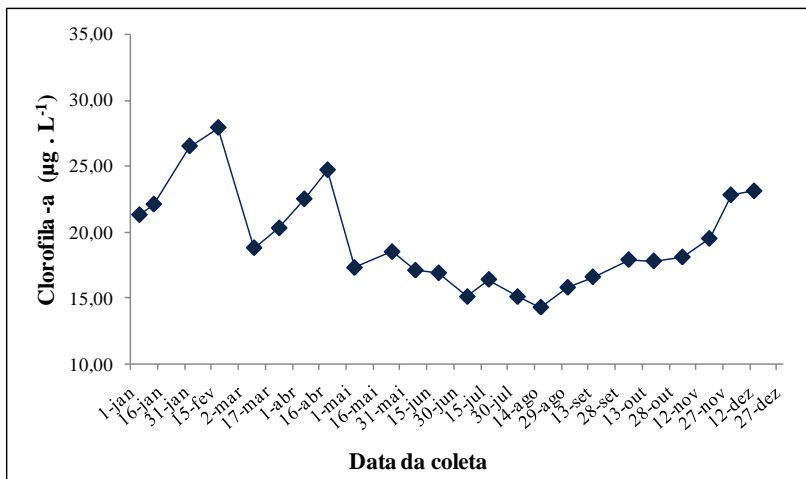


Figura 31: Variação da concentração de clorofila-a na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

Diversos estudos mostram que da densidade total do fitoplâncton presente na Lagoa do Peri, o grupo dominante é o das cianobactérias. Grellmann (2006) descreve que, em monitoramento realizado de novembro de 2004 a novembro de 2005, a densidade das cianobactérias representou até 89,67% da densidade total do fitoplâncton da lagoa. Mondardo (2004), destaca que o fitoplâncton encontrado na água bruta durante o período de monitoramento, de março de 2001 a março de 2003, mostrou-se dominado pelas cianobactérias em todos os meses com exceção do mês de agosto de 2001 (devido a baixa temperatura), quando ocorreu mudança de dominância para clorófitas, em relação a densidade (ind.mL^{-1}), no entanto quanto ao biovolume, as cianobactérias continuaram dominantes.

Entre as espécies de cianobactérias presentes na Lagoa do Peri, Mondardo (2004), Grellmann (2006) e Coral (2009), citam que a espécie dominante é a *Cylindrospermopsis raciborskii*, sendo reportada, respectivamente, uma contribuição de 20 a 97%, de 45 a 85% e de 56 e 91% desta espécie em relação ao fitoplâncton total da lagoa. Segundo Grellmann (2006) e Coral (2009) os gêneros de cianobactérias *Limnothrix planctonica* e *Planktolyngbya sp* também são encontradas na Lagoa do Peri. No levantamento realizado por Coral (2009), o autor concluiu que, embora a *C. raciborskii* se apresente em maior número, a *Limnothrix planctonica* mostrou-se bastante competitiva, com percentuais próximos em algumas avaliações. Segundo o autor, este

favorecimento no crescimento da espécie poderia estar associado a fatores ambientais como queda brusca de temperatura ou ocorrência de chuvas, que alteram as condições ideais de crescimento da *C. raciborskii*. Já no estudo realizado por Grellmann (2006), a *Limnothrix planctonica* chegou a contribuir com 36,67% na densidade total do fitoplâncton. Estes autores indicam que a *Planktolyngbya sp* foi encontrada com densidades inferiores às demais cianobactérias presentes na lagoa. De acordo com Grellmann (2006), esta predominância de espécies de cianobactérias filamentosas se deve a alta relação de Zm/Zeu (relação entre a zona eufótica e zona de mistura, que determina a disponibilidade luminosa na zona de mistura), encontrada para Lagoa do Peri, o que mostra a existência de uma deficiência de luz, sendo que esta deficiência favorece as espécies filamentosas, já que a forma filamentosa reúne pigmentos fotossintetizantes na maior área possível de secção transversal do campo de luz. Laudares-Silva (1999), por sua vez, justifica esta predominância pela capacidade destes organismos em se adaptar à ambientes turbulentos e túrgidos.

Mediante o exposto e considerando o interesse do presente estudo, embora a água da Lagoa do Peri apresente variadas espécies de fitoplâncton, realizou-se somente o levantamento quantitativo das cianobactérias filamentosas *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Limnothrix planctônica* e *Planktolyngbya sp*.

Durante o período de monitoramento a densidade de cianobactérias na Lagoa do Peri variou de 21.740 ind.mL⁻¹ em julho a 68.180 ind.mL⁻¹ em novembro de 2010, com média de 39.057 ind.mL⁻¹ (Tabela 8 e Figura 32). Grellmann (2006) encontrou, no mesmo ponto de coleta, densidades de cianobactérias que variaram de 32.865 ind.mL⁻¹ (Dezembro de 2004) a 90.083 ind.mL⁻¹ (Novembro de 2005). Coral (2009), entre os meses de setembro e dezembro de 2008 obteve valores entre 26.450 ind.mL⁻¹ e 49.200 ind.mL⁻¹ e Mondardo (2004), encontrou, no mês de agosto de 2001, o menor valor de densidade, 1.855 ind.mL⁻¹ e no mês de dezembro de 2002 o maior valor, 243.544 ind.mL⁻¹.

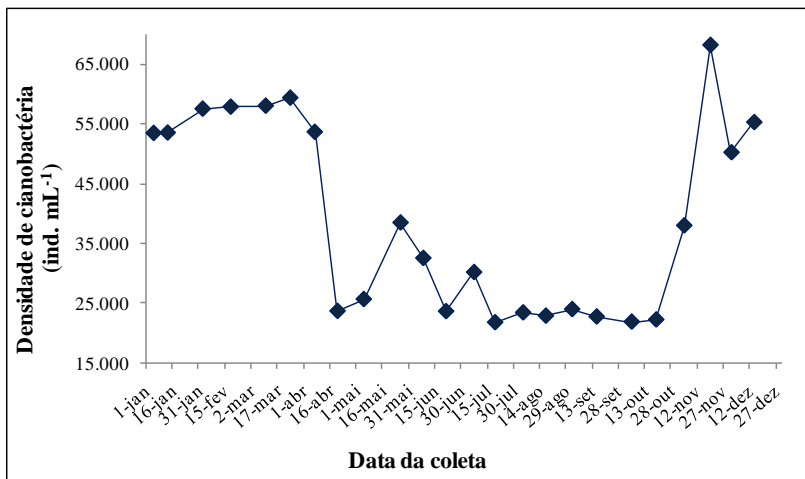


Figura 32: Variação da densidade de cianobactérias na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento (janeiro a dezembro de 2010).

Como pode ser observada na Figura 32, a concentração de cianobactérias encontrada no manancial teve um comportamento sazonal, com menores valores no inverno, quando a temperatura da água se apresentava mais baixa e maiores valores no verão, outono e primavera, quando a temperatura da água se encontrava mais elevada. O mesmo comportamento foi observado também por Mondardo (2004) e Grellmann (2006) em seus estudos na Lagoa do Peri. Outro fator que pode ser observado é que a predileção da *C. raciborskii* por pH mais alcalinos não se confirmou neste estudo, já que a água da lagoa, no período em que foi efetuado o monitoramento, apresentou pH levemente ácido, e mesmo assim houve a predominância desta espécie na lagoa.

A presença de grandes quantidades destes organismos deve ser considerada um problema de saúde pública, visto seu potencial para produzir cianotoxinas. Considerando que na Lagoa do Peri cada indivíduo apresenta em média 5 células para filamento curto e 14 células para filamento longo (CORAL, 2009), a densidade de cianobactérias no ponto de captação encontrou-se acima do valor máximo estabelecido pela Portaria nº 518/2004 (20.000 cel.mL⁻¹) durante todo o período de coleta, indicando a necessidade de realização de análise semanal de cianotoxinas na água na saída do sistema de tratamento.

Além disso, e mais especificamente sobre a influência da presença destes organismos no tratamento realizado na ETA Lagoa do Peri, as elevadas densidades destes microorganismos resultam na

colmatação dos filtros da estação de tratamento, ocasionando um aumento no consumo de água para a lavagem dos mesmos e na redução das carreiras de filtração.

4.1.2 Nutrientes

A concentração de nutrientes em um ecossistema aquático é importante, principalmente, por estar frequentemente relacionado ao grau de poluição do mesmo. A presença de teores elevados de nutrientes geralmente são interpretados como indicadores de meio poluído, demonstrando um estado de avançada eutrofização. Apesar de esta premissa ser verdadeira, isto não significa, obrigatoriamente, que a situação inversa seja indicador de ambientes em menor nível trófico. São comuns os ecossistemas onde os elementos biogênicos são utilizados de forma tão eficiente pela biota, que as formas inorgânicas dissolvidas são mantidas em níveis de concentração muito baixos, muitas vezes até não detectáveis pelos métodos de determinação destes compostos (CARMOUZE, 1994).

A Tabela 9 apresenta os valores de concentração de nutrientes encontrados na Lagoa do Peri durante o monitoramento realizado de março a dezembro de 2010, sendo que nos meses anteriores (janeiro e fevereiro de 2010) estes parâmetros não foram avaliados.

Tabela 8: Concentração de nutrientes presentes na água da Lagoa do Peri durante o período de monitoramento.

Data da coleta	Cloreto (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Fosfato (mg.L ⁻¹)	Sulfato (mg.L ⁻¹)
10/03	13,09	ND	ND	3,58
24/03	13,04	ND	ND	3,35
07/04	13,57	ND	10,05	ND
20/04	13,18	ND	10,07	ND
05/05	12,99	0,01	10,18	ND
26/05	12,22	ND	ND	3,22
08/06	12,08	ND	ND	3,25
21/06	12,2	ND	ND	25,17
07/07	12,41	ND	9,8	ND
19/07	12,44	ND	16,57	ND
04/08	12,31	ND	9,72	ND
17/08	12,84	0,01	ND	3,42
01/09	14,04	ND	ND	3,75
15/09	27,35	ND	ND	3,69
05/10	14,30	ND	ND	3,44
19/10	14,03	ND	ND	3,48
04/11	14,84	ND	ND	3,52
19/11	14,02	ND	ND	3,30
01/12	14,51	ND	ND	3,46
14/12	14,32	ND	ND	3,19

ND Não detectado

Na Lagoa do Peri foram detectadas a presença de cloreto, nitrato, fosfato e sulfato. A importância de cada um destes nutrientes e a relação das concentrações encontradas com fatores bióticos e abióticos é detalhada a seguir.

Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos e quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária destes ambientes. A importância do nitrogênio deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. As principais fontes naturais deste elemento são a chuva, material orgânico proveniente da drenagem superficial e subterrânea e a

fixação de nitrogênio na água e no sedimento (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001).

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrogênio molecular dissolvido (N_2), nitrogênio orgânico (de aminas e aminoácidos até proteínas compostos húmicos recalcitrantes), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônia (NH_3), entre outros (WETZEL, 2001).

As principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvidos são: lise celular (por senescência e herbivoria) e a decomposição ou excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas. No fitoplâncton, destacam-se as cianobactérias como as principais excretoras de compostos nitrogenados, dentre estes peptídeos e polipeptídeos (McCARTHY, 1980 *apud* ESTEVES, 1998). Porém, somente quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores baixos ou é esgotada, as formas orgânicas são aproveitadas (ESTEVES, 1998).

Dentre as diferentes formas de nitrogênio inorgânico, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que estes representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVES, 1998).

Foi identificada a presença de nitrato na lagoa somente em dois meses, maio e agosto de 2010, ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$). Concentração semelhante de nitrato foi encontrada por Hennemann (2010), sendo que a presença deste composto não pode ser identificada por alguns meses na água da lagoa, assim como o ocorrido neste estudo. Mondardo (2004) obteve valores mais altos de nitrato, entre $0,017 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,029 \text{ mg.L}^{-1}$, no mesmo ponto de coleta junto a captação da CASAN.

Não foi identificada a presença de nitrito na água bruta da lagoa durante o período de monitoramento. Hennemann (2010), por sua vez, encontrou valores muito baixos deste composto, de $0,0004$ a $0,0008 \text{ mg.L}^{-1}$ o que corrobora com o exposto por Esteves (1998), que destaca que o nitrito é encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados, como é o caso da Lagoa do Peri.

Para Hennemann (2010), a baixa concentração deste nutriente na Lagoa do Peri pode estar relacionada às altas taxas de reciclagem, causadas não só pela alta oxigenação da coluna d'água, como também pela alta absorção destes nutrientes pelo fitoplâncton e pelas comunidades de bactérias.

Fósforo

O interesse ecológico no fósforo se deve ao importante papel deste elemento no metabolismo biológico e a quantidade relativamente pequena de fósforo encontrada na hidrosfera. Em comparação com grande quantidade dos outros importantes componentes nutricionais e estruturais da biota (carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre), o fósforo é o menos abundante e geralmente é fator limitante de produtividade (WETZEL, 2001).

De acordo com Esteves (1998), toda a forma de fósforo presente em águas naturais encontra-se na forma de fosfato, seja este fosfato orgânico particulado ou dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato. Estes compostos têm origem em fontes naturais e artificiais, sendo consideradas como fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem, material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos, e como fontes artificiais, o esgoto doméstico e industrial e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVES, 1998).

Na Lagoa do Peri a menor concentração de fosfato encontrada foi $9,72 \text{ mg.L}^{-1}$ em agosto e a maior foi $16,57 \text{ mg.L}^{-1}$, em julho de 2010, sendo obtidas concentrações abaixo do nível de detecção do aparelho em grande parte das coletas. A baixa concentração de fosfato também foi observada por Simonassi (2001), sendo os maiores valores encontrados durante o período de monitoramento da lagoa iguais a $6,55 \text{ mg.L}^{-1}$ (setembro de 1998) e $7,98 \text{ mg.L}^{-1}$ (agosto de 1998), porém, segundo o autor, estas concentrações mais elevadas, foram situações isoladas e não uma tendência. Laudares-Silva (1999) observou uma relação positiva entre a precipitação e a concentração de fosfato, indicando que a precipitação contribuiu com o aporte deste nutriente na lagoa. Neste estudo, assim como no estudo realizado por Simonassi (2001), não foi possível estabelecer esta relação.

Segundo Esteves (1988), as altas temperaturas em ambientes aquáticos tropicais e subtropicais elevam as taxas metabólicas, fazendo com que o fósforo seja rapidamente assimilado pelos produtores primários e que as concentrações de fósforo dissolvido, especialmente fosfato solúvel reativo, nas águas continentais sejam bastante baixas, exceto em corpos d'água eutrofizados artificialmente. Para Hennemann (2010), as baixas concentrações de fosfato na lagoa podem refletir o efeito da preservação ambiental da área.

Sulfato e Cloreto

O enxofre em ecossistemas aquáticos pode se apresentar de várias formas, como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (SO^{2-}), ácido sulfúrico (H_2SO_4), enxofre molecular, associado a metais (ex: FeS), entre outros. Dentre as várias formas de enxofre presentes na água, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais frequentes, sendo que o íon sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema, uma vez que constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários (ESTEVES, 1988).

Normalmente, o enxofre não atua como fator limitante na produção de ecossistemas lacustres. As principais fontes de enxofre para os ambientes aquáticos são, a decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e agricultura (através da aplicação de adubos contendo enxofre). Nos últimos anos a concentração de enxofre em lagos tem aumentado consideravelmente. Este aumento tem sido observado não só em lagos localizados em regiões industrializadas, mas também naqueles distantes de centros urbanos e industriais, e a principal causa deste fenômeno é o transporte de gases e material particulado contendo enxofre na atmosfera e sua precipitação com as chuvas, o que causa o aumento da concentração de enxofre nos lagos (ESTEVES, 1998).

A maior concentração de sulfato encontrada na Lagoa do Peri foi $25,17 \text{ mg.L}^{-1}$ (Junho de 2010), porém este valor elevado foi uma ocorrência isolada, sendo que, no restante do período de monitoramento os valores ficaram próximo ao valor mínimo de $3,19 \text{ mg.L}^{-1}$, encontrado no mês dezembro de 2010.

O cloreto tem importante papel na produtividade global dos ecossistemas aquáticos, pois faz parte de importantes processos fisiológicos de sua comunidade. Entre as principais funções do cloreto está a troca e o transporte de outros íons para o meio intra e extra celulares. No meio aquático, estes íons dificilmente atuam como fatores limitantes (ESTEVES, 1998).

O valor de concentração de cloreto na Lagoa do Peri se apresentou estável em quase a totalidade de amostras analisadas, permanecendo entre $12,02 \text{ mg.L}^{-1}$ e $14,84 \text{ mg.L}^{-1}$. A única exceção ocorreu na coleta do dia 15 de setembro de 2010, quando a concentração apresentou um pico de $27,35 \text{ mg.L}^{-1}$, valor este bem acima dos demais encontrados.

4.2 CONSTRUÇÃO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO

Esta etapa do experimento teve por objetivo determinar a melhor relação “dosagem de coagulante x pH de coagulação” a ser utilizado nos ensaios posteriores de coagulação/floculação/FAD. Como descrito na seção metodologia, foram considerados como indicadores de eficiência de remoção, os parâmetros cor e turbidez para o primeiro ensaio (água coletada no dia 19/01/2010), e cor, turbidez e densidade de cianobactérias para o segundo ensaio (água coletada dia 02/02/2010). Os principais parâmetros de caracterização da água bruta utilizada para elaboração dos diagramas de coagulação estão relacionados na tabela 10.

Tabela 9: Parâmetros de caracterização da água utilizada na construção do diagrama de coagulação.

Parâmetro	19/01/2010	02/02/2010
Temperatura (°C)	30,9	31,3
Oxigênio dissolvido (% de saturação)	99,8	99,6
pH	7,32	7,24
Cor verdadeira (uH)	11	9
Cor Aparente (uH)	68	64
Turbidez (UT)	6,1	5,7
Densidade de cianobactérias (ind. mL ⁻¹)	-	57.500
Absorbância	0,0658	0,0644
Alcalinidade	9,8	10

As Figuras 33 e 34 apresentam os diagramas de coagulação referentes ao primeiro ensaio, representando respectivamente, porcentagem de remoção de cor e turbidez. Considerando os dois parâmetros avaliados, a faixa com melhores relações “dosagem de coagulante x pH de coagulação” foi verificada entre 20 e 40 mg.L⁻¹ de coagulante e pH de coagulação de 4,74 e 5,78 (pH inicial igual a 8,5) com remoções de 66 a 71% para cor e de 63 a 72% para turbidez. Os melhores resultados para os dois parâmetros foram obtidos para dosagem de coagulante de 20 mg.L⁻¹ e pH de coagulação de 5,78.

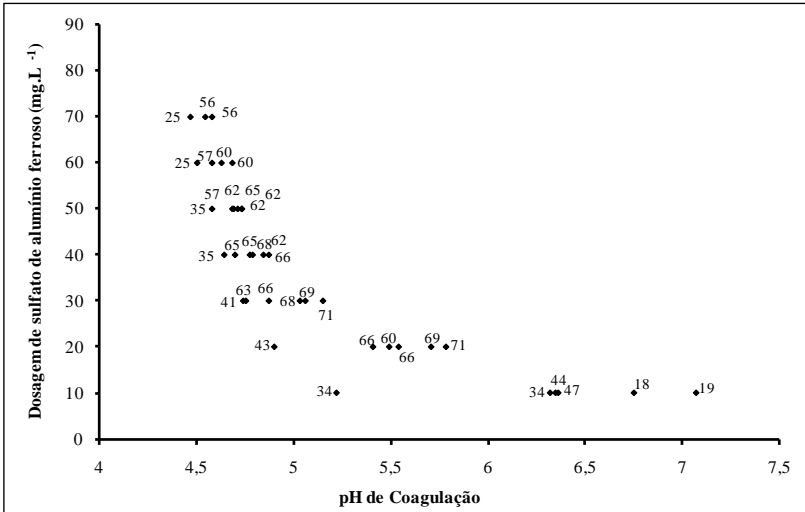


Figura 33: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cor aparente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.

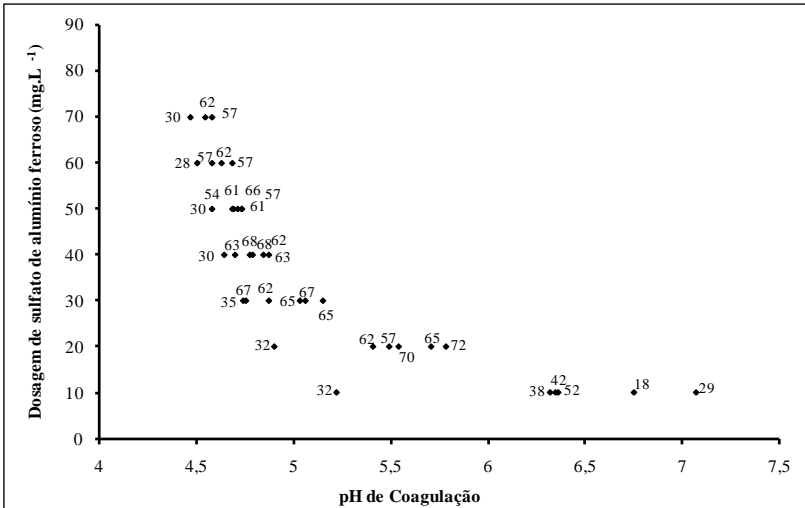


Figura 34: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de turbidez em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.

Mediante estes resultados, foram elaborados novos diagramas de coagulação, em uma faixa de dosagem mais restrita, de 15 mg.L⁻¹ a 40

mg.L^{-1} , com variação de 5 em 5 mg.L^{-1} e pH inicial de 8,5. Ensaios de coagulação/floculação/FAD na ausência de coagulante, também foram realizados. Os parâmetros analisados em cada ensaio foram cor, turbidez e densidade de cianobactérias, sendo os valores, em porcentagem de remoção, apresentados nas Figuras 35, 36 e 37, respectivamente.

Para o parâmetro cor (Figura 35), a porcentagem de remoção foi de 16 a 72% e o pH de coagulação variou de 4,91 a 6,58. Neste ensaio observou-se que, sem adição de coagulante e pH de coagulação de 6,44 foi obtida a menor porcentagem de remoção, 16%. Entre as dosagens de coagulante de 20 a 35 mg.L^{-1} (pH de coagulação de 5,78, 5,46, 5,20 e 4,96, respectivamente) a porcentagem de remoção permaneceu a mesma, 72%. Com a dosagem de coagulante igual a 40 mg.L^{-1} e pH de coagulação de 4,91 houve uma ligeira queda na porcentagem de remoção, ficando esta em 70%. Neste parâmetro, pode-se considerar que pequenas variações na dosagem do coagulante não alteram a resposta em porcentagem de remoção.

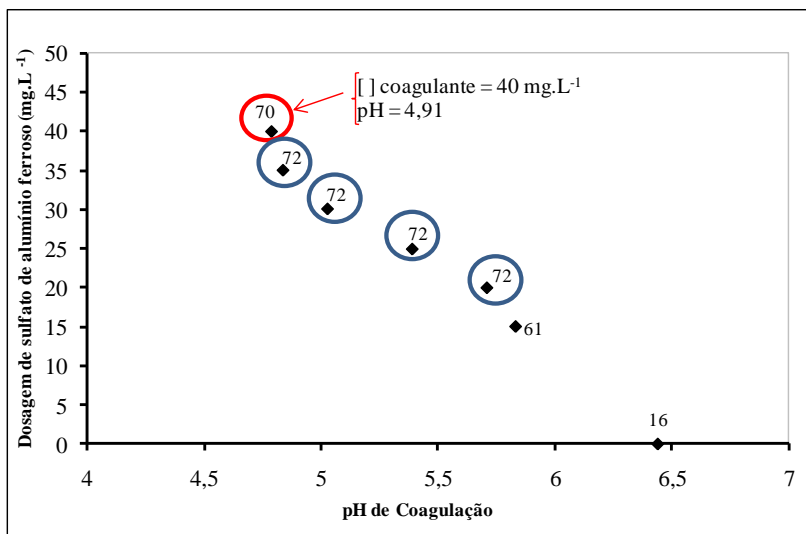


Figura 35: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cor aparente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.

A porcentagem de remoção para turbidez variou de 27 a 68%. Neste ensaio não foi possível observar uma relação direta entre porcentagem de remoção e dosagem de coagulante. A porcentagem mais baixa, 27%, foi também obtida no ensaio sem adição de coagulante e pH

de coagulação de 6,44 e a mais alta, 68%, foi obtida com dosagem de coagulante de 20 mg.L⁻¹ e pH de coagulação de 5,78 (Figura 36).

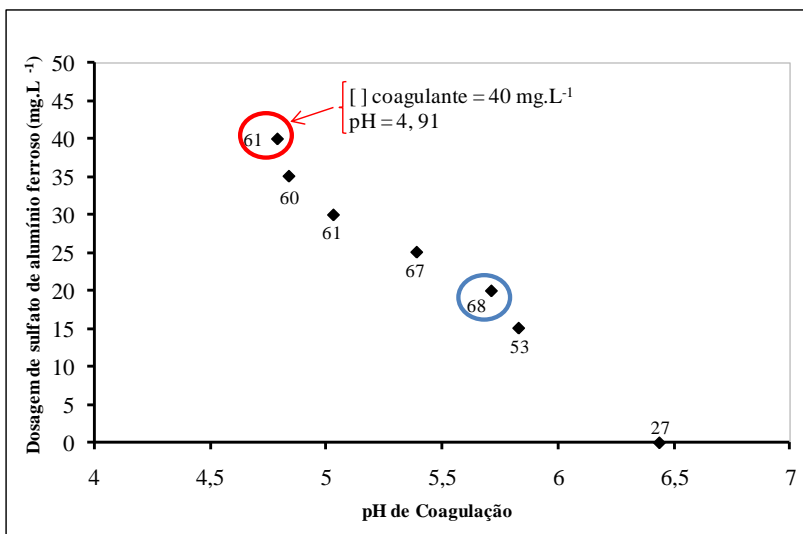


Figura 36: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de turbidez em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.

Em relação a densidade de cianobactérias, a porcentagem de remoção obtida variou entre 17 e 67%. A porcentagem mais baixa, 17%, foi obtida no ensaio sem adição de coagulante e pH de coagulação de 6,44 e a mais alta, 67%, foi obtida com dosagem de coagulante de 40 mg.L⁻¹ e pH de coagulação de 4,91. Na faixa de dosagem de coagulante entre 15 e 35 mg.L⁻¹ de coagulante, a eficiência de remoção variou entre 15 e 59%, sem apresentar uma relação direta com a dosagem de coagulante ou com o pH de coagulação.

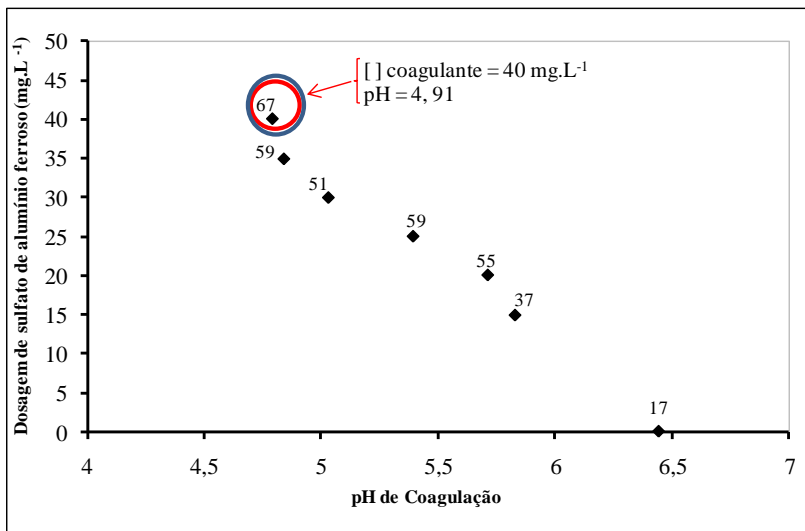


Figura 37: Diagrama de coagulação relativo a porcentagem de remoção de cianobactéria em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação.

Neste segundo ensaio, avaliando-se os três parâmetros analisados, a melhor relação “dosagem de coagulante x pH de coagulação” encontrada foi de 40 mg.L⁻¹ e 4,91 (pH inicial 8,5). Esta escolha foi influenciada principalmente pelo melhor desempenho quanto a remoção de cianobactérias (67%), mesmo não tendo sido obtidos nesta relação, os melhores valores de remoção para os parâmetros cor (70%) e turbidez (61%).

Este valor ótimo de dosagem de coagulante para remoção de cianobactérias foi observada por Assis (2006), trabalhando com o sulfato de alumínio anidro e pH de coagulação de 4,5 a 7. O autor observou que, em todos os valores de pH de coagulação testados, a adição de dosagens mais elevadas de sulfato de alumínio, a partir de aproximadamente 40 mg.L⁻¹, promovia redução do tamanho dos flocos formados, resultando em menores porcentagens de remoção de clorofila-a.

Considerando a dosagem do coagulante sulfato de alumínio ferroso e o pH de coagulação, pode-se considerar que os melhores resultados foram obtidos a partir do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas. Neste mecanismo, menores dosagens de coagulante são necessários e o pH atuante é mais baixo (CORAL, 2009). Além disso, os flocos formados são hidrofóbicos, facilitando a formação

floco-bolha e apresentam cargas neutralizadas, que os tornam ideais para serem removidos pela flotação por ar dissolvido (OLIVEIRA, 2005).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA

4.3.1 Caracterização morfológica

A estrutura da membrana microporosa foi analisada através das imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV). As Figuras 38a e 38b mostram fotomicrografias de fratura (corte transversal) e superfície da membrana assimétrica de PVDF utilizada neste estudo.

Segundo Petrus (1997), as membranas microporosas assimétricas geralmente são formadas por três regiões distintas, sendo estas, a pele filtrante, a região de cavidades e a região esponjosa. A pele filtrante é a parte seletiva da membrana, ou seja, é a parte responsável pela separação dos compostos de interesse. A região de cavidades e a parte esponjosa oferecem menor resistência ao fluxo permeado. Cada região apresenta uma característica morfológica específica com funcionalidades distintas, podendo as mesmas serem visualizadas na Figura 38a.

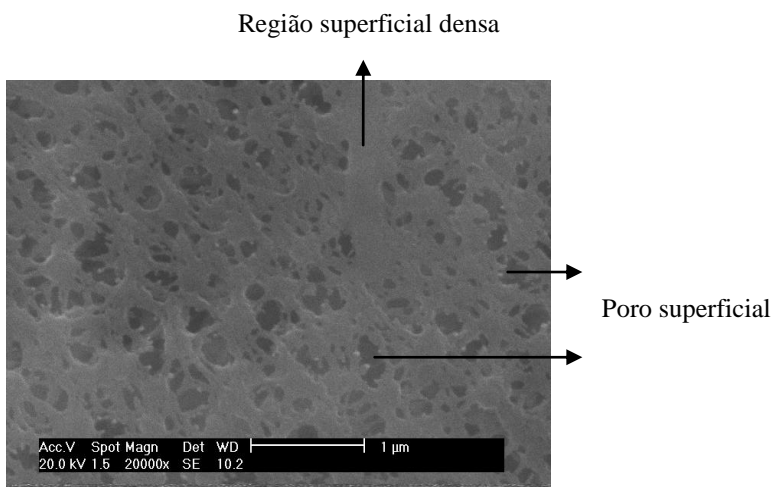
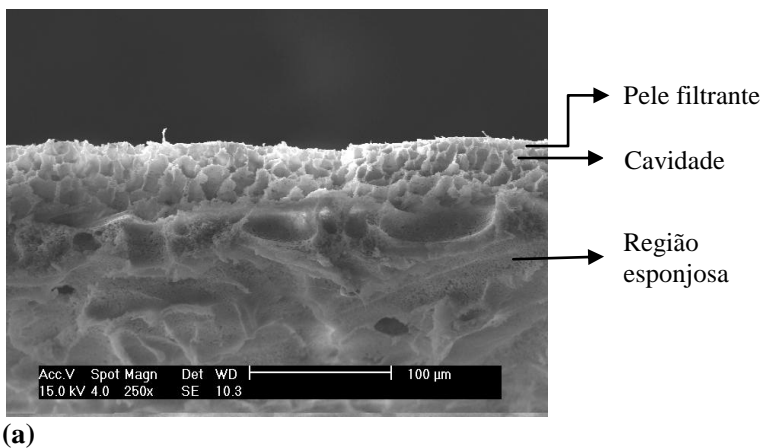


Figura 38: Fotomicrografias da membrana de PVDF utilizada neste estudo, (a) de fratura e (b) de superfície.

4.3.2 Ensaio de permeabilidade à água

Para a caracterização funcional das membranas foram realizados ensaios de permeabilidade à água ultra-pura, nas seguintes condições

operacionais: pressão de 0,5 a 2 bar (aplicada de forma crescente), temperatura ambiente e com agitação magnética.

Este ensaio é um importante método de caracterização da membrana, pois evidencia a porosidade e o efeito da compactação sobre a mesma, sendo, de acordo com Petrus (1997), um teste simples, rápido e não destrutivo, e por isso muito utilizado.

O comportamento do fluxo de água em função da pressão aplicada para a membrana de microfiltração confeccionada em PVDF é apresentado na Figura 39. Como é possível observar, para as pressões de 0,5 a 1,5 bar verifica-se um aumento crescente no fluxo do permeado em função do aumento da pressão. Quando aplicada a pressão de 2 bar, entretanto, uma redução do fluxo é observada a partir do tempo de filtração de 10 minutos, permanecendo este abaixo do fluxo obtido com a pressão de 1,5 bar. Segundo Persson *et al.* (1995), este comportamento pode ser decorrente de uma possível compactação dos poros da membrana, visto que, para membranas orgânicas, um aumento de pressão pode ocasionar a modificação das características morfológicas da mesma, o que pode resultar em redução do fluxo do permeado.

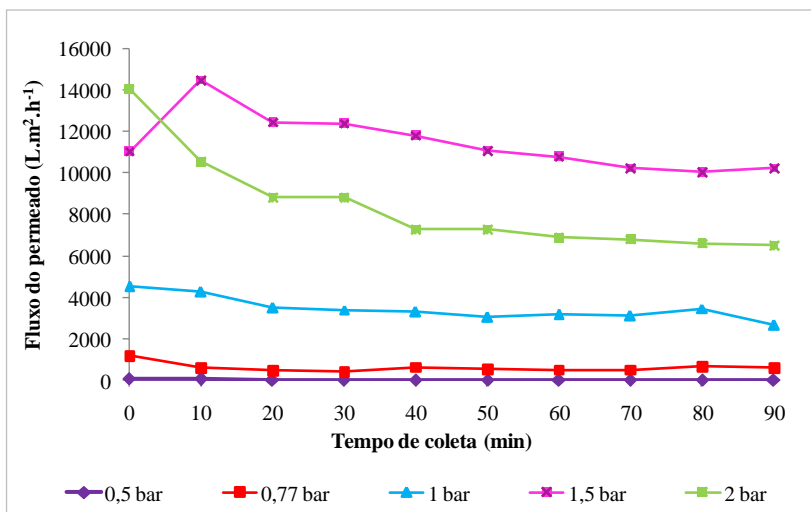


Figura 39: Representação gráfica dos fluxos permeados obtidos em função das diferentes pressões aplicadas à membrana de microfiltração.

Juliano (2004), descreve que a compactação dos poros da membrana pela pressão aplicada, é responsável também pela variação do fluxo do permeado ao longo do tempo de filtração, verificado,

geralmente, por um decréscimo acentuado do fluxo de água nos primeiros minutos de filtração e uma subsequente estabilização deste fluxo. Este fenômeno pôde ser observado, com menor ou maior intensidade, em todas as pressões testadas, conforme pode ser observado na Figura 39 e na Tabela 11, onde estão descritos os fluxos máximos, mínimos e médios obtidos para a membrana em cada um dos ensaios realizados.

Tabela 10: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de permeabilidade.

Pressão (bar)	Maior fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Menor fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Fluxo médio (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Desvio Padrão
0,50	92,00	20,00	40,00	50,86
0,77	1.217,00	433,00	647,00	405,72
1,00	4.560,00	2.698,00	3.469,00	1.317,70
1,50	14.498,00	10.043,00	11.471,00	570,37
2,00	14.082,00	6.542,00	8.387,00	5.331,82

Quando utilizada a pressão de 0,5 bar, o maior fluxo permeado obtido foi o fluxo inicial de 92 L.m⁻².h⁻¹, o menor fluxo foi o final de 20 L.m⁻².h⁻¹ com fluxo médio de 40 L.m⁻².h⁻¹. Neste ensaio houve uma queda considerável no fluxo já nos primeiros 10 minutos e não houve estabilização do mesmo durante todo o período de filtração.

Na pressão de 0,77 bar, o maior fluxo foi obtido também no início do ensaio (tempo 0), 1.217 L.m⁻².h⁻¹, porém o menor valor de fluxo foi obtido no tempo de filtração igual a 30 minutos, 433 L.m⁻².h⁻¹, sendo o fluxo médio igual a 647 L.m⁻².h⁻¹. Como no ensaio anterior houve uma rápida queda no fluxo, tendo este reduzido para aproximadamente metade do valor inicial nos primeiros 10 minutos, mantendo-se, no entanto, estável pelo restante do período de filtração.

Com a pressão de 1 bar, não houve queda brusca do fluxo, e este se manteve mais estável, diminuindo gradativamente ao longo do período de filtração, com fluxo inicial de 4.560 L.m⁻².h⁻¹ e fluxo final de 2.628 L.m⁻².h⁻¹, sendo o fluxo médio neste ensaio igual a 3.469 L.m⁻².h⁻¹.

No ensaio utilizando pressão igual a 1,5 bar, o fluxo apresentou um comportamento diferente aos demais ensaios. O fluxo inicial ($11.063 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) não foi o maior fluxo medido ($14.498 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ no tempo de ensaio igual a 10 minutos), porém no restante do ensaio o fluxo se manteve bastante estável, ficando a maioria dos valores próximo a média de $11.471 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Conforme anteriormente descrito, o fluxo obtido com pressão de 2 bar diminuiu no início do ensaio, permanecendo abaixo dos valores obtidos com a pressão de 1,5 bar. O maior fluxo medido neste ensaio foi o fluxo inicial, $14.082 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, o menor foi o fluxo final, $6.542 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e o fluxo médio encontrado foi de $8.387 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Visando avaliar o comportamento do fluxo permeado ao longo do tempo de filtração, Howe *et al.* (2007) testaram comparativamente membranas de microfiltração plana e de fibra-oca quanto a sua permeabilidade. Para a membrana plana (tamanho médio de poro de $0,22 \mu\text{m}$) houve, assim como neste estudo, uma queda muito acentuada no fluxo ao longo do ensaio, de $3.070 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}.\text{bar}^{-1}$ no início para $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}.\text{bar}^{-1}$ no final do período de filtração. Já no ensaio utilizando membrana modelo fibra-oca (tamanho médio de poro de $0,1 \mu\text{m}$) houve uma maior estabilidade no fluxo, e uma queda menos acentuada destes valores, sendo o fluxo inicial igual a $313 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}.\text{bar}^{-1}$ e o final de $196 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}.\text{bar}^{-1}$. Segundo os autores esta diferença no comportamento do fluxo ao longo do ensaio de filtração pode estar ligada a diferenças estruturais da membrana tais como porosidade, geometria dos poros, área superficial específica e espessura.

Por meio destes resultados, e através da análise do desvio padrão obtido para cada ensaio, pode-se considerar que no ensaio utilizando pressão de 1,5 bar houve a obtenção de maiores valores de fluxos e o mesmo permaneceu estável. Em seguida, o melhor resultado foi obtido utilizando pressão de 1 bar, onde os fluxos obtidos foram mais baixos, porém com comportamento também estável. Apesar do melhor resultado obtido com a pressão 1,5 bar, foi escolhida a pressão de trabalho igual a 1 bar, em função do pequeno volume útil do aparelho de filtração utilizado e do maior gasto energético em pressões mais elevadas.

4.4 ASSOCIAÇÃO DOS PROCESSOS DE FAD E MICROFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS

Nesta etapa do estudo considerou-se a associação do processo de coagulação/floculação/FAD com a microfiltração. Estes ensaios foram realizados de forma paralela ao monitoramento da água da Lagoa do

Peri (março a dezembro de 2010) o que permitiu avaliar a variação da eficiência na remoção dos parâmetros analisados de acordo com a alteração das características da água bruta da lagoa ao longo das diferentes estações do ano.

Conforme apresentado no capítulo metodologia, nesta etapa a água proveniente da Lagoa do Peri era submetida a coagulação/floculação/FAD e na sequência à microfiltração, sendo utilizada nestes ensaios a melhor relação “dosagem de coagulante x pH de coagulação” obtida com a realização do diagrama de coagulação, e a melhor pressão de trabalho obtida no ensaio de permeabilidade à água. Nesta etapa foram avaliados como indicadores de qualidade da água tratada os parâmetros: cor, turbidez, densidade de cianobactéria, CODNP e absorvância UV_{254nm}, considerando as suas respectivas porcentagens de remoção. A concentração de alumínio residual após cada etapa do processo foi igualmente avaliada.

Na Tabela 12 estão apresentados os valores de remoção (relativo à água bruta) mínimo, máximo, médio e o desvio padrão para cada parâmetro anteriormente destacado, após a FAD e após a associação desta com a microfiltração.

Tabela 11: Valores mínimos, máximos, médio de porcentagem de remoção e desvio padrão dos parâmetros avaliados, após a coagulação/floculação/FAD e após a microfiltração.

Porcentagem de remoção	Parâmetros avaliados				
	Absorbância UV _{254 nm} (cm ⁻¹)	Cor (uH)	CODNP (mg.L ⁻¹)	Densidade de cianobactéria (ind.mL ⁻¹)	Turbidez (UT)
Mínima FAD (%)	30	57	9	62	48
Máxima FAD (%)	59	82	52	85	69
Média FAD (%)	52	69	37	71	61
Desvio Padrão FAD	7,89	5,34	10,84	6,53	5,26
Mínima MF (%)	64	97	31	100	90
Máxima MF (%)	80	100	76	100	96
Média MF (%)	71	99	57	100	93
Desvio Padrão MF	4,18	1,03	11,07	-	1,98

Nos ensaios de coagulação/floculação/FAD realizados, os valores remanescentes de turbidez na água tratada variaram de 1,52 a 3,1 UT (Figura 40).

Com relação às porcentagens de remoção, o baixo desvio padrão permite concluir que não houve uma grande variação nas taxas de remoção de turbidez após a flotação. Este comportamento era esperado, visto que a água da Lagoa do Peri não apresentou oscilação expressiva de turbidez ao longo do período de estudo. As porcentagens de remoção obtidas nesta etapa podem ser consideradas baixas, visto que outros estudos reportam remoções de turbidez acima de 80% alcançadas com a FAD, quando utilizado o coagulante sulfato de alumínio (OLIVEIRA, 2005; ASSIS, 2006; SANTIAGO, 2008).

Com o emprego da microfiltração, foram obtidas expressivas reduções de turbidez, sendo que os valores residuais finais variaram de 0,23 a 0,51 UT. Quanto às porcentagens de remoção, estas se mantiveram bastantes estáveis durante o período de estudo, ficando a maioria dos valores de remoção próximos à média de 93% (Figura 40).

Bottino *et al.* (2001), trabalhando com membranas cerâmicas de microfiltração, com tamanho médio de poro de 0,2 μm , visando tratamento de água proveniente do lago Brugneto (Genova, Itália), obtiveram remoções de até 99,6%, alcançando valores máximos de turbidez na água tratada de 0,2 UT.

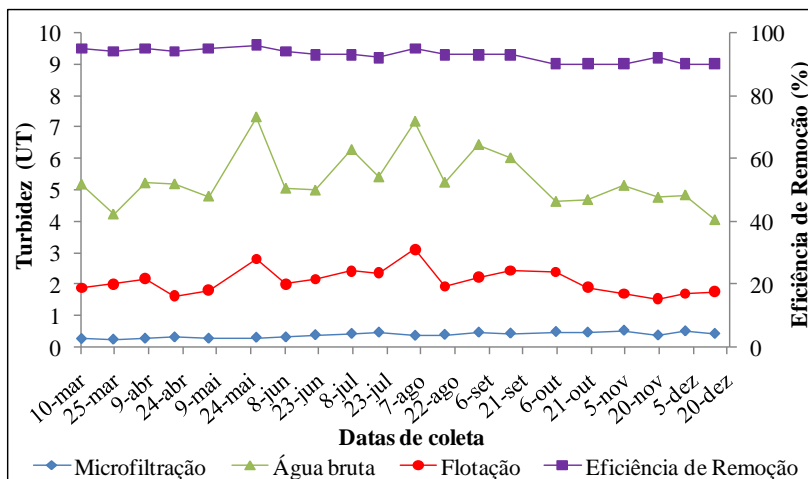


Figura 40: Valores de turbidez para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.

Os valores de cor encontrados após o processo coagulação/floculação/FAD variaram de 9 a 22 uH (Figura 41). Para este parâmetro, considerando somente a FAD como processo de tratamento, o valor final obtido não atende ao valor máximo preconizado pela Portaria n° 518/2004, 15 uH, já que mais da metade dos resultados obtidos encontram-se acima deste valor, confirmando a necessidade de uma etapa posterior à FAD, visando obter melhoria na qualidade da água tratada.

Para as porcentagens de remoção de cor, assim como o ocorrido com a turbidez, o desvio padrão encontrado foi baixo, confirmando que não houve grande variação destas taxas ao longo do período de estudo. Os valores de remoção obtidos podem ser considerados altos, alcançando até 82% de remoção para este parâmetro. Santiago (2008), trabalhando com o coagulante sulfato de alumínio em dosagem igual a utilizada neste estudo, 40 mg.L^{-1} , taxa de aplicação superficial de 72 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, pH inicial de 8 e cor da água bruta igual a 79 uH, também

encontrou valores remanescentes de cor acima do permitido pela legislação, 40 uH, e porcentagem de remoção inferiores a 50%. Mais especificamente sobre utilização da coagulação/floculação/FAD para remoção de cor de água proveniente da Lagoa do Peri, Coral (2009), utilizando o coagulante policloreto de alumínio (PAC), em dosagens de 30 a 60 mg.L⁻¹ e pH de coagulação entre 5,2 e 6,9 obteve remoções entre 74 e 88%.

Com a utilização da microfiltração, os valores residuais de cor foram expressivamente menores que os obtidos somente com a FAD, aproximadamente 1 uH, valor este bem abaixo do valor máximo permitido pela legislação (Figura 41). As porcentagens de remoção variaram de 97 a 100%, estando estes resultados de acordo com os obtidos por Leiknes, Odegard & Myklebust (2004), que com o processo de microfiltração (membranas com tamanho médio de poro de 0,2 µm) associado à coagulação, obtiveram remoções superiores a 95% para cor verdadeira no tratamento de águas de abastecimento.

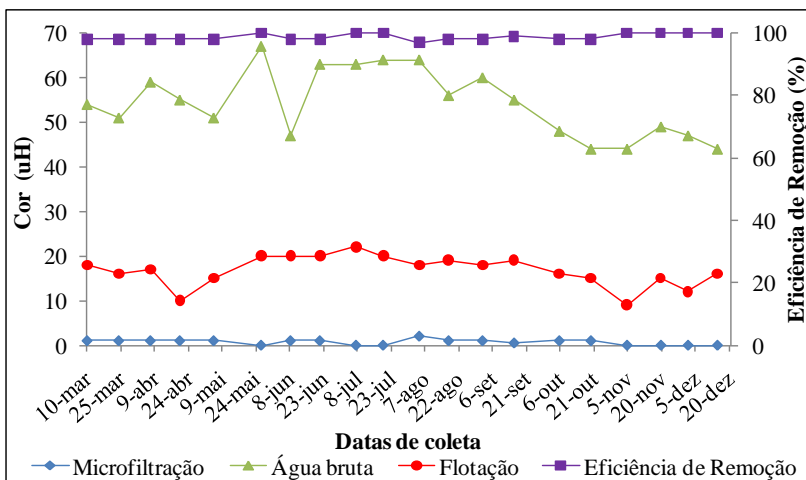


Figura 41: Valores de cor para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.

Em relação a remoção de cianobactérias utilizando o processo de FAD, esta se manteve estável durante o período de estudo, não sendo observado uma grande influência da densidade destes microrganismos na água bruta da lagoa sobre o processo de tratamento. Mesmo com alta

eficiência de remoção deste parâmetro (até 85%), devido a elevada densidade destes organismos na Lagoa do Peri, os valores residuais de cianobactérias após esta etapa de tratamento (de 5.980 a 20.080 ind.mL⁻¹) ainda podem ser considerados altos, representando um perigo a saúde pública (Figura 42).

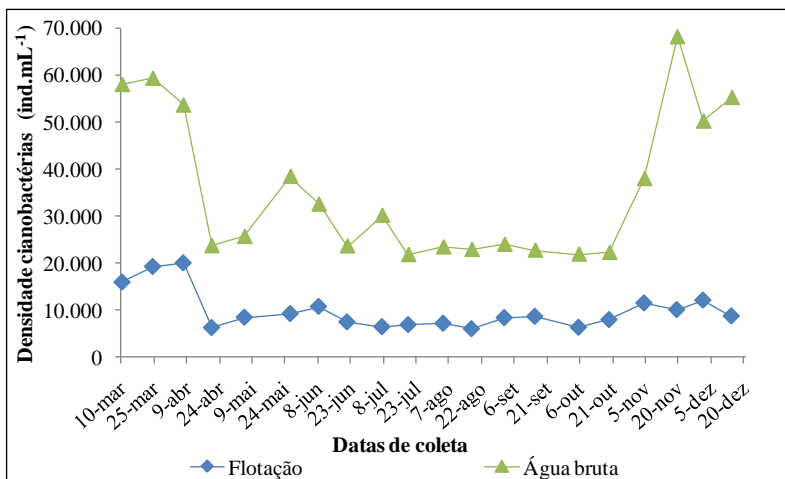


Figura 42: Valores de densidade de cianobactéria na água bruta e na água ao final do processo de coagulação/floculação/FAD.

A eficiência da FAD na remoção de cianobactérias pode ser influenciada por diversos fatores, entre eles, segundo Santiago (2008), está a morfologia do microorganismo que se quer retirar e o tipo de coagulante utilizado na etapa de coagulação. Em seu estudo, visando testar a eficiência de dois tipos de coagulantes, cloreto férrico e sulfato de alumínio, para a remoção isolada das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis protocystis*, o autor concluiu que o cloreto férrico se apresentou mais eficiente para remoção destes organismos e que as cianobactérias filamentosas foram removidas com maior dificuldade, tendo-se obtidos, para águas contendo células de *C. raciborskii*, remoções de 73% para o sulfato de alumínio e 87% para o cloreto férrico. Já para águas contendo células de *M. protocystis*, estas remoções foram superiores, sendo 88% para o sulfato de alumínio e 91% para o cloreto férrico. Ainda sobre a influência da escolha do coagulante na eficiência de remoção de cianobactérias, Coral (2009), trabalhando com água bruta proveniente da Lagoa do Peri e utilizando como coagulante o PAC, obteve eficiências de até 98,8% na remoção de

cianobactérias filamentosas, confirmando a maior eficiência deste coagulante quando utilizado para esta finalidade.

Quanto a eficiência de remoção de cianobactérias filamentosas pela associação dos processos de FAD e microfiltração, objetivo principal deste estudo, esta se mostrou altamente satisfatória, tendo-se obtido remoção total (100%) dos organismos em todos os ensaios realizados. Esta alta eficiência foi também obtida por Bottino *et al.* (2001), trabalhando com membranas de microfiltração (tamanho de poro de 0,2 μm), os autores obtiveram remoções de 100% para algas dos gêneros *Asterionella*, *Ceratium*, *Melosira* e *Oscillatoria*.

Os valores residuais de CODNP encontrados após a coagulação/floculação/FAD oscilaram entre 1,483 e 4,643 mg.L^{-1} (Figura 43). De acordo com o descrito por Ferreira Filho (2001), as condições de trabalho adotadas neste estudo são ideais para remoção de CODNP, visto que esta remoção está relacionada com o pH de coagulação utilizado e, quanto menor o pH de coagulação, menores são os valores de CODNP encontrados na água após o tratamento. As porcentagens de remoção para este parâmetro, após o processo de FAD variaram de 9% a 52% com média de 37%. O alto desvio padrão encontrado para a remoção de CODNP mostra a variação das taxas de remoção encontradas durante o período de estudo.

Coral (2009) obteve, após a FAD, nas condições ótimas adotadas em seu trabalho, valores residuais de CODNP de 2,56 mg.L^{-1} (46% de remoção). Oliveira (2005) encontrou valores de remoção que não ultrapassaram 35%. Estes baixos valores de remoções de CODNP, segundo Cheng e Chi (2003), podem ser resultado da presença de algas, já que produtos extracelulares produzidos pelas algas (a fração de carbono orgânico com peso molecular menor que 5000 Da aumenta com a concentração de clorofila-a), causam a diminuição na proporção de moléculas orgânicas maiores, tais como das substâncias húmicas, removidas mais facilmente pelo processo de coagulação. Neste estudo os autores concluíram que a porcentagem de remoção de CODNP pela coagulação decresce conforme a porcentagem de carbono orgânico com peso molecular inferior a 5000 Da aumenta.

No processo de microfiltração verificou-se, da mesma forma, uma alta variação na taxa de remoção ao longo do período de estudo para este parâmetro, com remoções que variaram entre 31 e 76%, com média de 57%. Estas baixas remoções eram esperadas, devido ao maior tamanho de poro da membrana utilizada. Coral (2009), utilizando membranas de nanofiltração com peso molecular de corte de 200 e 300 Da, obteve remoções entre 76 e 81%, sendo estas remoções

consideradas baixas pelo autor, se considerada a maior capacidade de retenção destas membranas.

Neste estudo, os valores residuais de CODNP após a microfiltração variaram entre 0,763 e 2,81 mg.L⁻¹ (Figura 43). Bottino *et al.* (2001) obtiveram remoção média de 64% para o CODNP, com valor residual médio de 0,9 mg.L⁻¹ na água tratada.

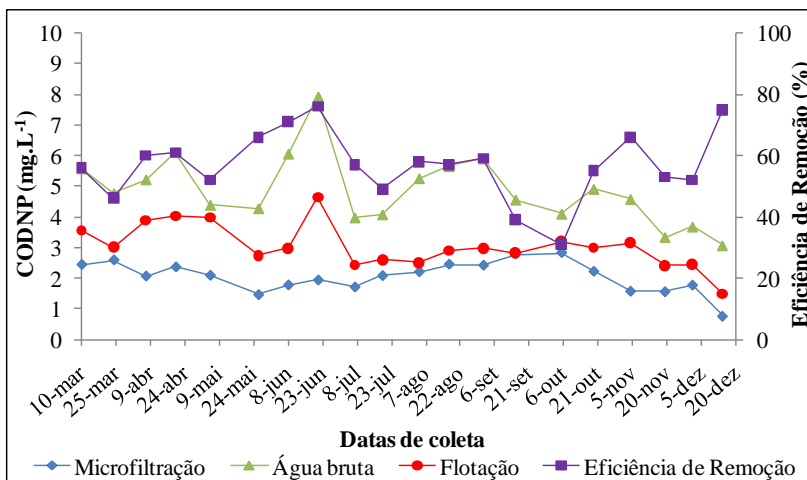


Figura 43: Valores de CODNP para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.

A medida de absorvância (UV_{254nm}) da água após a FAD oscilou entre 0,0222 e 0,0434 (Figura 44). Estes valores estão abaixo dos encontrados por Coral (2009), que em condições ótimas de trabalho, obteve valor médio de absorvância de 0,0471 após a FAD.

A absorvância UV_{254nm}, assim como o CODNP, está relacionado com a presença de matéria orgânica na água e assim como o ocorrido com o CODNP, a absorvância UV_{254nm} obteve baixas porcentagens remoções pelo processo de FAD, de 30 a 59% com média de 52%. Para este parâmetro as taxas de remoção também apresentaram um alto desvio padrão, o que permite concluir a existência de uma variação desta porcentagem ao longo do período de estudo (Tabela 12).

Após a microfiltração, o valor de absorvância da água tratada variou de 0,0118 a 0,0243 e os valores de remoção foram de 64 a 80%, com média de 71%, apresentando variação ao longo do período de estudo. Leiknes, Odegard & Myklebust (2004), utilizando membrana

metálica de microfiltração (tamanho médio de poro de 0,2 μm) obtiveram remoção de até 85% para absorvância.

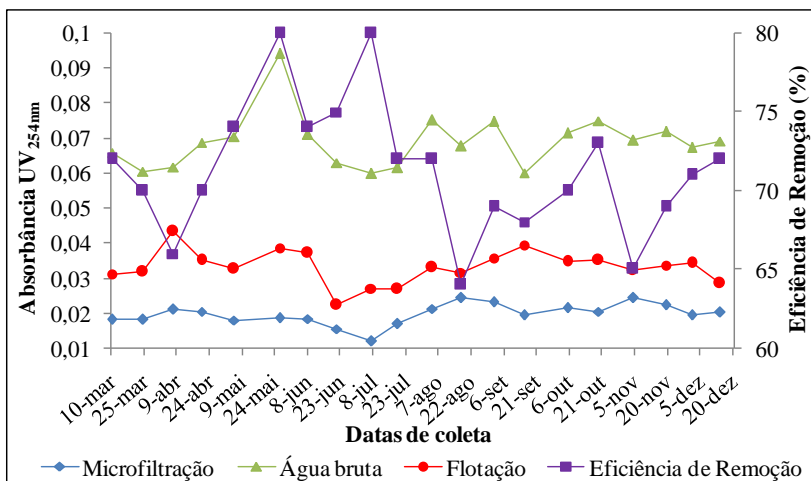


Figura 44: Valores de Absorvância UV_{254nm} para a água bruta, após a FAD e após a microfiltração, e porcentagens de remoção obtidos com a associação dos dois processos, em cada um dos ensaios realizados.

A determinação da concentração de alumínio residual se faz necessária visto que a Portaria nº 518/2004 determina valor de 0,20 mg.L^{-1} como aceitável para água destinada ao consumo humano. Conforme pode ser observado na Figura 45, todos os valores de alumínio obtidos neste estudo ficaram muito acima deste valor. Após a FAD, os valores de alumínio residual na água variaram de 0,63 a 1,98 mg.L^{-1} , com média de 0,96 mg.L^{-1} . Com a microfiltração estes valores apresentaram uma redução, de 0,28 a 1,73 mg.L^{-1} , com média de 0,71 mg.L^{-1} , indicando que o processo de microfiltração, da mesma forma, não foi eficiente para a remoção deste elemento. A baixa retenção de alumínio pela MF pode ser explicada pelo fato de que membranas de MF não apresentam como característica a remoção de íons trivalentes.

Mediante estes resultados, fica evidente a necessidade de uma etapa posterior com filtração em areia ou outra tecnologia de tratamento, que permita a redução da concentração de alumínio residual na água e o enquadramento deste parâmetro dentro da concentração recomendada pelo ministério da saúde.

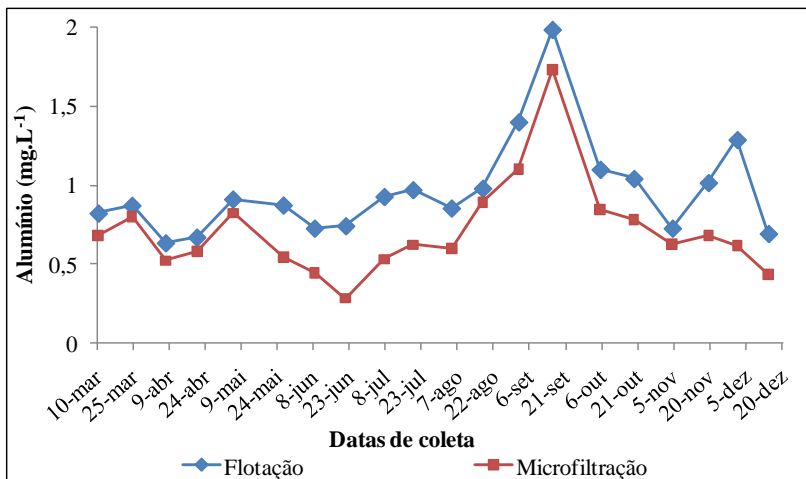


Figura 45: Valores de alumínio residual da água ao final do processo de FAD e da água após tratamento por microfiltração.

4.4.1 Avaliação do fluxo permeado obtido nos ensaios de microfiltração

Para todos os ensaios realizados nesta etapa do estudo, buscou-se avaliar o fluxo permeado das membranas. Para isso, foram realizados ensaios de permeabilidade à água, antes e determinação do *fouling*, após cada ensaio de filtração com a amostra.

No ensaio de permeabilidade à água, foi observada uma diferença no fluxo ao longo do período de estudo (Tabela 13). O fluxo médio variou de $2.367 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ a $8.263 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Esta elevada variação não era esperada, visto que os pedaços de membrana utilizados, possuíam características similares, eram provenientes da mesma folha e foram preparadas, quando da sua utilização, da mesma maneira. Quanto ao comportamento do fluxo, este se mostrou estável na maior parte do tempo de avaliação, comprovando que a duração de uma hora foi suficiente para estabilização do mesmo.

Tabela 12: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de permeabilidade à água.

Data do ensaio	Maior fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Menor fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Fluxo Médio (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Desvio padrão
10/mar	3.906,00	3.516,00	3.612,00	132,00
24/mar	5.832,00	5.043,00	5.627,00	308,00
07/abr	4.051,00	2.633,00	2.941,00	502,00
20/abr	3.439,00	3.067,00	3.156,00	124,00
05/mai	3.417,00	3.098,00	3.285,00	93,00
26/mai	2.835,00	1.731,00	2.542,00	341,00
08/jun	3.182,00	2.709,00	2.843,00	154,00
21/jun	6.175,00	3.301,00	5.301,00	919,00
07/jul	7.361,00	6.478,00	7.067,00	275,00
19/jul	2.725,00	1.733,00	2.367,00	309,00
04/ago	4.680,00	4.110,00	4.405,00	188,00
17/ago	4.673,00	3.575,00	3.893,00	385,00
01/set	5.691,00	4.194,00	4.672,00	471,00
19/set	2.200,00	1.827,00	2.044,00	115,00
05/out	8.980,00	7.148,00	8.156,00	591,00
19/out	7.882,00	5.478,00	6.213,00	723,00
04/nov	8.317,00	6.786,00	7.735,00	495,00
19/nov	4.744,00	4.112,00	4.482,43	224,00
01/dez	6.531,00	5.494,00	6.109,00	335,00
14/dez	8.766,00	7.539,00	8.263,00	441,00

Nos ensaios de filtração da amostra, realizados durante o período de estudo, foram também verificados fluxos bastante irregulares. As diferenças nos valores de fluxos chegaram a até oito vezes, com o fluxo médio variando 230 L.m⁻².h⁻¹ a 1.920 L.m⁻².h⁻¹ (Tabela 14). Este resultado é compatível com o resultado obtido no ensaio de permeabilidade, no qual as membranas também apresentaram fluxos desiguais. Na grande maioria dos ensaios foi possível observar um decréscimo brusco do fluxo permeado nos primeiros minutos de filtração se comparado ao fluxo inicial, tendo este se tornado, posteriormente, relativamente estável. Para Wakeman e William (2002), o fluxo de permeado em membranas de microfiltração decresce com o tempo devido a dois fenômenos distintos, a deposição de partículas de menor tamanho no interior dos poros da membrana e o bloqueio dos poros na superfície da membrana por partículas de maior tamanho, sendo que estes dois fenômenos caracterizam a formação de *fouling* na membrana. Neste contexto, segundo Eagles e Wakeman (2002), quanto maior o diâmetro da partícula depositada na superfície da membrana,

mais drástica tende ser a redução do fluxo. Outro fenômeno que pode causar redução do fluxo quando utilizada a microfiltração é a polarização por concentração. De acordo com Wakeman e William (2002), os efeitos deste fenômeno na microfiltração podem ser muito severo, uma vez que o fluxo, neste tipo de filtração, é alto e o coeficiente de transporte de massa é reduzido devido aos baixos coeficientes de difusão de solutos macromoleculares, de partículas pequenas, colóides e emulsões.

Tabela 13: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio de filtração da amostra.

Data do ensaio	Maior fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Menor fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Fluxo Médio (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Desvio padrão
10/mar	1.304,00	290,00	456,00	235,00
24/mar	2.662,00	321,00	562,00	528,00
07/abr	1.426,00	216,00	443,00	273,00
20/abr	1.334,00	265,00	470,00	243,00
05/mai	2.305,00	257,00	621,00	449,00
26/mai	1.605,00	259,00	558,00	302,00
08/jun	1.466,00	405,00	574,00	249,00
21/jun	7.754,00	398,00	1.090,00	1.605,00
07/jul	2.756,00	398,00	665,00	520,00
19/jul	1.464,00	487,00	661,00	221,00
04/ago	1.383,00	264,00	460,00	241,00
17/ago	5.271,00	699,00	1.920,00	1.332,00
01/set	668,00	200,00	289,00	108,00
19/set	773,00	206,00	296,00	130,00
05/out	3.596,00	323,00	610,00	728,00
19/out	543,00	159,00	230,00	87,00
04/nov	3.285,00	419,00	797,00	670,00
19/nov	1.725,00	306,00	482,00	316,00
01/dez	2.505,00	363,00	639,00	491,00
14/dez	3.483,00	331,00	657,00	683,00

Em todos os ensaios realizados para a comprovação do *fouling*, verificou-se um decréscimo no fluxo de permeado em relação ao ensaio de permeabilidade à água (Tabela 15). Estas diferenças de volume foram bastante elevadas, chegando o volume encontrado, em alguns casos, a ser dez vezes menor que o obtido no ensaio de permeabilidade. Estes resultados confirmam a teoria de formação de *fouling* da membrana, discutida acima, e mostram que a formação deste *fouling* durante a filtração com a amostra se apresentou bastante severo. Quanto ao

comportamento do fluxo durante os ensaios, este se apresentou, na maioria dos casos, bastante estável, com valores constantes ao longo do período de filtração.

Tabela 14: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão dos fluxos obtidos no ensaio para determinação do *fouling*.

Data do ensaio	Maior fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Menor fluxo (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Fluxo Médio (L.m ⁻² .h ⁻¹)	Desvio padrão
10/mar	338,00	308,00	330,00	10,00
24/mar	343,00	272,00	327,00	25,00
07/abr	285,00	265,00	271,00	9,00
20/abr	422,00	371,00	384,00	18,00
05/mai	301,00	237,00	286,00	22,00
26/mai	347,00	325,00	333,00	7,00
08/jun	485,00	405,00	462,00	28,00
21/jun	529,00	522,00	525,00	3,00
07/jul	469,00	381,00	448,00	30,00
19/jul	547,00	525,00	535,00	7,00
04/ago	350,00	184,00	309,00	57,00
17/ago	858,00	696,00	741,00	56,00
01/set	356,00	294,00	325,00	20,00
19/set	240,00	226,00	234,00	5,00
05/out	360,00	342,00	353,00	7,00
19/out	343,00	261,00	290,00	26,00
04/nov	438,00	399,00	420,00	13,00
19/nov	341,00	315,00	322,00	9,00
01/dez	389,00	361,00	371,00	10,00
14/dez	440,00	408,00	423,00	14,00

O fluxo médio obtido nos ensaios de permeabilidade à água, filtração da amostra e determinação do *fouling*, de todos os ensaios realizados nesta etapa de estudo, estão graficamente representado na Figura 46. Através deste gráfico é possível uma melhor visualização do comportamento discutido acima, sendo possível perceber com mais clareza a diferença entre os fluxos obtidos em cada ensaio realizado.

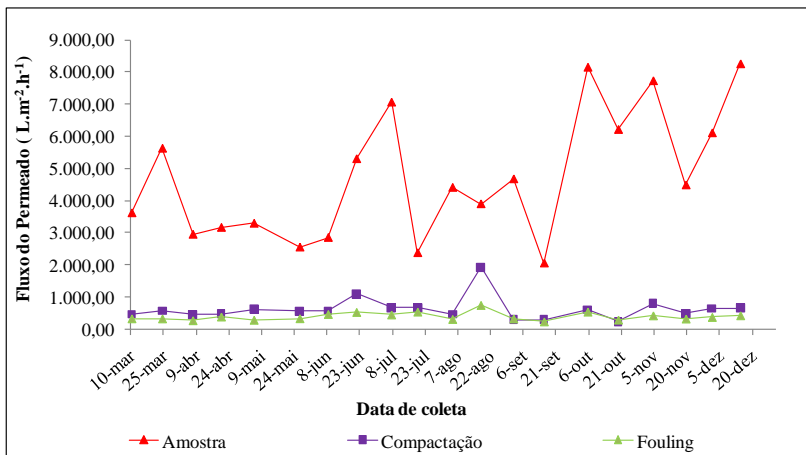


Figura 46: Fluxo permeado médio obtido nos ensaios de permeabilidade à água, filtração da amostra e determinação do *fouling* em todos os ensaios realizados neste estudo.

4.4.2 Resultados obtidos nos ensaios comparativos utilizando a microfiltração associada a coagulação/floculação/FAD e somente a microfiltração

Esta etapa do estudo visou comparar o desempenho da microfiltração quando precedida ou não do processo de coagulação/floculação/FAD. Para isso, foram realizados dois ensaios, utilizando a mesma água base proveniente da Lagoa do Peri. O primeiro ensaio, identificado como ENS 1, avaliou a associação da filtração com a FAD, e o segundo ensaio (ENS 2) consistiu na avaliação isolada da microfiltração para o tratamento da água de estudo.

Um dos principais objetivos desta etapa foi avaliar a diferença do comportamento no fluxo permeado entre os dois ensaios, antes, durante e após a passagem da amostra pela membrana de microfiltração.

Na filtração da amostra, como pode ser observado na Figura 47, houve uma grande diferença no comportamento do fluxo obtido nos ensaios ENS 1 e ENS 2. No ensaio ENS 1, o maior valor de fluxo encontrado foi igual a $5.435 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e o menor igual a $223 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, ao final do período de filtração, com fluxo médio de $802 \pm 1.168 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Neste ensaio pode se observar uma queda brusca do fluxo logo nos primeiros minutos de filtração, sendo este comportamento observado na maioria dos ensaios de FAD associada a MF apresentados no item 4.4.1, e um declínio constante do fluxo até a estabilização do mesmo no tempo

de filtração igual a 120 minutos. Este resultado, juntamente com a análise do desvio padrão, permite afirmar que o comportamento do fluxo neste ensaio se apresentou bastante instável. No ensaio ENS 2, o fluxo mais alto foi de $543 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e o mais baixo, ao final do período de filtração, foi igual a $159 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, tendo-se um valor médio de fluxo aproximadamente três vezes menor que o obtido no ENS 1, $230 \pm 90 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Quanto ao comportamento do fluxo, o ENS 2 também não apresentou boa estabilidade, porém o fluxo neste ensaio se mostrou mais estável que o ENS 1.

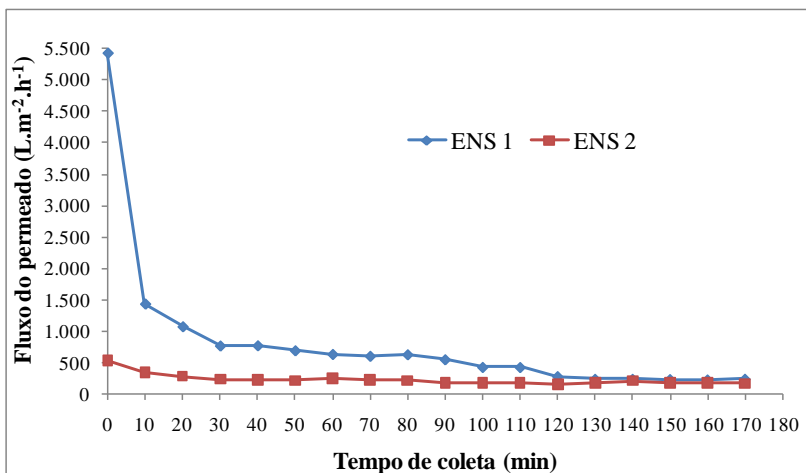


Figura 47: Representação gráfica do fluxo permeado obtido com a passagem da amostra no ENS 1 e ENS 2.

Os fluxos dos ensaios de permeabilidade e para determinação do *fouling* apresentaram elevada diferença de valores, indicando uma formação de *fouling* na membrana (Figura 48).

No ensaio de permeabilidade à água, para o ENS 1 o fluxo mínimo obtido foi de $6.289 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, o máximo de $8.460 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e o médio de $6.975 \pm 701 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, já o ENS 2 apresentou fluxo mínimo de $5.478 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, máximo de $7.888 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e médio de $6.213 \pm 781 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. O desvio padrão encontrado permite concluir que em ambos ensaios de permeabilidade realizados os fluxos permaneceram estáveis, sendo que o fluxo do ENS 1 se apresentou um pouco mais estável que o do ENS 2.

No ensaio para determinação de *fouling*, o maior fluxo permeado no ENS 1 foi de $427 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, o menor foi de $392 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e o médio

foi de $412 \pm 12 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, sendo que o fluxo permaneceu bastante estável durante todo o período de ensaio. No ENS 2 o fluxo variou de $343 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ a $261 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, com média de quase metade do valor obtido no ENS 1, $290 \pm 26 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, neste ensaio o fluxo obteve um comportamento menos estável que o do ENS1.

Os valores de fluxo obtidos permitem concluir que o ensaio ENS 2 foi mais susceptível a formação do *fouling* que o ENS 1, este resultado era esperado, visto que a coagulação/floculação/FAD retira parte da matéria orgânica presente na água, sendo esta a principal responsável pelo *fouling* em membranas.

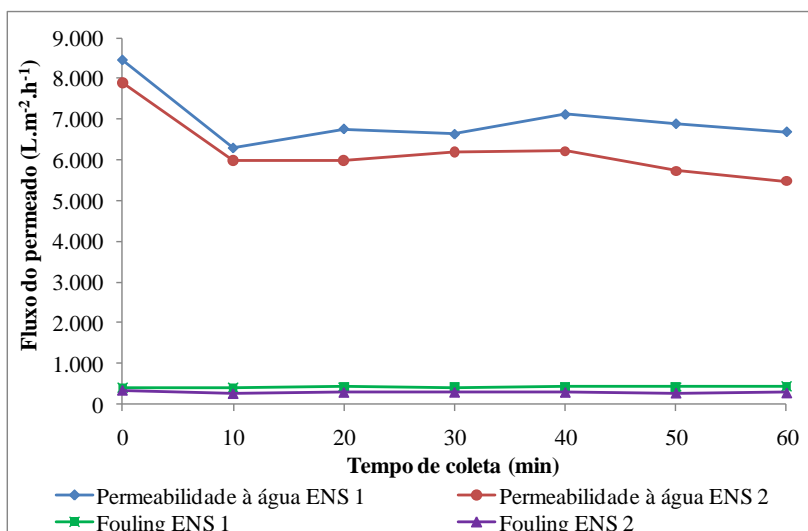


Figura 48: Representação gráfica do fluxo permeado obtido nos ensaios de permeabilidade à água e determinação do *fouling* no ENS 1 e ENS 2.

Quanto as porcentagens de remoções obtidas ao longo dos ensaios, para todos os parâmetros avaliados, o ensaio ENS 1 obteve maiores valores de remoção e menores valores residuais que o ENS 2.

Para o parâmetro cor (Figura 49) os valores de remoção alcançados no ENS 1 variaram de 95 a 98% com média de 98%. Os valores residuais variaram entre 1 e 2 uH com média de aproximadamente 1 uH. Já no ensaio ENS 2, as remoções variam de 85 a 89% com média de 87% e a água após o tratamento apresentou valores de cor entre 5 e 6,5 uH, com média de 6 uH, muito acima da média encontrada no ENS 1.

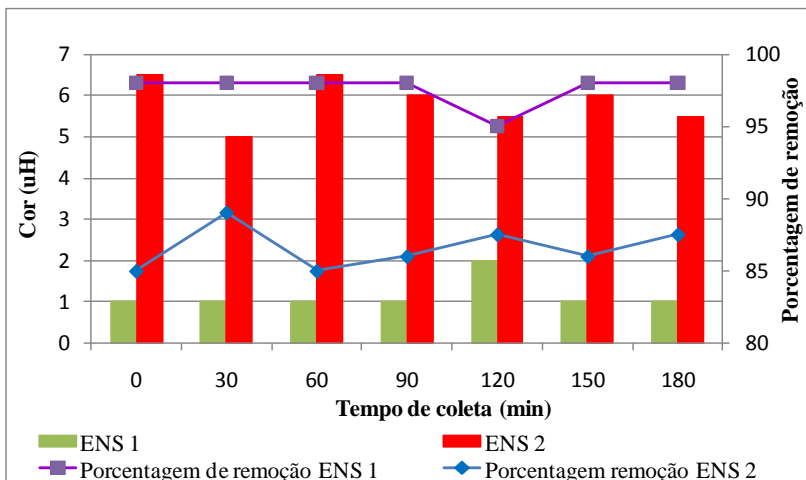


Figura 49: Valores de cor da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2.

Os resultados relativos a turbidez (Figura 50) foram os que apresentaram menor diferença entre os ensaios. No ENS 1, a remoção de turbidez variou de 86 a 91% com média de 89%, sendo estes valores bastante similares aos obtidos no ENS 2, de 85% a 89% com média de 87%. Quanto ao valor de turbidez residual, este variou de 0,43 a 0,64 UT, com média de 0,52 UT para ENS 1 e de 0,52 a 0,69 UT e média de 0,61 UT, para ENS 2, podendo as duas médias serem consideradas baixas (< 1 UT).

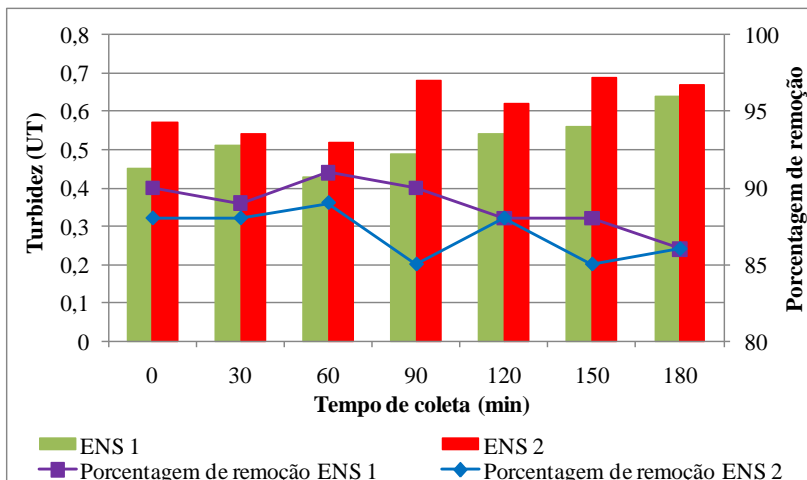


Figura 50: Valores de turbidez da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2.

Em relação a remoção de CODNP, foram obtidas porcentagens de remoção entre 41 e 55% para o ensaio ENS 1 (média de 47%), e de 20 a 37% para o ensaio ENS 2 (média de 32%). Os valores de CODNP após o ENS 1 foram de 2,2 a 2,9 mg.L⁻¹, com valor médio de 2,6 mg.L⁻¹, para o ENS 2 estes valores variaram de 3,1 a 3,93 mg.L⁻¹, com média de 3,36 mg.L⁻¹ (Figura 51).

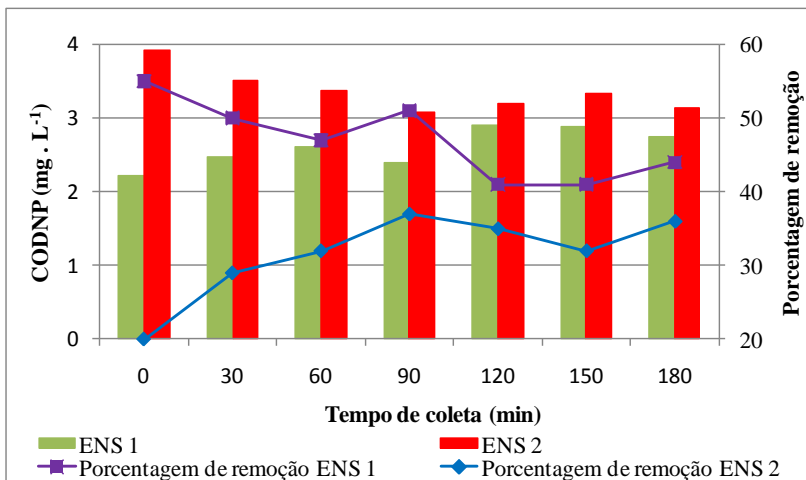


Figura 51: Valores de CODNP da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final dos ensaios ENS 1 e ENS 2.

Os resultados de absorvância (Figura 52) foram os que apresentaram maior diferença, chegando, em algumas medições, a mais de 100 % de diferença na porcentagem de remoção entre os ensaios ENS 1 e ENS 2.

Os valores de remoção obtidos no ensaio ENS 1 foram de 73 a 75%, com média de 74%. Já para o ENS 2 estes valores variaram de 31 a 57%, com média de 50%. Os valores de absorvância remanescentes após o ensaio de ENS 1 foram de 0,0188 a 0,0204 com média de 0,0192 e após o ENS 2, estes valores variaram de 0,0319 a 0,0515, com média de 0,0375, quase o dobro de absorvância remanescente obtida no ENS1.

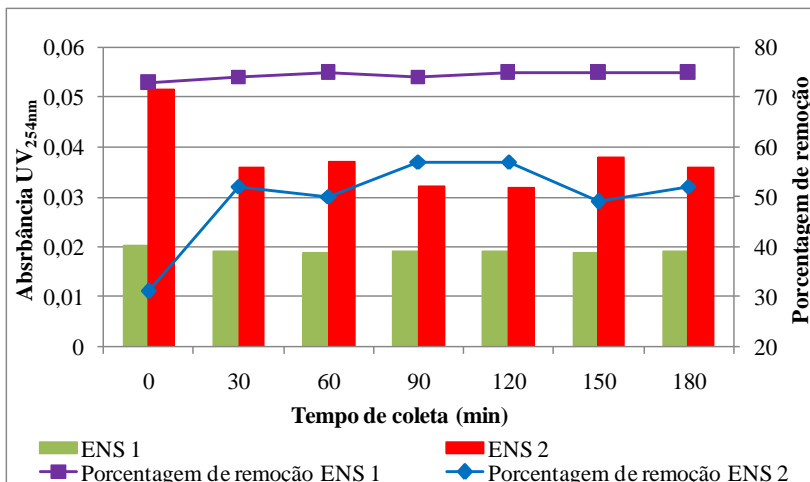


Figura 52: Valores de absorbância ao UV_{254nm} da água e porcentagem de remoção para este parâmetro ao final do ensaio ENS 1 e ENS 2.

Para a porcentagem de remoção de cianobactérias, em ambos os ensaios, ENS 1 e ENS 2, foram obtidas porcentagens de remoção de 100% destes organismos.

Estes resultados comprovam a importância de um pré-tratamento visando melhorar o desempenho da microfiltração. Foram observadas melhoras nas porcentagens de remoção e diminuição de concentrações residuais para todos os parâmetros avaliados no ensaio de microfiltração associado à FAD. Esta melhora na eficiência do processo de microfiltração quando utilizado com um pré-tratamento, foi também observada por Kim, Tawizawa e Ohgaki (2005), que, utilizando um sistema composto por microfiltração (tamanho médio de poro da membrana igual a 0,1 μm) associada a leito fluidizado de carvão ativado para tratamento de água proveniente do Rio Tama (Japão) obtiveram remoções de até 84% para o CODNP e 94% para absorbância UV_{254 nm}. Porém quando utilizada somente a microfiltração, para a mesma finalidade, as porcentagens de remoção obtidas foram inferiores, tanto para CODNP (7,8%) quanto para absorbância UV_{254nm} (19%).

5. CONCLUSÃO

Considerando os objetivos iniciais deste estudo e com base nos resultados obtidos na pesquisa realizada, conclui-se que:

- ✓ A densidade de cianobactérias, na lagoa do Peri, apresentou um comportamento sazonal, acompanhando a variação da temperatura da água da lagoa, porém permanecendo como microrganismo dominante durante todo o período de monitoramento.
- ✓ Na construção do diagrama de coagulação os melhores resultados foram obtidos na concentração de sulfato de alumínio igual a 40 mg.L^{-1} e pH de coagulação de 4,91, sendo estes, 70% de remoção para cor, 61% de remoção para turbidez e 67% de remoção para densidade de cianobactérias.
- ✓ No ensaio de permeabilidade à água, quando utilizada pressão de 1,5 bar, foi obtido o melhor resultado, sendo observado um maior fluxo de permeado e uma maior estabilidade operacional. Porém, devido ao pequeno volume útil do aparelho de filtração e considerando um menor gasto energético, a pressão de trabalho escolhida foi a de 1 bar.
- ✓ Nos ensaios de FAD associada a microfiltração não houve uma grande variação nas porcentagens de remoção obtidas ao longo do período de estudo para os parâmetros cor e turbidez ficando as remoções médias para estes parâmetros em 99% e 93%, respectivamente. As porcentagens de remoção obtidas para os parâmetros absorvância $UV_{254\text{nm}}$ e CODNP, apresentaram uma variação elevada ao longo de período de estudo, sendo estes valores de remoção mais baixos que os obtidos para os outros parâmetros, sendo os valores médios de 71% para absorvância e 57% para CODNP.
- ✓ A remoção de cianobactérias de águas utilizadas para abastecimento público pela associação da flotação por ar dissolvido com a microfiltração, objetivo principal deste trabalho, foi alcançado, visto que em todos os ensaios realizados a porcentagem de remoção de cianobactérias foi de 100%.
- ✓ A microfiltração não se apresentou eficiente para remoção de alumínio residual, em todos os ensaios utilizando a FAD associada à microfiltração os valores de alumínio na água tratada ficaram acima do valor máximo estipulado pela Portaria nº 518/2004 ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$).

- ✓ Com relação ao fluxo permeado obtido nos ensaios de MF associada à FAD ao longo do período de estudo, foi observada uma elevada diferença entre os fluxos médios obtidos nos ensaios de filtração da amostra. Na análise do comportamento do fluxo, foi observado que na grande maioria dos ensaios houve um decréscimo brusco do fluxo permeado nos primeiros minutos de filtração se comparado ao fluxo inicial, tendo este se tornado, posteriormente, relativamente estável.
- ✓ No ensaio para comprovação de formação de *fouling*, verificou-se um decréscimo no fluxo de permeado em relação ao ensaio de permeabilidade à água, sendo estas diferenças de fluxo bastante elevadas. Estes resultados indicam formação de *fouling* da membrana e que este fenômeno durante a filtração com a amostra se apresentou bastante severo.
- ✓ Nos ensaios utilizando a microfiltração como único tratamento empregado, para todos os parâmetros avaliados, as porcentagens de remoção obtidas foram menores e os valores residuais foram maiores que os obtidos nos ensaios utilizando a MF associada à FAD. O fluxo permeado obtido neste ensaio, foi aproximadamente três vezes menor que o obtido no ensaio de FAD associado a MF. No ensaio para comprovação de formação de *fouling*, os valores de fluxo obtidos permitiram concluir que utilizando somente a microfiltração a membrana fica mais susceptível a formação do *fouling*.

A partir das conclusões acima apresentadas, pode-se considerar que a associação dos processos de flotação por ar dissolvido e microfiltração, mostrou-se uma opção viável quando utilizada para tratamento de águas de mananciais com cianobactérias, visto que além de conseguir remoção total destes organismos, o tratamento também se mostrou eficiente na remoção de outros parâmetros, principalmente cor e turbidez.

No entanto, devido a escala experimental utilizada e as limitações metodológicas encontradas, recomendando-se o seu estudo em maior escala, visando corroborar os resultados obtidos na presente pesquisa. Recomenda-se também um estudo mais aprofundado quanto a liberação de toxinas pela pressão empregada para realizar a separação na microfiltração.

6. REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21ª ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ASSIS, R. S. S. **Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistinas por flotação por ar dissolvido – estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes**. 2006. 137 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

AZEVEDO, S. M. F. Toxinas de Cianobactéria: Causas e Conseqüências para a Saúde Pública. **Medicina on Line – Revista Virtual de Medicina**, v. 1, n°3, 1998.

BAKER, R.W. **Membrane Technology and applications**. 2a ed. John Wiley & Sons LTDA, 2004. 538 p.

BASSETTI, F. J. **Preparação, caracterização e aplicação de membranas poliméricas microporosas assimétricas**. 2002. 180p. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Materiais) – Faculdade de Engenharia Química. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: FUNASA, 2003. 56 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral da Vigilância em Saúde Ambiental. **Portaria N° 518**, 2004. 34 p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis* no Brasil. **Revista Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, Ed. n° 30, p. 82-90, 2003.

BOTTINO, A.; CAPANNELLI, C.; DEL BORGHI, A.; COLOMBINO, M.; CONIO, O. Water treatment for drinking purpose: ceramic microfiltration application. **Desalination**, v. 141, p. 75-79, 2001.

BRIAND, J. F.; RABILLOT, C.; QUBLIER-LLOBÉRAS, C.; HUMBERT, J. F.; COUTÉ, A; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**, v. 36, p. 3183-3192, 2002.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análise químicas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1994, 253 p.

CENTURIONE FILHO, P. L. **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada para águas de abastecimento**. 2002. 313 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 39-44, 2003.

CHENG, Wen Po.; CHI, Fung-Hwa. Influence of eutrophication on the coagulation efficiency in reservoir water. **Chemosphere**, v. 53, p. 773-778, 2003.

CHERYAN, M. **Ultrafiltration and Microfiltration handbook**. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc. Pennsylvania, 1998. 526 p.

CHORUS, Ingrid; BARTRAM, Jamie (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London and New York: E & FN SPON, 1999. 416 p.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 51-60, 2000.

CORAL, L. A. **Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e**

nanofiltração. 2009. 210 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

CZEKAJ, C. **Encyclopedia of Polymer Science and Technology**. 3a ed. John Wiley & Sons, 2003. 184-249 p.

DEBON, J. **Emprego de microfiltração tangencial na obtenção de leite fermentado prebiótico**. 2009. 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DI BERNARD O. L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2002. 237 p.

EAGLES, W. P.; WAKEMAN, R. J. Interactions between dissolved material and the fouling layer during microfiltration of a model beer solution. **Journal of Membrane Science**, v. 206, n. 1-2, p. 253-264, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; DE SOUZA, B.; MACHADO, R. G.; COSTA, A. G. Lagoa Mãe-Bá (Gururapari – Anchieta, ES): Um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecologia Brasiliensis**, v.13, p. 366-381, 2009.

FERREIRA FILHO, S. S. Remoção de Compostos Orgânicos Precusores de Subprodutos de Desinfecção e seu Impacto na Formação de Triahalometanos em Águas de Abastecimento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 6, n. 1, 2001.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologia**, v. 39, p. 264-272, 2009.

FRANÇA NETA, L. S. **Clarificação de bebidas fermentadas utilizando o processo de microfiltração**. 2005. 96 p. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

GARCIA, V. T. **Remoção de algas através da eletroflotação – Tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento.** 2002. 98p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

GARCIA, V. T. **Tratamento de água eutrofizada através da ozoflotação.** 2007. 135 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

GRELLMANN, Carla. **Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindropermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil.** 2006. 94 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NÓBREGA, R. **Processos de separação por membranas.** Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ. e-papers. RJ. 2006. P. 12-105.

HENNEMANN, M. C. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil.** 2010. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

HITZFELD, B. C.; HOGER, S. J.; DIETRICH, D. R. Cyanobacterial toxin: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, p. 113-122, 2000.

HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae - An introduction to phycology.** Cambridge: Cambridge University Press, 1997, 627 p.

HOWE, K. J.; MARWAH, A.; CHIU, K.P.; ADHAM, S. Effect of membrane configuration on bench-scale MF and UF fouling experiments. **Water Research**, v. 41, p. 3842-3849, 2007.

JONES, G. J.; NEGRI, A. P. Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. **Water Research**, v. 31, n. 3, p. 525-553, 1997.

JONES, W. J.; SAUTER, S. **Distribution and abundance of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Indiana lakes and reservoir**. Indiana University. Bloomington, IN, 2005. 54 p.

JULIANO, L. N. **Preparação, caracterização e utilização de membranas poliméricas no reuso de água da indústria têxtil**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

KIM, H. S.; TAKIZAWA, S.; OHGAKI, S. Application of microfiltration systems coupled with powdered activated carbon to river water treatment. **Desalination**, v. 202, p. 271-277, 2005.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P. A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSHIMA, Y. (1999) The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, p. 1359-1373, 1999.

LAPOLLI, F. R. **Biofiltração e Microfiltração Tangencial para Tratamento de Esgotos**. 1998. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

LAUDARES-SILVA, R. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. 1999. 218 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

LEE, R. E. **Phycology**. Inglaterra: Cambridge University Press, 1999, 614p.

LEIKNES, T.; ODEGAARD, H.; MYKLEBUST, H. Removal of natural organic matter (NOM) in drinking water treatment by coagulation-microfiltration using metal membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 242, p. 47-55, 2004.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Editora: Átomo, 2005, 444 p.

MCCALLUM, E.; HYUNG, H.; SHAH, A.; HUANG, C. H.; KIM, J. H. **Removal of hormones by nanofiltration: Effects of hormone concentration and natural organic matter fouling on removal**. American Water Works Association – Membrane Tech. Conference. 2005.

MACHADO, F. R. **Remoção de fósforo na unidade de flotação da estação de tratamento de esgoto**. 2007. 127 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

MEDEIROS, R. C. **Comparação da resistência de protozoários patogênicos – *giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. – e de microrganismos indicadores à desinfecção seqüencial Cloro-Radiação Ultravioleta e Ozônio – Radiação Ultravioleta**. 2010. 212 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Carlos, São Carlos, 2010.

MELO FILHO, L. C. **Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e cianotoxinas**. 2006. 283 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

MERIN, U.; DALFIN, G. Cross-flow microfiltration in the dairy industry: state-of art. **LAIT**, v. 70, p. 281 - 290, 1990.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. Fourth Edition, New York, 2003, 1819 p.

MIERZWA, J. C.; DA SILVA, M. C.; RODRIGUES, L.; HESPANHOL, I. Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n.1, p. 78-87, 2008.

MOLICA, R. ONODERA, H; GARCIA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S; MEGURO, H.; OSHIMA, Y., AZEVEDO, S.;

LAGOS, N. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycology**, v. 41, n. 6, p. 606-611, 2002.

MONDARDO, R. I. **Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas via filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias**. 2004. 148 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MOUCHET, P.; BONNÉLYE, V. Solving algae problems: French expertise and world wide applications. **Journal Water Supply: Research and Technology – Aqua**. V. 47, p. 125-141, 1998.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. Kluwer Academic Publishers. Holanda, 2003. 557pp.

MUR, L. R., SKULBERG, O. M. e UTKILEN, H. (1999). “Cyanobacteria in the Environment.” In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London and New York: E & FN SPON, 1999. 416 p.

NASCIMENTO, J. F. **Avaliação de membranas de osmose inversa no tratamento de águas de purga de torres de refrigeração de indústria petrolífera com finalidade de reuso**. 2004. 101 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2004.

OLIVEIRA, J. M. B. **Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por meio de sedimentação e flotação: avaliação em escala de bancada**. 2005. 141 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

OLIVEIRA, E. C. **Aspectos limnológicos e sanitários de uma lagoa costeira no litoral leste do Ceará – Lagoa Batoque**. 2006. 164 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, na expanding, highly adaptive cyanobacterium; worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 107, p. 503-593, 1997.

PEDROZO, C. S.; ROCHA, A. Zooplankton and water quality of lakes of the northern coast of Rio grande do sul state, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, p. 445-464, 2006.

PERSSON K. M., GEKAS V., TRAGARDH G., Study of membrane compaction and its influence on ultrafiltration water permeability. **Journal of Membrane Science**, v. 100, p. 55 - 62, 1995.

PETRUS, J.C.C. **Preparação, modificação e caracterização de membranas assimétricas para clarificação de suco de frutas**. 1997. 161 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

RABELO, L. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton**. 2006. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

RÄDER, A. S. **Estudo teórico-experimental do processo de microfiltração de partículas de sílica em suspensão aquosa**. 2003. 125 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

REIF, O. W. Microfiltration Membranes: Characteristics and Manufacturing. **Biochem Engin/Biotechnol**, v. 98, p. 73-103, 2006.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, p. 359-385, 2000.

SANTIAGO, L. M. **Remoção de células de cianobactérias por processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido: avaliação em escala de bancada**. 2008. 183 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. United States of America: McGraw-Hill, Inc., 1994, 658p.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo: ABES, 2001, 234 p.

SCHOENHALS, M.; SENA, R. F.; JOSÉ, H. J. Avaliação do processo de coagulação/flotação aplicado como tratamento primário de efluentes de abatedouro de frangos. **Revista Engenharia Ambiental: Espírito Santo do Pinhal**, v. 3, n.2, p. 5-24, 2006.

SCHOFIELD, T. Dissolved air flotation in drinking water production. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 8, p. 9-18, 2001.

SILVA, A. B. **Avaliação do emprego da ultrafiltração em membrana na remoção de células de cianobactérias e microcistinas para águas de abastecimento**. 2008. 105 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

SILVA, V. R. **Microfiltração tangencial de soluções aquosas de pectina utilizando membranas cerâmicas**. 2009. 128 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009

SIMONASSI, J. C. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. 2001. 75 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SIVONEN, K.; JONES, G. (1999) Cyanobacterial toxin. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.) **Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London and new York, 41-111p.

SOUZA, B.; FERNANDES, V. O. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-

Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 245-253, 2009.

TEIXEIRA, M. R. **Ultrafiltração no tratamento de águas para consumo humano**. 2001. 109 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). –Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2001.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part I: The key operating conditions. **Separation and Purification Technology**, v. 52, n. 1, p. 84-94, 2006c.

TESSELE, F.; DA ROSA, J. J.; DE SOUZA, M. L.; RUBIO, J.. Avanços da flotação no tratamento de águas e efluentes – parte II: aplicações. **Saneamento Ambiental**, n. 115, p. 38-45, 2005.

TESSELE, F.; ROSA, J. J.; RUBIO, J.. Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes. **Saneamento Ambiental**, n. 102, p. 30-36, 2004.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos**: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa. 2001. 162 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

VIDAL, C. M. S. **Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) seguido de tanque de aeração**. 2006. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

WAKEMAN, R. J.; WILLIAM, C. J. Additional techniques to improve microfiltration. **Separation and Purification Technology**, v. 26, p. 3-18, 2002.

WANG, L.; ALBASI, C.; FAUCET-MARQUIS, V.; PFOHL-LESZKOWICZ, A.; DORANDEU, C.; MARION, B.; CAUSSERAND, C. Cyclophosphamide removal from water by nanofiltration and reverse osmosis membrane. **Water Research**, v. 43, p. 4115-4122, 2009.

WETZEL, R. G. **Limnology**. 3rd ed. California: Elsevier. 2001. 1006 p.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W. W.; HOEHN, R.C; HRUDEY, S. E.
Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins: A Resource Guide.
American Water Works Association – Research Foundation, U.S.A.,
1995. 229p.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; BARROS, L. P.; PROENÇA, L. A. O.;
MONSERRAT, J. M. Cyanobacterial neurotoxins from southern brazilian
freshwaters. **Comments on Toxicology**, v. 9, p. 103-115, 2003.