

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

APLICABILIDADE DA FILTRAÇÃO DIRETA PARA O
TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA

Ana Raquel Teixeira

Belo Horizonte

2004

Ana Raquel Teixeira

**Aplicabilidade da filtração direta para o tratamento de
águas eutrofizadas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de água

Orientador: Prof. Doutor Marcelo Libânio

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2004

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

“Plante sementes de bondade e de amor, mas não se preocupe com os resultados futuros.

Se não obteve o bem que você esperava, ou se o benefício não provocou a gratidão desejada, não se aborreça.”

Autor desconhecido

“Eu vos louvarei de todo coração, Senhor, porque ouvistes as minhas palavras. Na presença dos anjos eu vos cantarei. Ante vosso templo prostrar-me-ei, e louvarei o vosso nome, pela vossa bondade e fidelidade. Porque acima de todas as coisas, exaltastes o vosso nome e a vossa promessa. Quando vos invoquei, vós me respondestes; fizestes crescer a força de minha alma.”
(Salmo 137:1-3)

PAI, que me permitiu buscar um sonho que hoje se concretiza, dando-me força quando já não havia, estimulando a seguir em frente, quando minha vontade era parar. E quando chorava em silêncio, Pai, imaginando estar só, enxugastes as lágrimas de meu rosto, enquanto cobria minh'alma de carinho e consolo.

Àquele que me compreende muito mais do que posso entender; ao Criador do céu, da terra e de tudo que há; ao meu melhor amigo, que sempre esteve e estará a me conduzir. Hoje a vitória é nossa... A Ti, meu Deus, toda a honra e toda a glória eternamente.

AGRADECIMENTOS

Se hoje comemoro esta conquista, esta se deve àqueles que estiveram ao meu lado, acreditando no meu sonho.

A vocês, papai e mamãe, que me presentearam com a riqueza do estudo e fizeram de mim não apenas uma profissional, mas sobretudo um ser humano. Portanto, se sentem orgulho de mim, a responsabilidade maior é de vocês, pois a minha inspiração foi a sua dedicação. E quando, em algum momento, vejo que realmente sou parecido com vocês, sinto-me feliz, pois os admiro muito!

Ao meu irmão Arthur que não poupou esforços para que o sorriso que hoje trago em meu rosto fosse possível. Você, meu irmãozinho, ofereceu sempre o melhor que pode dar, através de seu olhar de apoio, de sua palavra de incentivo, de seu gesto de compreensão, de sua atitude de segurança, respeitando meus sentimentos e enxugando minhas lágrimas nos momentos de fracasso e desânimo.

A minha irmã Lisiana, que mesmo distante, motivou-me a dar o melhor de mim, acreditando sempre na minha capacidade de alcançar o sucesso. O orgulho desta vitória está sendo com você compartilhada!

Ao mestre e amigo, Marcelo Libânio, responsável por estimular minhas novas descobertas, semear idéias e incentivar o pensamento crítico. A você, Valter, exemplo de dedicação, por me ensinar com sabedoria, entusiasmo e alegria. Foram vocês que me deram ferramentas necessárias para meu crescimento profissional, sendo, por várias vezes, tolerantes com minha ignorância. O esforço de vocês foi válido porque hoje existe a certeza que a transmissão de informação transformou-se em conhecimento que levarei por toda a vida.

A minha companheira que viveu comigo todas as aventuras inesquecíveis desta caminhada. Passamos por momentos difíceis que soubemos superar, por momentos alegres que estão guardados na memória. E fica a certeza de que nada foi em vão e sempre vale a pena lutar por um ideal. Eliane, a você, meu respeito, afeto e profundo agradecimento.

Não poderia me esquecer de você, Cristina, que mesmo tendo tido pouco tempo de convivência, aprendi a gostar e respeitar como profissional. ‘O valor das coisas não está no

tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontece...’ Obrigada por abdicar de tantas coisas para que a minha realização pessoal fosse alcançada.

Por todos os amigos do mestrado, Nelson, Deneb, Carlota, Valéria, Vanessa’s, Priscilla, Mônica, Sílvia, Paula, Tales, Fernanda, Florence, Mara e tantos outros... Inesquecíveis as horas em que pude contar com o carinho e cumplicidade de vocês. As alegrias que compartilhamos me fizeram uma pessoa melhor e mais feliz por simplesmente existirem e fazerem parte da minha vida.

Aos meus amigos, que souberam entender minha ausência: Isabel, Denise’s, Arilton, Cláudia, Alessandra e Andréa.

A todos os funcionários da Várzea das Flores que participaram da minha jornada: a convivência nos tornou amigos e, na partida, levo saudades... Fico marcada pela grandeza e generosidade dedicadas por vocês. Obrigada pelas histórias, risos, ‘quebra-galhos’, e tudo que fizeram para tornar o trabalho menos árduo e mais sadio.

A todas as entidades que propiciaram a realização deste projeto: à COPASA, por ceder espaço, informações e pessoas para o desenvolvimento da pesquisa; à FAPEMIG e ao CNPq, pelo financiamento concedido que permitiu a pesquisa; ao CNPq, pela bolsa de mestrado que me ‘alimentou’ nestes últimos anos.

Aos funcionários e laboratoristas (em especial a Iara, Norma, D. Chica e Roberto) que pouco percebemos seus papéis, mas completa e torna possível este sonho.

Aos professores Mauro Naghettini, Lúcio e Maria das Graças Gardoni que enriqueceram meu aprendizado.

Aos parceiros e amigos de trilha... Tantos casos para lembrar... Hoje me faltam palavras para expressar o que sinto, mas sobram emoções para expressar o que vivemos. Obrigada pelos passeios que foram fonte para extravasar o stress e renovar as energias para a semana seguinte. Valeu!

Recebam todos meu ‘*muito obrigada*’, repleto de amor e carinho.

RESUMO

O trabalho contempla uma investigação experimental que avaliou o desempenho da filtração direta ascendente e descendente para tratamento de águas oriundas de reservatório de acumulação que apresenta baixa turbidez e presença de algas. Foi estudado o comportamento de três unidades-piloto sendo duas de escoamento descendente. Destas, uma caracterizava-se pelo meio filtrante com espessura de 1,10 m. Os demais meios filtrantes foram definidos conforme a normatização brasileira. As taxas de filtração de 180 e 240 m³/m²xdia foram aplicadas em três etapas distintas. Avaliou-se, também, a retenção de algas ao longo do meio filtrante e a possível correlação entre a contagem de algas e os parâmetros de turbidez, cor aparente, carbono orgânico total (COT) e sólidos suspensos (SS).

O efluente das unidades filtrantes apresentou resultados satisfatórios no que tange à qualidade, calcada na premissa da turbidez filtrada inferior a 0,5 uT. Em nível de remoção de algas, o filtro com areia de menor granulometria apresentou elevada eficiência além de uma menor variabilidade da retenção ao longo da carreira de filtração. Todavia, foram obtidas durações de carreira aquém para as unidades de escoamento descendente.

Houve uma menor retenção de algas do grupo sistemático fitoflagelados e elevada remoção de Cyanophytas, Chlorophytas e Bacillariophyceas.

A retenção de algas nos meios filtrantes de maior granulometria deu-se predominantemente às espessuras de 15 cm e 30 cm para os escoamentos descendente e ascendente, respectivamente, tendo-se observado uma saturação ao final da carreira de filtração induzindo elevadas concentrações à água filtrada. Na outra unidade de escoamento descendente a retenção ocorreu além dos 10 cm de espessura iniciais do meio filtrante.

O filtro de escoamento ascendente mostrou-se eficiente, apontando para a possibilidade de obtenção de carreiras de filtração relativamente longas com produção de água com qualidade satisfatória.

Não foram detectadas correlações significativas entre a concentração de algas e os parâmetros de turbidez, cor aparente, COT, SSV, e entre turbidez e SST.

ABSTRACT

This research contemplates the experimental investigation evaluating the effectiveness of an upflow and two downflow direct filtration pilot units applied to waters with low turbidity and moderate algae concentration. Among these pilot filters, one had the filter media with a 1,10m thick. The other ones were filled up by filter media as defined by the Brazilian Technical Standards Association recommendations. There were applied $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{day}$ and $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{day}$ filtration rates in three distinct phases of the experimental investigation. It was evaluated the algae removal alongside the filter media depth, and the correlation among algae counting, and turbidity, apparent color, total organ carbon, and suspend solids have been tested.

The effluent of all pilot filters presented acceptable results concerning the water quality based on turbidity level lower 0,5 NTU. Specifically the downflow filter with the finer sand has showed high efficiency in terms of algae removal with low variability during the runs filters. However, the run filters were shorter than those usually verified in the downflow rapid filters on the majority of the Brazilian water treatment plants.

There was a lower algae removal in flagellated group, and high removal of Cyanophyta, Chlorophyta, and Bacillariophyceae.

The algae removal in the filter media with higher grain size place in 15 cm and 30 cm thick for the downflow and upflow units, respectively. In addition to that there was clogging at the end of the run filter causing high concentration in the effluent. The algae removal happened 10 cm below the top of media filter on the other downflow unit.

The general performance of the upflow filter was very good, pointing out the possibility of long run filters with acceptable water quality.

There were not detected good correlations among algae concentration and the other parameters like turbidity, apparent color, total organ carbon, volatile suspended solids, and even between turbidity and total suspend solids.

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL.....	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3	REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1	FLORAÇÕES DE ALGAS NOS RESERVATÓRIOS DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO.....	5
3.1.1	<i>Alterações da qualidade da água e influência nos processos de tratamento</i>	5
3.1.2	<i>Eficiência de remoção nos processos de tratamento</i>	7
3.2	FILTRAÇÃO DIRETA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS COM ELEVADAS CONCENTRAÇÕES DE ALGAS ...	10
3.2.1	<i>Meio filtrante</i>	12
3.2.2	<i>Sentido de escoamento</i>	14
3.3	CARACTERIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE ACUMULAÇÃO VÁRZEA DAS FLORES.....	15
3.3.1	<i>Monitoramento hidrobiológico realizado pela Copasa</i>	17
3.3.2	<i>Características do fitoplâncton predominante na represa</i>	21
4	MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA INSTALAÇÃO-PILOTO.....	29
4.1.1	<i>Mistura rápida</i>	31
4.1.2	<i>Caixa de distribuição</i>	34

4.1.3	<i>Filtros-piloto</i>	36
4.2	OPERAÇÃO DO SISTEMA	42
4.3	MONITORAMENTO.....	44
4.3.1	<i>Vazões</i>	44
4.3.2	<i>Análises físico-químicas</i>	46
4.3.3	<i>Análises microbiológicas</i>	46
4.4	ETAPAS DO ESTUDO.....	47
4.4.1	<i>Etapa I</i>	48
4.4.2	<i>Etapa II</i>	49
4.4.3	<i>Etapa III</i>	49
4.4.4	<i>Etapa complementar A – Filtro de escoamento ascendente</i>	50
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA	51
5.1.1	<i>pH</i>	51
5.1.2	<i>Turbidez</i>	52
5.1.3	<i>Cor aparente</i>	57
5.1.4	<i>Remoção de COT</i>	59
5.1.5	<i>Remoção de Sólidos Suspensos</i>	59
5.2	REMOÇÃO DE ALGAS	60
5.2.1	<i>Cyanophyta - cianobactérias</i>	62
5.2.2	<i>Chlorophyta – algas verdes</i>	63
5.2.3	<i>Bacillariophyceae - diatomáceas</i>	64

5.2.4	<i>Fitoflagelados</i>	65
5.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA DA VARIABILIDADE DOS TRATAMENTOS.....	66
5.4	PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA.....	72
5.5	COMPORTAMENTO DO MEIO FILTRANTE.....	74
5.5.1	<i>Retenção de impurezas e perda de carga</i>	74
5.5.2	<i>Retenção de algas</i>	80
5.6	ETAPA COMPLEMENTAR A – FA.....	82
5.7	CORRELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS.....	83
6	CONCLUSÕES	85
7	RECOMENDAÇÕES	86
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

AB – água bruta

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

Copasa – Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COT – Carbono Orgânico Total

E-Ia – ensaio A da Etapa I

E-Ib – ensaio B da Etapa I

E-IIa – ensaio A da Etapa II

E-IIIa – ensaio A da Etapa III

E-IIIb – ensaio B da Etapa III

FA – filtro de escoamento ascendente

FD1 – filtro de escoamento descendente com 50 cm de espessura de meio filtrante

FD2 – filtro de escoamento descendente com 110 cm de espessura de meio filtrante

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde

ID – índice de diversidade

PAC – Cloreto de polialumínio

SS – sólidos suspensos

SSV – sólidos suspensos voláteis

SST – sólidos suspensos totais

UPA – número de unidades de organismos por área padronizada (400 μm^2)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Classificação das tecnologias usuais de tratamento de água	1
Figura 3.1: Vista da represa Várzea das Flores	16
Figura 3.2: Porcentagem de valores obtidos para os intervalos de ID no monitoramento do ano de 2002.....	18
Figura 3.3: Distribuição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no monitoramento do ano de 2002	19
Figura 3.4: Distribuição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no monitoramento do ano de 2004	20
Figura 3.5: Microfotografia de amostra conservada em lugol: colônia de <i>Microcystis</i> sp. ...	22
Figura 3.6: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Lyngbya</i> sp.....	23
Figura 3.7: Microfotografia de amostra conservada em lugol: representante da ordem Chlorococcales - família Chlorophyceae.....	23
Figura 3.8: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Pediastrum</i> sp.	25
Figura 3.9: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Staurastrum</i> sp. – (a) vista frontal e (b) lateral	25
Figura 3.10: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Monoraphidium</i> sp.....	26
Figura 3.11: Microfotografia de amostra conservada em lugol: Bacillariophyceae	26
Figura 3.12: Microfotografia de amostra natural: <i>Cyclotella</i> sp.	27
Figura 3.13: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Peridinium</i> sp.....	28
Figura 3.14: Microfotografia de amostra conservada em lugol: <i>Trachelomonas</i> sp.....	28
Figura 4.1: Vista do local de implantação da ETA piloto	30

Figura 4.2: Esquema geral da instalação-piloto de filtração direta	31
Figura 4.3: Detalhe da injeção de coagulante na adutora de água bruta e localização da malha de dispersão	34
Figura 4.4: Esquema de funcionamento da caixa de distribuição de vazão	35
Figura 4.5: Vista geral da caixa de distribuição de vazão	36
Figura 4.6: Características do filtro de escoamento descendente - FD1	37
Figura 4.7: Características do filtro de escoamento descendente - FD2	38
Figura 4.8: Características do filtro de escoamento ascendente - FA	39
Figura 4.9: Vista dos filtros-piloto	40
Figura 4.10: Camada-suporte comum aos filtros-piloto.....	42
Figura 4.11: Detalhe da placa perfurada do sistema drenante.....	42
Figura 4.12: Detalhe da solução adotada para a fuga de ar das tubulações adutoras	43
Figura 4.13: Deslocamento do meio filtrante na lavagem do filtro FA	44
Figura 4.14: Tubulação de saída de água filtrada.....	45
Figura 4.15: Aferição volumétrica da vazão de aplicação do coagulante	45
Figura 4.16: Equipamentos utilizados para determinar os parâmetros físico-químicos: (a) turbidez; (b) cor aparente; e (c) pH.	46
Figura 4.17: Esquema das etapas do estudo.	48
Figura 5.1: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$	53
Figura 5.2: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$	53

Figura 5.3: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	54
Figura 5.4: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	54
Figura 5.5: Histograma da freqüência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios com taxa de filtração de 180 m ³ /m ² xdia.....	56
Figura 5.6: Histograma da freqüência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios com taxa de filtração de 480 m ³ /m ² xdia.....	56
Figura 5.7: Gráfico <i>Box & Whisker</i> dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	57
Figura 5.8: Gráfico <i>Box & Whisker</i> dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	57
Figura 5.9: Gráfico <i>Box & Whisker</i> dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	57
Figura 5.10: Gráfico <i>Box & Whisker</i> dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIb/Taxa = 240 m ³ /m ² xdia.....	57
Figura 5.11: Remoção de COT nos filtros – Etapa III.....	59
Figura 5.12: Remoção de sólidos suspensos nos filtros – Etapa III.....	60
Figura 5.13: Remoção de algas nos filtros no início e final da carreira de filtração – Etapas II e III e Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	60
Figura 5.14: Remoção de algas nos filtros no início e final da carreira de filtração – Etapas II e III e Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	61
Figura 5.15: Porcentagens de remoção de algas nos filtros obtidas durante o estudo.....	61
Figura 5.16: Remoção nos filtros de algas do grupo Cyanophyta.....	62

Figura 5.17: Remoção nos filtros de algas do grupo Chlorophyta.....	64
Figura 5.18: Remoção nos filtros de algas do grupo Bacillariophyceae.....	65
Figura 5.19: Remoção nos filtros de algas do grupo fitoflagelados.....	65
Figura 5.20: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD1 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	67
Figura 5.21: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD1 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	67
Figura 5.22: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD2 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	67
Figura 5.23: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD2 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	67
Figura 5.24: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FA – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	68
Figura 5.25: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FA – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	68
Figura 5.26: Evolução da perda de carga – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia	73
Figura 5.27: Evolução da perda de carga – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia	73
Figura 5.28: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	74
Figura 5.29: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	75

Figura 5.30: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	75
Figura 5.31: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	76
Figura 5.32: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	76
Figura 5.33: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	77
Figura 5.34: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	77
Figura 5.35: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	78
Figura 5.36: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	78
Figura 5.37: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 180 m ³ /m ² xdia.....	79
Figura 5.38: Perda de carga aferida ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	79
Figura 5.39: Turbidez aferida ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração = 240 m ³ /m ² xdia.....	80
Figura 5.40: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FD1.....	81
Figura 5.41: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FD2.....	81
Figura 5.42: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FA.....	82

Figura 5.43: Histograma da frequência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios da Etapa Complementar - A 83

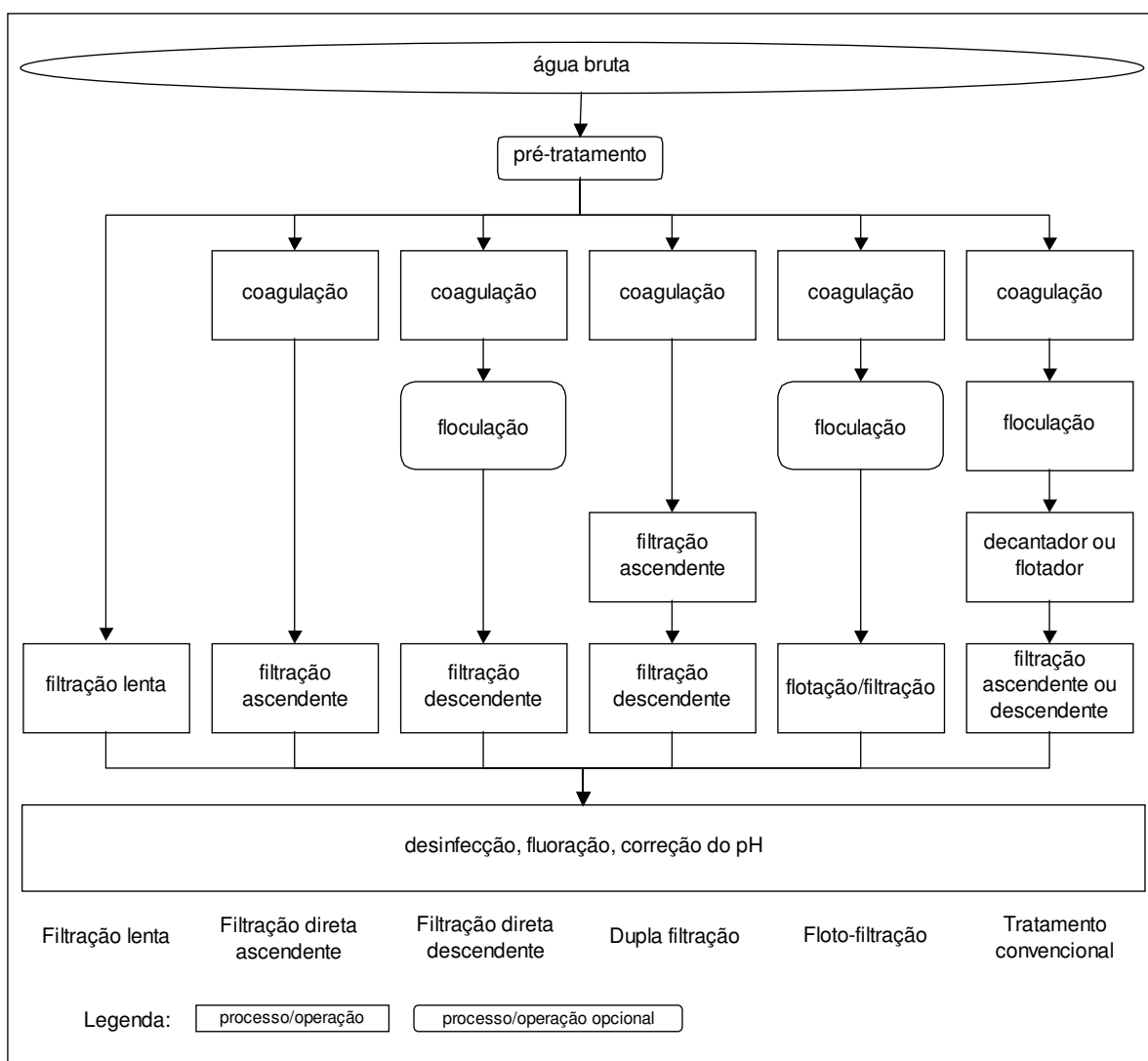
LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas as águas de abastecimento - Cyanophyta.....	22
Tabela 3.2 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas as águas de abastecimento - Chlorophyta.....	25
Tabela 3.3 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas as águas de abastecimento - Bacillariophyceae.....	27
Tabela 3.4 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas as águas de abastecimento - Fitoflagelado.....	28
Tabela 4.1 – Características das areias utilizadas como meio filtrante	41
Tabela 4.2 – Pontos de amostragem definidos para coleta ao longo do meio filtrante	49
Tabela 4.3 – Esquema de monitoramento da Etapa III.....	50
Tabela 5.1 – Análise descritiva dos resultados de pH da água bruta e efluentes filtrados	52
Tabela 5.2 – Análise descritiva dos resultados de turbidez (uT) da água bruta e efluentes filtrados.....	55
Tabela 5.3 – Análise descritiva dos resultados de remoção cor aparente da água bruta e efluentes filtrados	58
Tabela 5.4 – Número de observações, média e desvio padrão das amostras das diferentes variáveis de tratamento.....	69
Tabela 5.5 – Resumo do teste de hipótese das médias das diferentes variáveis de tratamento	70
Tabela 5.6 – Resumo do teste de hipótese das variâncias das diferentes variáveis de tratamento	71
Tabela 5.7 – Resultados dos testes de hipótese das diferentes variáveis de tratamento.....	71

Tabela 5.8 – Eficiência da produção de água correspondente a cada taxa de filtração para as unidades filtrantes.....	73
Tabela 5.9 – Modelo de regressão e coeficiente de determinação R^2 para análise de correlação de parâmetros.....	84

1 INTRODUÇÃO

A potabilização da água por filtração se baseia na passagem de água por um meio poroso, melhorando sua qualidade pela retenção de impurezas, dentre elas partículas suspensas e coloidais e, também, microrganismos em geral, de forma que a desinfecção final seja efetiva. Tendo em vista esta premissa, as linhas usuais de tratamento de águas procedentes de mananciais superficiais, ilustradas na Figura 1.1, empregam a técnica da filtração cujas contínuas pesquisas têm permitido o aumento da eficiência quantitativa e qualitativa dos filtros, por meio de modificações de sua constituição e operação, reduzindo os custos e melhorando a qualidade da água filtrada.



Fonte: Adaptado de Di Bernardo (1995)

Figura 1.1: Classificação das tecnologias usuais de tratamento de água

A diferença entre as tecnologias citadas é a implementação do processo químico de coagulação que divide as formas de tratamento em dois grupos. Nos filtros lentos o processo é predominantemente biológico sendo dispensável a etapa química prévia. Nos demais tratamentos, a filtração efetua-se por processos físico-químicos, tornando-se necessário um desempenho eficaz da coagulação.

A remoção dos sólidos no sistema de filtração direta é realizada tão-somente nos filtros, o que pondera a formação de microflocos na coagulação e/ou floculação, distinguindo-se, assim, do sistema convencional uma vez que neste aspira-se a flocos de características sedimentáveis ou flotáveis. Conseqüentemente, a filtração direta permite a eliminação de instalações convencionais de sedimentação ou flotação e, em alguns casos, de floculação, o que resulta na redução significativa de custos de implantação e operação. Desta forma, reduz-se, por vezes em até mais de 50%, a área necessária à construção das unidades de tratamento, fator freqüentemente relevante para unidades de médio e grande porte.

Na redução dos custos operacionais insere-se a menor dosagem de produtos químicos necessária à coagulação, inerente ao predomínio do mecanismo de adsorção (neutralização de cargas) para formação de microflocos. Tais constatações são exemplificadas em estudos em unidades-piloto que apontaram para dosagens de até 40% daquelas necessárias a um sistema convencional (Saron & Bresaola Júnior, 2000). Esta economia é diretamente proporcional às características da água bruta, ou seja, quanto menores os índices de cor verdadeira e turbidez maior a economia de coagulantes nas estações de filtração direta. Desta forma reduz-se em até 70% o volume de lodo gerado (Kawamura, 1991). Vale mencionar que a atual necessidade de disposição adequada do lodo dos decantadores ou flotadores tende a elevar o custo operacional das estações convencionais, decorrente de mão-de-obra, transporte, manutenção e equipamentos instalados para tal fim.

Em relação aos custos de operação, nos estudos realizados no Canadá em uma estação de filtração direta descendente e uma convencional, para águas de baixa cor verdadeira e turbidez, a primeira apresentou uma economia operacional da ordem de 50 mil dólares por ano, para uma produção média de 1,6 m³/s (Westerhoff *et al.*, 1980 *apud* Libânio, 1991).

Todavia, tal tecnologia apresenta algumas limitações quanto às características da água bruta decorrentes, principalmente, da ausência das unidades de decantação ou flotação.

A mais notável é a incapacidade de manejar alterações bruscas na qualidade da água bruta, tornando-se ineficaz na potabilização de águas com contínuos índices elevados de cor verdadeira e turbidez.

Há, também, uma redução no tempo de detenção da água na estação, por vezes de 2,5 h para menos de 30 min, o que requer maior habilidade dos operadores para adequar o tratamento às novas condições quando das bruscas alterações das características da água bruta, além de reduzir intrinsecamente a eficiência da oxidação de alguns compostos do metabolismo das algas. Tal proposição agrava-se quando a adutora de água bruta é de pequena extensão e a bacia hidrográfica muito susceptível à erosão. Nestes casos, a alteração das características da água no manancial materializa-se rapidamente à chegada da estação, o que dificulta a apropriação de possíveis novos procedimentos para sua tratabilidade.

No tratamento de águas brutas oriundas de lagos e represas, as elevações de turbidez são menos significativas, tornando o emprego da filtração direta mais viável. Em alguns casos, entretanto, ocorrem nestes mananciais florações de algas como consequência de atividades antrópicas ou, sobretudo, em épocas determinadas do ano em que encontram condições favoráveis para se reproduzirem de forma excepcional. Este fenômeno pode acarretar, além da redução das carreiras de filtração geradas pela colmatação precoce da camada superficial do meio filtrante, alterações na coagulação química, sensíveis alterações no sabor e odor da água tratada ou, ainda, produzir subprodutos metabólicos que, quando em presença de cloro, formam compostos carcinogênicos.

Dada a existência, no Brasil e exterior, de diversas estações que utilizam tal tecnologia e, por vezes, apresentam elevadas concentrações de algas no afluente, fez-se este estudo para avaliar a aplicação da filtração direta para o tratamento destas águas. No País destacam-se as estações do Rio Descoberto, em Brasília (6 m³/s), Gavião, em Fortaleza (6 m³/s), Várzea das Flores e Serra Azul, na Região Metropolitana de Belo Horizonte (1,0 e 2,7 m³/s, respectivamente) e Carapina, em Vitória (1,5 m³/s). Entretanto, alguns procedimentos requerem cuidados específicos na otimização desta tecnologia uma vez que o traspasse das algas pelo meio filtrante e a rápida colmatação dos filtros podem ocorrer de forma mais significativa em relação ao tratamento convencional.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

A pesquisa objetiva avaliar o desempenho de unidades-piloto de filtração direta ascendente e descendente para o tratamento de águas eutrofizadas.

2.2 Objetivos específicos

- avaliação da influência do tipo e espessura do meio filtrante, da taxa de filtração e do sentido de escoamento na eficiência do tratamento de águas eutrofizadas por meio da filtração direta;
- avaliação da redução da concentração de algas ao longo da espessura do meio filtrante;
- estudo da correlação entre contagem de algas e os parâmetros de Carbono Orgânico Total (COT), turbidez, cor aparente e sólidos suspensos voláteis e entre turbidez e sólidos suspensos totais.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Florações de algas nos reservatórios de água para abastecimento*

3.1.1 *Alterações da qualidade da água e influência nos processos de tratamento*

Com o crescente processo de eutrofização dos ambientes aquáticos, caracterizado pelo aumento do teor de nutrientes, há uma série de alterações ecológicas, entre elas a proliferação exagerada de algas e cianobactérias. A formação e intensidade dessas florações ou ‘blooms’ são influenciadas principalmente pela carga de nutrientes, pelo tempo de retenção da água, e pela estratificação e temperatura da massa líquida.

De acordo com a Fundação Nacional de Saúde (2003), este problema intensifica-se no Brasil pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características propícias para o crescimento intenso de cianobactérias durante todo o ano.

Estes blooms resultam numa deterioração da qualidade da água podendo tornar ineficientes os métodos de tratamento antes empregados e podendo acarretar, também, conseqüências relacionadas à saúde pública.

As florações de algas formam uma densa camada de células na superfície da água com vários centímetros de profundidade, reduzindo a penetração de radiação solar nas camadas inferiores e aumentando a concentração de partículas em suspensão. Como efeito direto, tem-se a modificação dos parâmetros de turbidez e cor. Apesar da turbidez ser influenciada por muitas variáveis, pesquisa comparativa entre a turbidez e a contagem do fitoplâncton realizada por Ferreira *et al.* (2003), para as águas do açude Gavião em Pacatuba (CE), apontou uma forte correlação entre estes parâmetros. A inexpressividade da contribuição de material sólido inorgânico em suspensão, as elevadas densidades fitoplanctônicas presentes mesmo na água tratada e a fina dispersão mantida pela espécie predominante de cianobactérias *Planktothrix agardhii* contribuíram para o resultado obtido. Em contrapartida, amostras com o mesmo valor de turbidez diferem-se nos valores de fitoplânctons para o conjunto de dados analisados por Sens *et al.* (2003) para o manancial Lagoa do Peri da Estação de Tratamento de Água da Companhia Catarinense de Saneamento (Casan). Uma das explicações possíveis é a competição existente entre duas espécies de cianobactérias prevalecentes no período de monitoramento; a *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena galeata* (cianobactérias

filamentosas). Independente desta correlação, a sobrecarga afluyente de matéria em suspensão reduz a carreira de filtração com o aumento associado do volume de água para lavagem dada a colmatação precoce dos filtros.

As algas desempenham um importante papel no ambiente aquático como responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio dissolvido. Em contrapartida, ao se decomporem, as algas formam massas de matéria orgânica que são oxidadas e provocam a redução do oxigênio dissolvido do meio líquido. Esta perturbação é mais perceptível no fundo do corpo d'água devido à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese. Portanto, predominam as condições anaeróbias que favorecem a forma solúvel de alguns elementos e compostos em função de encontrarem-se no estado reduzido (von Sperling, 1996). Dentre eles, podem-se citar o ferro e o manganês, trazendo problemas ao abastecimento de água, e o fosfato, que representa uma fonte interna de fósforo para as algas.

O Carbono Orgânico Total (COT) de um ecossistema aquático é dividido em duas categorias: carbono orgânico particulado da biota (COP-biota) e o carbono orgânico detrital que, por sua vez, subdivide-se em carbono orgânico particulado detrital e carbono orgânico dissolvido (COD). Produtos metabólicos excretados por organismos fitolancônicos constituem-se em uma das principais fontes de COD para a coluna d'água uma vez que podem chegar a 5% do carbono assimilado. A excreção de COD ocorre não só no estágio senescente destes organismos, através da autólise das células, como também em sua fase vegetativa (Esteves, 1998). A taxa acumulada de COD, associada ou não com a alteração de pH, perturba o processo de coagulação induzindo um aumento do consumo de produtos químicos e, nas estações convencionais, a redução da sedimentabilidade dos flocos. Além disso, alguns destes compostos orgânicos podem conferir à água sabor desagradável e mau cheiro, constatado em várias estações de tratamento da Europa quando são encontradas densas populações de *Oscillatoria bornetti* e algumas crisofíceas (Esteves, 1998).

Em contrapartida, o COD atua como importante agente complexador de metais, notadamente metais pesados. Uma vez complexado ao COD, os metais são arrastados para o sedimento possibilitando, assim, a utilização de águas contaminadas por metais pesados para abastecimento à população (Esteves, 1998).

No entanto, um dos problemas de grande interesse discutido nas últimas décadas decorre das toxinas que as cianobactérias produzem e liberam no ambiente. Segundo seu modo de ação estas toxinas podem ser divididas nos seguintes grupos: hepatotoxinas, neurotoxinas, endotoxinas e dermatotoxinas. O contato ou a ingestão de água contaminada por células ou toxinas pode acarretar distúrbios orgânicos de distintas naturezas como irritações de pele, reações alérgicas, dores musculares e nas juntas, gastroenterite, consolidação pulmonar, danos hepáticos e renais, e uma variedade de efeitos neurológicos (Codd, 2000). Em caso de acesso direto à corrente sanguínea a sua atuação é geralmente fatal, como demonstrou o conhecido caso dos pacientes de uma clínica de hemodiálise na cidade de Caruaru, Pernambuco (Jardim, 1999).

3.1.2 Eficiência de remoção nos processos de tratamento

A dificuldade de se remover estes organismos está relacionada ao reduzido tamanho das células, peso específico e densidade celular baixos, e a carga superficial negativa (Edzwald, 1993). Tem-se, também, a liberação de compostos intracelulares das algas, como as toxinas e as substâncias que conferem odor e sabor, quando ocorre a lise celular (Carmichael & Falconer, 1993; Haider *et al.*, 2003). Portanto, idealiza-se que no processo de tratamento não ocorra a ruptura das células por mecanismos químicos ou mecânicos (AWWA Research Division Microbiological Contaminants, 1999; Steffensen & Nicholson, 1995 *apud* Drikas *et al.*, 2001).

A pré-cloração é uma prática realizada em muitos sistemas de tratamento de água visando à eliminação de algas. Entretanto, alguns problemas foram observados na utilização deste pré-tratamento em mananciais com grandes concentrações de algas, sobretudo a formação de subprodutos clorados, como por exemplo os Trihalometanos (THMs), e a liberação de metabólicos potencialmente tóxicos e potencializa precursores de subprodutos indesejáveis da desinfecção. Lai *et al.* (2002) discorrem que a cloração precedente na tecnologia convencional de tratamento das águas do Lago Cheng Ching em Taiwan não só é incapaz de remover problemas de sabor e odor gerados pelas algas, como gera conseqüências ainda piores. Devido ao residual de cloro presente, os compostos metabólicos das algas não são removidos por processos biológicos.

Drikas *et al.* (2001) afirmam que a coagulação é uma das etapas mais importantes na remoção de algas e que a concentração de células não influencia na dosagem de coagulante. Os estudos

que não englobam tal processo, mencionados por Haider *et al.* (2003), são ineficientes na remoção de fitoplâncton, especialmente as cianobactérias, mesmo utilizando filtração por carvão ativado. Porém, de acordo com James & Fawell (1991, *apud* Haider *et al.*, 2003), a coagulação mostra-se incapaz de remover cianotoxinas solúveis. A otimização da coagulação e floculação é condição fundamental para uma eficiente remoção de algas e cianobactérias nos processos de separação sólido-líquido, que envolvam a sedimentação ou flotação e filtração (Janssens & Buekens, 1993; Mouchet & Bonnelye, 1998).

Widrig *et al.* (1996), utilizando águas com inoculação de monoculturas de algas, investigaram várias combinações de coagulantes concluindo que as altas dosagens empregadas para a remoção do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) eram impraticáveis. Cheng & Chi (2003) comprovaram esta teoria em águas naturais utilizando dosagens de sulfato de alumínio de 20 e 120 mg/L sem o ajuste do pH, obtendo resultados insatisfatórios. Notaram, ainda, que a remoção percentual de COD é inversamente proporcional à sua concentração na água bruta.

Os efeitos da coagulação, da mistura rápida e da floculação em células cultivadas de *Microcystis aeruginosa* foram avaliados por Chow *et al.* (1999) tanto em estudos de bancada (*jar test*) quanto em escala-piloto. As células removidas em qualquer uma destas etapas estavam intactas e, portanto, não houve liberação de microcistina-LR na água. Os estudos em planta-piloto com condições normais de operação confirmaram tais resultados, fornecendo efluentes com parâmetros de qualidade dentro dos padrões-limites normativos.

A presença de algas nos flocos geralmente diminui a velocidade de sedimentação e gera um lodo que pouco se adensa por gravidade, de acordo com Drikas *et al.* (2001). Em seus estudos, tais autores obtiveram 50% de remoção apenas para as células de *M. aeruginosa* na sedimentação, não ocorrendo o mesmo com as demais cianobactérias. A flotação, então, mostra-se uma alternativa bastante atrativa e conveniente uma vez que as algas tendem a flotar devido à sua relativa baixa densidade. O tamanho das bolhas é um dos principais aspectos a ser considerado no sistema de flotação, sendo mais adequadas as bolhas menores uma vez que elas deslocam menos líquido da superfície das partículas às quais se aderem apresentando, assim, maior facilidade de adesão com as impurezas (Pádua *et al.*, 2003). A flotação por ar dissolvido é uma das principais técnicas existentes para a seleção do coagulante e o pH são determinantes neste processo, segundo Chen *et al.* (1998). Citando van Craenenbroeck *et al.* (1993), os autores reportam uma remoção de algas superior a 80%, utilizando o sulfato de alumínio e o cloreto de polialumínio (PAC) como coagulantes. No

trabalho apresentado, os pesquisadores estudaram a viabilidade do emprego de surfactantes utilizados para separação de microalgas marinhas por floculação. Os resultados obtidos mostraram que a interação eletrostática entre o surfactante e a superfície das células associado ao pH da água é um importante parâmetro na eficiência da flotação para remoção de algas, sendo melhor o surfactante catiônico quando comparado ao aniônico e ao não-iônico.

Estudos realizados por Cezar *et al.* (2003) em duas unidades-piloto de filtração lenta para o tratamento das águas dos mananciais de Contagem e Paranoazinho em Brasília registraram boa eficiência na remoção de turbidez e algas mas a reduzida carreira de filtração inviabiliza sua aplicação em escala real. Já a filtração em múltiplas etapas, segundo Brandão *et al.* (1998), é uma seqüência de tratamento que pode ser eficaz para águas com teores elevados de algas desde que haja uma otimização das taxas de filtração e as granulometrias de cada uma das unidades componentes do sistema.

As tecnologias que utilizam a filtração rápida mostram-se eficiente na remoção de algas todavia requerem procedimentos de lavagem regulares que, caso não sejam efetuados de forma adequada, podem gerar a lise das células de cianobactérias conferindo toxinas na água (Chorus & Bartram, 1999). Deve-se atentar para a condução dos efluentes oriundos da lavagem dos filtros para os cursos d'água ou para o início do tratamento uma vez que podem apresentar grandes concentrações de células e/ou toxinas.

Apenas a etapa de filtração em meio granular de areia não é efetiva na remoção ou inativação de toxinas (AWWA Research Division Microbiological Contaminants, 1999). Sá *et al.* (2003) estudaram o comportamento de um filtro lento 'sanduíche' que apresenta uma camada intermediária de carvão ativado granular, combinando os efeitos positivos da filtração lenta com a capacidade adsortiva deste material. Utilizaram água do Lago Paranoá (Brasília – DF) inoculada com células viáveis da espécie de cianobactéria *M. aeruginosa*, cultivadas em laboratório, ou com microcistinas dissolvidas extraídas desse cultivo. Como conclusões preliminares, há indícios que houve lise celular de parte das células na camada inferior de areia pois foi detectada a presença de microcistina extracelular no efluente do filtro que não pode ser absorvida pela camada de carvão ativado, quando na água bruta havia apenas células viáveis. Já quando a água bruta apresentava unicamente microcistina extracelular, o filtro lento sanduíche mostrou-se bastante efetivo na remoção deste composto.

Estudos realizados por Chow *et al.* (1997) mostraram que tanto a microfiltração quanto a ultrafiltração foram eficientes no processo de remoção de células de *M.aeruginosa* e que, mesmo ocorrendo sua lise celular durante o processo, não foram identificadas toxinas na água tratada.

É importante ressaltar que o lodo gerado nos processos de tratamento podem conter grandes concentrações de toxinas, já que estudos realizados por Drikas *et al.* (2001) apontaram danos sofridos por células de *M. aeruginosa* no lodo e a liberação imediata de microcistina, cuja degradação iniciava-se após dois dias. Soluções adequadas para disposição final dos resíduos gerados devem ser observadas nas estações de tratamento de águas eutrofizadas.

Lawton *et al.* (1998) avaliaram se filtros domésticos são capazes de reduzir a concentração de *Microcystis* sp. e microcistinas que podem periodicamente estar presentes na água potável. Concluíram que há tanto remoção de células vivas como de toxinas e que quanto mais nova a vela de filtro maior a eficiência. Ressaltam, porém, que esta remoção deve ser tratada com cautela devido à probabilidade das células romperem-se quando filtradas. A remoção encontrada foi restrita uma vez que as células de *M. aeruginosa* PCC7820 cultivadas em laboratório encontram-se isoladas ou em dupla. Em condições naturais, tais organismos formam grandes colônias podendo incrementar o índice de remoção. Em relação à remoção de microcistina-LR, a água de beber continha menor dosagem desta toxina mas não estava isenta dela.

Pode-se notar que não existem sistemas com 100% de remoção de algas sendo, então, aconselhável preservar o manancial.

3.2 Filtração direta para o tratamento de águas com elevadas concentrações de algas

Tanto a hidrodinâmica do fluido no meio filtrante quanto a etapa de coagulação influenciam sobremaneira o desempenho da filtração direta. Além disso, tal tecnologia apresenta limitações quanto à qualidade microbiológica e físico-química da água bruta, especificamente quando esta apresenta valores de turbidez, cor verdadeira ou concentração algal temporariamente elevados. Problemas relevantes podem ocorrer em estações que utilizam tal tecnologia quando houver grandes diatomáceas e pequenas algas verdes presentes na água bruta (Benhardt, 1988 *apud* Amaral, 2001). Portanto, a viabilização e otimização deste

sistema requerem, quase sempre, a realização de pesquisas experimentais para a obtenção de parâmetros de projeto e operação para as diferentes épocas do ano, tendo em vista a variação acentuada da qualidade da água bruta em épocas chuvosas e de estiagem.

A filtração direta apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez e algas em experimentos realizados por Cezar *et al.* (2003) empregando filtro de escoamento ascendente operando com taxa de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$. Embora a presença de algas acarrete evoluções mais significativas de perda de carga nos filtros, tais estudos apontaram para uma expectativa de duração de carreira de filtração acima de 40 horas.

Os resultados apresentados por Petruševski *et al.* (1993) mostram que a mesma espécie de alga com fase vegetativa semelhante, quando cultivada em meios distintos, responde de forma diferente ao tratamento por filtração direta sobre as mesmas condições de operação. Além disso, o estágio do crescimento das algas influencia na eficiência de remoção. Conseqüentemente, a extrapolação dos dados obtidos em estudos realizados com cultura de algas para condições naturais são altamente questionáveis.

Um dos métodos adotados para diminuir a concentração de algas afluente ao tratamento por filtração direta consiste na pré-oxidação. Testes conduzidos por Mouchet & Bonneley (1998), numa instalação no sul da França, demonstraram que, combinando peróxido de hidrogênio com ozônio como pré-oxidante, há uma melhoria no desempenho da filtração direta, resultando em remoção de microalgas superior a 99%. Remoção de 93% foi obtida sem aplicação de ozônio e de 95% usando apenas ozônio. Entretanto, os resultados obtidos ao longo desses estudos os levaram a concluir que as carreiras de filtração se tornam demasiadamente curtas quando a densidade de microalgas na água bruta excede a 1.000 UPA/mL, usando areia ou antracito de 0,9 mm; ou 2.500 UPA/mL, usando antracito de 1,5 mm em filtro de dupla camada. Já a implementação do processo de flotação por ar dissolvido nos estudos de Ferguson *et al.* (1995) permitiu carreiras de filtração mais longas quando comparado com a filtração direta, com qualidade do efluente semelhante para ambas tecnologias. Além disso, a pré-ozonização mais uma vez favorecia o processo de filtração direta.

No caso dos estudos de Mondardo *et al.* (2004), utilizando-se de material filtrante granular de camada única de antracito de 1,43 m de espessura, tamanho efetivo dos grãos de 3,0 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,1 e taxa de filtração constante, da ordem de 200

$\text{m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, a pré-ozonização realizada com a dosagem de $2 \text{ mgO}_3/\text{L}$, produziu água após tratamento completo com concentração de clorofila-a e COT não detectados, e o número de fitoplânctons inferior a 600 Ind./mL de amostra. Mostrou-se, também, bastante eficiente em relação à concentração de trihalometanos, com concentrações inferiores a $40 \mu\text{g}/\text{L}$, quando procedia de desinfecção por cloro.

Outra abordagem dada à filtração direta refere-se à dupla filtração, composta pelas etapas de coagulação, filtração ascendente em pedregulho ou areia e filtração descendente em areia, aplicado a águas com presença de algas. Investigações preliminares em escala-piloto efetuadas por Amaral *et al.* (2001), concluíram que a filtração em pedregulho contribuiu para o aumento da duração da carreira de filtração dos filtros descendentes de areia com granulometrias distintas operados com taxa de filtração constante de $300 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ com remoção satisfatória de turbidez e clorofila-a.

Os resultados preliminares do trabalho desenvolvido por Brandão *et al.* (2003), no entanto, revelaram rápida deterioração da qualidade da água filtrada nos filtros de pedregulho operando com baixas taxas de filtração. Refletia-se, então, nos filtros de areia, reduzidas carreiras de filtração, da ordem de 8 horas. O filtrado final apresentava valores de turbidez inferiores a 0,5 uT e a remoção de algas, expressa pelo parâmetro clorofila-a, nas diferentes unidades do sistema foi sempre superior à remoção de turbidez.

3.2.1 Meio filtrante

Aliada aos mecanismos de transporte, a remoção das partículas suspensas efetua-se também por aderência aos grãos do leito filtrante ou às próprias partículas desestabilizadas anteriormente depositadas sobre os mesmos. Além disso, a agregação dos flocos prossegue no interstício do material filtrante. Conseqüentemente, a porosidade e a relação entre a espessura do meio filtrante e o tamanho médio dos grãos refletem na eficiência da filtração. À medida que se aumenta o tamanho dos grãos e a espessura do meio filtrante, maior será também o volume de vazios intergranulares destinado ao armazenamento de partículas, acarretando, desse modo, carreiras de filtração mais longas.

Todavia, o acúmulo de partículas nos grãos altera a estrutura do meio filtrante no decorrer da carreira de filtração. Há não só uma redução da porosidade como também aumento do tamanho efetivo dos grãos para aderir as partículas. Chuang & Li (1997) realizaram um

estudo que primeiro estabelecia relações teóricas entre a perda de carga e o gradiente de velocidade no meio filtrante em termos de porosidade e da taxa de filtração. Em seguida, ensaiando diferentes dosagens de sulfato de alumínio e granulometrias, estimaram a variação da taxa de desagregação (traspasse) durante a filtração e seu efeito sobre o tamanho dos flocos, além da porosidade da camada de partículas depositadas sobre os grãos na filtração direta. A faixa de desagregação determinada, entre 0,93 a 0,99, é elevada reduzindo, assim, significativamente a porosidade do meio filtrante após alguns sólidos terem acumulado. Observaram, também, que a granulometria do meio filtrante pouco afetou os valores encontrados. Concluíram, ainda, que, na etapa inicial da filtração, o elevado gradiente de velocidade no meio filtrante resulta em um acréscimo acentuado de flocos no efluente filtrado. Porém, há uma desaceleração rápida desta formação a partir do aumento do tamanho dos flocos, o mesmo não ocorrendo com o gradiente de velocidade que cresce continuamente. Evidencia-se, portanto, a sucessão do traspasse já que a força de ligação da camada de flocos depositados não consegue sustentar o incremento da taxa de desagregação. Dada a mesma taxa de filtração, grãos maiores acarretaram um menor gradiente de velocidade no meio filtrante e, conseqüentemente, flocos de menores dimensões. Contudo, notaram que a diferença de granulometria pode gerar resultados mais semelhantes quando baixas dosagens de coagulante são utilizadas.

Di Bernardo & Henriquez (1998) avaliaram o desempenho de sistemas de filtração direta descendente, sem pré-floculação, utilizando seis unidades-piloto com meio filtrante de areia e de características distintas. Foram investigadas seis taxas de filtração para três diferentes espessuras, totalizando 108 carreiras de filtração. Do trabalho experimental depreende-se que quanto menor o tamanho dos grãos de areia, menor a possibilidade de traspasse, mesmo com taxas de filtração até $480 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, porém maior deve ser a espessura da camada filtrante. Da mesma forma, o incremento da taxa de filtração aumenta a probabilidade de ocorrer o traspasse, para mesma espessura do meio filtrante.

Para o tratamento de águas com elevadas concentrações de algas, os materiais filtrantes mais finos deverão de remover grandes quantidades de algas, embora sujeitos à colmatação e a carreiras de filtração mais curtas, invertendo-se quando se utiliza meio filtrante de maior granulometria.

Para avaliar a tratabilidade das águas do rio Descoberto, em Brasília, Di Bernardo *et al.* (1998) investigaram a filtração direta com dois tipos de meio filtrante: um com areia e

antracito e outro com areia praticamente uniforme (coeficiente de desuniformidade $< 1,18$), resultando em uma qualidade semelhante do efluente produzido.

Em contrapartida, nos estudos de desempenho da filtração direta descendente realizados por Mota Filho *et al.* (2003), a qualidade da água filtrada em areia estratificada apresentou valores ligeiramente melhores de turbidez e cor comparados à tratada em areia praticamente uniforme (coeficiente de desuniformidade = 1,2). Este meio filtrante possibilita uma menor perda de carga implicando em carreiras de filtração mais longas como concluíram ambas as pesquisas. Tal material também foi empregado com êxito em uma estação convencional de médio porte nas cercanias de Belo Horizonte-MG, vazão média da ordem de 95 L/s, com taxa de filtração superior a $400 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ (Libânio & Heller, 1998).

3.2.2 Sentido de escoamento

Sob certas condições, a filtração ascendente pode resultar superior à descendente. O sentido de escoamento no meio filtrante coincide com o da diminuição do tamanho dos vazios intergranulares. Os microflocos, então, depositam-se na interface areia/pedregulho e nas camadas mais profundas do leito de areia. Os flocos restantes serão retidos nas sucessivas camadas de areia resultando em uma condição favorável ao processo, pois permite a real utilização de toda a espessura do leito. Como consequência, há uma redução mais gradual da perda de carga e carreiras de filtração mais longas, com maior produção de água. Na filtração direta descendente a retenção de impurezas ocorre na camada mais superficial, reduzindo a carreira de filtração e elevando rapidamente as perdas de carga.

Di Bernardo & Matsumoto (1987) compararam filtros de fluxo ascendente e descendente no tratamento de água decantada. Seus estudos contemplaram granulometrias diferentes para cada filtro, sendo o filtro de fluxo descendente com 70 cm de espessura e grãos entre 0,42 e 1,41 mm de tamanho, e, para o filtro de fluxo ascendente, variaram a espessura de 0,70 a 1,3 m, com grãos de tamanho entre 0,59 e 2,00 mm. As taxas de filtração dos ensaios variaram de 120 a $280 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, acrescidas em $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$. Os resultados apontaram uma qualidade física e bacteriológica ligeiramente superior no efluente do filtro de fluxo descendente. Mesmo com a espessura de 70 cm, a duração das carreiras de filtração do filtro de fluxo ascendente foi até quatro vezes maior, produzindo conseqüentemente um maior volume de água filtrada. O trabalho ainda conclui que a qualidade bacteriológica na filtração ascendente praticamente independe da taxa de filtração e da espessura da camada de areia.

Todavia, alguns obstáculos limitaram a aplicação da filtração direta ascendente por muito tempo, a saber: i) restrições à qualidade da água bruta; ii) possibilidade de fluidificação dos grãos mais finos na camada superior do filtro; iii) ocorrência de ruptura em planos transversais da camada de areia, causada pela elevada perda de carga devido à retenção de sólidos; iv) possibilidade de arraste de bolhas de ar para o interior do leito filtrante, com a formação do vórtice, desestabilizando o leito e removendo os flocos já retidos nos interstícios da areia; v) elevado consumo de água para a execução da lavagem, devido à espessura da camada filtrante; vi) risco sanitário representado pela concepção, utilizada em várias estações, de saída comum de água de lavagem e água filtrada. Com a introdução de novos conceitos e métodos operacionais, tais dificuldades podem ser minimizadas ou completamente superadas.

3.3 Caracterização do reservatório de acumulação Várzea das Flores

Situada a 30 km de Belo Horizonte, a represa Várzea das Flores, para Betim, ou Vargem das Flores, para Contagem, está entre estes dois municípios e foi inaugurada em 1972. A estação de tratamento vem sendo operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) desde 1978. Constitui um importante manancial para o abastecimento da Região Metropolitana de Belo Horizonte atendendo, aproximadamente, 400 mil pessoas. A capacidade de produção instalada e a exploração média são de 1,5 e 1,12 m³/s, respectivamente, sendo considerado o 4º maior sistema de produção da companhia. A linha de tratamento empregada é a filtração direta descendente sem pré-floculação e utiliza-se o cloro como pré-oxidante devido à elevada quantidade de matéria orgânica presente na água bruta. A represa ocupa uma área de 5,5 km² e apresenta profundidade média e máxima de 6 e 18 metros, respectivamente. A Figura 3.1 mostra a represa e a captação de água da estação de tratamento.

A represa Várzea das Flores insere-se em uma bacia hidrográfica cuja forte pressão do expansionismo urbano e de vetores de desenvolvimento exerce uma influência negativa sobre o reservatório, com reflexos sobre a qualidade da água captada e a redução do tempo de vida útil previsto para o lago. Dispõe-se, então, de condições favoráveis para o desenvolvimento de algas e cianobactérias, como apontado nos monitoramentos limnológicos realizados pela concessionária.



Figura 3.1: Vista da represa Várzea das Flores

Jardim (1999) menciona que até junho de 1999 não tinham sido detectadas florações de cianobactérias na área de captação mas a água bruta afluyente ao sistema apresentava concentrações reduzidas de *Aphanothece clathrata*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Coelosphaerium* sp., *Oscillatoria* spp. e *Microcystis* spp.. Já em julho foi observada uma floração de *Microcystis viridis*, *M. aeruginosa* e *M. flosaquae* cujas análises hidrobiológicas realizadas identificaram mais de 16 mil células por ml de *Microcystis* spp. e 9,31 mg/m³ de clorofila *a* na água bruta. Já a análise de Cromatografia Líquida de Alta Resolução para o cultivo e a identificação da toxina apontou que as espécies de *Microcystis* presentes não apresentaram o pico característico da microcistina tóxica. De acordo com Chorus & Bartram (1999), a temperatura, a concentração de fósforo, nitrogênio, micronutrientes, salinidade, gás carbônico e a medida de pH são fatores reguladores para a produção de toxinas pelas cianobactérias.

Dependendo da quantidade e da espécie de algas presente no afluyente, pode haver uma rápida obstrução dos vazios intergranulares no início da camada de areia, reduzindo drasticamente a duração da carreira de filtração. Em Várzea das Flores, durante a ocorrência de florações, o

tempo médio de carreira dos filtros passava de 14 para 9 horas além de haver constantemente a passagem de algas decompostas para a água tratada (Jardim & Viana, 2003).

3.3.1 Monitoramento hidrobiológico realizado pela Copasa

A análise de cianobactérias e das toxinas produzidas por algumas espécies passaram a ser obrigatórias para todos os órgãos produtores de água no Brasil a partir de dois anos após a edição da Portaria nº 1469 pelo Ministério da Saúde em dezembro de 2000. A Copasa realiza o monitoramento hidrobiológico na região metropolitana de Belo Horizonte há mais de 20 anos (Jardim & Viana, 2003) que engloba as análises qualitativa, contemplando os grupos Cyanophyta (cianobactérias) e Chlorophyta (algas verdes), a classe Bacillariophyceae (diatomáceas) e os fitoflagelados; e quantitativa do fitoplâncton, cujos resultados são expressos pelo índice de diversidade e concentrações total e média, dadas em organismos/mL e UPA/mL. Em Várzea das Flores tais campanhas são efetuadas uma vez por semana em três locais de coleta: na barragem, na chegada da água bruta e no efluente da estação.

Nos itens subseqüentes são discutidos os resultados fornecidos pela Copasa do monitoramento realizado para a água bruta entre dezembro de 2001 e novembro de 2002, e de janeiro a abril de 2004. Estes períodos correspondem, respectivamente, ao início da concepção do projeto e à realização dos experimentos nos filtros-piloto para verificar se a concentração de algas na água bruta permitiria a realização de ensaios sem a inoculação de exemplares.

3.3.1.1 Monitoramento do ano de 2002

Os resultados obtidos para o índice de diversidade (ID) neste período foram agrupados em três intervalos que expressam as condições vigentes em um meio aquático. Segundo Branco (1986), os valores de ID menores que 1 são próprios de ecossistemas aquáticos muito seletivos (eutrofizados), entre 1 e 3 indicam águas moderadamente poluídas e aqueles maiores que 3 correspondem às águas limpas. A estimativa do ID advém da fórmula matemática derivada da teoria de Margalef conforme equação abaixo:

$$ID = - \sum \frac{n_i/n}{\log_2 (n_i/n)} \quad (1)$$

sendo:

n_1 – número de organismos por categoria taxonômica;

n – número total de organismos.

A Figura 3.2 mostra a porcentagem obtida em cada um destes intervalos.

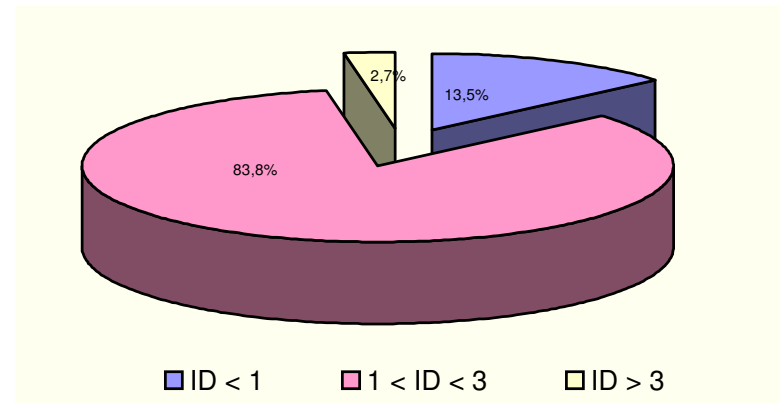


Figura 3.2: Porcentagem de valores obtidos para os intervalos de ID no monitoramento do ano de 2002

Os valores de ID menores que 1 foram registrados nos meses de dezembro e agosto. Apenas um resultado apresentou o índice maior que 3 ocorrido no mês de julho. Destes resultados conclui-se que as águas da represa de Várzea das Flores podem ser classificadas como moderadamente poluídas.

A Figura 3.3 apresenta os resultados das análises quantitativa e qualitativa dos grupos sistemáticos de algas identificadas no período.

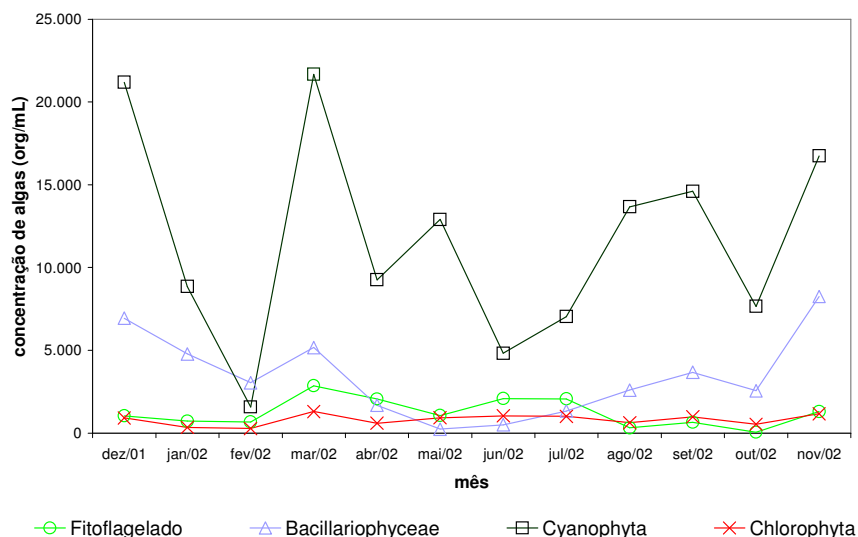


Figura 3.3: Distribuição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no monitoramento do ano de 2002

Há uma diversidade elevada na composição do fitoplâncton, sendo que as diatomáceas (Bacillariophyceae) alternam a presença com os fitoflagelados e as algas verdes, mas sempre com o predomínio das cianobactérias. Dentre os organismos desta classe, destaca-se a prevalência do gênero *Microcystis*. Outros componentes significativos do fitoplâncton foram a *Cyclotella*, alguns membros da família Nostocaceae e ainda algumas espécies de fitoflagelados.

3.3.1.2 Monitoramento do ano de 2004

Os dados relativos ao monitoramento deste ano compreendem as campanhas realizadas nos meses de janeiro a março e uma coleta efetuada em abril.

Todos os valores calculados para ID no período inserem-se no intervalo de 1 a 3. Portanto, intensifica-se a caracterização de águas moderadamente poluídas para o sistema de Várzea das Flores.

Já os resultados das análises quantitativa e qualitativa das algas deste período foram distribuídos conforme a Figura 3.4.

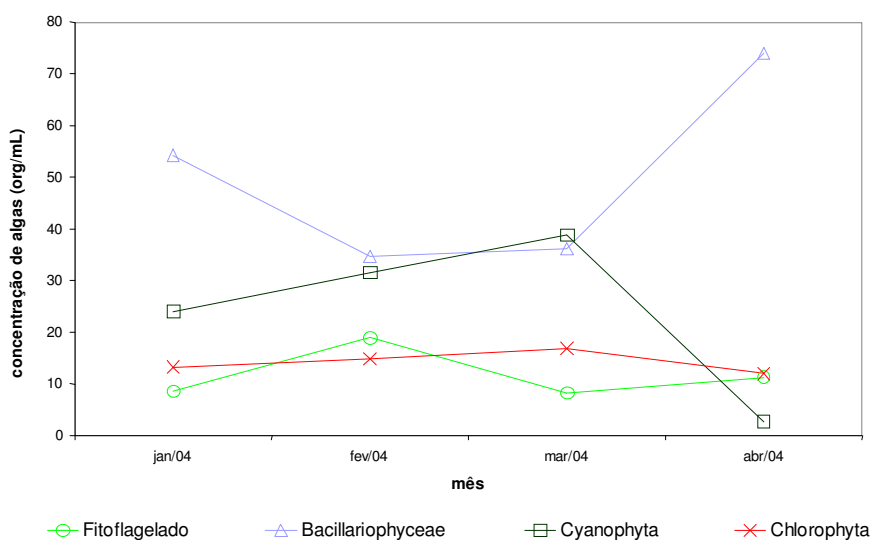


Figura 3.4: Distribuição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no monitoramento do ano de 2004

As diatomáceas predominam nos meses de janeiro e abril, e alternam com as cianobactérias nos demais meses. Novamente, tem-se a prevalência dos gêneros *Microcystis* e *Cyclotella* e algumas espécies de fitoflagelados.

Comparando os resultados entre o monitoramento dos dois períodos avaliados, nota-se um declínio nos valores de organismos nas campanhas realizadas em 2004. Visando minimizar os problemas causados pelas algas ao tratamento, desde o ano de 2000, a Copasa tem investido na recuperação das águas do Ribeirão Betim (bacia do rio Paraopeba), tributário mais importante do sistema e porta principal de entrada de material alóctone na represa. Foram implantadas nas cidades de Betim e Contagem redes coletoras de esgotos que, antes lançados neste curso d'água, são bombeados com uma vazão aproximada de 150 L/s para o Ribeirão Sarandi, localizado na bacia do rio das Velhas cuja estação de tratamento de efluentes ETE Onça encontra-se em fase de construção. Além disso, há relatos que a barragem apresentou níveis d'água inferiores ao vertedor durante todo o ano de 2002, o que não ocorreu em 2003. Estes fatos são plausíveis para explicar a melhoria hidrobiológica da qualidade da água.

3.3.2 Características do fitoplâncton predominante na represa

É importante o conhecimento do gênero e das espécies das algas predominantes pois, dependendo de sua forma e mobilidade, elas podem não ser removidas na filtração, especialmente quando a tecnologia empregada for a filtração direta. Portanto, neste tópico, são discutidas as principais características passíveis de interferir no tratamento por filtração direta dos gêneros predominantes identificados nos ensaios realizados na pesquisa.

3.3.2.1 Cyanophyta – cianobactérias

Como se tratam de organismos procariontes, as cianobactérias possuem propriedades distintas das outras algas por isto se desenvolvem em ambientes, faixas e profundidades definidos e são mais sensíveis a algicidas, metais e, em geral, a produtos oxidantes (Margalef, 1983).

As espécies planctônicas têm nos vacúolos gasosos uma das principais adaptações à flutuação. Podem ser tanto autotróficas (assimilam CO₂ com ajuda da energia solar) como mixotróficas (assimilação de compostos orgânicos) o que possibilita viverem em partes mais profundas dos lagos na ausência de luz, como é o caso da maioria das espécies de *Oscillatoria* (Esteves, 1998).

As formas das células são simples e as espécies que formam colônias geralmente são protegidas e unidas por uma bainha de substância mucilaginosa bem desenvolvida, o que faz com o que o conjunto ou a massa total de algas tenha sempre uma consistência gelatinosa e escorregadia. Essa bainha freqüentemente serve de abrigo para bactérias que ali se protegem da ação do cloro, aplicado para desinfecção (Branco, 1986).

As cianobactérias não são dotadas de organelas especiais de locomoção. Porém, algumas espécies filamentosas são dotadas de movimentos realizados, possivelmente, por difusão da mucilagem no meio líquido, ou ainda, conforme alguns autores, por meio de ondas que percorrem a alga longitudinalmente, formadas por dilatações de regiões sucessivas do protoplasma (Margalef, 1983; Branco, 1976).

A Tabela 3.1 apresenta uma descrição sumária dos gêneros preponderantes identificados. Já as figuras 3.5 e 3.6 mostram a microfotografia destes exemplares.

Tabela 3.1 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas às águas de abastecimento - Cyanophyta

	<i>Lyngbya</i>	<i>Microcystis</i>
Família	Oscillatoriacea	Chroococcaceae
Descrição do gênero	- filamentos cilíndricos, não ramificados, retos, curvos ou espiralados - cada filamento possui bainha rígida, a qual se prolonga, em geral, além da extremidade do filamento	- colônias planas geralmente irregulares de tamanho e forma variáveis constituídas de número indefinido de pequenas células esféricas imersas em abundante massa micilaginosa - as células podem facilmente se desagregarem por agitação
Tamanho das células	1,2 a 2,5 μm	2 a 7 μm
Significado sanitário	vivem em águas poluídas; as espécies <i>L. aestuari</i> , <i>L. majuscula</i> e <i>L. contorta</i> produzem toxinas	conferem cor aparente, gosto e sabor às águas; formam limo; causam corrosão do concreto; são indicadoras de poluição orgânica; algumas espécies são tóxicas ou potencialmente tóxicas (<i>M. aeruginosa</i> , <i>M. flos-aquae</i> , <i>M. toxica</i>)

Fonte: Branco (1986), Di Bernardo (1995) e Margalef (1983)

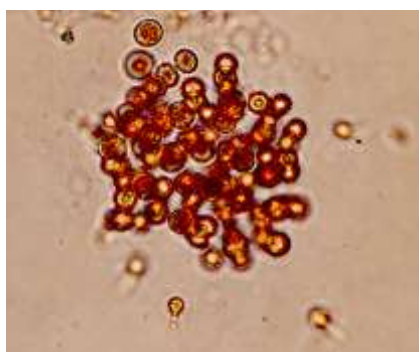


Figura 3.5: Microfotografia de amostra conservada em lugol: colônia de *Microcystis* sp.



Figura 3.6: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Lyngbya* sp.

3.3.2.2 Chlorophyta – algas verdes

As Chlorophytas podem ser unicelulares, coloniais ou pluricelulares, constituindo filamentos ramificados ou não. Os tipos coloniais mostram-se como esferas, filamentos ou placas.

As células, geralmente, não possuem bainha mucilaginosa. Verifica-se, algumas vezes, impregnações da bainha celular por carbonato de cálcio, resultante da precipitação causada pela utilização do gás carbônico de equilíbrio na fotossíntese. A membrana celular, em sua maioria, constitui-se principalmente de celulose, o que confere à célula considerável rigidez. Além disso, algumas espécies possuem estruturas especiais, capazes de fixar suas células em objetos submersos ou em plantas aquáticas (Pelczar *et al.*, 1980).

Dentre as classes da Chlorophyta, destacam-se a Zygnemaphyceae e a Chlorophyceae. A Figura 3.7 apresenta a microfotografia de um exemplar da ordem Chlorococcales, cuja presença foi comum nas análises realizadas.

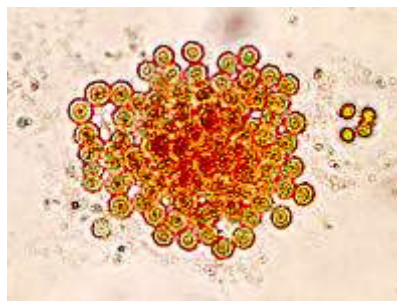


Figura 3.7: Microfotografia de amostra conservada em lugol: representante da ordem Chlorococcales - família Chlorophyceae

A grande maioria das Chlorophyceae habita, preferencialmente, lagos mesotróficos ou eutróficos. A dispersão pelo vento é um fator decisivo para o caráter cosmopolita (distribuída por toda superfície) deste grupo. A Zygnemaphyceae habita somente ambientes de água doce e raramente de água salobra.

A família Desmidiaceae engloba os principais representantes desta classe que, em geral, são bentônicos e, em determinadas condições, podem tornar-se planctônicos a partir da formação de membranas mucilaginosas ou processos que auxiliam na flutuação (Esteves, 1998). Poucos gêneros são exclusivamente planctônicos.

As características dos organismos que se destacam no estudo são apresentadas na Tabela 3.2 subsequente e suas microfotografias são apresentadas nas figuras 3.8 e 3.9.

Tabela 3.2 – Principais características dos gêneros prevaletentes no período de estudo que causam problemas às águas de abastecimento - Chlorophyta

	<i>Pediastrum</i>	<i>Staurastrum</i>
	Classe: Chlorococcales	Família: Desmidiaceae
Descrição do gênero	- colônias planas de uma só camada de células ou possuem forma poligonal, justapondo-se em mosaico - membrana contém uma considerável proporção de sílica	- constricção ² sempre em ângulo aberto - vistas de lado, as hemi-células são geralmente triangulares; vista frontal são geralmente triangulares, porém, podem ser também poligonais - superfície com rugosidades e, mais frequentemente, espinhos com disposição simétrica
Tamanho das células	246 μm^1	35 a 45 μm
Significado sanitário	podem produzir odor e sabor de peixes, quando em grande número; <i>P. simplex</i> indica despejos ricos em sais, especialmente sulfetos; desenvolvem-se bem em águas poluídas por despejos de indústrias de papel que são tóxicos à maioria das algas	podem produzir gosto e sabor de capim ou remédio; a espécie <i>S. punctulatum</i> é característica de águas limpas

Fonte: Branco (1986), Di Bernardo (1995) e Margalef (1983)

Obs – 1) Referente ao diâmetro médio da espécie *Pediastrum simplex*.

2) Estreitamento ou estrangulamento que divide a célula das desmidiáceas em duas metades simétricas. A ponte que liga as duas metades, por derivação do sentido geográfico, denomina-se istmo.

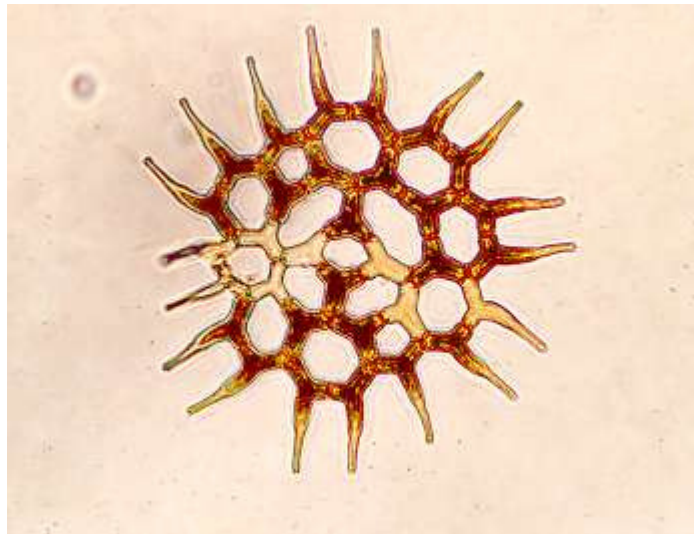


Figura 3.8: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Pediastrum* sp.

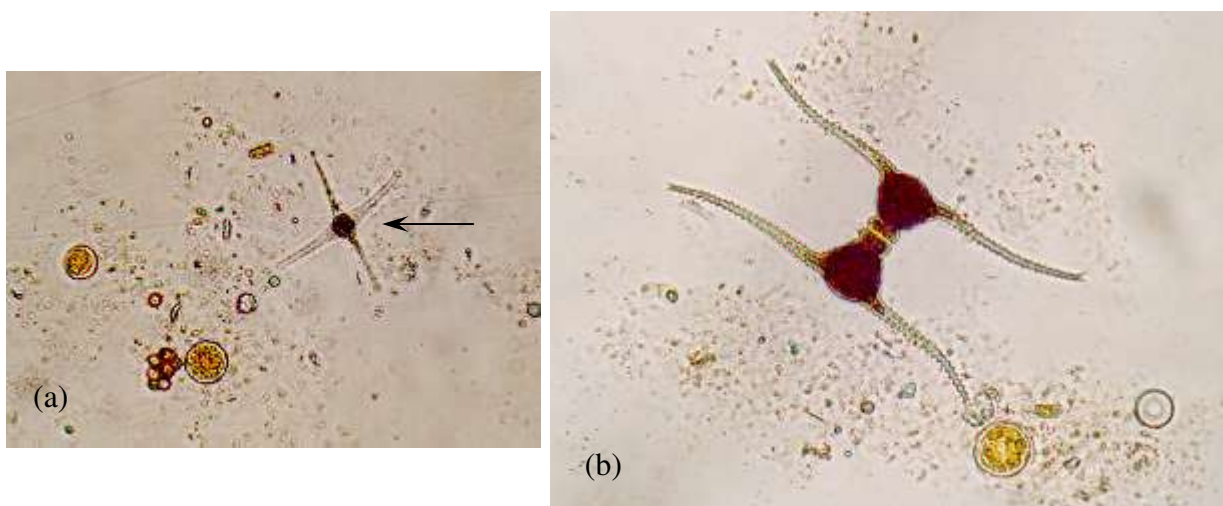


Figura 3.9: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Staurastrum* sp. – (a) vista frontal e (b) lateral

O gênero *Monoraphidium* (Figura 3.10), também presente com destaque nas análises efetuadas, não apresenta importância sanitária na literatura estudada.



Figura 3.10: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Monoraphidium* sp.

3.3.2.3 Bacillariophyceae - diatomáceas

Dentre os vários grupos de Chytosophyta que habitam ecossistemas lacustres, a classe Bacillariophyceae (Figura 3.11) é uma das mais importantes do ponto de vista quantitativo. São algas unicelulares ou filamentosas, desprovidas de flagelos, apresentando grande variedade de formas. A ordem Centrales, mais freqüente em ambientes lacustres, apresenta forma elíptico-arredondada. Apenas as espécies da ordem Pennales são dotadas de movimento causado pelo atrito entre o meio e correntes de citoplasma que saem através de nódulos polares e central.

Uma das características mais típicas das Bacillariophyceas é a presença de parede celular formada por duas metades sobrepostas e constituída, principalmente, por compostos de sílica, denominadas frústulas. A parte orgânica que predomina em outros grupos é desprezível nas diatomáceas. Em algumas, o envoltório silicoso pode corresponder até 50% do peso seco e em outras, no entanto, somente 4% (Esteves, 1998).

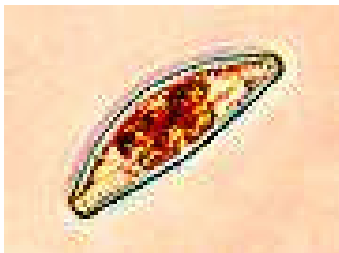


Figura 3.11: Microfotografia de amostra conservada em lugol: Bacillariophyceae

As células das diatomáceas secretam mucilagem através dos poros existentes na membrana, que, muitas vezes, é responsável pela fixação das células a um substrato ou pela ligação de uma célula à outra, na formação de colônias (Branco, 1986). Tal ligação é feita, portanto, somente nas superfícies ou nos pontos em que há secreção o que dá à colônia uma forma característica e bizarra em alguns gêneros.

A temperatura influencia no tamanho das células das algas. Nas diatomáceas, esta particularidade se complica uma vez que a diminuição progressiva do tamanho é transmitida por gerações (Margalef, 1983). O gênero *Cyclotella* foi o único do grupo a se destacar no estudo realizado. Suas principais características estão na Tabela 3.3 e a Figura 3.12 apresenta sua microfotografia .

Tabela 3.3 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas às águas de abastecimento - Bacillariophyceae

	<i>Cyclotella</i>
Ordem	Centrales
Descrição do gênero	- células cêntricas, apresentando-se, geralmente, isoladas, porém, algumas vezes, umas células ligam-se às outras pela face valvar, formando colônias com um envoltório gelatinoso comum - secretam matéria orgânica em forma de cordões de mucílago ou filamentos mais finos de quitano ou beta-quitina de extraordinária rigidez e resistência
Tamanho das células	10 a 45 µm
Significado sanitário	algumas espécies podem indicar águas limpas (<i>C. bodanica</i>); <i>C. kutznegiana</i> indica presença de fenólicos; podem obstruir filtros, especialmente a <i>C. meneghiniana</i> ; causam sabor e odor

Fonte: Branco (1986), Di Bernardo (1995) e Margalef (1983)

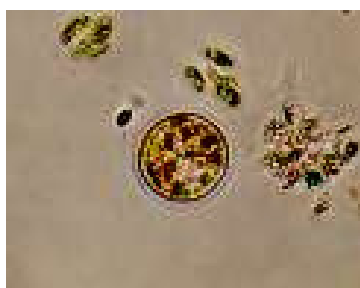


Figura 3.12: Microfotografia de amostra natural:
Cyclotella sp.

3.3.2.4 Fitoflagelados

Sob essa denominação estão reunidas todas as espécies de algas dotadas de flagelo como meio de locomoção. A presença de um ou mais flagelos constitui a única característica comum a todos eles, podendo haver variações quanto a outros caracteres, uma vez que pertencem, na realidade, a diversos grupos sistemáticos diferentes, dentre eles Euglenophyta e Pyrrophyta. As classes inseridas nestes grupos compreendem a Euglenaceae, de alto grau de heterotrofia, e

as classes *Dynophyceae*, pouco estudadas no Brasil, e *Chryptophyceae*, de grande importância quantitativa.

Estes organismos apresentam membrana celulósica e a célula típica de algumas espécies não é rígida. Há, também, muitas formas que possuem a membrana muito reforçada, distinguindo-se verdadeiras placas de celulose, de forma poligonal característica, que podem apresentar poros. As características dos organismos que se destacam no estudo são apresentadas na Tabela 3.4 e suas microfotografias são apresentadas nas figuras 3.13 e 3.14.

Tabela 3.4 – Principais características dos gêneros prevalentes no período de estudo que causam problemas as águas de abastecimento - Fitoflagelado

	<i>Trachelomonas</i>	<i>Peridinium</i>
Família	Euglenaceae	Dinophyceae
Descrição do gênero	- célula solitária, móvel, possuindo um único flagelo e encerrada em uma lorica rígida de forma elipsoidal, ovóides ou esféricas, com superfície lisa ou apresentando espinhos curtos ou rugosidades nos polos - a cor geralmente parda ou avermelhada em virtude da impregnação de ferro	- células isoladas, esferóides, revestidas de placas nítidas de celulose - dois flagelos: um mais longo, responsável por um movimento giratório sobre si mesma, e um menor, perpendicular a este, que promove o deslocamento da célula pra diante
Tamanho das células	15 a 30 µm	15 a 45 µm
Significado sanitário	podem obstruir filtros e produzem odor	algumas espécies obstruem filtros (<i>T. crebea</i>)

Fonte: Branco (1986), Di Bernardo (1995) e Margalef (1983)

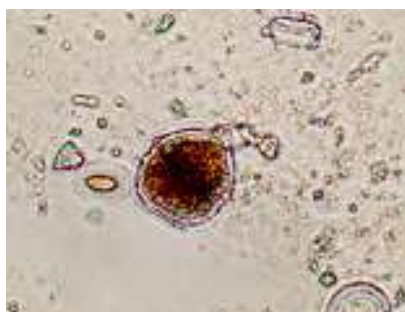


Figura 3.13: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Peridinium* sp.



Figura 3.14: Microfotografia de amostra conservada em lugol: *Trachelomonas* sp.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da instalação-piloto

Para efetivação da pesquisa, foram implantados três modelos reduzidos de unidades de filtração direta nas dependências da Estação de Tratamento Várzea das Flores, já descrita na revisão da literatura. O afluente às unidades-piloto advinha por recalque através de uma tubulação de PVC com diâmetro de 25 mm conectada à adutora de água bruta que interliga o reservatório à estação de tratamento. A bomba de recalque utilizada assim caracterizava-se:

- Modelo: Schneider BC – 915
- Tipo: centrífuga
- Potência: 0,33 cv - Trifásica 60 HZ / 220-380 volts
- Elevação: 4 a 16 m / Sucção: 0,0 a 8,0 metros
- Vazão: 2,7 a 8,3 m³/h

A sucção da bomba inseria-se após a válvula de entrada de água bruta na estação. Com a variabilidade da vazão nesta seção, ocorriam alterações na vazão recalçada na ordem de 10%. Quando estas variações eram maiores, interrompia-se o ensaio.

O coagulante era adicionado na própria tubulação de chegada por meio de bomba dosadora e o processo de mistura era garantido por uma malha inserida dentro da tubulação, após a injeção do produto. A adutora conectava-se, então, a uma caixa de distribuição de vazão situada em um pavimento superior em relação às unidades de filtração, permitindo a afluência por gravidade da água coagulada (ver Figura 4.1).



Figura 4.1: Vista do local de implantação da ETA piloto

A água filtrada era coletada em um reservatório e redirecionada para a rede de esgotamento sanitário da estação. O sistema de lavagem dos filtros utilizava água tratada vinda de um reservatório elevado da estação.

A Figura 4.2 apresenta um esquema geral do aparato experimental.

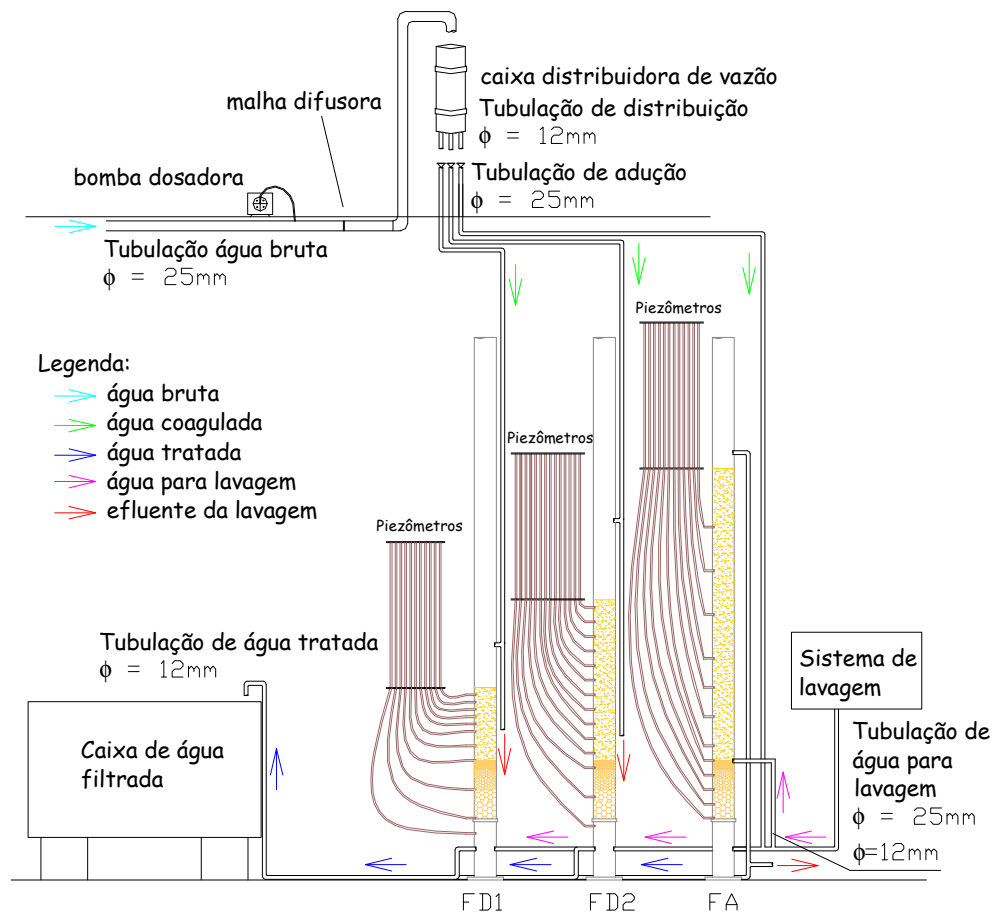


Figura 4.2: Esquema geral da instalação-piloto de filtração direta

4.1.1 Mistura rápida

Como dispositivo de dissipação de energia destinado à mistura rápida optou-se por uma malha inserida dentro da tubulação após a aplicação do coagulante, com a seguinte definição de fios:

- número de fios diametralmente = 14
- diâmetro do fio = 0,2 mm
- espaçamento entre os fios = 2 mm

Para determinar o valor do gradiente de velocidade proporcionado pela malha, utilizou-se a expressão baseada em Di Bernardo (1993a):

$$G_m = 262 \sqrt{\frac{Ve^3}{e_f} \times \frac{1-\epsilon^2}{\epsilon^2}} \quad (1)$$

sendo:

G_m – gradiente de velocidade médio (s^{-1});

V_e – velocidade de escoamento (m/s);

e_f – distância entre os fios da malha (m);

ε – porosidade da malha,

cujas porosidade da malha é 0,79 obtida pela expressão:

$$\varepsilon = (1 - n_f \times d_f)^2 \quad (2)$$

sendo:

n_f – número de fios/m;

d_f – diâmetro dos fios (m).

No estudo, as vazões mínima e máxima afluentes usadas foram de 0,15 e 0,20 L/s correspondendo às velocidades de escoamento de 0,30 e 0,39 m/s. Com isto, tem-se, respectivamente, os gradientes de velocidade médios de 747 e 1.107 s^{-1} que se enquadram na faixa adequada para a filtração direta compreendendo de 500 a 1.200 s^{-1} , segundo Di Bernardo (1993b).

Foram testados sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico e cloreto de polialumínio em ensaios de bancada para definir o coagulante e a dosagem a ser utilizada na instalação-piloto. Para melhor simular a filtração direta, foram adaptados ao equipamento de *jar test* filtros em pequenos tubos de PVC de diâmetro interno de 12 mm contendo areia. A granulometria foi definida a partir da similaridade dos valores de turbidez da água filtrada na estação e do efluente dos filtros de bancada, sob as mesmas condições da coagulação em escala real.

Variava-se o pH de coagulação com a adição de ácido clorídrico a 0,1 M. A duração da mistura rápida era de 10 s com gradiente de velocidade médio de 1.000 s^{-1} . A água era então filtrada por 10 min mantendo-se uma leve agitação para não ocorrer a quebra ou sedimentação

dos flocos formados. Em seguida, coletavam-se amostras para determinação do pH, cor aparente e turbidez remanescentes.

Dentre os ensaios realizados, optou-se pelo uso do cloreto de polialumínio de 10,6% de Al_2O_3 como coagulante cujo diagrama de coagulação pode ser vislumbrado no anexo. Vale ressaltar que estes estudos foram apresentados por Santos *et al.* (2004).

De acordo com o diagrama, a dosagem de 3 mg/L sem aplicação de ácido já seria suficiente para obter resultados de turbidez abaixo de 0,5 uT porém com cor aparente de 10 uH. Fez-se, então, um ensaio preliminar para avaliar a possibilidade de se adotar esta dosagem. Dos resultados obtidos de turbidez, 70% apresentaram-se superior a 0,5 uT. Para a cor aparente, a instalação-piloto ofereceu melhores resultados sendo apenas 35% inferiores ou iguais a 10 uH. Com isto, decidiu-se dosar 5 mg/L de coagulante nos ensaios seguintes esperando que os resultados se assemelhassem aos da dosagem de 4,4 mg/L estudada no *jar test*.

Para garantir a dosagem estabelecida no estudo, uma solução de 0,5% de coagulante era aplicada diretamente na tubulação por uma bomba dosadora cujas características são listadas:

- Modelo: ProMinent® Concept b
- Tipo: dosificadora
- Potência: 16 W - Trifásica 50-60 HZ / 230 volts
- Vazão: 3,4 L/h

Na Figura 4.3 tem-se uma vista da unidade de mistura rápida que integra o aparato experimental da pesquisa.

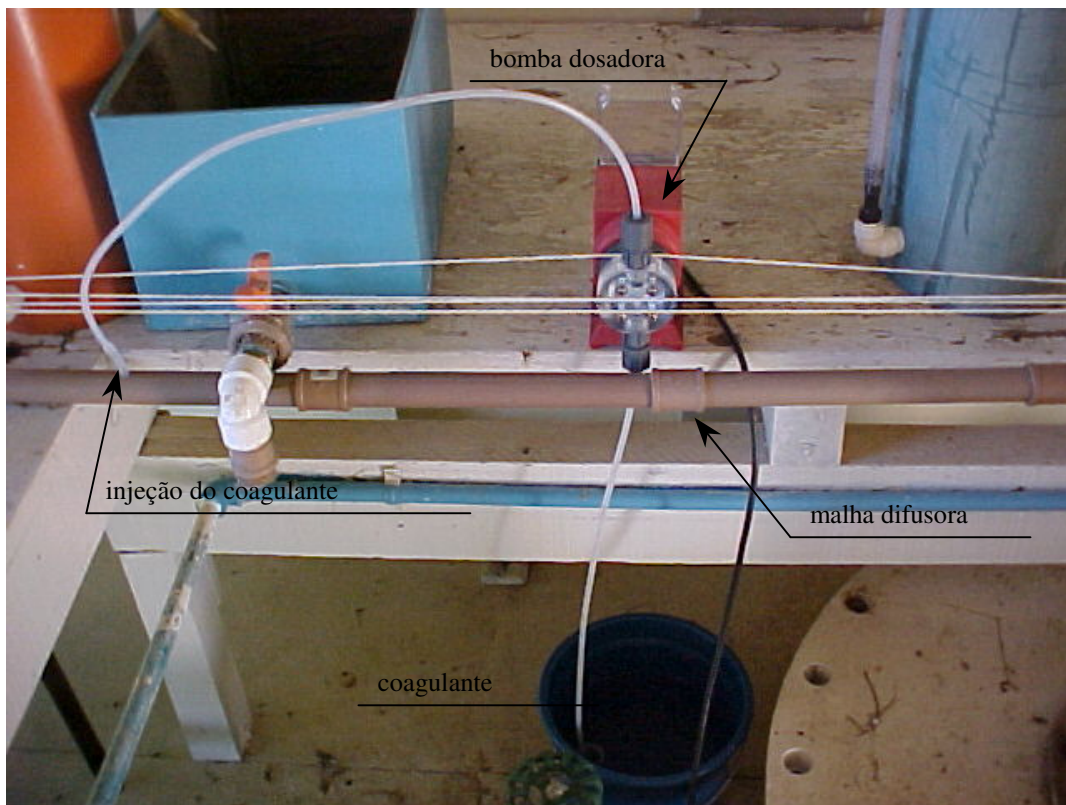


Figura 4.3: Detalhe da injeção de coagulante na adutora de água bruta e localização da malha de dispersão

4.1.2 Caixa de distribuição

Para garantir a distribuição de vazão equânime aos filtros, construiu-se uma caixa em tubo de PVC com 150 mm de diâmetro e 90 cm de altura, e um cap estancando o fundo com 3 tubos acoplados, também em PVC, cada um com comprimento de 60 cm e diâmetro de 1/2". Em uma das pontas de cada tubo, inseria-se um cap que continha um pequeno orifício. Estes tubos moviam-se verticalmente podendo alterar a altura da lâmina d'água sobre o orifício, como mostra a Figura 4.4.

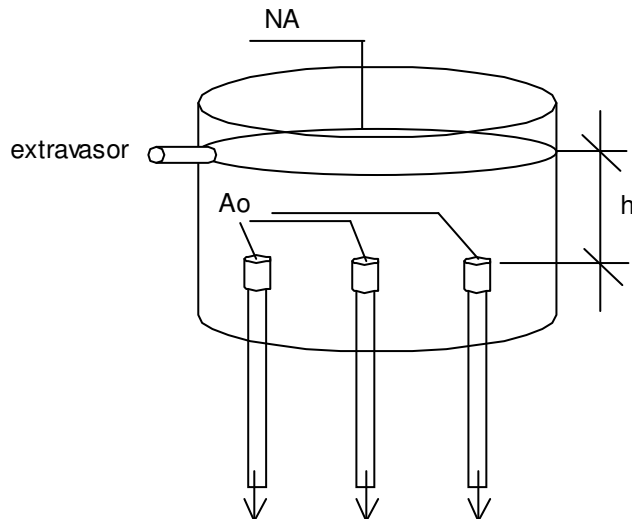


Figura 4.4: Esquema de funcionamento da caixa de distribuição de vazão

Com isto, a vazão afluyente aos filtros definia-se a partir da formulação deduzida para escoamentos em orifícios (Vianna, 2001):

$$Q = C_d \times A_o \sqrt{2g \times h} \quad (3)$$

sendo:

Q – vazão (m³/s);

C_d – coeficiente de descarga;

A_o – área do orifício (m²);

h – altura da lâmina d'água (m).

Desta equação, adotando coeficiente de descarga de 0,6 e lâmina d'água de 0,10 m para a vazão correspondente à menor taxa de filtração (180 m³/m²xdia) do estudo, obteve-se o diâmetro do orifício de 7 mm. Podia-se, então, estabelecer a altura da lâmina d'água de acordo com a taxa de filtração a ser aplicada. Além disso, para garantir a estabilidade da lâmina d'água, a vazão da água bruta era superior à afluyente aos filtros cuja diferença transbordava por um extravasor localizado a 5 cm do topo da caixa.

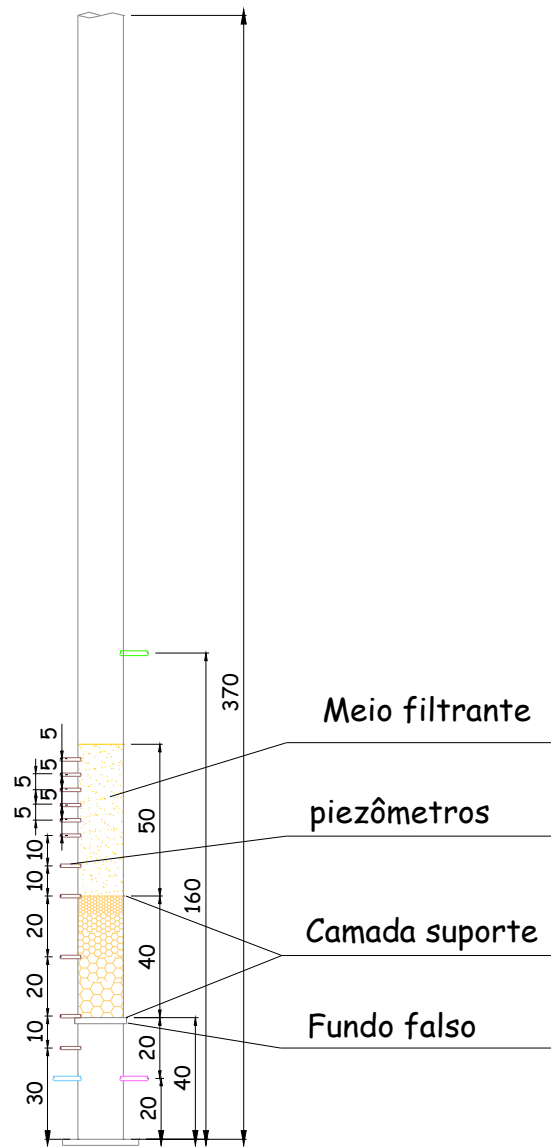
A água coagulada, então, escoava, conforme a Figura 4.5, através de canalizações em PVC de 25 mm que interligam os filtros.



Figura 4.5: Vista geral da caixa de distribuição de vazão

4.1.3 Filtros-piloto

Os filtros-piloto foram construídos em acrílico de 6 mm de espessura e 150 mm de diâmetro interno, com piezômetros acoplados ao longo do leito filtrante visando aferir em conjunto a evolução da perda de carga e a progressiva retenção das impurezas. Eram duas unidades de escoamento descendente, que distinguiam-se pelas características do meio filtrante, e uma unidade de escoamento ascendente. Os detalhes construtivos podem ser visualizados nas figuras que se seguem.



(dimensões em cm)

Figura 4.6: Características do filtro de escoamento descendente - FD1

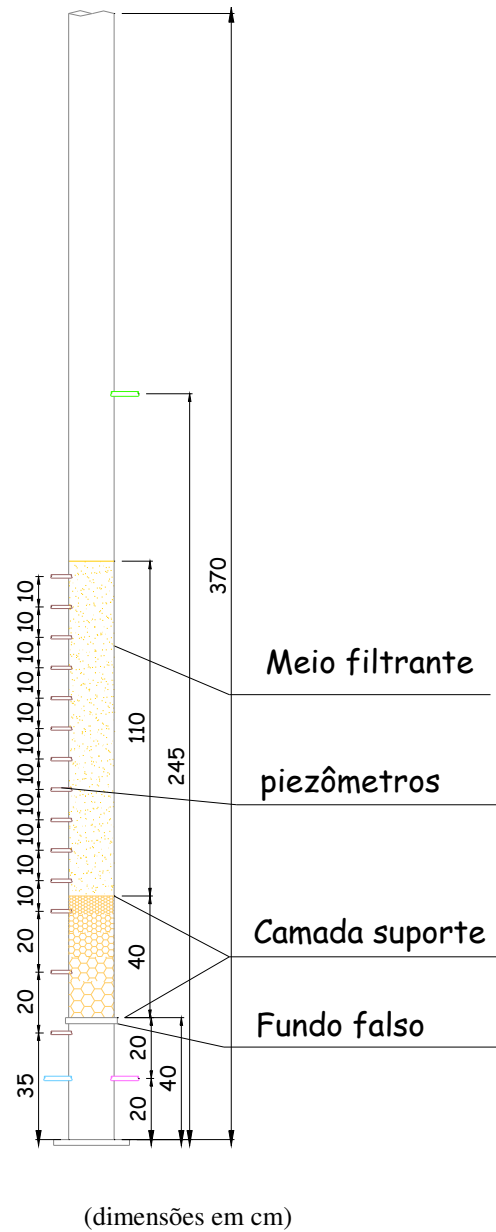
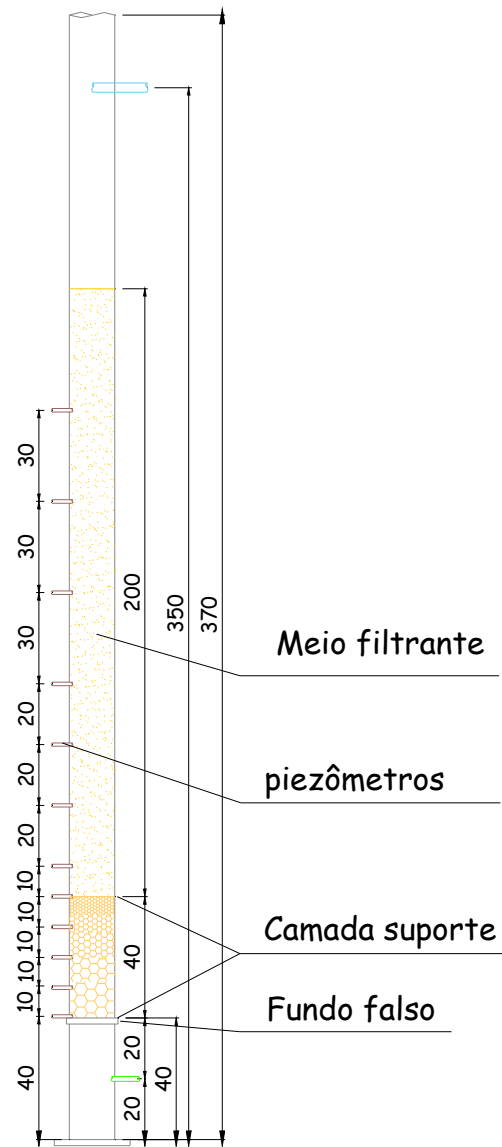


Figura 4.7: Características do filtro de escoamento descendente - FD2



(dimensões em cm)

Figura 4.8: Características do filtro de escoamento ascendente - FA



Figura 4.9: Vista dos filtros-piloto

O meio filtrante de ambos os filtros constituía-se de areia com características granulométricas semelhantes para os filtros denominados FD1 e FA. No caso do filtro FD2 pretendia-se avaliar o comportamento de uma areia praticamente uniforme. Porém, fiando na fidedignidade do fornecedor, os ensaios para caracterização da areia foram efetuados apenas após o término da pesquisa, descobrindo-se que a areia utilizada era apenas um pouco mais fina que a dos demais. Definia-se, assim, o meio filtrante de cada filtro:

Tabela 4.1 – Características das areias utilizadas como meio filtrante

Características do meio filtrante	Filtro		
	Escoamento ascendente (FA)	Escoamento descendente 1 (FD1)	Escoamento descendente 2 (FD2)
espessura	2,0 m	0,5 m	1,1 m
ϕ menor grão	0,40 mm	0,40 mm	< 0,40 mm
ϕ maior grão	1,19 mm	1,19 mm	1,19 mm
coeficiente de desuniformidade	1,6 – 1,7	1,6 – 1,7	1,7
tamanho efetivo dos grãos	0,43 mm	0,43 mm	0,40 mm

Fonte: Teixeira (2004)

Vale ressaltar que todos os ensaios para inspeção do material seguiram as normas descritas na NBR 11799 da ABNT e os resultados podem ser vislumbrados nos anexos deste trabalho.

Em relação ao diâmetro das unidades-piloto, pesquisas realizadas, variando de 26 a 6.000 a relação entre o diâmetro da unidade filtrante e o diâmetro médio dos grãos do leito, confirmaram a pequena relevância do denominado efeito de parede no desempenho dos filtros-piloto, recomendando, todavia, uma relação superior a 50 (Lang et al, 1993), plenamente atendida nesta pesquisa.

A camada-suporte era idêntica para todos possuindo 40 cm de espessura com a seguinte granulometria de seixos:

- . camada superior $\rightarrow \phi$ (4,8 – 2,4)mm – 6 cm de espessura;
- . camada intermediária $\rightarrow \phi$ (12,7 – 4,8)mm – 6 cm de espessura;
- . camada intermediária $\rightarrow \phi$ (19 – 12,7)mm – 8 cm de espessura;
- . camada intermediária $\rightarrow \phi$ (38 – 19)mm – 8 cm de espessura;
- . camada inferior $\rightarrow \phi$ (50 – 38)mm – 12 cm de espessura.

As figuras que se seguem representam a camada-suporte e o sistema drenante.



Figura 4.10: Camada-suporte comum aos filtros-piloto

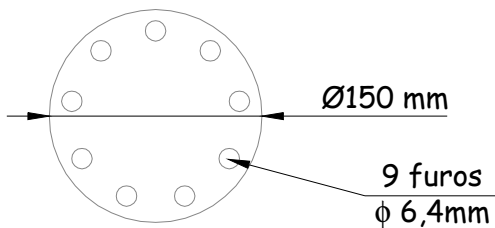


Figura 4.11: Detalhe da placa perfurada do sistema drenante

4.2 Operação do sistema

A carreira de filtração encerrava-se quando a turbidez da água filtrada superava 1 uT, ou quando se atingia a perda de carga relativa à retenção de impurezas de 1 m para os filtros de escoamento descendente e 0,5 m para a unidade de escoamento ascendente. Vale justificar que a limitação destes valores foi imposta pelo local de implantação dos filtros que não permitia maiores avanços da carga hidráulica.

No caso do filtro de escoamento ascendente, preconiza-se a execução de descargas de fundo intermediárias objetivando elevar as carreiras de filtração. Foram previstos mecanismos para tal operação, porém, como a lâmina d'água acima do meio filtrante era de apenas 40 cm e a entrada de água de lavagem localizada na interface camada-suporte - meio filtrante resultava

taxas da ordem de $800 \text{ m}^3\text{m}^2\text{xdia}$, não conseguia-se recuperar a carga hidráulica do filtro sem prejudicar seu funcionamento.

Notou-se na pré-operação do sistema a entrada de ar nos filtros devido ao excesso de curvas nas canalizações adutoras. A solução adotada foi a inclusão de tubos para purga de ar, como mostra a Figura 4.12.



Figura 4.12: Detalhe da solução adotada para a fuga de ar das tubulações adutoras

Como a lavagem era realizada apenas com água e tencionava-se a plena remoção das partículas, a velocidade ascensional atingia até $2,0 \text{ m/min}$, conferindo expansão superior a 30% do material filtrante. A lavagem dos filtros efetuava-se após o encerramento da carreira de filtração e antes do início da operação, com duração da ordem de 10 minutos, definida a partir dos primeiros ensaios realizados. Vale ressaltar que tal procedimento objetivava garantir a remoção de ar dos interstícios do meio filtrante, dado que as carreiras de filtração eram descontínuas e os filtros eram esgotados em seguida para evitar a formação de colônias de algas no seu interior.

Para a lavagem do filtro FA, como a descarga de fundo não se dava de forma eficiente, tinha-se um procedimento especial uma vez que ocorriam deslocamento de blocos do meio filtrante gerados possivelmente pelo arraste de ar, como pode ser visualizado na Figura 4.13.



Figura 4.13: Deslocamento do meio filtrante na lavagem do filtro FA

Alternava-se, então, a entrada de água com descargas de fundo para saída total do ar e só depois era cronometrado o tempo de lavagem.

4.3 Monitoramento

4.3.1 Vazões

As aferições das vazões eram feitas por método volumétrico utilizando-se pipeta graduada de 1.000 mL e cronômetro.

A vazão da água bruta, controlada por registro de gaveta, era aferida na entrada da caixa de distribuição no início e fim de operação devido à entrada de ar nos filtros quando a afluência era intermitente. Para assegurar uma variação máxima de 10%, aferia-se a vazão do extravasor de duas a três vezes por carreira de filtração.

No caso da vazão afluyente aos filtros, as medições ocorriam na saída do efluente tratado, a cada 30 minutos (ver Figura 4.14).



Figura 4.14: Tubulação de saída de água filtrada

A vazão do coagulante era imposta no início da operação depois de estabelecida a vazão de água bruta. Enchia-se a proveta volumétrica de solução de coagulante e ajustava-se, então, a vazão a partir do recalque da bomba dosadora, conforme a Figura 4.15.



Figura 4.15: Aferição volumétrica da vazão de aplicação do coagulante

4.3.2 Análises físico-químicas

O monitoramento baseava-se nos parâmetros pH, turbidez, cor aparente, sólidos suspensos totais e voláteis e COT. O valor da alcalinidade da água bruta era fornecida pela Copasa, já que os operadores determinavam-na diariamente.

As medições de turbidez, cor aparente e pH eram feitas na própria estação, a cada 30 minutos, para o afluente e efluente, com os seguintes equipamentos:

- Turbidímetro de bancada HACH 2100N (Figura 4.17a)
- Espectofotômetro HACH DR/2000 (Figura 4.17b)
- pH-metro Quimis (Figura 4.17c)



Figura 4.16: Equipamentos utilizados para determinar os parâmetros físico-químicos: (a) turbidez; (b) cor aparente; e (c) pH.

As medidas de sólidos suspensos totais e voláteis eram feitas no Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG conforme os critérios do Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 1998) e as análises de COT pelo Laboratório Hidrocepe. Coletava-se uma amostra de água bruta e, quando se encerrava a carreira de filtração, amostras do efluente tratado e de dois pontos distintos ao longo do meio filtrante. Estas coletas ocorreram em apenas uma das etapas do estudo, exposta no item 4.4.

4.3.3 Análises microbiológicas

Estas análises correspondem à quantificação e classificação do fitoplâncton. Realizadas por uma bióloga no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e

Ambiental da UFMG, seguiram os critérios do Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 1998) para contagem de algas utilizando a câmara de Sedgwick Rafter. Como estas análises são destinadas apenas a fornecer dados comparativos que permitam avaliar as variações das condições ambientais, não há interesse em grandes precisões com respeito a valores absolutos, sendo admissíveis erros da ordem de 20%, e até mais, em avaliações desta natureza. As amostras eram coletadas em vidros âmbar de 1 L conservadas em solução lugol.

O monitoramento assemelhava-se ao exposto para os parâmetros COT e sólidos suspensos, acrescido de coletas após 30 minutos do início da carreira de filtração. Além disso, na Etapa II foram previstas amostras da água bruta e do efluente tratado com a mesma frequência.

4.4 Etapas do estudo

Foram investigadas, para ambos os filtros, as taxas de filtração de 180 e 240 m³/m²xdia em três diferentes etapas com ensaios únicos ou em duplicatas. A Figura 4.17 apresenta um esquema das etapas do estudo que são detalhadas nos itens subseqüentes.

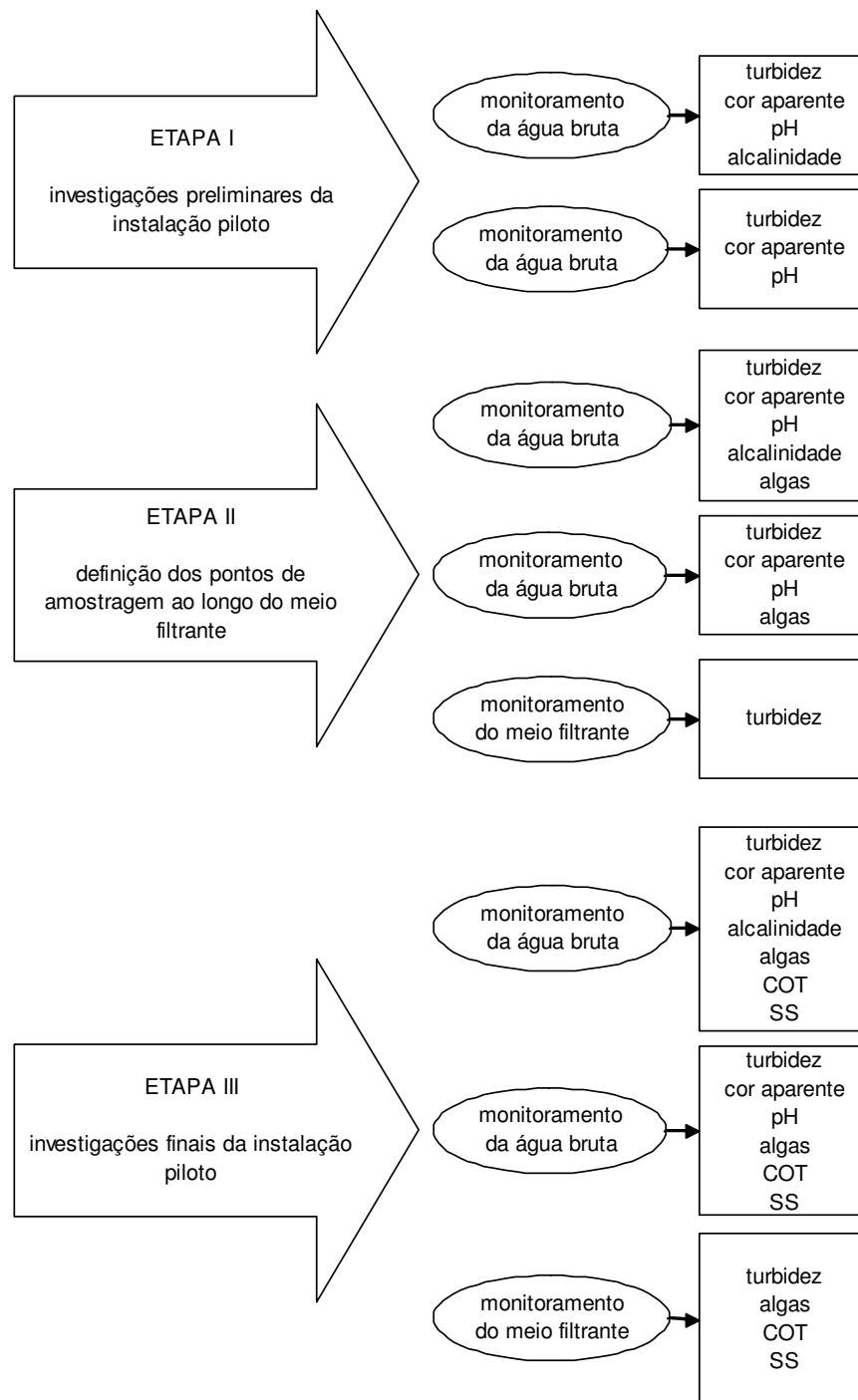


Figura 4.17: Esquema das etapas do estudo.

4.4.1 Etapa I

Nesta etapa foram feitas as primeiras investigações do comportamento dos filtros com duas carreiras de filtração para cada taxa estudada. O monitoramento englobava apenas os parâmetros usuais de qualidade do afluente e efluente, com amostras coletadas a cada hora, no

primeiro ensaio, e a cada 30 minutos, no segundo, além da evolução horária da perda de carga.

4.4.2 Etapa II

Esta etapa teve como finalidade avaliar quais seriam os pontos de amostragem ao longo do meio filtrante, operando-se apenas uma carreira de filtração para cada taxa. No monitoramento inseria-se a determinação da turbidez nos diversos pontos distribuídos ao longo do meio filtrante a cada hora de ensaio.

Escolheu-se um dos pontos de amostragem de forma que a turbidez fosse inferior a 1 uT durante toda a carreira de filtração. Para o outro ponto, os valores de turbidez próximo ao fim da carreira deveriam ser superiores a 1 uT. Para o filtro de escoamento ascendente, preferiu-se não utilizar o ponto inserido na interface pedregulho-areia uma vez que o acúmulo maior de partículas se dá nesta região. Na Tabela 4.2 são identificados estes pontos distintos nos três filtros.

Tabela 4.2 – Pontos de amostragem definidos para coleta ao longo do meio filtrante

Filtro	espessura do meio filtrante	
	Ponto 1 (P-1)	Ponto 2 (P-2)
FD1	5 cm	15 cm
FD2	10 cm	20 cm
FA*	30 cm	10 cm

OBS: Para o FA, a espessura do meio filtrante é contabilizada no sentido do fluxo e a partir da interface pedregulho areia.

4.4.3 Etapa III

Nesta etapa, os ensaios eram feitos em duplicata e o monitoramento reunia todas os parâmetros discutidos, como esquematizado na Tabela 4.3:

Tabela 4.3 – Esquema de monitoramento da Etapa III

Parâmetro	Ponto de amostragem	Frequência de coleta
alcalinidade	água bruta	uma vez por carreira
cor aparente pH	água bruta e tratada	a cada 30 min
turbidez	água bruta e tratada	a cada 30 min
	P-1 e P-2	horária
COT	água bruta	uma vez por carreira
SS totais e voláteis	água tratada, P-1 e P-2	encerramento da carreira de filtração
Contagem de algas	água bruta	uma vez por carreira
	água tratada, P-1 e P-2	depois de 1 hora de operação e no encerramento da carreira de filtração
perda de carga	pontos distintos ao longo do meio filtrante	horária

4.4.4 Etapa complementar A – Filtro de escoamento ascendente

Como não foi possível incrementar a carga hidráulica disponível no filtro de escoamento ascendente, optou-se por operá-lo a taxas de filtração de 400 e 480 m³/m²xdia para averiguar a possibilidade de ocorrer o traspasse. A carga hidráulica disponível manteve-se 50 cm e foi realizado o monitoramento dos parâmetros de turbidez, cor aparente, pH e evolução da perda de carga a cada 20 minutos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi dada ênfase aos resultados da Etapa III uma vez que esta apresentou maior número de parâmetros analisados e maior concisão na operação das unidades. Ainda assim, alguns tópicos deste item apresentarão menções aos resultados das demais etapas do estudo. Cabe ressaltar também que houve início de inversão térmica no lago durante o segundo ensaio da Etapa III operada à taxa de 240 m³/m²xdia. Com isto, a concessionária optou por captar água em níveis mais baixos, alterando as comportas de entrada da água bruta. Como consequência, a água bruta apresentou valores mais baixos de pH e menor concentração de algas.

5.1 Avaliação da qualidade físico-química

5.1.1 pH

Para analisar a tendência central e a dispersão dos dados, foi feito um sumário numérico dos resultados, apresentado na Tabela 5.1, cujo item global refere-se à inferência estatística dos resultados de todos os ensaios efetuados.

Notam-se comportamentos distintos dos filtros entre os quatro ensaios analisados, principalmente no ensaio E-IIIb/Taxa 240 m³/m²xdia quando se iniciou a inversão térmica no lago.

Tabela 5.1 – Análise descritiva dos resultados de pH da água bruta e efluentes filtrados

Ensaio	Sumário	Ponto de amostragem			
		Água bruta	FD1	FD2	FA
E-IIIa/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	8,12 ± 0,07	7,82 ± 0,10	7,77 ± 0,07	7,79 ± 0,12
	variação	8,0 – 8,3	7,7 – 7,8	7,7 – 7,9	7,6 – 8,0
E-IIIb/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	7,98 ± 0,15	7,80 ± 0,11	7,82 ± 0,12	7,80 ± 0,11
	variação	7,6 – 8,2	7,6 – 8,0	7,7 – 8,0	7,6 – 8,0
Global/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	8,06 ± 0,23	7,77 ± 0,15	7,78 ± 0,15	7,78 ± 0,17
	variação	7,4 – 8,5	7,3 – 8,1	7,3 – 8,2	7,1 – 8,2
E-IIIa/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	7,92 ± 0,10	7,73 ± 0,09	7,70 ± 0,08	7,74 ± 0,10
	variação	7,8 – 8,1	7,6 – 7,8	7,6 – 7,8	7,6 – 7,9
E-IIIb/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	7,57 ± 0,06	7,55 ± 0,09	7,55 ± 0,06	7,51 ± 0,06
	variação	7,5 – 7,7	7,4 – 7,7	7,5 – 7,6	7,4 – 7,6
Global/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	7,78 ± 0,16	7,65 ± 0,13	7,63 ± 0,14	7,62 ± 0,14
	variação	7,5 – 8,1	7,4 – 8,0	7,4 – 7,9	7,2 – 7,9

OBS: DP – desvio padrão

A variação relativamente alta do pH deve-se à atividade fotossintética das algas presentes na água bruta que intensificava em dias mais ensolarados. Já no período da inversão térmica, há uma queda brusca do valor do pH da água bruta com variações menos significativas inferidas, também, pela diferença de nível da tomada d'água. A aplicação do cloreto de polialumínio acarretou reduções no pH do efluente filtrado, mesmo sendo a alcalinidade da água bruta elevada (em torno de 50 mg CaCO₃/L).

5.1.2 Turbidez

Em todos os ensaios realizados, o encerramento da carreira de filtração deu-se por consumo da carga hidráulica, apresentando, assim, todos os resultados de turbidez inferiores a 1 uT consoantes com as recomendações da Portaria 518. Devido à mencionada constância da turbidez na água bruta, os gráficos de variação temporal (figuras 5.1 a 5.4) foram elaborados apenas para água filtrada, apresentando uma distribuição aleatória dos dados sem tendências significantes. Optou-se pela apresentação dos gráficos das figuras 5.1 a 5.4 por terem sido considerados premissas básicas à análise estatística posterior.

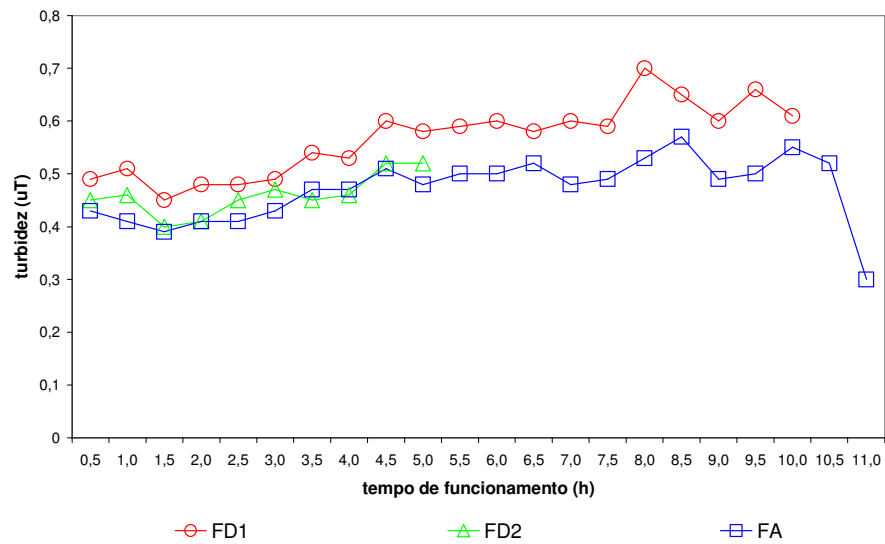


Figura 5.1: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

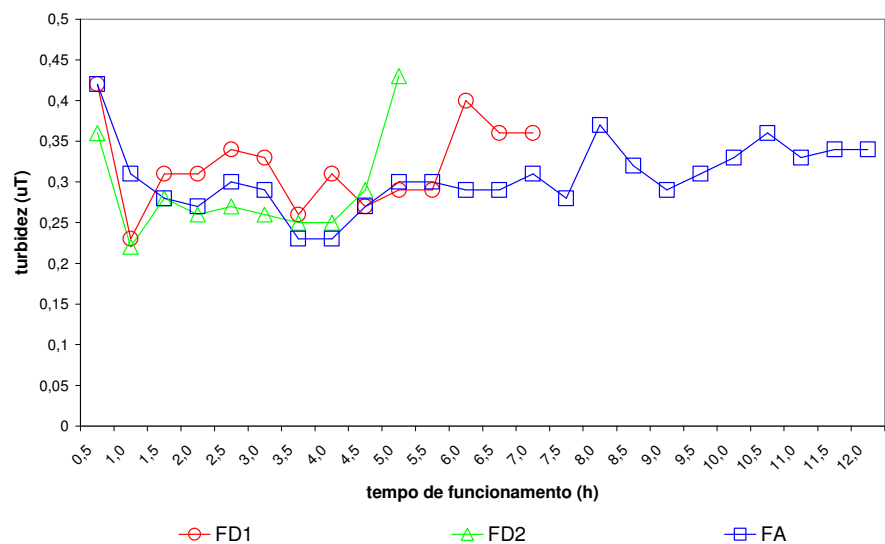


Figura 5.2: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

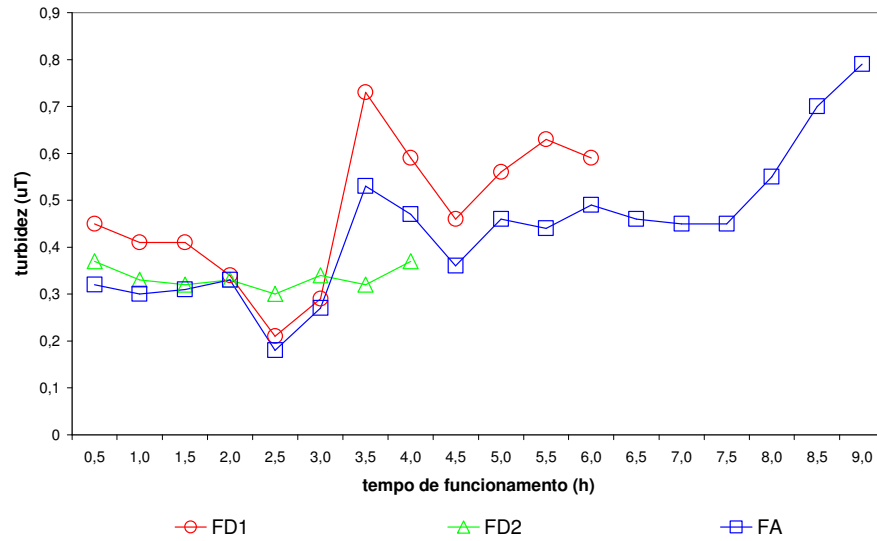


Figura 5.3: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m³/m²xdia

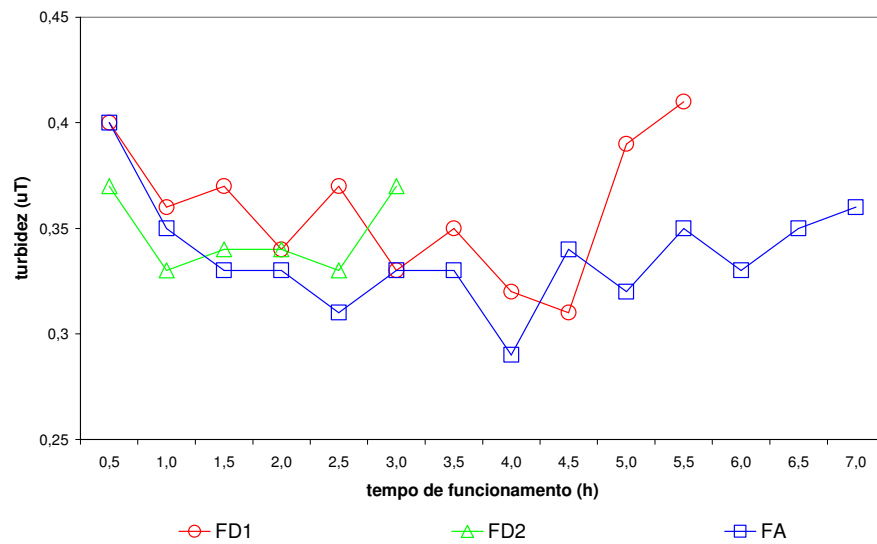


Figura 5.4: Variação temporal dos resultados de turbidez durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = 240 m³/m²xdia

A Tabela 5.2 apresenta a análise descritiva dos resultados obtidos.

Tabela 5.2 – Análise descritiva dos resultados de turbidez (uT) da água bruta e efluentes filtrados

Ensaio	Sumário	Ponto de amostragem			
		Água bruta	Efluente (uT)		
			FD1	FD2	FA
E-IIIa/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	2,56 ± 0,39	0,57 ± 0,07	0,46 ± 0,04	0,47 ± 0,06
	variação	2,0 – 3,3	0,45 – 0,70	0,40 – 0,52	0,30 – 0,57
E-IIIb/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	2,94 ± 0,80	0,32 ± 0,05	0,29 ± 0,06	0,31 ± 0,04
	variação	2,2 – 5,6	0,23 – 0,42	0,22 – 0,43	0,23 – 0,42
Global/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	2,92 ± 0,72	0,41 ± 0,12	0,36 ± 0,09	0,35 ± 0,10
	variação	2 – 5,6	0,23 – 0,70	0,22 – 0,52	0,22 – 0,57
E-IIIa/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	3,00 ± 0,15	0,47 ± 0,15	0,34 ± 0,03	0,44 ± 0,15
	variação	2,7 – 3,2	0,21 – 0,73	0,30 – 0,37	0,18 – 0,79
E-IIIb/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	2,19 ± 0,13	0,36 ± 0,03	0,35 ± 0,02	0,34 ± 0,03
	variação	2,1 – 2,5	0,31 – 0,41	0,33 – 0,37	0,29 – 0,40
Global/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	2,82 ± 0,58	0,37 ± 0,10	0,33 ± 0,06	0,36 ± 0,11
	variação	2,1 – 4,9	0,21 – 0,73	0,23 – 0,54	0,18 – 0,79

Obs: DP – desvio padrão

Os gráficos subsequentes (figuras 5.5 e 5.6) representam a porcentagem absoluta e acumulada de todos os valores de turbidez obtidos nas três etapas, inseridos em três intervalos definidos a partir das normalizações existentes. Dois deles referem-se à Portaria n° 518 do Ministério da Saúde (2004) que estabelece a turbidez de 1,0 uT (*i*) como valor máximo permitido para águas tratadas por filtração rápida e enfatiza o valor de 0,5 uT (*ii*) com vista a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp e oocistos de *Cryptosporidium* sp.. O valor de 0,3 uT (*iii*) reportou-se ao padrão americano.

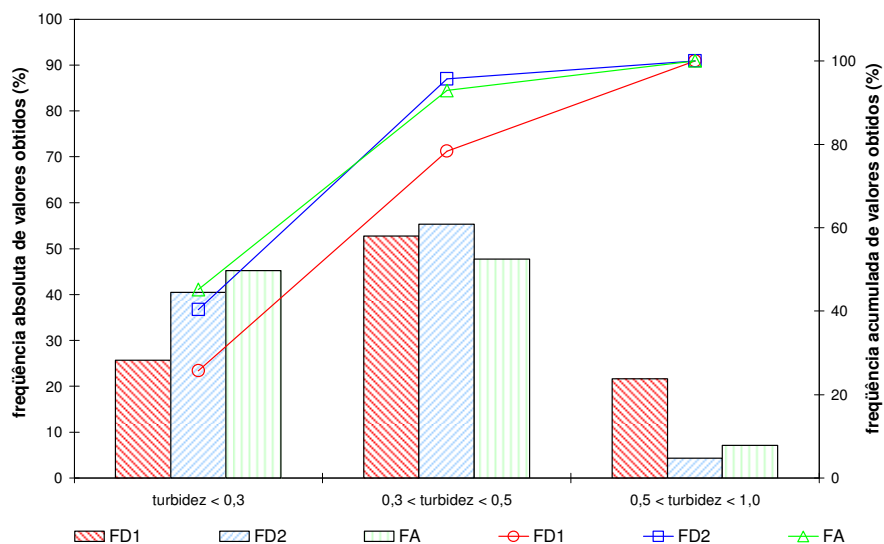


Figura 5.5: Histograma da frequência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios com taxa de filtração de 180 m³/m²xdia

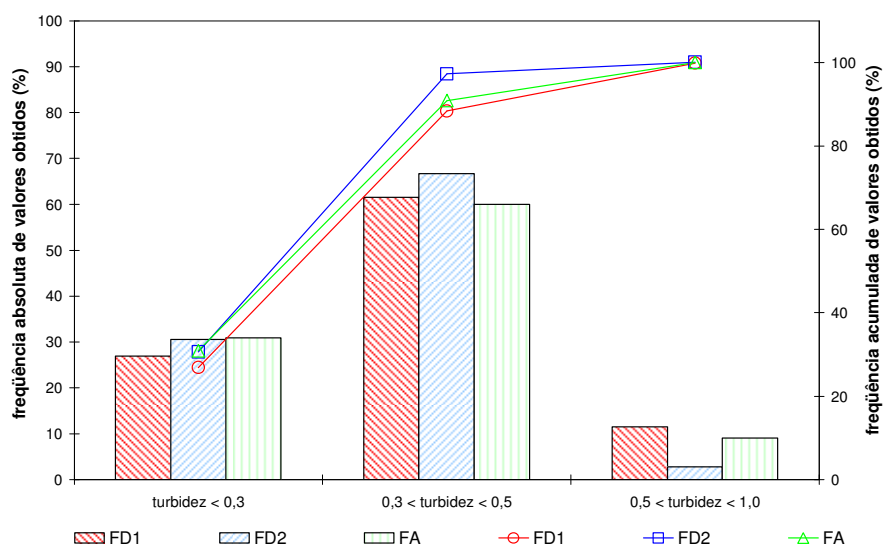


Figura 5.6: Histograma da frequência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios com taxa de filtração de 480 m³/m²xdia

A taxa de filtração de 180 m³/m²xdia exibiu melhores resultados para valores de turbidez inferiores a 0,3 uT, com destaque para o filtro de escoamento ascendente (FA). Para o limite de turbidez de 0,5 uT, há um melhor desempenho da taxa de 240 m³/m²xdia e o filtro de escoamento descendente 2 (FD2) apresenta maior porcentagem de resultados inseridos neste intervalo.

5.1.3 Cor aparente

O emprego dos gráficos *box & whisker*, apresentados nas figuras 5.7 a 5.10, fundamentou-se na assimetria dos resultados auferidos, diferentemente do verificado para pH e turbidez.

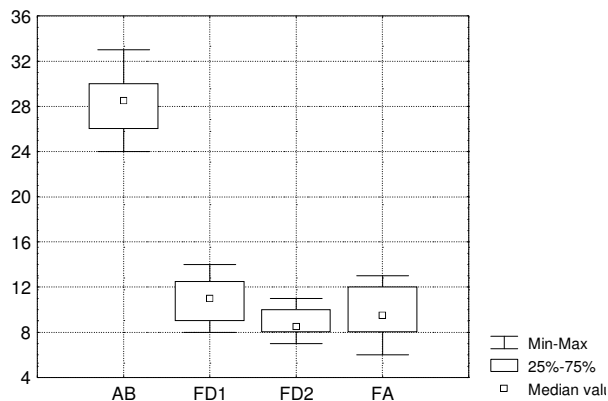


Figura 5.7: Gráfico *Box & Whisker* dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m³/m²xdia

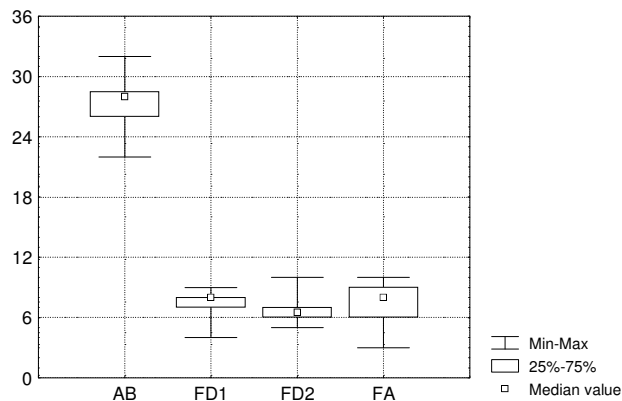


Figura 5.8: Gráfico *Box & Whisker* dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIb/Taxa de filtração = 180 m³/m²xdia

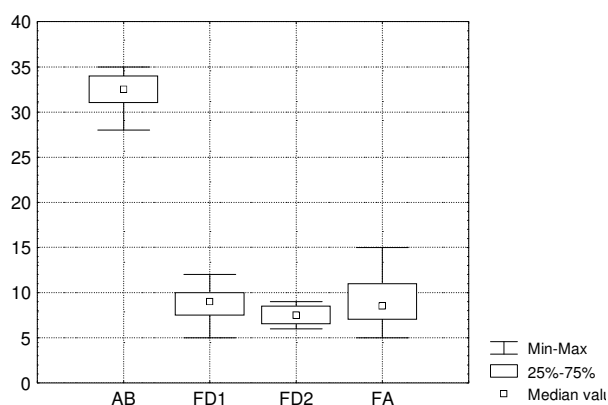


Figura 5.9: Gráfico *Box & Whisker* dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m³/m²xdia

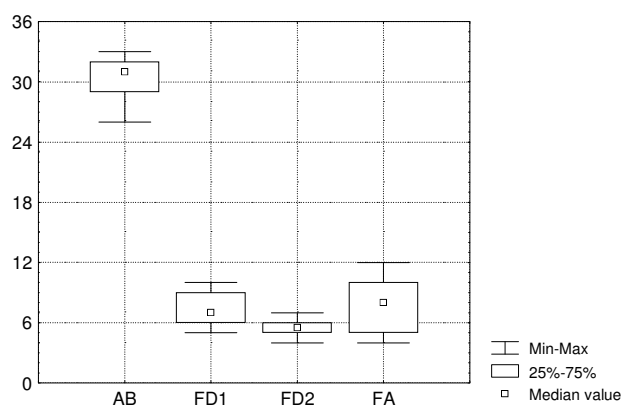


Figura 5.10: Gráfico *Box & Whisker* dos resultados de cor aparente durante o ensaio E-IIIb/Taxa = 240 m³/m²xdia

A Tabela 5.3 apresenta o sumário numérico dos resultados envolvendo a Etapa III e os dados coletados durante todo o estudo.

Tabela 5.3 – Análise descritiva dos resultados de cor aparente da água bruta e efluentes filtrados

Ensaio	Sumário	Ponto de amostragem			
		Água bruta	Efluente (mg Pt-Co/L)		
			FD1	FD2	FA
E-IIIa/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	28,27 ± 2,68	10,95 ± 1,85	8,80 ± 1,40	9,73 ± 2,10
	variação	24 – 33	8 – 14	7 – 11	6 – 13
E-IIIb/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	27,42 ± 2,34	7,43 ± 1,40	6,80 ± 1,40	7,33 ± 1,71
	variação	22 – 32	4 – 9	5 – 10	3 – 10
Global/Taxa de 180 m ³ /m ² xdia	média ± DP	28,29 ± 2,99	8,73 ± 2,37	7,74 ± 2,30	7,85 ± 2,14
	variação	22 – 37	4 – 14	4 – 14	3 – 13
E-IIIa/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	32,50 ± 2,09	8,75 ± 2,01	7,50 ± 1,20	9,06 ± 2,73
	variação	28 – 35	5 – 12	6 – 9	5 – 15
E-IIIb/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	30,50 ± 2,14	7,36 ± 1,50	5,50 ± 1,05	7,71 ± 2,62
	variação	26 – 33	5 – 10	4 – 7	4 – 12
Global/Taxa de 240 m ³ /m ² xdia	média ± DP	29,97 ± 4,47	7,31 ± 2,02	6,61 ± 2,27	7,80 ± 3,01
	variação	21 – 48	2 – 12	2 – 13	2 – 15

OBS: DP – desvio padrão

O efluente filtrado apresentou valores de cor aparente inferiores a 15 mg Pt-Co/L em conformidade com o padrão de potabilidade vigente com remoção entre 55 e 80%. A remoção de turbidez foi sempre superior à da cor aparente, indicando que, provavelmente, esta se deve à presença de algas ou outros elementos passíveis de conferir cor à água – como ferro e manganês.

Confirma-se, com isto, a fragilidade da filtração direta na remoção de cor verdadeira. Portanto, há de se prever uma restrição mais acurada de limites na água bruta para este parâmetro quando da aplicação desta tecnologia. Di Bernardo (1993b) cita que nos Estados Unidos é permitida a implantação da filtração direta para águas com turbidez de até 200 uT, porém, a cor verdadeira não pode ser superior a 100 mg Pt-Co/L. No Reino Unido, este limite é de 50 mg Pt-Co/L.

5.1.4 Remoção de COT

De acordo com a Cohn *et al.* (1999) a concentração de COT em águas superficiais normalmente varia de 1 a 20 mg/L. Os resultados das análises de COT efetuadas nos ensaios da Etapa III apresentaram baixas concentrações nas quatro amostras de água bruta (1,04; 1,28 e 1,70 mg/L) o que dificulta a análise mais acurada da remoção no processo de tratamento como pode ser visto no histograma da Figura 5.11.

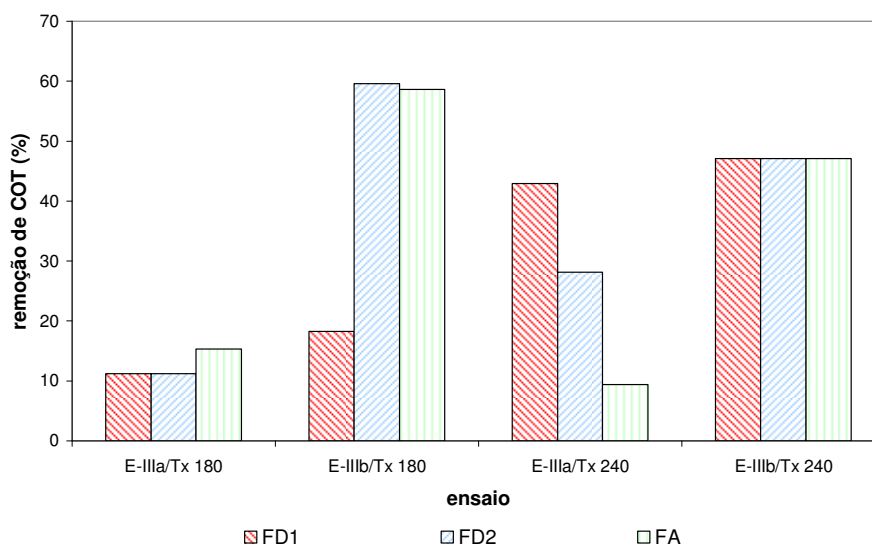


Figura 5.11: Remoção de COT nos filtros – Etapa III

Além dos baixos valores de remoção e o pequeno número de amostras, houve comportamentos distintos entre as réplicas dos ensaios o que implica na indefinição do tipo de tratamento ideal para eficientes remoções de COT.

5.1.5 Remoção de Sólidos Suspensos

Em relação aos sólidos suspensos (Figura 5.12), a água bruta apresentou valores relativamente baixos e diferentes relações SSV/SST para os quatro ensaios previstos. Para a taxa de filtração de 180 m³/m²xdia, apenas o filtro FD1 apresentou remoção inferior a 100% para SSV e SST em um dos ensaios. Já para a taxa de filtração de 240 m³/m²xdia observou-se remoções inferiores a 100% para ambas as unidades filtrantes em pelo menos um dos ensaios. Embora fiando-se em apenas uma única análise de sólidos, pode-se concluir que a velocidade ascensional superior imposta por taxas maiores tenha sido uma das possíveis causas para tal acontecimento.

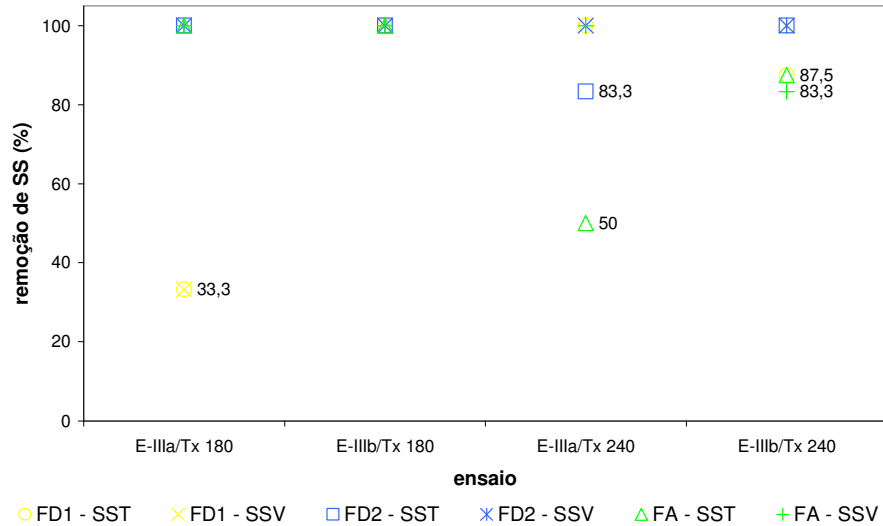


Figura 5.12: Remoção de sólidos suspensos nos filtros – Etapa III

5.2 Remoção de algas

Os resultados de remoção de algas foram estudados em duas vertentes. A primeira se apresenta de forma geral e identifica, também, o comportamento dos filtros no início e final da carreira de filtração, como apontado nas figuras 5.13 e 5.14.

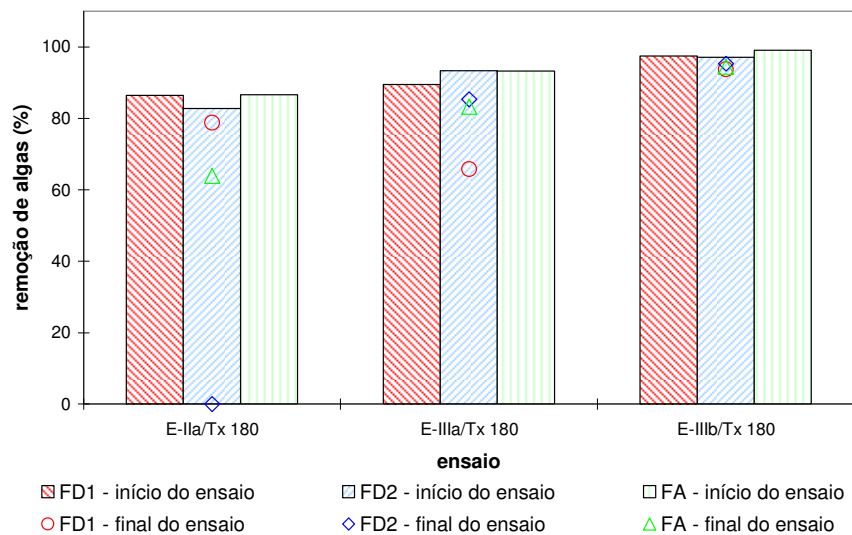


Figura 5.13: Remoção de algas nos filtros no início e final da carreira de filtração – Etapas II e III e Taxa de filtração = 180 m³/m²xdia

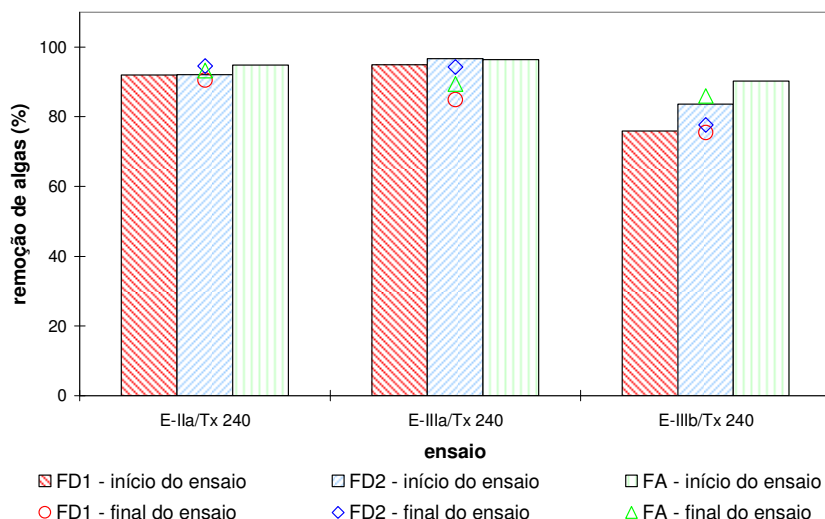


Figura 5.14: Remoção de algas nos filtros no início e final da carreira de filtração – Etapas II e III e Taxa de filtração = $240 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$

Nota-se uma menor distinção entre os valores de remoção do início e final da carreira para o filtro FD2. A operação dos demais filtros com taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$ apresentou maior constância na remoção de algas ao longo de toda a carreira de filtração.

Na conjunção de todos os resultados experimentais da pesquisa, plotando-se os valores das diferentes eficiências apresentadas para os três filtros, tem-se a Figura 5.15. Nesta identificam-se melhores remoções de algas para o FD2 para as duas taxas de filtração estudadas, confirmando que meios filtrantes de menor granulometria são mais eficazes na retenção de algas.

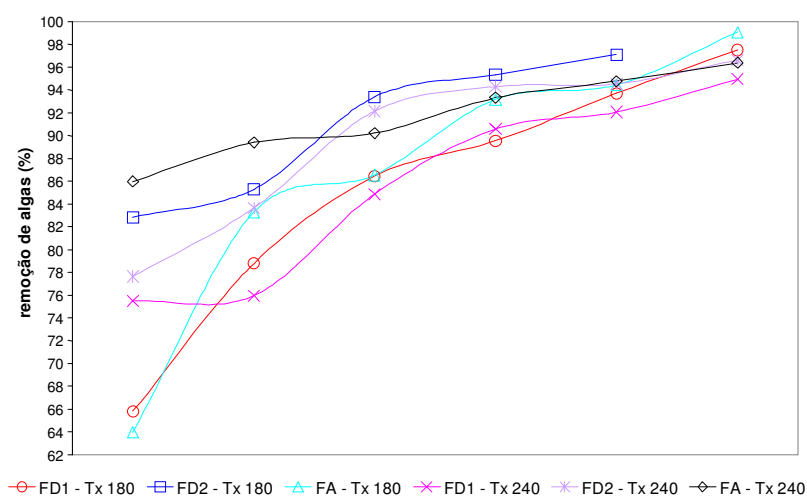


Figura 5.15: Porcentagens de remoção de algas nos filtros obtidas durante o estudo

Pode-se também observar maior variabilidade ao longo da carreira de filtração para os filtros FD1 e FA operando com taxas de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ e menor variância para o FA com taxa de filtração média de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$.

Ressalta-se que não existem valores pré-estabelecidos pela Portaria 518 para a concentração mínima de algas no efluente tratado, sendo que sua inferência se refere apenas aos parâmetros de turbidez, cor aparente, sabor e odor e cianotoxinas. Há estudos relacionando o potencial de liberação das toxinas em função da concentração de algas.

O segundo estudo, apresentado nos tópicos subseqüentes, discute a eficácia da remoção para os distintos grupos fitoplanctônicos apresentados na revisão da literatura.

5.2.1 Cyanophyta - cianobactérias

Durante o período pesquisado, a concentração de cianobactérias na água bruta apresentou-se inferior nos ensaios com taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, inclusive não sendo identificada no ensaio da Etapa II. De uma maneira geral, os filtros apresentaram elevadas remoções de Cyanophyta, como mostra a Figura 5.16, com indícios de um melhor desempenho para o filtro FD2.

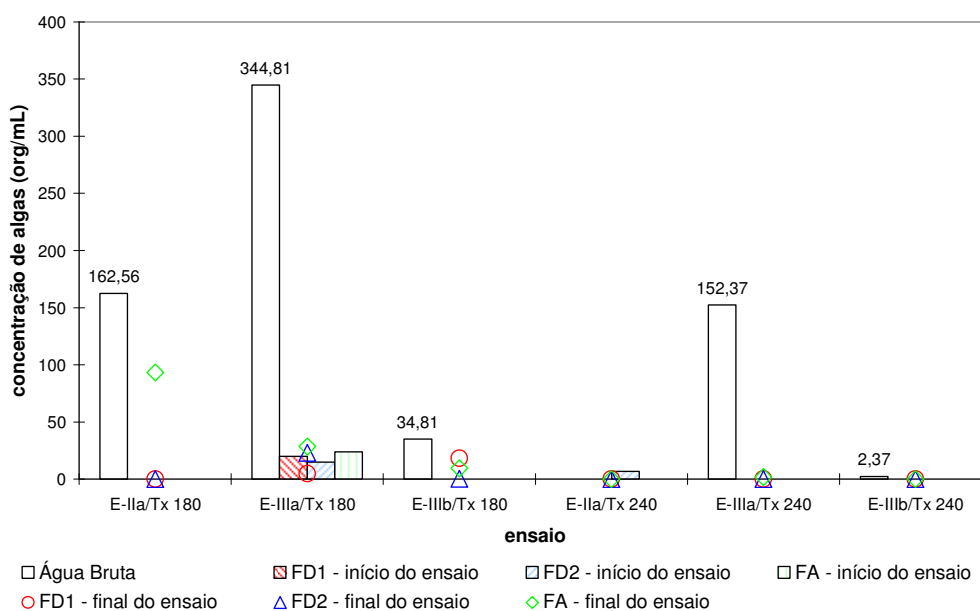


Figura 5.16: Remoção nos filtros de algas do grupo Cyanophyta

Contudo, em um dos ensaios empregando a taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, as amostras coletadas ao final da carreira de filtração apresentaram remoções inferiores a 50% para os

filtros FD1 e FA. Vale ressaltar que nestas amostras foram identificadas apenas a ordem Chroococcales entre o grupo Cyanophyta com elevado número de células em sua colônia. Tal constatação não implica que a filtração tenha sido ineficiente já que a contagem de algas é feita de forma aleatória a partir de uma alíquota de 1 mL pipetada da amostra de 1L, além da amostra de água bruta ser coletada em um único horário. Com isto, pode-se ter uma maior concentração de organismos na água filtrada ou até mesmo espécies identificadas que não o foram na água bruta.

No primeiro ensaio da Etapa III (E-IIIa) operado com taxa de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, mesmo com a concentração mais significativa de organismos presentes na água bruta (961,85 org/mL), os filtros apresentaram eficiência superior a 91% de remoção durante toda a carreira de filtração, o que indica a eficácia da tratabilidade para a retenção deste grupo de algas. Deve-se ressaltar que a família Chroococcaceae, predominante nas análises, apresenta-se em forma de colônias o que facilita sua retenção no meio filtrante. Porém, tais microrganismos podem facilmente se desagregar pelo efeito das forças de cisalhamento, provocadas pelo aumento da velocidade intersticial no interior do meio filtrante, e posteriormente serem carreados no efluente filtrado.

Ainda que especulativa, aflora a premissa que os mecanismos de transporte prevaletentes na remoção destes organismos sejam a interceptação, a difusão e o impacto inercial. A densidade próxima à da água, o baixo peso molecular e as próprias dimensões das algas predominantes no decorrer do trabalho experimental (inferiores a $7 \mu\text{m}$) permitem supor pela menor relevância dos mecanismos de coagem e sedimentação.

5.2.2 Chlorophyta – algas verdes

A partir da Figura 5.17, nota-se uma elevada remoção de organismos do grupo Chlorophyta (valores acima de 78%), exceto para a água filtrada do filtro FD1 coletada ao final da carreira de filtração no ensaio E-IIIa com taxa de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, devido, novamente, a uma colônia de Chlorococcale identificada na amostra com grande número de organismos. O filtro de escoamento ascendente apresentou resultados relativamente melhores que os demais principalmente para a taxa de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$.

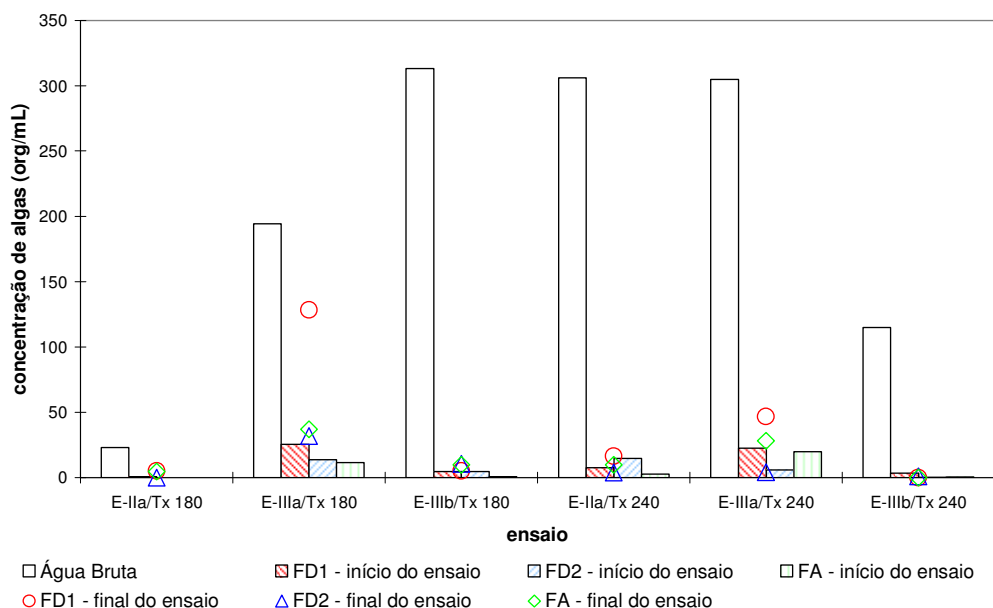


Figura 5.17: Remoção nos filtros de algas do grupo Chlorophyta

A água bruta apresentou grande diversidade de espécies, o mesmo acontecendo com as amostras de água filtrada do primeiro ensaio da Etapa III (E-IIIa) para as duas taxas de filtração estudadas. Houve predomínio na água bruta da linhagem Chlorococcale seguida das espécies *Staurastrum* sp. e *Spirotaenia* sp.. Mais uma vez, supõem-se que as características de algumas espécies - como a rigidez da célula -, contribuíram na retenção no processo de filtração.

5.2.3 Bacillariophyceae - diatomáceas

A espécie *Cyclotella* sp. teve predominância absoluta na água bruta e nas amostras de água filtrada. A remoção das diatomáceas também apresentou elevados valores, conforme a Figura 5.18, exceto para a amostra de água filtrada do filtro FD1 coletada ao final da carreira de filtração no ensaio E-IIIa com taxa de 180 m³/m²xdia.

O mecanismo de transporte prevalente deve ser a sedimentação uma vez que as células apresentam dimensões entre 10 e 45 µm, e peso molecular mais elevado devido ao envoltório silicoso presente. No mais, a possibilidade da fixação das células a um substrato pode ter favorecido a alta remoção destes organismos ao longo da carreira de filtração.

Há indícios de um melhor desempenho para o filtro de escoamento ascendente, provavelmente, em consequência à maior espessura do meio filtrante.

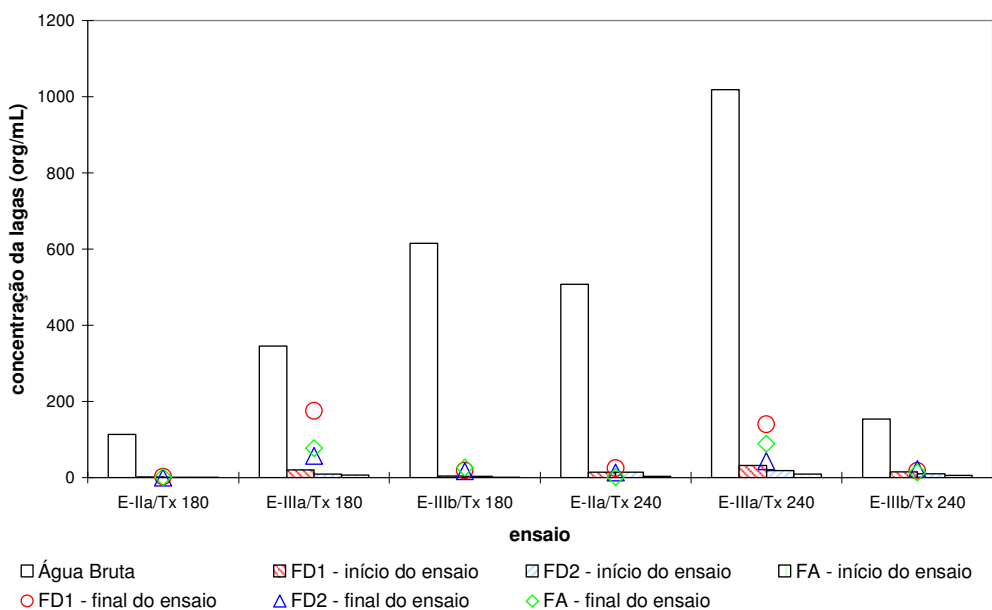


Figura 5.18: Remoção nos filtros de algas do grupo Bacillariophyceae

5.2.4 Fitoflagelados

Provavelmente devido à presença de flagelos, a remoção dos organismos deste grupo apresentou-se inferior às demais, com contagem nas amostras de água filtrada por vezes superior à da água bruta como mostra a Figura 5.19.

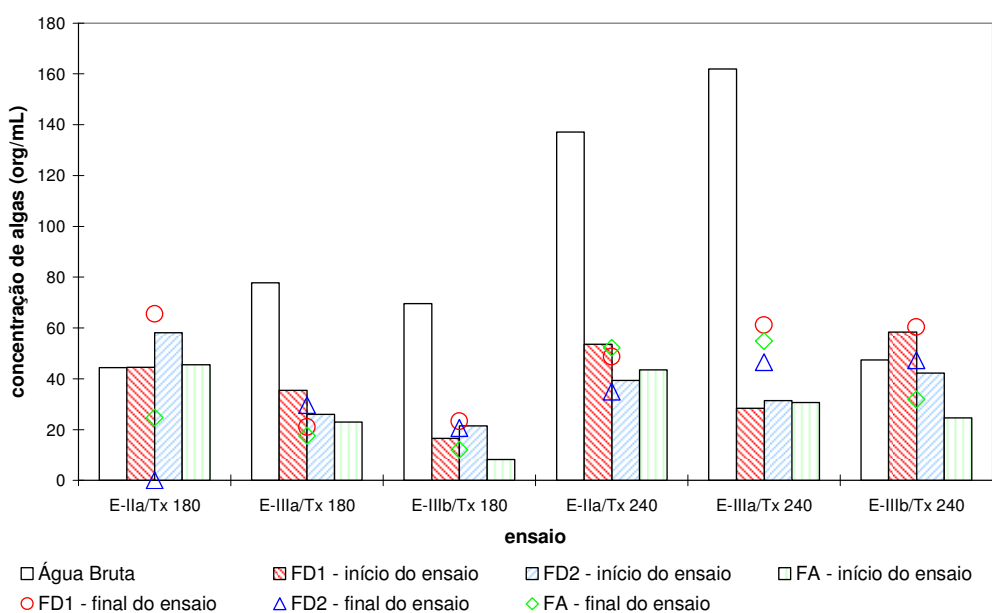


Figura 5.19: Remoção nos filtros de algas do grupo fitoflagelados

Ou seja, alguns destes organismos conseguem percorrer o meio filtrante sem que os mecanismos de filtração sejam efetivos em sua atuação.

Vale ressaltar o bom desempenho do FA na remoção de fitoflagelados para todos os ensaios, superando os demais especialmente para taxa de filtração de 180 m³/m²xdia. A maior espessura do meio filtrante pode ter dificultado a locomoção destes organismos, contribuindo, assim, para sua maior retenção.

5.3 Análise estatística da variabilidade dos tratamentos

Foram feitos testes de hipótese com o objetivo de determinar se as variações sistemáticas entre os resultados obtidos de turbidez diferem-se entre si de forma significativa. Os testes compararam o meio filtrante (FD1 e FD2), o sentido de fluxo (FD1 e FA) e a taxa de filtração (180 e 240 m³/m²xdia). Para tanto, optou-se por estudar os dados do primeiro ensaio da Etapa III para ambas as taxas. Esta escolha baseou-se em uma maior duração da carreira de filtração, no caso da taxa de 180 m³/m²xdia, e na exclusão do ensaio E-IIIb/Taxa 240 m³/m²xdia, uma vez que esta marca o início da inversão térmica com resultados bastante distintos dos demais.

Como esta inferência estatística pressupõe a distribuição normal entre os dados de cada grupo, plotaram-se os gráficos normal-plot para cada conjunto de resultados, mostrados nas figuras 5.20 a 5.25. Tais gráficos contemplam a relação entre a medida e o valor esperado determinado pela estatística Z , calculada a partir da média amostral (μ), do número de observações (n), do desvio padrão (σ) e da medida propriamente dita. No caso do filtro FD2, como a amostra é muito pequena e não permite averiguar tal premissa, a análise foi feita com a suposição que os dados seguem uma distribuição normal.

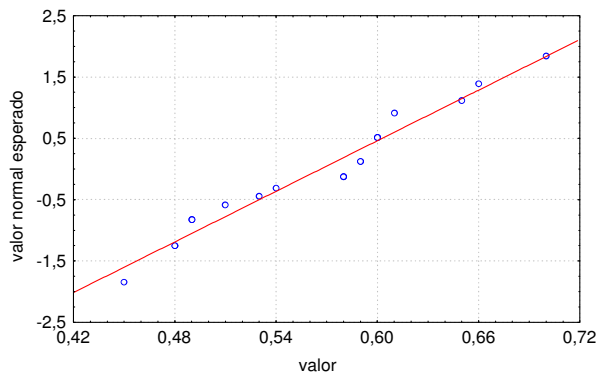


Figura 5.20: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD1 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$

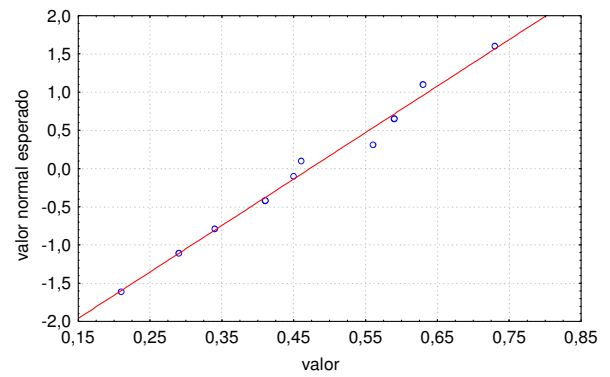


Figura 5.21: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD1 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$

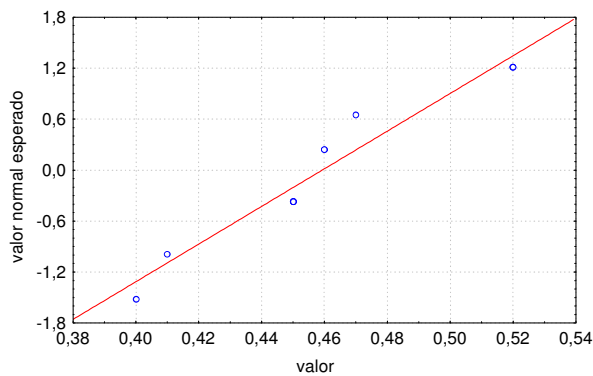


Figura 5.22: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD2 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$

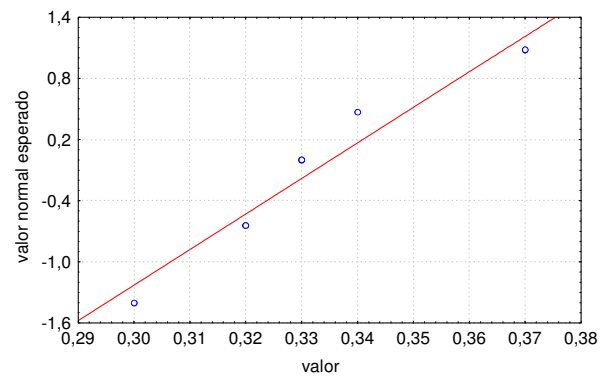


Figura 5.23: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FD2 – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{xdia}$

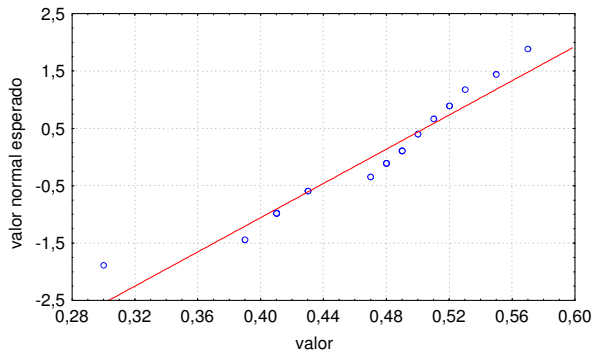


Figura 5.24: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FA – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 180 m³/m²xdia

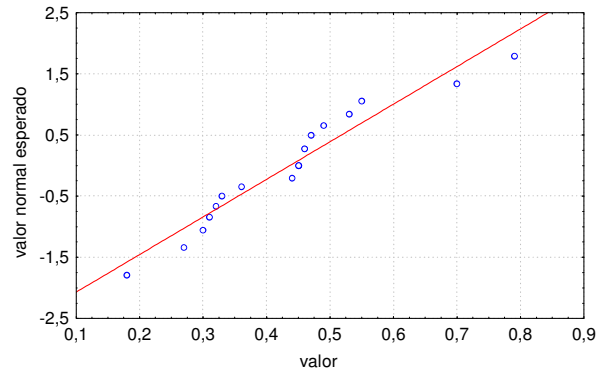


Figura 5.25: Gráfico normal-plot dos resultados de turbidez do efluente do filtro FA – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = 240 m³/m²xdia

Da análise das figuras 5.20 a 5.25 infere-se pela distribuição normal dos resultados da turbidez do efluente das três unidades filtrantes, devido à aproximação de uma reta dos valores estimados pela estatística Z. Adicionalmente, os dados devem ser independentes – não devem apresentar nítida variação temporal -, como mostram os gráficos das figuras 5.1 a 5.4, apresentados na discussão sobre a qualidade físico-química da água.

O teste de hipótese, baseada em Mendenhall & Sincich (1998), parte da hipótese nula H_0 que as médias dos grupos são iguais. A estimativa do teste T para pequenas amostras independentes com diferentes números de observações e quando o comportamento entre as duas variâncias são desconhecidas é dada por:

$$T = \frac{(X_1 - X_2)}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}} \quad (1)$$

sendo:

X_1 – média dos resultados de turbidez do Tratamento 1;

X_2 – média dos resultados de turbidez do Tratamento 2;

n_1 – número de dados da amostra do Tratamento 1;

n_2 – número de dados da amostra do Tratamento 2;

S_1 – desvio padrão dos resultados de turbidez do Tratamento 1; e

S_2 – desvio padrão dos resultados de turbidez do Tratamento 2.

O cálculo do grau de liberdade v do teste é dado pela expressão:

$$v = \frac{\left(\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}\right)^2}{\frac{(S_1^2/n_1)^2}{n_1-1} + \frac{(S_2^2/n_2)^2}{n_2-2}} \quad (2)$$

Geralmente se obtém um valor real, sendo, portanto, arredondado para o inteiro mais próximo.

Considerando um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), rejeita-se a hipótese H_0 quando $T > t_{1-\alpha/2;v}$, sendo este tabelado conforme a distribuição t de Student.

A Tabela 5.4 apresenta o número de observações, a média e a variância da amostra para cada variável de tratamento.

Tabela 5.4 – Número de observações, média e desvio padrão das amostras das diferentes variáveis de tratamento

Variável de tratamento	n	X	S
Tratamento A: FD1 - Taxa 180	20	0,566500	0,067612
Tratamento B: FD1 - Taxa 240	12	0,472500	0,152144
Tratamento C: FD2 - Taxa 180	10	0,459000	0,039001
Tratamento D: FD2 - Taxa 240	8	0,335000	0,024495
Tratamento E: FA - Taxa de 180	22	0,470909	0,061560
Tratamento F: FA - Taxa de 240	18	0,436667	0,149588

O resumo das análises que testam a igualdade da média das amostras entre pares de tratamento pode ser visualizado na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Resumo do teste de hipótese das médias das diferentes variáveis de tratamento

Comparação		Amostra 1	Amostra 2	v	T	$t_{1-\alpha/2;v}$
Meio filtrante	Taxa de 180	Tratamento A	Tratamento C	27	5,51	2,47
	Taxa de 240	Tratamento B	Tratamento D	12	3,07	2,20
Sentido de escoamento	Taxa de 180	Tratamento A	Tratamento E	39	4,77	2,42
	Taxa de 240	Tratamento B	Tratamento F	23	0,64	2,07
Taxa de filtração	FD1	Tratamento A	Tratamento B	14	2,02	2,14
	FD2	Tratamento C	Tratamento D	15	8,23	2,13
	FA	Tratamento E	Tratamento F	22	0,91	2,07

Pode-se, então, afirmar que há estatisticamente diferenças significativas entre as médias dos valores de turbidez considerando o dois tipos de meio filtrante estudados, o sentido de escoamento para a taxa de 180 m³/m²xdia e a taxa de filtração para o meio filtrante de menor granulometria.

Foi feito, também, o estudo a diferença entre a variabilidade (σ) entre os pares de tratamento, empregando a seguinte estimativa de teste:

$$F = \frac{S_1^2}{S_2^2} \quad (3)$$

sendo:

S_1 – desvio padrão dos resultados de turbidez do Tratamento 1;

S_2 – desvio padrão dos resultados de turbidez do Tratamento 2; e

$S_1 > S_2$.

Considerando um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), rejeita-se a hipótese H_0 quando $F > F_{\alpha/2;v_1,v_2}$, sendo este tabelado conforme a distribuição F de Fisher e os graus de liberdade

definidos como $v_1 = n_1 - 1$ e $v_2 = n_2 - 2$. A Tabela 5.6 apresenta o resultado da estatística do teste, os graus de liberdade e o valor tabelado da distribuição de Fischer.

Tabela 5.6 – Resumo do teste de hipótese das variâncias das diferentes variáveis de tratamento

Comparação		Amostra 1	Amostra 2	v_1	v_2	F	$F_{\alpha/2;v_1,v_2}$
Meio filtrante	Taxa de 180	Tratamento A	Tratamento C	19	9	3,01	3,67
	Taxa de 240	Tratamento B	Tratamento D	11	7	7,62	4,70
Sentido de escoamento	Taxa de 180	Tratamento A	Tratamento E	19	21	1,21	2,42
	Taxa de 240	Tratamento B	Tratamento F	11	17	1,03	2,80
Taxa de filtração	FD1	Tratamento B	Tratamento A	11	19	5,06	2,70
	FD2	Tratamento C	Tratamento D	9	7	2,54	4,82
	FA	Tratamento F	Tratamento E	17	21	5,91	2,45

Estatisticamente, a variabilidade dos resultados de turbidez difere-se significativamente para os tratamentos que envolvem os diferentes meios filtrantes operados com taxa de 240 $m^3/m^2 \times dia$ e entre as taxas de filtração impostas aos filtros FD1 e FA.

A partir das duas análises de variâncias entre os tratamentos, conclui-se:

Tabela 5.7 – Resultados dos testes de hipótese das diferentes variáveis de tratamento

Comparação		Média	Variância
Meio filtrante – FD1 x FD2	Taxa de 180	há diferença	não há diferença
	Taxa de 240	há diferença	há diferença
Sentido de escoamento – FD1 x FA	Taxa de 180	há diferença	não há diferença
	Taxa de 240	não há diferença	não há diferença
Taxa de filtração	FD1	não há diferença	há diferença
	FD2	há diferença	não há diferença
	FA	não há diferença	há diferença

No caso dos dois tipos de meio filtrante estudados, não há diferenças significativas entre a média dos valores de turbidez mas a variância dos resultados se difere, quando os filtros são operados á taxa de 180 m³/m²xdia. Para a taxa de 240 m³/m²xdia, tanto a variância quanto a média dos dados de turbidez são diferentes o que implica na distinção entre os dois tratamentos.

O mesmo acontece quando se compara o sentido de escoamento para a taxa de 180 m³/m²xdia. Quando se aplica a taxa de 240 m³/m²xdia, o desempenho dos dois filtros pode ser considerado estatisticamente semelhante uma vez que o teste de hipótese apontou igualdade entre as médias e variâncias dos resultados de ambos os tratamentos.

Quando comparada a taxa de filtração entre as três unidades, os filtros de mesmo meio filtrante (FD1 e FA) apresentaram diferenças entre as variâncias dos resultados mas com médias iguais. Para o filtro FD2, a desigualdade ocorre apenas entre as médias dos resultados de turbidez.

5.4 Produção efetiva de água

A produção efetiva de água filtrada corresponde ao volume total de água obtido na carreira de filtração menos o volume de água gasto na lavagem dos filtros. A eficiência da produção de água é calculada a partir da seguinte formulação matemática adaptada de Di Bernardo (1993b):

$$E = \frac{(TF \times Dc) - V_L}{TF \times Dc} \times 100\% \quad (4)$$

sendo:

TF – taxa de filtração (m³/m²xdia);

Dc – duração da carreira de filtração (dia);

V_L – volume de água gasto para lavagem (m³/m²).

São calculadas as eficiências para as distintas unidades filtrantes para cada taxa de filtração estudada correspondente apenas aos primeiros ensaios da Etapa III, seguindo a mesma explicação citada anteriormente. O volume de água despendido com a lavagem é de 20 m³/m²,

considerando 10 minutos de duração e taxa ascensional de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{min}$. Os resultados estão explicitados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Eficiência da produção de água correspondente a cada taxa de filtração para as unidades filtrantes

Filtro	Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$		Taxa de filtração = $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$	
	Duração da carreira de filtração	Eficiência da produção de água	Duração da carreira de filtração	Eficiência da produção de água
FD1	10 horas	80%	6 horas	75%
FD2	5 horas	60%	4 horas	63%
FA	11 horas	82%	9 horas	83%

Foram, também, traçados os gráficos da evolução da perda de carga devido à retenção de impurezas, apresentados nas figuras 5.26 e 5.27 referentes aos ensaios discutidos.

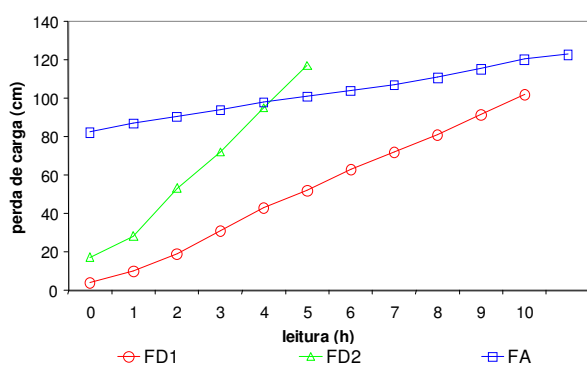


Figura 5.26: Evolução da perda de carga – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

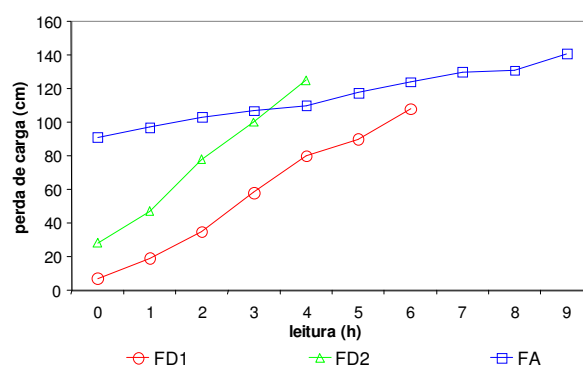


Figura 5.27: Evolução da perda de carga – ensaio E-IIIa/Taxa de filtração = $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

A evolução da perda de carga do filtro FD1 é mais acentuada no ensaio com taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, como esperado, porém apresenta menor eficiência. Com isto, tem-se maior produtividade quando operado à taxa mais baixa.

A inclinação da curva traçada para o filtro FD2 para a taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ é mais acentuada, porém, para a taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, assemelha-se à do filtro FD1. Como a

perda de carga inicial é maior devido à menor granulometria do meio filtrante, o encerramento da carreira de filtração deu-se antecipadamente, implicando em uma menor produção de água.

Para o filtro de escoamento ascendente, há uma maior produtividade de água uma vez que a evolução da perda de carga é mais tênue, além da carga hidráulica disponível ser a metade das dos demais filtros (50 cm).

5.5 Comportamento do meio filtrante

5.5.1 Retenção de impurezas e perda de carga

A partir dos resultados dos ensaios da Etapa II, pode-se traçar a evolução da perda de carga e da turbidez no meio filtrante para as duas taxas de estudo, como mostram as figuras 5.28 a 5.39.

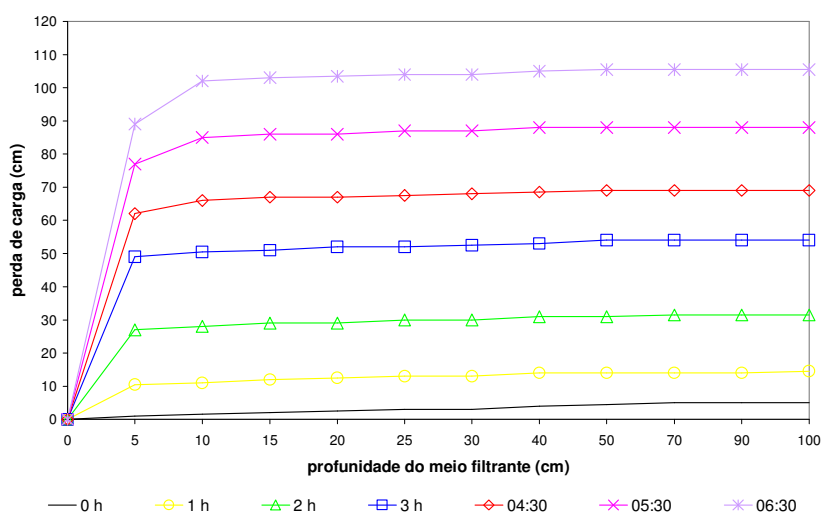


Figura 5.28: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

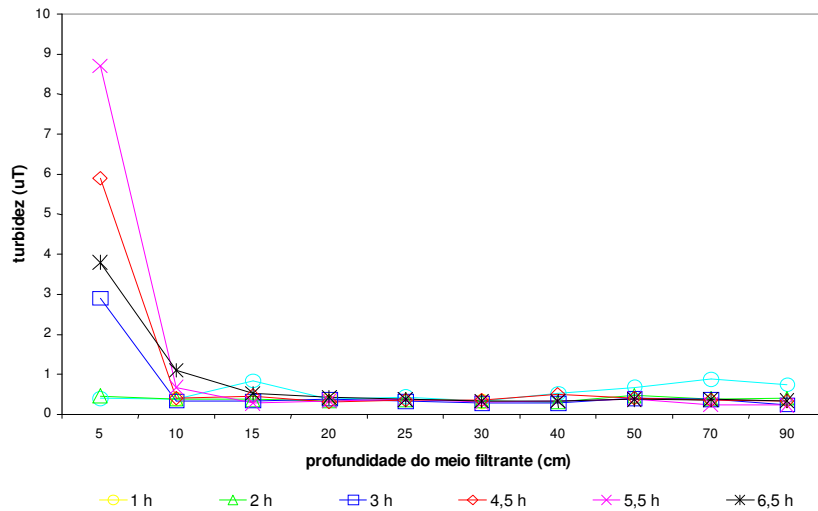


Figura 5.29: Turbidez ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

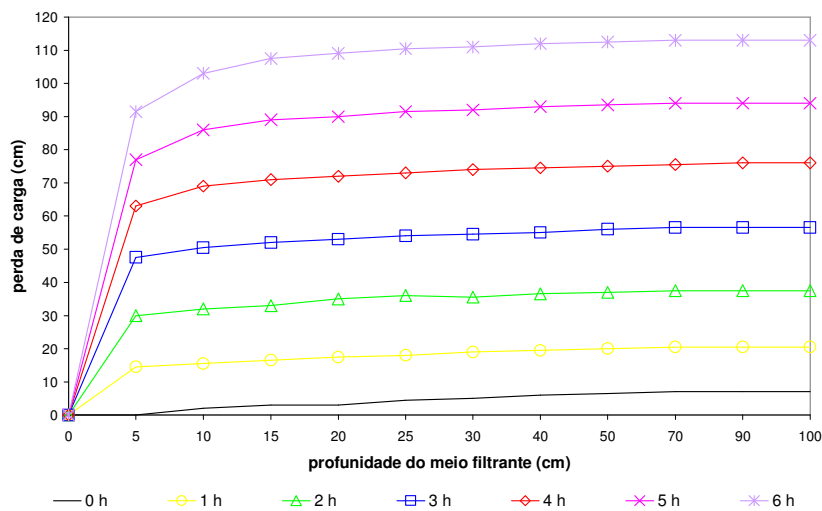


Figura 5.30: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

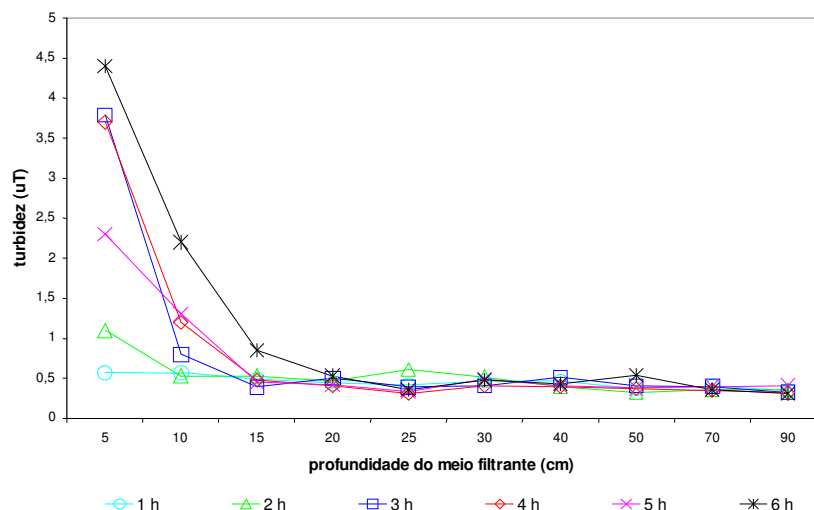


Figura 5.31: Turbidez ao longo do meio filtrante – FD1: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

A turbidez inicial apresentou valores inferiores a 1 uT em todo o meio filtrante. Ao longo da carreira de filtração, as amostras coletadas à profundidade de 5 cm já apresentaram resultados superiores a este, o que acontece também na espessura de 10 cm ao final da carreira de filtração. Os gráficos de perda de carga confirmam que estas são as parcelas efetivas na retenção de impurezas. Isto porque estes pontos apresentam ao mesmo tempo a elevação da turbidez e quando o paralelismo com a curva de perda de carga referente ao início da operação deixa de ser obedecido.

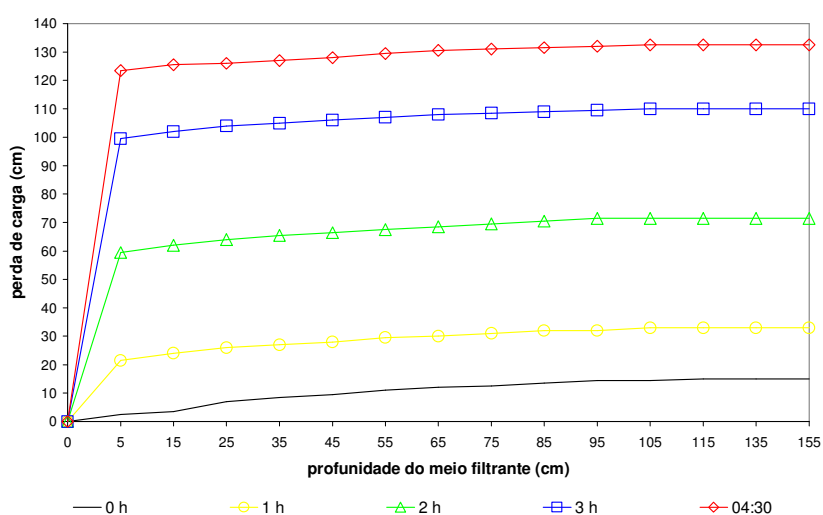


Figura 5.32: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

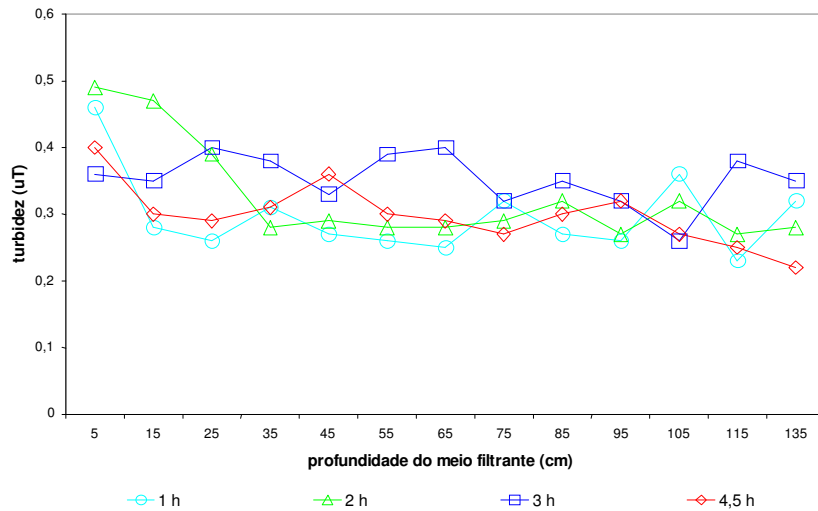


Figura 5.33: Turbidez ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

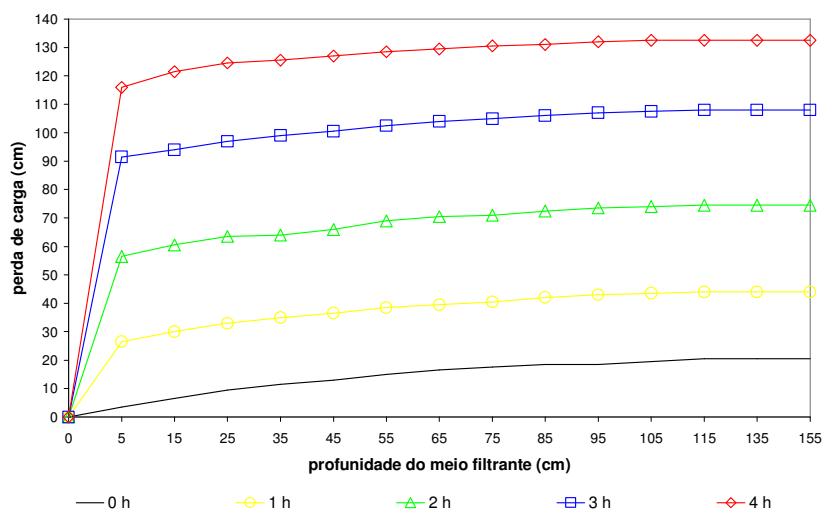


Figura 5.34: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

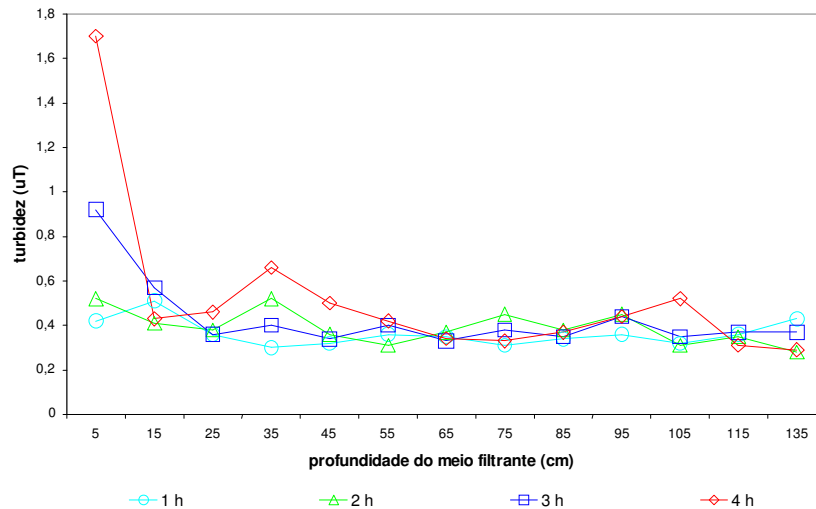


Figura 5.35: Turbidez ao longo do meio filtrante – FD2: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de 240 m³/m²xdia

Para o filtro FD2, há comportamentos distintos entre as taxas. A turbidez apresentou-se inferior a 1 uT ao longo de todo o meio filtrante durante a carreira de filtração à taxa de 180 m³/m²xdia. Neste caso, as curvas de perda de carga são todas paralelas à curva do início de operação. No caso da taxa de 240 m/dia, a turbidez supera 1 uT no final da carreira de filtração para amostras coletadas na espessura de 5cm, o mesmo ponto cujo paralelismo deixa de ser obedecido.

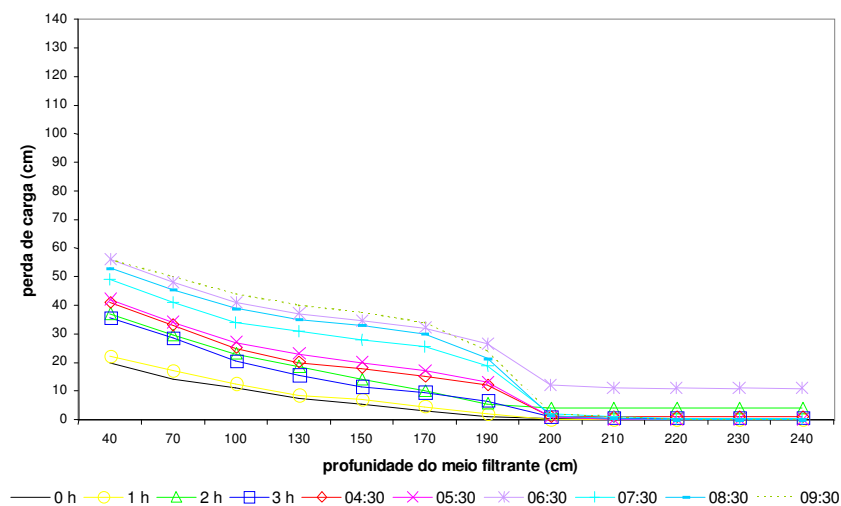


Figura 5.36: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de 180 m³/m²xdia

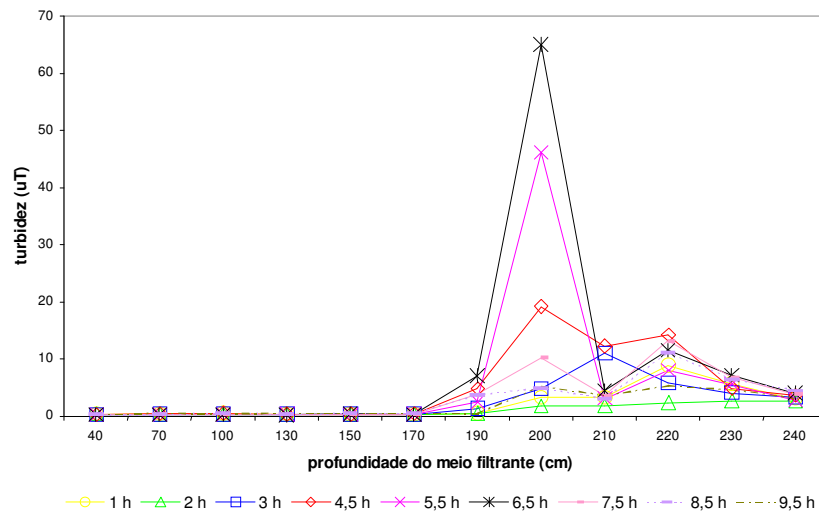


Figura 5.37: Turbidez ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

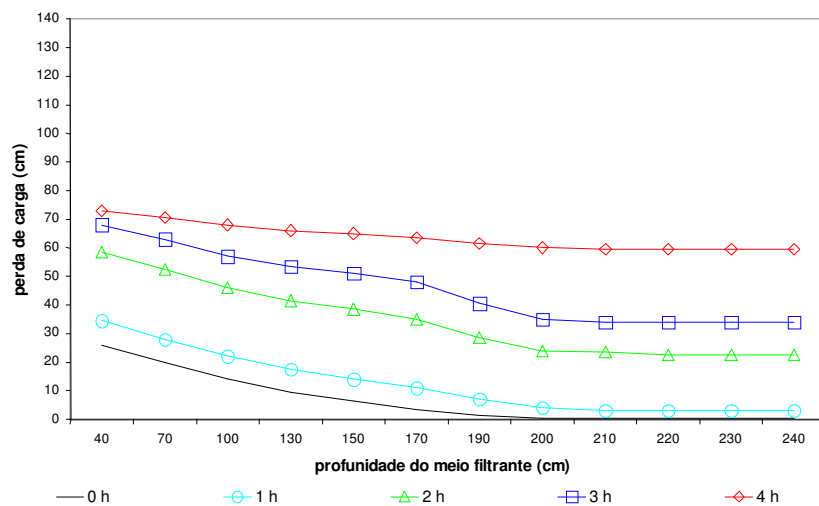


Figura 5.38: Perda de carga ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

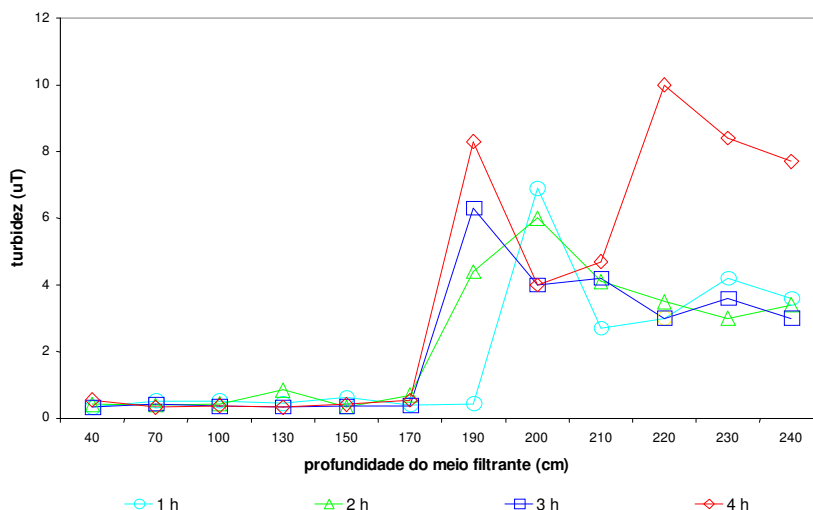


Figura 5.39: Turbidez ao longo do meio filtrante – FA: ensaio E-IIa/Taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$

No início da carreira de filtração, houve maior retenção de impurezas na interface pedregulho-areia do filtro de escoamento ascendente. Com o decorrer da carreira, os 10 primeiros centímetros após a camada-suporte começaram a apresentar valores de turbidez superiores a 1 uT, novamente coincidindo com as explicações citadas anteriormente para as curvas de perda de carga.

Pela Figura 5.38, notou-se um comportamento diferenciado do meio filtrante quando aplicada a taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ devido à entrada de ar na quarta hora de ensaio. Com isto, os pontos amostrais ao longo da camada-suporte apresentaram turbidez superior à esperada, indicando que presença de ar no meio filtrante possa ter impedido o fluxo efetivo da água e a retenção de sólidos ter também ocorrido na camada de pedregulho.

5.5.2 Retenção de algas

Avaliou-se a atuação do meio filtrante em termos de retenção de algas por meio dos gráficos (figuras 5.40 a 5.42) que mostram a concentração total de algas nas águas bruta e tratada, além dos pontos amostrais P1 e P2 a diferentes profundidades do meio filtrante especificadas na metodologia da pesquisa.

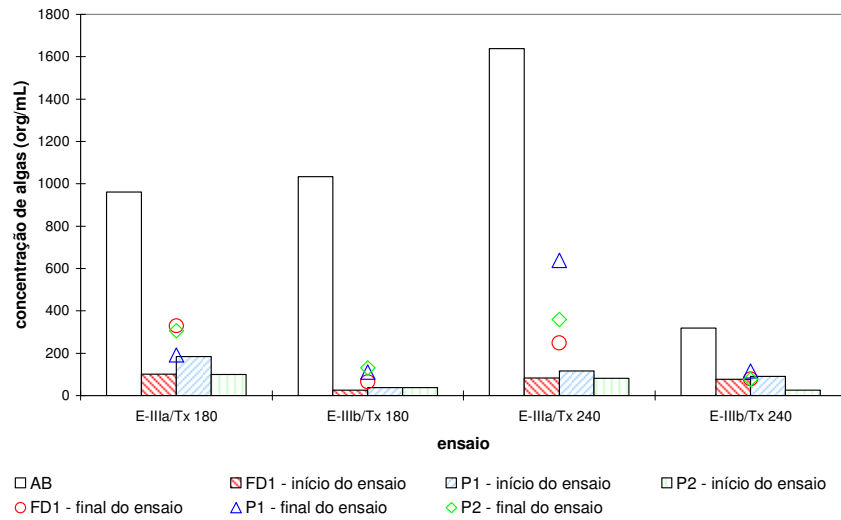


Figura 5.40: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FD1

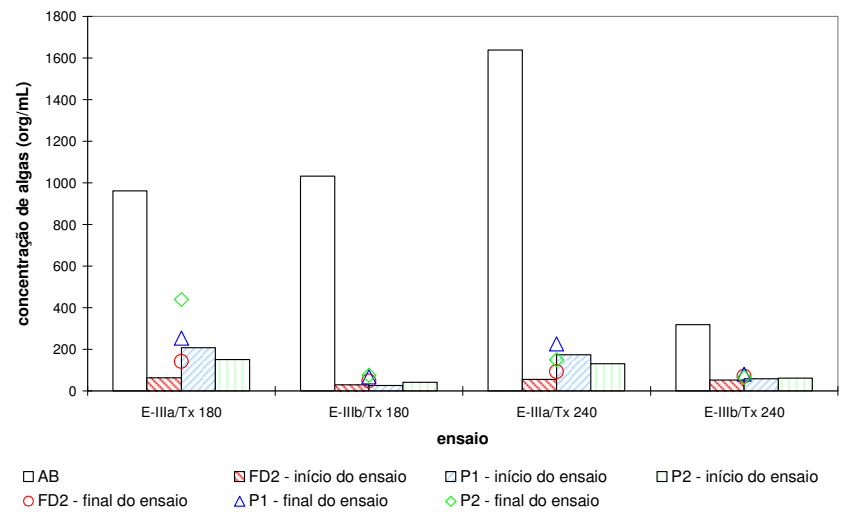


Figura 5.41: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FD2

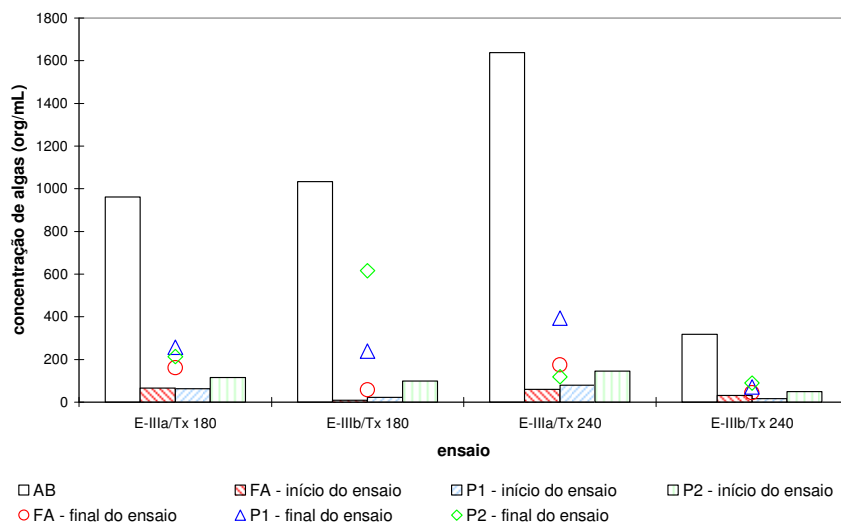


Figura 5.42: Retenção de algas ao longo do meio filtrante – FA

Notou-se uma tendência dos filtros FD1 e FA de reter algas até a espessura do meio filtrante de 15 cm e 30 cm, respectivamente, uma vez que a concentração de algas da água filtrada aproximou-se da amostra coletada nestes pontos. Além disso, ao final da carreira de filtração há uma saturação do meio filtrante o que ocasionou a elevação da concentração de organismos em todas as amostras, principalmente da água filtrada.

Para o filtro FD2, a remoção de algas ocorreu além dos 10 cm de espessura iniciais do meio filtrante, o que possibilitou a invariabilidade de concentrações no efluente ao longo da carreira de filtração.

Em relação à inversão térmica, provavelmente devido à menor concentração no afluente, a retenção de algas para ambos os filtros fez-se nos primeiros centímetros do meio filtrante.

5.6 Etapa complementar A – FA

Os ensaios do filtro de escoamento ascendente operado a taxas mais altas inseriram-se no período de inversão térmica no lago. O efluente apresentou 93% dos resultados de turbidez com valores abaixo de 0,5 uT, quando aplicada a taxa de filtração de 480 m³/m²xdia, e 100% para a taxa de 400 m³/m²xdia, como mostra a Figura 5.43.

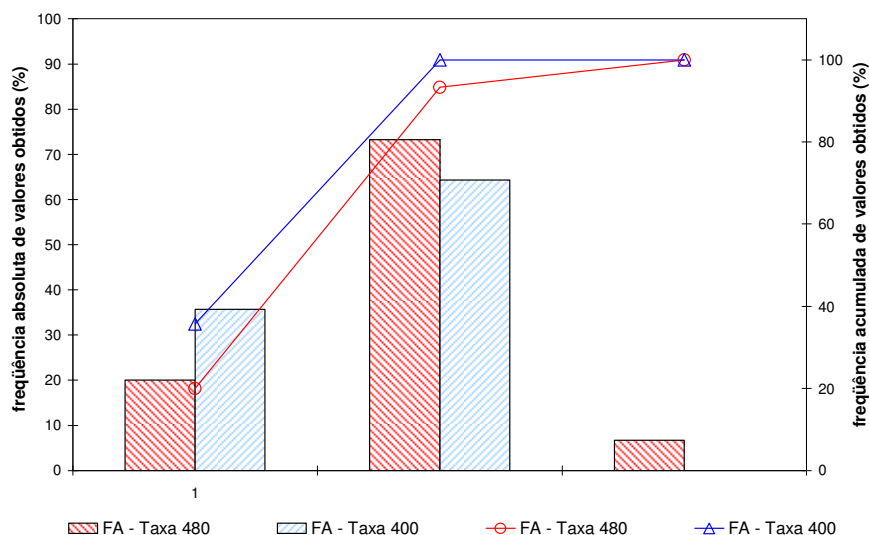


Figura 5.43: Histograma da frequência absoluta e acumulada dos resultados de turbidez obtidos nos ensaios da Etapa Complementar - A

Portanto, não ocorreram traspases durante as carreiras de filtração, sendo elas encerradas quando a perda de carga devido à retenção de impurezas atingiu 50 cm. A duração do ensaio foi inferior a 5 horas.

Portanto, há indícios que se tal unidade filtrante fosse implantada em local cuja carga hidráulica pudesse atingir valores superiores a 50 cm, ou existissem mecanismos eficientes para realizar descargas de fundo, as carreiras de filtração poderiam ser mais duradouras sem que houvesse a perda da qualidade da água filtrada.

5.7 Correlações entre parâmetros

Foram estudadas as possíveis correlações entre concentração de algas e os parâmetros de turbidez, cor aparente, COT e SSV além da relação entre turbidez e SST. Para todas estas análises foram traçados gráficos de dispersão com a inserção de um modelo de regressão que melhor relacionava as variáveis correlacionadas, apresentados no Anexo. A Tabela 5.9 apresenta a relação dos modelos adotados para cada estudo realizado com o respectivo coeficiente de determinação R^2 .

Tabela 5.9 – Modelo de regressão e coeficiente de determinação R^2 para análise de correlação de parâmetros

Correlação	Modelo de regressão	R^2
concentração de algas x turbidez	Potência	0,3757
concentração de algas x cor aparente	Exponencial	0,6863
concentração de algas x COT	Potência	0,3478
concentração de algas x SSV	-	-
turbidez x SST	Logarítmica	0,6730

Nota-se que os pares de variáveis estudados apresentam fracas correlações entre si uma vez que é baixo o valor do coeficiente de determinação. Todavia, as melhores correlações obtidas são de concentração de algas x cor aparente (parcialmente explicada pela baixa turbidez) e turbidez x SST. Esta baixa correlação pode parcialmente ser explicada pelo fato da literatura não se referir às espécies identificadas ao longo da pesquisa como aptas a conferir cor às águas. Para a relação entre concentração de algas e SSV, o gráfico de dispersão não apresenta linhas de tendência que pudessem representar um modelo de regressão.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados do trabalho experimental e da revisão da literatura, podem alinhar-se as seguintes conclusões:

- o emprego da filtração direta para o tratamento das águas oriundas da represa de Várzea das Flores resultaram elevadas remoções de algas e valores de turbidez e cor aparente inferiores ao limite estabelecido pela Portaria 518 do Ministério da Saúde;
- a aplicação da taxa de filtração de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ resultou em um maior percentual de valores de turbidez inferior a $0,5 \text{ uT}$ quando cotejada à taxa de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$. Tal não se sucedeu para valores de turbidez inferiores a $0,3 \text{ uT}$;
- quando submetidos à taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$, análises estatísticas indicaram que a operação dos filtros com mesmo meio filtrante, porém com sentido de escoamento diferentes, geraram resultados semelhantes. Porém, há distinção entre os resultados dos filtros de areia de diferentes granulometrias. Quando comparada a taxa de filtração, as médias dos ensaios para o filtro de areia com granulometria mais fina são diferentes, e, para as outras unidades, a diferença está na variância dos dados;
- a carreira dos filtros de escoamento descendente foi inferior à esperada e torna-se inaplicável em escala real sob as condições em que foram realizados os experimentos;
- houve maior variabilidade da retenção de algas ao longo da carreira de filtração para os filtros FD1 e FA operando com taxas de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$ e menor variância para o FA com taxa de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$;
- a retenção de algas nos filtros FD1 e FA ocorreram até a espessura do meio filtrante de 15 cm e 30 cm, respectivamente. Além disso, houve uma saturação do meio filtrante ao final da carreira de filtração induzindo elevadas concentrações à água filtrada;
- para o filtro FD2, a remoção de algas ocorreu além dos 10 cm de espessura iniciais do meio filtrante, o que possibilitou menor variabilidade de concentrações ao longo da carreira de filtração;
- não foram identificadas correlações significativas entre a concentração de algas e os parâmetros de turbidez, cor aparente, COT, SSV, e ente turbidez e SST.

7 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados obtidos, recomenda-se a realização de outras pesquisas abrangendo:

- avaliação da possibilidade de aumento das carreiras de filtração com o uso de polímero e com a pré-oxidação da água bruta, sendo que esta segunda alternativa exigirá o monitoramento dos subprodutos gerados na pré-oxidação;
- aplicabilidade de filtro de escoamento ascendente com meio filtrante de granulometria mais grossa e espessura inferior a 2 m;
- possibilidade do emprego da tecnologia da dupla filtração com unidades de escoamento ascendente operados a elevadas taxas de filtração (da ordem de $400 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia}$) e filtros de escoamento descendente com meio filtrante de granulometria mais fina podendo fomentar a obtenção de carreiras de filtração mais longas.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, S. F.; GALVÃO, E. M. O. B.; BERTOLOSSI, V. M.; VIANNA, R. F. M.; CEZAR, M. C. M.; BRANDÃO, C. C. S Filtração ascendente em pedregulho seguida de filtração descendente em areia (dupla filtração) aplicada ao tratamento de águas com presença de algas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 11799*: Material filtrante – Areia, antracito e pedregulho. Rio de Janeiro, 1990, 7 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12216*: Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público: procedimento. Rio de Janeiro, 1992, 18 p.
- AWWA Research Division Microbiological Contaminants. Emerging pathogens – viruses, protozoa, and algal toxins. *Journal American Water Work Association*, v. 91, n. 9, p. 110-121, September 1999.
- AWWA/APHA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. Washington. 1998.
- BENHARDT, H. Special Subject 12 – Studies on the treatment of eutrophic water. In: IWSA CONGRESS, Rio de Janeiro *apud* AMARAL, S. F.; GALVÃO, E. M. O. B.; BERTOLOSSI, V. M.; VIANNA, R. F. M.; CEZAR, M. C. M.; BRANDÃO, C. C. S Filtração ascendente em pedregulho seguida de filtração descendente em areia (dupla filtração) aplicada ao tratamento de águas com presença de algas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- BRANDÃO, C. C. S.; ARANTES, C.; RAMOS, R. O.; MELO, A. E. S.; NOGUEIRA, J. F.; BORGES, E. L.; MARWELL, D. T. B. Filtração direta ascendente em pedregulho seguida de filtração descendente em areia aplicada ao tratamento de águas com baixa turbidez e presença de algas: resultados preliminares. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- BRANCO, S. M. *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1986. 620 p.

- BRANDÃO, C. C. S.; WIECHETECK, G. K.; MELLO, O. M. T.; DI BERNARDO, L.; GALVIS, G.; VERAS, L. R. V. Remoção de algas por filtração em múltiplas etapas. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8, 1998, João Pessoa. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 1998. p. 19-21.
- CARMICHAEL, W. W.; FALCONER, I. R. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In: FALCONER, I. R. *Algal toxins in seafood and drinking water*. New York: Academic Press, 1993. cap. 12, p. 187-209.
- CEZAR, M. C. M.; ÁLVARES, C. M.; CARDOSO, L. O. D.; PIRES, V. A. C.; BRANDÃO, C. C. S. Aplicação da filtração lenta e filtração direta ascendente no tratamento de águas com baixa turbidez e presença de algas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- CHEN, Y. M.; LIU, J. C.; JU, Y.-H. Flotation removal of algae from water. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, v. 12, n. 1, p. 49-55, October 1998.
- CHENG, W. P.; CHI, F. H. Influence of eutrophication on the coagulation efficiency in reservoir water. *Chemosphere*, v. 53, n. 7, p. 773-778, November 2003.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London and New York: World Health Organization, 1999. 416 p.
- CHOW, C. W. K.; PANGLISCH, S.; MOLE, J.; DRIKAS, M.; BURCH, M.; GIMBEL, R. A study of membrane filtration for the removal of cyanobacterial cells. *Journal Water SRT – Aqua*, v. 46, n. 6, p. 324-334, June 1997.
- CHOW, C. W. K.; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; BURCH, M.; VELZEBOER, R. M. A. The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, v. 33, n. 15, p. 3253-3262, October 1999.
- CHUANG, C.-J.; LI, K.-Y.. Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration. *Separation and Purification Technology*, v. 12, n. 3, p. 229-241, December 1997.
- CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, v. 16, n. 1, p. 51-60, October 2000.

- COHN, P. D.; COX, M.; BERGER, P. S. Health and aesthetic aspects of water quality. IN: American Water Works Association. *Water quality and treatment*. 5 ed. New York: McGraw-Hill, 1999. cap. 2, p. 2.1-2.86
- DI BERNARDO, L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140 p.
- DI BERNARDO, L. Coagulação e floculação. In: *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v. I. Rio de Janeiro: ABES, 1993.
- DI BERNARDO, L. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v. II. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 503 p.
- DI BERNARDO, L.; HENRIQUEZ, J. M. M. Filtração direta descendente em meio filtrante constituído de areia. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8, 1998, João Pessoa. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 1998.
- DI BERNARDO, L.; MATSUMOTO, T. Estudos comparativos entre filtros de fluxo ascendente e descendente com meio filtrante de areia utilizando água decantada como afluente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1987, São Paulo. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 1987.
- DRIKAS, M.; CHOW; C. W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxin cyanobacteria. *Journal American Water Work Association*, v. 93, n. 2, p. 100-111, February 2001.
- EDZWALD, J. K. Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, v. 27, n. 10, p. 67-81, October 1993.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FERGUSON, C.; LOGSDON, G. S.; CURLEY, D. Comparison of dissolved air flotation and direct filtration. *Water Science Technology*, v. 31, n. 3-4, p. 113-124, March 1995.
- FERREIRA, A. C. S.; MOTA FILHO, C. R.; FERNANDES, F. C.; PÁDUA, V. L. Relação entre turbidez e contagem do fitoplâncton na avaliação da qualidade da água para consumo humano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.

- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Ministério da Saúde. *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde, 2003. 56 p.
- HAIDER, S.; NAITHANI, V.; VISWANATHAN, P. N.; KAKKAR, P. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, v. 52, n. 1, p. 1-21, July 2003.
- JAMES, H.; FAWELL, J. *Detection and remove of cyanobacterial toxins from freshwaters*. Murlow, Buckinghamshire: Foundation for Water Research, UK, 1991 *apud* HAIDER, S.; NAITHANI, V.; VISWANATHAN, P. N.; KAKKAR, P. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, v. 52, n. 1, p. 1-21, July 2003.
- JANSSENS, J. G.; BUEKENS, A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT – Aqua*, v. 42, n. 5, p. 279-288, May 1993.
- JARDIM, F. A. *Implantação das análises de cianotoxinas e avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento de água da COPASA-MG*. 1999. 104 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerias, Belo Horizonte.
- JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. Análise de algas – cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- KAWAMURA, S. Design of basic treatment process units. In: *Integrated design of water treatment facilities*. Canadá: John Wiley & Sons, Inc., 1991, p. 48-309.
- LAI, W-L., YEH, H-H.; TSENG, I-C.; LIN, T-F.; CHEN, J-J., WANG, G. T. Conventional versus advanced treatment for eutrophic source water. *Journal American Water Work Association*, v. 94, n. 12, p. 96-108, December 2002.
- LANG, J.S., GIRON, J. J., HANSEN, A. T. - Investigating filter performance as a function of the ratio of filter size to media size. *Journal of American Water Works Association*, p.122-130, v. 85, n. 10, October 1993.
- LAWTON, L. A.; CORNISH, B. J. P. A.; MACDONALD, A. W. R. Removal of cyanobacterial toxins (microcystins) and cyanobacterial cells from drinking water using domestic water filters. *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 633-638, March 1998.

- LIBÂNIO, M. Filtração ascendente aplicada ao tratamento de água: a experiência da Fundação SESP nos Estados de Minas Gerais e São Paulo. *Revista Bio*, ano III, n. 2, p. 73-77, Fevereiro 1991.
- LIBÂNIO, M.; HELLER, L. - Alternativas para Elevação da Capacidade de Estações de Tratamento de Água: o Caso de Itabirito/MG. In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 26, 1998, Vitória. *Anais...* Rio de Janeiro: Assemae, 1998, p.21-26.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Ediciones Omega, 1983. 1010 p.
- MENDENHALL, W.; SINCICH, T. *Statistics for engineering and the sciences*. 3 ed. Canadá: Maxwell Macmillan International Editions, 1998.963 p.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000. *Diário Oficial {da} República Federativa do Brasil*, Brasília.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. *Diário Oficial {da} República Federativa do Brasil*, Brasília.
- MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO; L. C. Avaliação da ozonização como pré-tratamento à filtração direta descendente no processo de potabilização de água com alta concentração de microalgas e cianobactérias. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11, 2004, Natal. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2004.
- MOTA FILHO, C. R.; FREITAS, J. W.; PÁDUA, V. L. Desempenho da filtração direta descendente em função da granulometria do meio filtrante, da dosagem de coagulante e da dosagem de pré-oxidante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- MOUCHET, P.; BONNELYE, V. Solving algae problems: French expertise and world wide applications. *Journal Water SRT – Aqua*, v. 47, n. 3, p. 125-141, March 1998.
- PÁDUA, V. L.; SALES, M. V.; FREIRE, R. E. Influência do pré-tratamento químico no desempenho de unidades de flotofiltração e de filtração direta descendente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- PELCZAR, M. J.; ROGER, R.; CHAN, E. C. S. *Microbiologia*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1980. v1. 566 p.

- PETRUŠEVSKI, B.; VLAŠKI, A.; VAN BREEMAN, A. N.; ALAERTS, G. J. Influence of algal species and cultivation conditions on algal removal in direct filtration. *Water Science Technology*, v. 27, n. 11, p. 211-220, November 1993.
- SÁ, J. C.; OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina na utilização de filtro lento sanduíche. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; PÁDUA, V. L.; LIBÂNIO, M. Influência do tipo de coagulante na viabilização do tratamento de água por filtração direta descendente. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11, 2004, Natal. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2004.
- SARON, A.; BRESAOLA JÚNIOR, R. Filtração direta descendente x tratamento convencional – estudo de caso: Sistema Cantareira. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9, 2000, Porto Seguro. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2000. p. 448-463.
- SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C.; BÖEL, H. C.; SANTOS, B. S. Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas através da filtração direta descendente em mananciais com grandes concentrações de algas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- STEFFENSEN, D. A., NICHOLSON, B. C., editors, Toxic Cyanobacteria: Current Status of Research and Management. Proc. Intl. Workshop, AWWA Res. Fdn., Australian Center for Water Quality Res., Centre for Water Res. (Belgium). Adelaide, Australia. 1995 *apud* DRIKAS, M.; CHOW, C. W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxin cyanobacteria. *Journal American Water Work Association*, v. 93, n. 2, p. 100-111, February 2001.
- VAN CRAENENBROECK, W.; DEN BOGAERT, J. V.; CEULEMANS, J. *Water Supply*, v. 11, p. 123, 1993 *apud* CHEN, Y. M.; LIU, J. C.; JU, Y.-H. Flotation removal of algae from water. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, v. 12, p. 49-55, 1998 *apud* CHEN, Y. M.; LIU, J. C.; JU, Y.-H. Flotation removal of algae from water. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, v. 12, n. 1, p. 49-55, October 1998.

- VIANNA, M. R. *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água*. Belo Horizonte: Imprimatur, 2002. 576 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. 243 p.
- WESTERHOFF, G. P. *et al.* Plant-scale comparison of direct filtration versus conventional treatment of Lake Erie water. *Journal American Water Work Association*, v. 72, n. 3, p. 148-154, March 1980 *apud* LIBÂNIO, M. Filtração ascendente aplicada ao tratamento de água: a experiência da Fundação SESP nos Estados de Minas Gerais e São Paulo. *Revista Bio*, ano III, n. 2, p. 73-77, Fevereiro 1991.
- WIDRIG, D. L.; GRAY, K. A.; McAULIFFE, K. S. Removal of algal-derived organic material by preozonation and coagulation: monitoring changes in organic quality by Pyrolysis-GC-MS. *Water Research*, v. 30. N. 11, p. 2621-2632, November 1996.