

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

COAGULAÇÃO DA ÁGUA DA REPRESA
VARGEM DAS FLORES VISANDO
TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO DIRETA

Eliane Prado Cunha Costa dos Santos

Belo Horizonte

2004

**Coagulação da Água da Represa Vargem das Flores
Visando Tratamento por Filtração Direta**

Eliane Prado Cunha Costa dos Santos

Eliane Prado Cunha Costa dos Santos

**Coagulação da Água da Represa Vargem das Flores
Visando Tratamento por Filtração Direta**

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: Valter Lúcio de Pádua

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2004

S237c Santos, Eliane Prado Cunha Costa dos
Coagulação da água da Represa Vargem das Flores visando tratamento por filtração direta / Eliane Prado Cunha Costa dos Santos. – 2004.
146 f.: il.

Orientador: Valter Lúcio de Pádua
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos.
Bibliografia: f.104-106

1. Água – Purificação – Teses I. Pádua, Valter Lúcio de . II. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. IV. Título.

CDU: 628.16

AGRADECIMENTOS

Ao Marcelo Libânio, pela oportunidade e pelo incentivo.

À Ana Raquel e Cristina, por toda cooperação e dedicação.

À Frieda, Fabiana, Simone, Fernanda, Nara, Cíntia, Célia, Gisele, Juliana, Norma, Robson e a todos que colaboraram para que esse projeto se concretizasse, porventura não citados, pelo apoio e pelo carinho.

À FAPEMIG (Processo nº TEC-116/2000); ao CNPq/Profix (Processo nº 540859); aos Departamentos de Engenharia de Minas, de Engenharia Sanitária e de Geotecnia da UFMG; à Pan-Americana S.A., à Ciba e à Nheel Química Ltda., pelo apoio financeiro e técnico.

À COPASA/MG, em especial ao Valdir e aos operadores da ETA Vargem das Flores, pela cooperação e gentileza.

À minha família e, sobretudo, à minha mãe.

À RMG Engenharia Ltda.

Ao Valter, por me ajudar a chegar até aqui, por sua sabedoria e serenidade.

Ao Alcir, pelo carinho, apoio e companhia.

RESUMO

No presente trabalho fez-se uma comparação do desempenho dos coagulantes cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico e hidróxi-cloreto de alumínio, isoladamente ou combinados com polímeros catiônicos, na redução da cor aparente, turbidez e fitoplâncton visando ao tratamento por filtração direta descendente. O estudo de tratabilidade foi realizado com a água afluyente a uma estação de tratamento de água (ETA) que trata em média 1.000 L/s por meio da filtração direta descendente, onde a coagulação com sulfato de alumínio é precedida da cloração, sem ajuste do pH de coagulação. O sulfato de alumínio é utilizado como coagulante com dosagens usualmente acima do recomendado para emprego da filtração direta, o que vem contribuindo para que as carreiras de filtração sejam curtas – cerca de 16 horas. Foram realizados ensaios de bancada, ensaios para medição do potencial zeta, contagem de fitoplâncton e ensaios em escala piloto para simular a duração da carreira de filtração na ETA. Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar se o ajuste do pH de coagulação, a escolha do tipo de coagulante e o emprego de polímero possibilitariam reduzir a dosagem de coagulante a valores mais compatíveis com o recomendado para a utilização da filtração direta descendente. Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que todos os coagulantes testados em escala de bancada, em dosagens compatíveis para o emprego da filtração direta, possibilitaram valores de turbidez e de cor aparente remanescentes em acordo com a Portaria nº 518/2004. Tanto o sulfato de alumínio quanto o PACl 10,6% Al_2O_3 , ambos testados em escala piloto, possibilitaram o atendimento a Portaria citada. Não houve diferença significativa, considerando um nível de significância de 5%, entre os coagulantes testados em escala de bancada e os testados em escala piloto quanto à remoção de turbidez e de cor aparente. Na simulação de duração da carreira de filtração da ETA, utilizando o filtro piloto, obteve-se uma duração da carreira de filtração de 25 horas, ou seja, superior aos valores observados atualmente na ETA, o que sugere que o meio filtrante utilizado na ETA não seja adequado.

ABSTRACT

In this study a comparison of the performance of coagulants ferric chloride, aluminum sulfate, ferric sulfate, and aluminum hydrochloride, each separately or in combination with cationic polymers was carried out in order to evaluate the removal of color and turbidity from eutrophic water, through direct downflow filtration. The treatment study used the raw water from a source that feeds a treatment plant which treats about 1.000 L/s through downflow direct filtration, where coagulation is preceded by chlorination, without pH adjustment for coagulation, and aluminum sulfate is used as coagulant in higher dosages than what is usually recommended for direct filtration, which has contributed for the short duration of filter runs – of about 16 hours. Jar filtration experiments, zeta potential measurement, phytoplankton counting, and pilot plant experiments were done to simulate the filter run duration of the treatment plant filters.

The purpose of the study was to evaluate if pH adjustment for coagulation, the choice of coagulant and the use of cationic polymers would make it possible to lower coagulant dosage closer to levels recommended for direct downflow filtration. In view of the results of the experiments, it can be concluded that all coagulants tested in either lab or pilot plant scale were able to produce filtered water in accordance with the Brazilian standard for drinking water, as did both aluminum sulfate 2 with acid and PACl 10,6% Al_2O_3 , which were used in pilot plant experiments. There was no significant difference, on a level of significance of 5%, between coagulants tested in either jar filtration experiments or in pilot plant experiments as to results in removal of turbidity and color. Simulating the treatment plant filter run using the pilot plant, a 25 hour long filter run was obtained. This is longer than what currently takes place at the treatment plant, which suggests the filtering medium used at the treatment plant may not be adequate.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
LISTA DE TABELAS	xviii
ÍNDICE DE AUTORES	xxi
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA / REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 Impurezas presentes na água bruta	4
3.1.1 Estabilidade dos colóides.....	8
3.2 Coagulação	11
3.2.1 Aspecto histórico	11
3.2.2 Caracterização.....	12
3.2.3 Mecanismo de coagulação.....	13
3.2.3.1 Compressão da camada difusa	14
3.2.3.2 Adsorção e neutralização de carga.....	15
3.2.3.3 Varredura	16
3.2.3.4 Adsorção e formação de pontes de hidrogênio	17
3.2.3.5 Diagramas de coagulação.....	19
3.2.4 Coagulantes.....	20
3.2.4.1 Considerações para a seleção do coagulante.....	21
3.2.4.2 Mistura rápida.....	23
3.3 Filtração	24
3.3.1 Materiais filtrantes.....	27
3.3.2 Filtração direta	27
3.3.3 Taxas de filtração e perdas de cargas	30
3.3.4 Método de operação dos filtros.....	32
4 METODOLOGIA.....	34
4.1 Descrição da ETA.....	34
4.2 Materiais, equipamentos e produtos químicos.....	36
4.3 Caracterização da água bruta	39
4.4 Procedimento experimental	40
4.4.1 Escolha da areia para os ensaios de bancada.....	40
4.4.2 Ensaios de bancada – 1ª fase	41
4.4.3 Ensaios de bancada – 2ª fase	44
4.4.4 Ensaios de bancada para determinação do potencial zeta e contagem do fitoplâncton	45
4.4.4.1 Medida do Potencial Zeta	46
4.4.4.2 Contagem de fitoplâncton para a 2ª fase dos ensaios de bancada e para os ensaios na instalação piloto	47
4.4.5 Ensaios na instalação piloto	49

4.4.5.1	Descrição da instalação piloto.....	50
4.4.5.2	Procedimento experimental.....	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1	Caracterização da água bruta.....	57
5.2	Escolha da areia para os ensaios de bancada.....	63
5.2.1	<i>Ensaio de bancada – 1ª fase.....</i>	<i>64</i>
5.2.2	<i>Ensaio de bancada – 2ª fase.....</i>	<i>73</i>
5.2.3	<i>Ensaios de bancada, determinação do potencial zeta e contagem do fitoplâncton.....</i>	<i>80</i>
5.2.3.1	Ensaios de bancada.....	80
5.2.3.2	Determinação do potencial zeta.....	83
5.2.3.3	Contagem de fitoplâncton.....	85
5.2.3.3.1	Resultados de fitoplâncton para as amostras coletadas nos ensaios de bancada.....	87
5.3	Ensaios na instalação piloto.....	92
5.3.1	<i>Resultados de fitoplâncton para as amostras dos ensaios realizados na instalação piloto.....</i>	<i>99</i>
6	CONCLUSÕES.....	101
7	RECOMENDAÇÕES.....	103
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104
	APÊNDICE A: Dados da água bruta fornecidos pela COPASA.....	107
	APÊNDICE B: Ensaios de bancada – 1ª fase.....	109
	APÊNDICE C: Ensaios de bancada – 2ª fase.....	119
	APÊNDICE D: Ensaios de bancada para determinação de potencial zeta e contagem de fitoplâncton.....	123
	APÊNDICE E: Contagem de fitoplâncton para os ensaios em laboratório.....	126
	APÊNDICE F: Ensaios em instalação piloto.....	129
	APÊNDICE G: Contagem de fitoplâncton para os ensaios em escala piloto.....	134
	APÊNDICE H: Análises estatísticas dos ensaios de bancada (Item 5.2.3).....	136
	APÊNDICE I: Análises estatísticas – ensaios na instalação piloto.....	138
	APÊNDICE J: Comparação dos resultados dos ensaios de bancada (Apêndice D) com os resultados da instalação piloto (Apêndice F).....	144

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
AWWA.....	American Water Works Association
C	campo elétrico
Cps.....	centipoise
COD.....	carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONP	carbono orgânico não purgável
COPAM.....	Comissão de Política Ambiental
COT	carbono orgânico total
D	distância efetiva entre eletrodos
Δt	intervalo de tempo
ETA	estação de tratamento de água
F_r	número de Froude
G_{mr}	gradiente médio de velocidade
H_{mf}	perda de carga no meio filtrante granular
L_{mf}	espessura do meio filtrante
K_r	coeficiente de resistividade
M.....	mobilidade eletroforética
mL.....	mililitro
mM	milimole
MON.....	matéria orgânica natural
mV	milivolt
OMS	Organização Mundial de Saúde
PACl	hidróxi-cloreto de alumínio
PROSAB.....	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
ψ_A	energia potencial de atração
ψ_M	energia potencial máxima
ψ_R	energia potencial de repulsão
PZ.....	potencial zeta
RTA	resíduos do tratamento de água
THM	trialometanos
T_m ETA.....	turbidez média dos filtros da ETA

T_{mBan}	turbidez média dos filtros de bancada
T_{mr}	tempo de mistura rápida
uH	unidade de cor
UPA	unidade padrão de área
uT	unidade de turbidez
V	diferença de potencial
V_{ap}	velocidade de aproximação
V_f	volume final
V_i	volume inicial
V_{im}	velocidade intersticial média
V_m	velocidade média

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Classificação da partículas presentes na água. Fonte: AWWA 1990 (adaptado).	4
Figura 3.2 – Classificação dos colóides.....	9
Figura 3.3 – Partícula coloidal carregada negativamente. Fonte: AWWA, 1990.	10
Figura 3.4 – Representações esquemáticas: (a) da camada dupla difusa; (b) do potencial da camada difusa; e (c e d) de dois casos de energias de interação de partícula-partícula no sistema coloidal eletrostaticamente estabilizado. Fonte: AWWA, 1990.....	11
Figura 3.5 – Curvas esquemáticas de coagulação (resultados de <i>jar test</i> para quatro tipos de coagulantes). Fonte: AWWA, 1990 (adaptado).....	17
Figura 3.6 – Configuração de polímero adsorvido com curvas, caudas e contatos. Fonte: AWWA, 1990.	18
Figura 3.7 – (a) Agregação e (b) reestabilização das partículas coloidais por polímeros adsorvidos. Fonte: AWWA, 1990.	19
Figura 3.8 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial zeta. Fonte. Fonte: AWWA, 1990.....	20
Figura 3.9 – Mecanismo de filtração. Fonte: Amirtharajah, 1988.	26
Figura 3.10 – Mecanismo de transporte na filtração com ação de profundidade. Fonte: Amirtharajah, 1988.....	26
Figura 4.1 – Foto aérea parcial da Represa e da ETA de Vargem das Flores.	34
Figura 4.2 – Fluxograma da metodologia.....	35
Figura 4.3 – Esquema da estação de tratamento de água de Vargem das Flores.	36
Figura 4.4 – Aparelhos utilizados nos ensaios: pH-metro (à esquerda), espectrofotômetro (ao centro) e turbidímetro (à direita).	37
Figura 4.5 – Célula microeletroforética – Rank and Brothers Mk II – célula plana (quartzo), eletrodos enegrecidos de Pt.	37
Figura 4.6 – Bomba a vácuo (a) e microscópio (b) utilizados nos ensaios de contagem e identificação de fitoplâncton.	38
Figura 4.7 – Filtro de bancada.	38
Figura 4.8 – Suporte com os filtros de bancada.	41
Figura 4.9 – Equipamento de <i>jar test</i> com os filtros de bancada.....	44
Figura 4.10 – Esquema da instalação piloto.	51
Figura 4.11 – Variação típica da perda de carga no meio filtrante de um filtro com taxa constante funcionando com taxa igual à máxima prevista no sistema de filtração com taxa declinante variável. Fonte: Di Bernardo (1993).....	54

Figura 4.12 – Curva granulométrica da areia utilizada no meio filtrante do filtro da instalação piloto.	54
Figura 4.13 – Detalhe do filtro piloto.	55
Figura 5.1 – Gráfico de tempo × cor aparente e turbidez da água bruta. Fonte: Apêndice A.	57
Figura 5.2 – Gráfico de frequência de turbidez da água bruta. Fonte: Apêndice A.	58
Figura 5.3 – Gráfico de frequência de cor aparente da água bruta. Fonte: Apêndice A.	59
Figura 5.4 – Gráfico de tempo × pH e organismos/mL. Fonte: Apêndice A.	59
Figura 5.5 – Gráfico de tempo × dosagem de coagulante e duração da carreira de filtração. Fonte: Apêndice A.	60
Figura 5.6 – Gráfico de tempo × cor aparente e turbidez da água bruta (ensaios realizados em 2003). Fonte: Apêndice B.	61
Figura 5.7 – Gráfico de tempo × cor aparente e turbidez da água bruta (ensaios realizados em 2004). Fonte: Apêndices B, C, D e F.	61
Figura 5.8 – Gráfico de frequência de turbidez da água bruta dos ensaios. Fonte: Apêndices B, C, D e F.	62
Figura 5.9 – Gráfico de frequência de cor aparente da água bruta dos ensaios. Fonte: Apêndices B, C, D e F.	62
Figura 5.10 – Representação gráfica da turbidez média dos ensaios para escolha da areia. Fonte: Tabela 5.2.	64
Figura 5.11 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio 1. Fonte: Tabela B.1.	65
Figura 5.12 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de cloreto férrico. Fonte: Tabela B.2.	66
Figura 5.13 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de cloreto férrico. Fonte: Tabela B.3.	66
Figura 5.14 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio 2. Fonte: Tabela B.4.	67
Figura 5.15 – Percentuais médios de remoção de turbidez e de cor aparente. Fonte: Tabelas B.1 e B.4.	67
Figura 5.16 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato férrico. Fonte: Tabela B.5.	68
Figura 5.17 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de hidróxi-cloreto de alumínio (10,6% Al ₂ O ₃). Fonte: Tabela B.6.	69

Figura 5.18 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de hidróxi-cloreto de alumínio (10,4% Al_2O_3). Fonte: Tabela B.10.....	70
Figura 5.19 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio com polímero LT 7981. Fonte: Tabela B.7.	71
Figura 5.20 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio com polímero LT 31. Fonte: Tabela B.8.	71
Figura 5.21 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato férrico com polímero LT 7981. Fonte: Tabela B.9.	72
Figura 5.22 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mg/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.....	73
Figura 5.23 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.....	74
Figura 5.24 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mg/L) × média dos valores de turbidez remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.....	75
Figura 5.25 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mM/L) × média dos valores turbidez remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.....	75
Figura 5.26 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mM/L) × média dos valores de pH obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.....	76
Figura 5.27 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos na Tabela C.3.	77
Figura 5.28 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × médias dos valores de turbidez remanescente obtidos na Tabela C.3.	77
Figura 5.29 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de pH obtidos na Tabela C.3.....	78
Figura 5.30 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos na Tabela C.3.	79
Figura 5.31 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de turbidez remanescente obtidos na Tabela C.3.....	79
Figura 5.32 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de pH obtidos na Tabela C.3.....	80

Figura 5.33 – Gráfico de turbidez e porcentagem de remoção de turbidez para diversos coagulantes.	81
Figura 5.34 – Gráfico de cor aparente e porcentagem de remoção cor aparente para diversos coagulantes.	82
Figura 5.35 – Gráfico de Potencial zeta e pH de coagulação para diversos coagulantes. Fonte: Tabelas D.2 e D.3.	84
Figura 5.36 – Gráfico de potencial zeta e cor aparente para diversos coagulantes. Fonte: Tabelas D.2 e D.3.	84
Figura 5.37 – Gráfico de potencial zeta e turbidez para diversos coagulantes. Fonte: Tabelas D.2 e D.3.	85
Figura 5.38 – Algas da Classe Chlorophyceae: a) Pediastrum sp. (400 vezes); b) Coelastrum sp. (400 vezes); c) Monoraphidium sp. (400 vezes); d) Ankistrodesmus sp. (200 vezes); e) Chlorococcales (400 vezes);	86
Figura 5.39 – Algas de diversas Classes: a) Microcystis sp. (100 vezes) e b) Lyngbya sp. (200 vezes), ambas algas da Classe Cyanophyceae (algas azuis); c) Staurastrum sp. (400 vezes), alga da Classe Zygnemaphyceae; d) Cyclotella sp. (400 vezes), alga da Classe Bacillariophyceae; e) Fitoflagelado (200 vezes).	86
Figura 5.40 – Fitoplâncton e percentual de remoção para as amostras dos ensaios de laboratório. Fonte: Tabelas D.1 e E.1.	88
Figura 5.41 – Fitoplâncton e percentual de remoção para as amostras dos ensaios de laboratório. Fonte: Tabelas D.2 e E.2.	89
Figura 5.42 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras do laboratório. Fonte: Tabelas D.3 e E.3.	90
Figura 5.43 – Fitoplâncton encontrado na água bruta durante os ensaios.	91
Figura 5.44 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando a água coagulada da ETA com as seguintes dosagens: ensaio 01 (8,1 mg/L), ensaio 02 (9,0 mg/L) e ensaio 03 (8,2 mg/L). Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.	92
Figura 5.45 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento digital e a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.	94
Figura 5.46 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento analógico a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.	94
Figura 5.47 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando sulfato de alumínio 8,0 mg/L e ácido. Fonte: Tabela F.5.	95
Figura 5.48 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando sulfato de alumínio e ácido. Fonte: Tabela F.5.	96
Figura 5.49 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando PACl 10,6% Al ₂ O ₃ . Fonte: Tabela F.3.	97

Figura 5.50 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento digital e o PACl 10,6% Al_2O_3 . Fonte: Tabela F.3.	97
Figura 5.51 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento analógico e o PACl 10,6% Al_2O_3 . Fonte: Tabela F.3.	98
Figura 5.52 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras da instalação piloto, utilizando a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2, F.3 e G.3.	100
Figura 5.53 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras da instalação piloto, utilizando sulfato de alumínio 2 e ácido. Fonte: Tabelas F.5 e G.2.	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Características mais comuns de alguns coagulantes.....	23
Tabela 3.2 Limites de alguns parâmetros da água bruta sugeridos para filtração direta descendente.....	28
Tabela 4.1 Características dos coagulantes.	39
Tabela 4.2 Faixas granulométricas das areias.	41
Tabela 4.3 Quadro sinóptico dos ensaios em <i>jar test</i> da 1ª fase.....	42
Tabela 4.4 Quadro sinóptico dos ensaios de <i>jar test</i> da 2ª fase.....	45
Tabela 4.5 Ensaio em bancada para determinação do potencial zeta e contagem de fitoplâncton.....	46
Tabela 4.6 Ensaio em instalação piloto.....	50
Tabela 4.7 Sistemas de filtração com taxa declinante – dados de entrada.....	53
Tabela 4.8 Taxas de filtração e níveis de operação.....	53
Tabela 5.1 Areias – resultados dos ensaios.....	63
Tabela 5.2 Comparações entre as areias.....	63
Tabela 5.3 Resumo dos resultados da análise de variância para os ensaios de laboratório.....	82
Tabela 5.4 Relação entre potencial zeta e estabilidade da partícula. Fonte: American Society for Testing and Materials, 1982.....	83
Tabela A.1 Dados da água bruta. Fonte: COPASA.....	107
Tabela A.1 Dados da água bruta. Fonte: COPASA.....	108
Tabela B.1 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 11.04.2003.....	109
Tabela B.2 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 28.04.2003.....	110
Tabela B.3 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 01.05.2003.....	111
Tabela B.4 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 13.05.2003.....	112
Tabela B.5 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 16.05.2003.....	113
Tabela B.6 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 22.05.2003.....	114
Tabela B.7 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 13.06.2003.....	115
Tabela B.8 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 25.06.2003.....	116
Tabela B.9 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 30.06.2003.....	117
Tabela B.10 Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 28.05.2003.....	118
Tabela C.1 Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 11.02.2004.....	119
Tabela C.2 Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 12.03.2004.....	120
Tabela C.3 Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 19.03.2004.....	121
Tabela C.4 Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 26.03.2004.....	122

Tabela D.1 Ensaio para contagem de fitoplâncton realizado em 10.04.2004.	123
Tabela D.2 Ensaio para determinação do potencial zeta e contagem de fitoplâncton realizado em 01.06.2004	124
Tabela D.3 Ensaio para determinação do potencial zeta e contagem de fitoplâncton realizado em 03.06.2004	125
Tabela E.1 Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.1) em 10.04.2004.	126
Tabela E.2 Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.2) em 01.06.2004.	127
Tabela E.3 Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.3) em 03.06.2004.	128
Tabela F.1 Ensaio em instalação piloto realizado em 24.06.2004	129
Tabela F.2 Ensaio em instalação piloto realizado em 26.06.2004	130
Tabela F.3 Ensaio em instalação piloto realizados em 03.07.2004	131
Tabela F.4 Ensaio em instalação piloto realizado em 10.07.2004	132
Tabela F.5 Ensaio em instalação piloto realizados em 11.07.2004	133
Tabela G.1 Contagem de fitoplâncton para ensaio em escala piloto (coagulante: PACI 10,6% Al ₂ O ₃).	134
Tabela G.2 Contagem de fitoplâncton para ensaio em escala piloto (coagulante: sulfato de alumínio 2).	134
Tabela G.3 Contagem de fitoplâncton dos ensaios na instalação piloto com a água coagulada da ETA.	135
Tabela H.1 Resultados da ANOVA para os percentuais de remoção de turbidez versus tipo de coagulante.	136
Tabela H.2 Resultados da ANOVA para os percentuais de remoção de cor aparente versus tipo de coagulante.	137
Tabela I.1 Resultado da ANOVA para os percentuais de remoção de turbidez medida por equipamento digital × tipo de coagulante.	138
Tabela I.2 Comparações múltiplas de Tukey.	139
Tabela I.3 Resultado da ANOVA para os percentuais de remoção de turbidez medida por equipamento analógico × tipo de coagulante.	139
Tabela I.4 Comparações múltiplas de Tukey.	140
Tabela I.5 Resultado da ANOVA para os percentuais de remoção de cor aparente × tipo de coagulante.	140
Tabela I.6 Comparações múltiplas de Tukey.	141
Tabela I.7 Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 8,1 mg/L × percentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.	142

Tabela I.8 Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 8,2 mg/L × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.....	142
Tabela I.9 Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 9 mg/L × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.....	142
Tabela I.10 Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou o PACl 10,6% Al ₂ O ₃ × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.	143
Tabela I.11 Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.	143
Tabela J.1 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise de pH quando se utilizou o PACl 10,6% Al ₂ O ₃	144
Tabela J.2 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de cor aparente quando se utilizou o PACl 10,6% Al ₂ O ₃	144
Tabela J.3 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de turbidez quando se utilizou o PACl 10,6% Al ₂ O ₃	145
Tabela J.4 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise de pH quando se utilizou o sulfato de alumínio + ácido	145
Tabela J.5 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de cor aparente quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 + ácido.....	146
Tabela J.6 Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de turbidez quando se utilizou o sulfato de alumínio + ácido.....	146

ÍNDICE DE AUTORES

American Public Health Association, 1998.....	39, 48
American Society for Testing and Materials, 1982.....	83
American Water Works Association, 1990 4, 8, 9, 10, 11, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 28, 32, 58	
Amirtharajah & Mills, 1982	19, 24
Amirtharajah & O'Melia, 1990	14
Amirtharajah, 1998.....	25
Avelino <i>et al.</i> , 2003	30
Barbosa, Messival e Baylão, 2003.....	30
Barkács <i>et al.</i> , 2000	30
Branco, 1986.....	60
Budd <i>et al.</i> , 2004	13, 21
DeWolfe <i>et al.</i> , 2003.....	22, 69, 73
Di Bernardo (Coord.) <i>et al.</i> , 2003.....	1, 18, 28, 30, 58, 64, 69, 76
Di Bernardo, 1993	33, 50, 52, 53, 54, 101
Di Bernardo, Di Bernardo e Centurione Filho, 2002	63
Edzwald, Becker & Tambini, 1987	29
Eikebrokk, 1999	29
Faust & Aly, 1998	11
Ferreira, Mota Filho & Pádua, 2003.....	89
Friedman-Huffman & Rose, 1998.....	6
Jardim, 1999	6, 7, 85
Ndiongue, Desjardins & Prévost, 2000	29
Organização Mundial da Saúde, 1999.....	6, 7
Petruševski <i>et al.</i> , 1987.....	29
Rank Brothers Ltd, 2002	47
Teixeira <i>et al.</i> , 2004.....	93
Vianna, 1997.....	33
Wagner & Hudson Jr., 1982	28, 68

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, ainda é comum estações de tratamento de água (ETAs) serem construídas sem se fazer um estudo prévio da água bruta, visando estabelecer a tecnologia de tratamento mais adequada. A construção de ETAs sem esse cuidado preliminar pode acarretar diversos problemas, como o aumento de custo de construção e de operação, a má qualidade da água produzida e o consumo excessivo de produtos químicos.

Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003) relatam, por exemplo, que foi projetada uma ETA de ciclo completo para tratar 3.500 L/s. Após estudos, concluiu-se que o tratamento poderia ser efetuado por filtração direta descendente, o que resultou em uma economia mensal de R\$ 100.000,00, pela redução do consumo de produtos químicos, além de viabilizar o aumento da vazão tratada para 5.000 L/s. Os autores mencionam ainda que uma estação de tratamento por filtração direta ascendente foi construída, mas nem chegou a funcionar, em decorrência de a água bruta ser incompatível com esse tipo de tecnologia de tratamento, além de a água produzida na ETA não ser suficiente sequer para a lavagem das unidades de filtração.

Estudos de tratabilidade podem proporcionar maior eficácia do tratamento, além de contribuir para a redução dos custos de implantação e de operação de uma ETA, sem comprometer o atendimento ao padrão de potabilidade. O ideal é que esses estudos sejam preliminares à construção da ETA, mas também podem contribuir para corrigir eventuais problemas existentes em ETAs já construídas. Tais estudos podem compreender, por exemplo: caracterizar a água por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos; realizar ensaios em bancada para seleção das dosagens e dos tipos de coagulante mais adequados; efetuar estudos em instalação piloto para definição do tipo de tratamento e os parâmetros hidráulicos adequados.

No presente trabalho foram realizados ensaios – em escala de bancada e em escala piloto– com a água afluyente à ETA Vargem das Flores, localizada no Município de Betim, na região metropolitana de Belo Horizonte, onde foram testados diferentes tipos de produtos químicos, dentre os quais cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico, e hidróxi-cloreto de alumínio, isoladamente ou combinados com polímeros catiônicos.

O manancial é preservado em certas áreas, sendo nelas proibidos o lazer e a construção de moradias e, em outros lugares, é usado para esses fins. Em estudos anteriores, nele foi constatada a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas. A presença de algas na água bruta exige controle maior no tratamento, principalmente no período de floração, quando, além da interferência no pH e da possibilidade de liberação de toxinas, ocorre, muitas vezes, aumento da turbidez e da cor da água, podendo reduzir a duração das carreiras de filtração e exigir alterações nos procedimentos operacionais da ETA.

A ETA Vargem das Flores emprega a tecnologia de tratamento por filtração direta descendente com pré-cloração e usa como coagulante primário o sulfato de alumínio, produzindo uma vazão máxima em torno de 1.400 L/s, e mínima em torno de 300 L/s. A quantidade de coagulante, principalmente nos períodos em que há floração de algas, fica no limite, ou até mesmo acima, do que é atualmente aconselhado pela bibliografia para tecnologia de tratamento por filtração direta. Além disso, as carreiras de filtração duram em torno de dezesseis horas, chegando a menos de dez horas. A curta duração das carreiras de filtração onera, muitas vezes, o tratamento da água, sendo desejável que elas sejam mais longas.

Neste contexto, este trabalho visou avaliar se o ajuste do pH de coagulação, a escolha do tipo de coagulante e o emprego de polímero no tratamento de água da represa Vargem das Flores possibilitariam reduzir a dosagem de coagulante a valores compatíveis com o recomendado para a utilização da filtração direta descendente.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Analisar a eficiência de redução de turbidez, cor aparente e fitoplâncton utilizando diferentes tipos de coagulantes visando o tratamento da água da represa Vargem das Flores por filtração direta descendente.

2.2 *Objetivos específicos*

Avaliar a influência da mudança de escala de bancada para escala piloto na obtenção de parâmetros operacionais da coagulação visando a filtração direta descendente.

Estimar a duração da carreira de filtração da ETA em escala real em função do tipo de coagulante.

Comparar o desempenho dos coagulantes cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico e hidróxi-cloreto de alumínio, isoladamente ou combinados com polímeros catiônicos, na redução da cor aparente e da turbidez da água do manancial, visando ao tratamento por filtração direta descendente.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA / REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Impurezas presentes na água bruta

As impurezas presentes na água são constituídas de partículas sólidas, as quais são finamente divididas, geralmente não distinguíveis a olho nu. Podem ser classificadas por suas características físicas (em suspensão, coloidais ou dissolvidas, dependendo de seu tamanho) e por suas características químicas (não orgânicas – tais como argila, silte e asbesto – ou orgânicas – que podem ser matéria viva ou morta, tais como algas, bactérias e outros microorganismos). É comum considerar como sólidos suspensos aqueles com diâmetro $> 10^0 \mu\text{m}$, sólidos coloidais os com diâmetro entre $10^{-3} \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$ e sólidos dissolvidos os que apresentam diâmetro $\leq 10^{-3} \mu\text{m}$ (vide Figura 3.1).

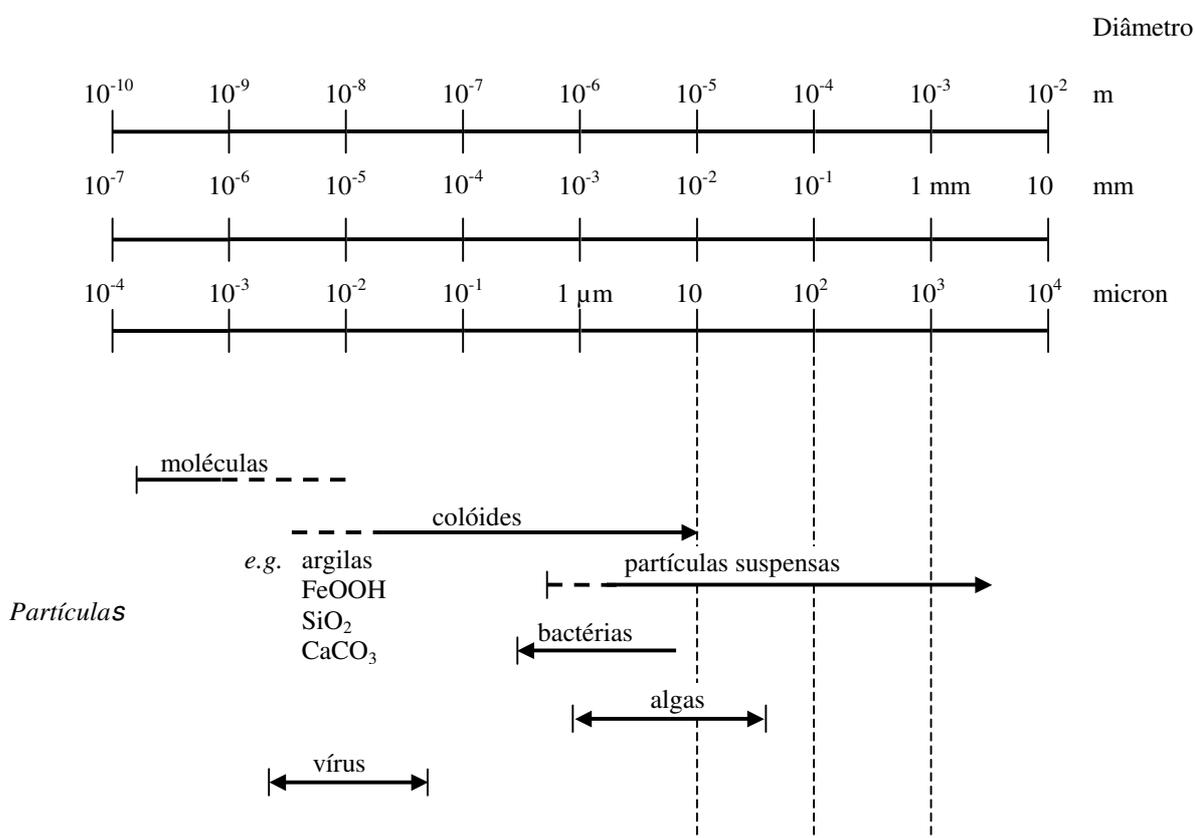


Figura 3.1 – Classificação da partículas presentes na água. Fonte: AWWA 1990 (adaptado).

A identificação da natureza das impurezas contidas na água pode ser feita por meio de suas características físicas, químicas e biológicas, representadas por parâmetros, tais como turbidez, pH, dureza, concentração de metais e outros. Os limites desses parâmetros para classificação dos mananciais de água bruta no Brasil são estabelecidos, no âmbito federal, por

Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e, em Minas Gerais, por Deliberação Normativa da Comissão de Política Ambiental (COPAM). Esses regulamentos, além de estabelecerem os limites de lançamentos de efluentes, classificam as águas de abastecimento, residuárias, mananciais e corpos receptores. A Portaria nº 518/2004 expedida pelo Ministério da Saúde, estabelece as normas e os padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano em âmbito nacional.

Entre os principais parâmetros de caracterização física das águas, pode-se citar a turbidez e a cor, que são os mais utilizados no monitoramento da água produzida nas estações de tratamento de água (ETAs).

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água. Deve-se à presença de partículas em suspensão, as quais podem ser de origem natural ou antrópica. Quanto menor o valor de turbidez alcançado no tratamento da água, mais eficiente será sua desinfecção. Contudo, para águas com valores iguais de turbidez, a quantidade de partículas e os seus tamanhos podem influenciar na eficiência da desinfecção, sendo que para partículas menores normalmente tem-se melhor desinfecção.

A cor resulta principalmente de sólidos dissolvidos, os quais podem ter origem antropogênica ou natural (decomposição da matéria orgânica animal e vegetal). A matéria orgânica dissolvida, conhecida por substâncias húmicas, quando misturada ao cloro, reage podendo gerar produtos potencialmente prejudiciais à saúde. A cor pode ser diferenciada entre aparente e real (ou verdadeira). Na cor aparente está inserida uma parcela devida à turbidez da água, enquanto na cor verdadeira a turbidez é removida por centrifugação ou por filtração.

As características químicas da água são representadas pelos parâmetros pH, alcalinidade, acidez, dureza, cloretos, ferro, manganês e outros. O conhecimento dessas características é fundamental na escolha do tratamento, porque a presença de determinados compostos na água bruta pode indicar que certas tecnologias de tratamento devem ser descartadas de antemão. A Portaria nº 518/2004 estabelece níveis máximos aceitáveis de diversas substâncias encontradas na água potável, com fundamento na possibilidade de essas substâncias serem prejudiciais à saúde.

O pH é um parâmetro importante em diversas etapas do tratamento de água, dentre as quais a coagulação, desinfecção, controle de corrosão e remoção de dureza.

A alcalinidade é a capacidade de neutralizar os ácidos, oriunda dos carbonatos, bicarbonatos ou dos hidróxidos, dependendo do pH. É medida em miligramas de carbonato de cálcio por litro (mg/L CaCO₃). Na etapa de coagulação é importante o conhecimento da alcalinidade, pois alguns coagulantes atuam como ácidos na solução, diminuindo o pH. Caso a alcalinidade da água seja baixa, pode ser necessário adicionar um alcalinizante para fazer o ajuste do pH.

Quanto às características biológicas e microbiológicas da água, os organismos, tais como bactérias, fungos, algas e vírus, desempenham um papel, tanto nos processos de decomposição de dejetos, quanto na associação com toxinas e doenças transmitidas pela água. Apesar da melhoria da eficiência do tratamento de água, há ainda surtos de doenças por veiculação hídrica, causados por deficiência no tratamento. Segundo Craun *apud* Friedman-Huffmane & Rose (1998), o vírus da hepatite A é considerado endêmico na maior parte da América Latina e Caribe. A hepatite A é a segunda doença infecciosa e o tipo de hepatite viral mais comum nos Estados Unidos (FRIEDMAN-HUFFMAN & ROSE, 1998). Surtos de *Cryptosporidium* têm ocorrido em diversas partes do mundo, sendo que o maior deles ocorreu em 1993, nos Estados Unidos em Milwaukee, Estado de Wisconsin, onde 400.000 pessoas foram contaminadas e, dessas, 100 morreram, todas com o sistema imunológico comprometido.

Os problemas causados pela presença de toxinas de algas na água bruta vêm sendo relatados em vários lugares no mundo. Em 1979, ocorreu um surto de doença gastrointestinal e renal em uma comunidade aborígine na Costa do Norte de Queensland, Austrália, que ficou conhecida como Doença Misteriosa da Ilha da Palmeira. Segundo Hawkins *et al.* (1985) *apud* OMS (1999), nas amostras da água do manancial de onde coletava-se a água para tratamento, foram isoladas cianotoxinas de culturas de *Cylindrospermopsis raciborskii*, as quais foram responsáveis pelo surto.

No Brasil pode-se citar o caso de Caruaru (PE), onde a água contaminada utilizada em tratamento de hemodiálise provocou a morte de 64 pacientes; Alfenas (MG), onde, segundo Jardim (1999), o elevado número de células/mL de *C. raciborskii* encontrado na água bruta e a detecção de células da mesma espécie na água tratada fizeram com que a companhia de saneamento decidisse suspender o fornecimento da água da ETA para a clínica de hemodiálise da Santa Casa local.

Carmichael (1992) e Fawell *et al.* (1993), *apud* Jardim (1999), citam que as biotoxinas de cianobactérias podem ser classificadas, de acordo com seu modo de ação, em hepatotoxinas, neurotoxinas, dermatotoxinas e endotoxinas (lipopolissacarídeos). Assim, o mecanismo da toxicidade varia entre efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos, dermatotóxicos e na inibição geral da síntese de proteínas.

Como no Brasil ainda não há uma metodologia padronizada para análise de cianobactérias e cianotoxinas, adotam-se as metodologias propostas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em sua publicação *Toxic Cyanobacteria in Water – A guide to their public health consequences, monitoring and mangement* (OMS, 1999).

A água objeto do presente estudo fora caracterizada, em trabalho anterior (JARDIM, 1999) pela presença de algas, dentre as quais: *Aphanothece clathrata*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Coelosphaerium* sp., *Oscillatoria* spp. e *Microcystis* spp. Naquela época foram realizados ensaios, para os quais foi coletada amostra para cultivo e identificação da toxina por Cromatografia Líquida de Alta Resolução, além de análises hidrobiológicas. Por meio dos resultados hidrobiológicos, verificou-se haver até 16.205 células de *Microcystis* spp. por mililitro e 9 mg/m³ de clorofila *a* na água bruta do sistema. De acordo com as recomendações da OMS (1999), quando esses valores ultrapassam 2.000 céls/mL e mais de 1,0 mg/m³ de clorofila *a*, deve-se adotar o nível de alerta 1, o que implica: monitorar o reservatório duas vezes por semana, alterar a profundidade de captação, isolar a floração por barreira física ou dispersá-la por injeção de ar, além de avaliar a toxicidade das algas.

A presença de algas é o indicador mais comum de eutrofização, que pode ocorrer tanto por um processo natural quanto por poluição gerada por atividades antrópicas. Diversos efeitos provocados pela eutrofização, dentre os quais a diminuição dos níveis de oxigênio, o aumento da atividade microbiológica, o aumento da cor, o aumento da turbidez e a formação de precursores trialometanos (THM), podem dificultar o tratamento da água.

Diante disso, reforça-se a importância da caracterização da água a ser tratada, quanto a parâmetros físicos, químicos e biológicos, realizando ensaios em bancada para seleção do coagulante mais adequado à água e estudos em filtro piloto, preliminares à construção da ETA, o que contribui para a definição do tipo de tratamento mais apropriado, para a escolha dos produtos químicos a serem utilizados na fase de operação e para a definição dos

parâmetros hidráulicos necessários à construção da estação, o que proporciona uma redução em custos de implantação e operação, sem comprometer a qualidade da água tratada.

3.1.1 Estabilidade dos colóides

Conforme apresentado na Figura 3.1, os sólidos coloidais estão em uma faixa intermediária, com diâmetros variando entre 10^{-3} μm e 10^1 μm . Segundo a American Water Works Association (AWWA, 1990) os colóides podem ser estáveis indefinidamente (colóides reversíveis) ou instáveis (colóides irreversíveis). Estruturas simples de sabão e moléculas de detergentes, proteínas, amido e outros são exemplos de colóides reversíveis, energeticamente e termodinamicamente estáveis. As argilas, óxidos metálicos, microorganismos e praticamente todas as partículas sólidas presentes na água são consideradas partículas termodinamicamente instáveis, que podem coagular. Os termos “estáveis” e “não estáveis” são mais frequentemente aplicados a colóides irreversíveis, que por essa razão têm um significado cinético e não termodinâmico ou energético. Um colóide irreversível, estável cineticamente ou instável cineticamente, coagula lentamente ou rapidamente, respectivamente (Figura 3.2).

No tratamento de água, o processo de coagulação é usado para aumentar a taxa de agregação das partículas, para transformar uma suspensão estável em uma suspensão não estável.

Quanto menor a partícula coloidal, maior será a sua superfície específica e maior será a probabilidade de reações ocorrerem nessa superfície, o que contribui para eficiência da coagulação.

Os colóides podem ser considerados líofílicos ou líofobos, dependendo de sua afinidade com o solvente onde ocorre a estabilização. Quando os colóides líofílicos misturam-se à água são chamados de hidrófilos, sendo estabilizados por formação de grossas camadas aderentes de moléculas de água orientadas em volta da partícula (estabilização estérica). Na água, os colóides líofobos denominam-se hidrófobos. Tais colóides são estabilizados por uma repulsão eletrostática entre partículas originadas dos íons, que são atraídos para a superfície vindos da solução ou dissolvidos da superfície do sólido (estabilização eletrostática).

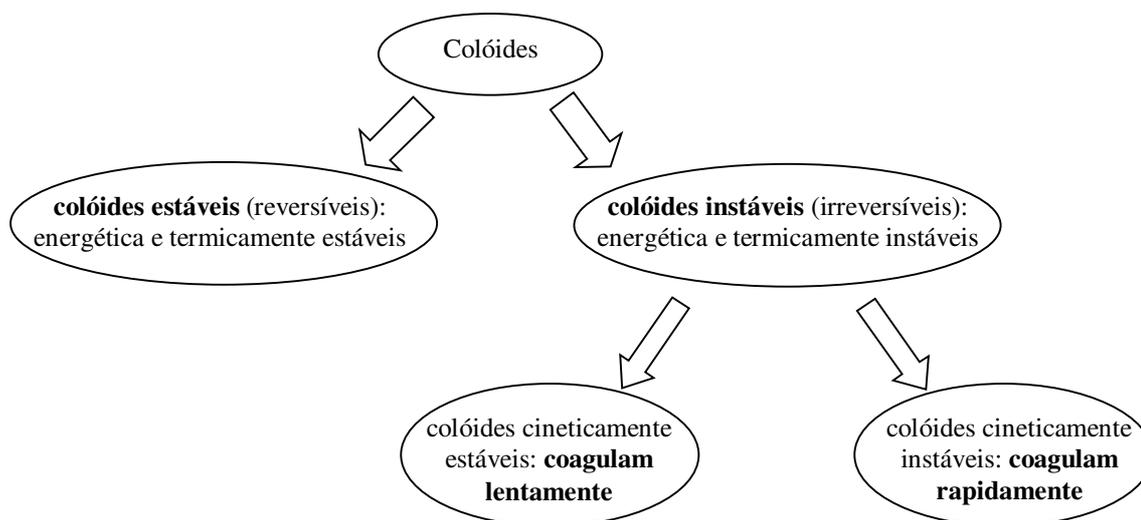


Figura 3.2 – Classificação dos colóides.

A Figura 3.3 apresenta esquematicamente uma partícula coloidal carregada eletricamente com uma nuvem de íons (camada difusa) em volta dela. Como a partícula é carregada negativamente, um excesso de íons de cargas opostas (positivas) se acumula na região interfacial. Esse acúmulo de íons de cargas opostas à da partícula na região interfacial, juntamente com a carga original da partícula, forma uma dupla camada elétrica.

A camada difusa (Figuras 3.3 e 3.4a) resulta da atração eletrostática de íons de cargas opostas às cargas da partícula, da repulsão eletrostática de íons de mesma carga da partícula e da difusão molecular e térmica que agem contra o gradiente de concentração produzido pelos efeitos eletrostáticos.

Quando um potencial elétrico é aplicado numa suspensão de partículas carregada negativamente, elas se movem em direção ao eletrodo positivo. O potencial que causa o movimento dessa partícula está associado com o plano de corte do fluido em volta das partículas e é chamado de potencial zeta (PZ) ou potencial eletrocinético, sendo que o lugar exato desse plano de corte é objeto de controvérsias. Lyklema localizou o plano de corte na borda de fora da camada de Stern (Figura 3.3). O potencial zeta e outros parâmetros, tais como medida de fluxo de corrente, são medidas indiretas das cargas sobre as partículas pelo tipo e concentração de íons na solução (AWWA, 1990).

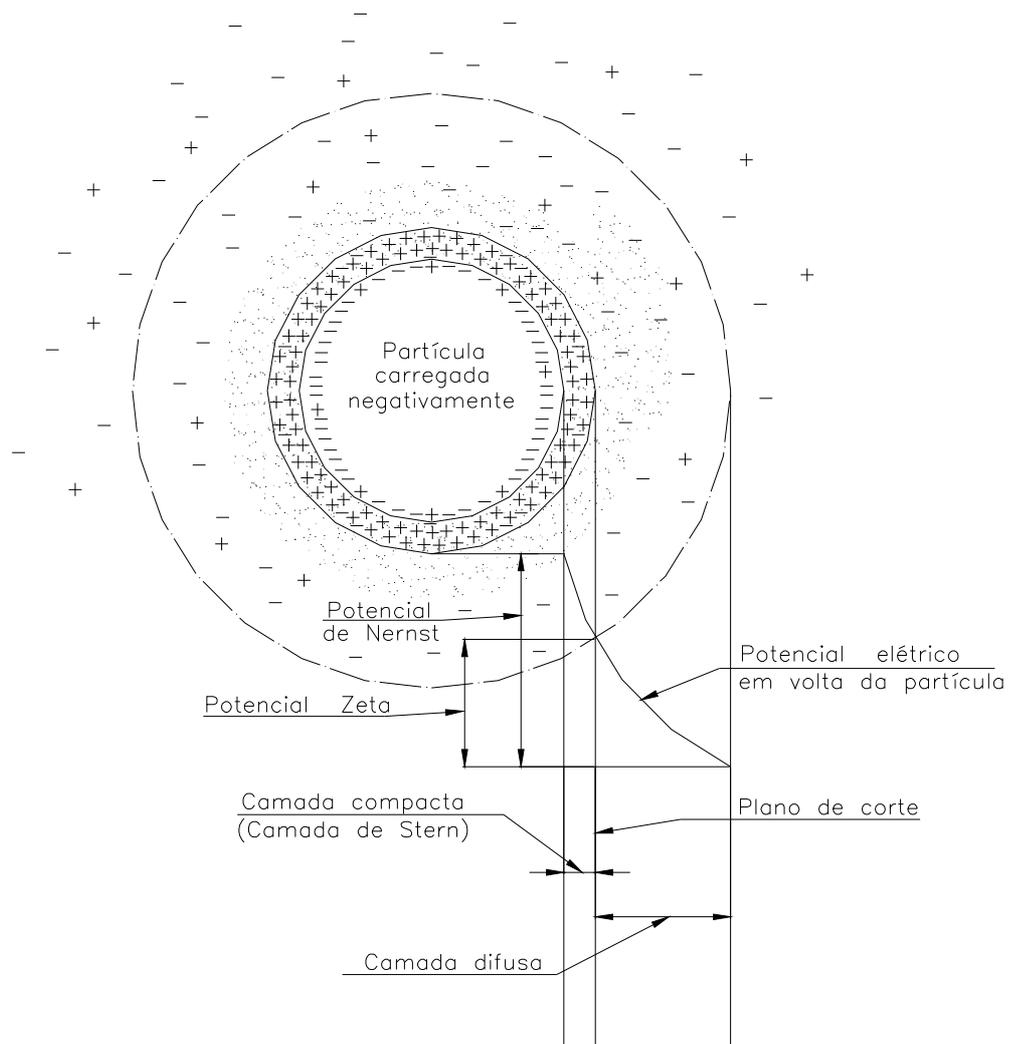


Figura 3.3 – Partícula coloidal carregada negativamente. Fonte: AWWA, 1990.

Devido à carga da própria partícula, um potencial eletrostático existe entre a superfície da partícula e a solução. Este potencial elétrico pode ser representado graficamente como uma tensão elétrica que deve ser aplicada para trazer da solução uma unidade de carga com o mesmo sinal da carga da partícula para uma dada distância da superfície da partícula (Figura 3.4b). O potencial tem um valor máximo na superfície da partícula e diminui com a distância da superfície. Essa diminuição é afetada pelas características da camada difusa, e, também pelo tipo e concentração de íons na solução.

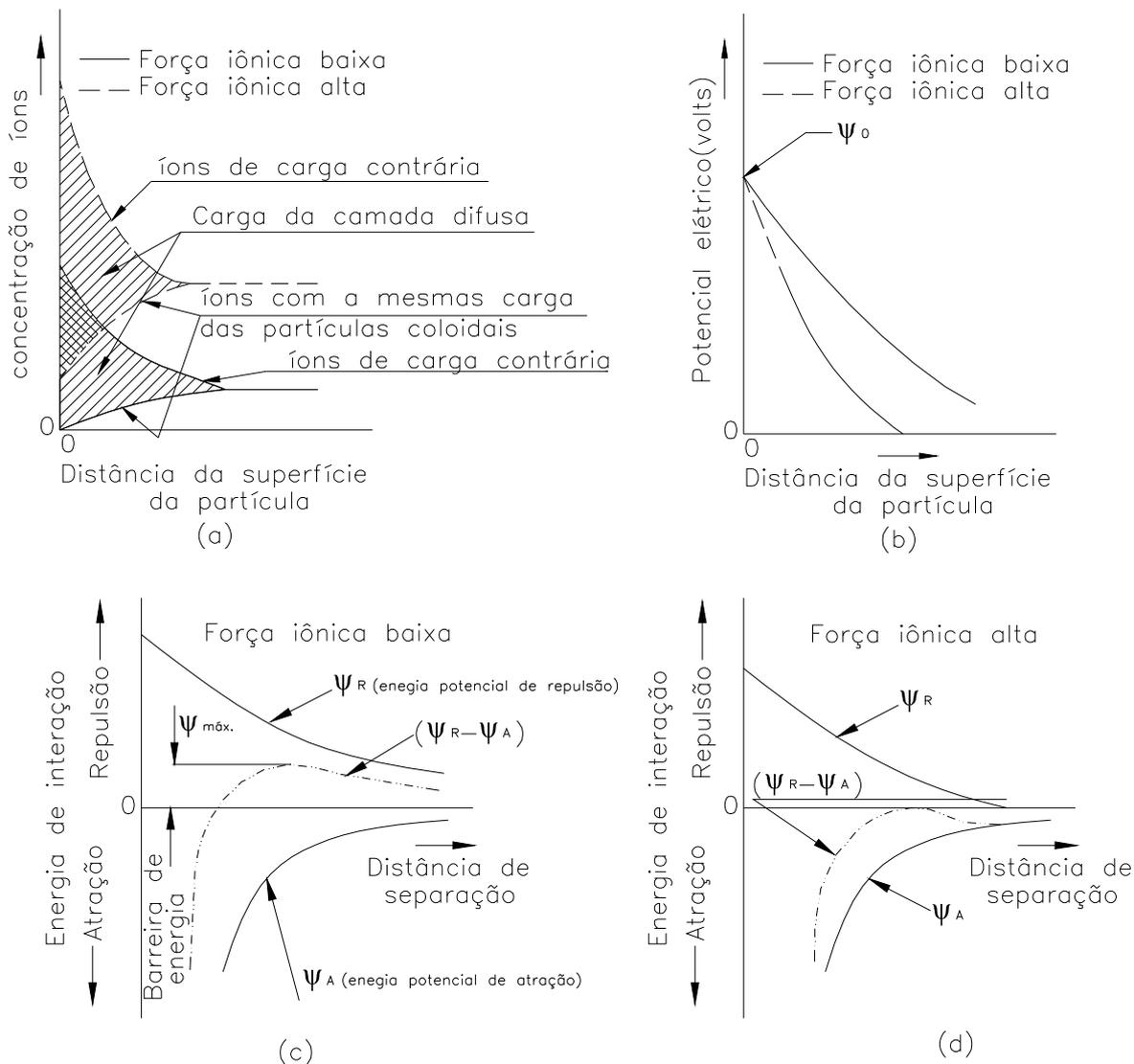


Figura 3.4 – Representações esquemáticas: (a) da camada dupla difusa; (b) do potencial da camada difusa; e (c e d) de dois casos de energias de interação de partícula-partícula no sistema coloidal eletrostaticamente estabilizado. Fonte: AWWA, 1990.

3.2 Coagulação

3.2.1 Aspecto histórico

Segundo Faust & Aly (1998), dois mil anos antes de Cristo, os egípcios já coagulavam a água para beber. Eles a coletavam de rios, transportavam-na em recipientes de pele de camelo e a colocavam em receptáculos grandes, nas bordas dos quais eram espremidas amêndoas, que depois eram jogadas dentro dos mesmos e misturadas vigorosamente com os braços, por um curto período de tempo. Após essa mistura, a água ficava em repouso por aproximadamente

três horas para que a sujeira descesse para o fundo. A água ficava clara o suficiente para ser guardada em jarros, onde conservava-se fresca e tornava-se ainda mais clara com o tempo para o uso.

Plínio (cerca de 77 d.C.) foi provavelmente o primeiro a mencionar o uso do sulfato de alumínio como coagulante. Ele descreveu o uso tanto da cal (giz de Rodes) quanto do sulfato de alumínio (argila da Itália) para potabilizar água com sabor amargo. Os egípcios aparentemente comercializaram o sulfato de alumínio antes de sua utilização para o tratamento de água. Em 1461, o Papa Pio II, numa tentativa de criar o monopólio sobre a produção de sulfato de alumínio, utilizou mão-de-obra que chegou a contar oito mil trabalhadores. Por volta do ano de 1757, a água enlameada da Inglaterra foi tratada com dois a três grãos (1 grão = 64,8 mg) de sulfato de alumínio por quarta (1,137 L), seguida de floculação e filtração. Em 1881, o sulfato de alumínio foi utilizado como coagulante na estação de tratamento da cidade de Balton, na Inglaterra, cuja dosagem foi de 1,5 grãos por galão imperial (4,546 L). A partir de cerca de 1885, a coagulação passou a ser efetuada antes da filtração com filtros de areia.

A primeira investigação científica do emprego do sulfato de alumínio para coagulação foi conduzida e relatada por Austen e Wilbur, da Rutgers University, em 1885. Eles observaram que, com a adição de dois grãos de sulfato de alumínio por galão (~34 mg/L), a água foi clarificada. Mais tarde, entre os anos de 1885 e 1897, a água do Rio Ohio foi utilizada em experimentos que visavam reduzir sua turbidez. Dos vários compostos testados, dentre os quais o sulfato de alumínio, o sulfato de alumínio com potássio e o sulfato de alumínio com cal, este último foi o que deu o melhor resultado. Esses experimentos difundiram o uso desses produtos na coagulação como auxiliares da filtração rápida com areia nos Estados Unidos. Houve também pesquisas do uso de componentes de ferro, tais como o sulfato ferroso, cloreto férrico, cloro adicionado ao sulfato ferroso e sulfato férrico como coagulantes, dos quais foram obtidos resultados razoavelmente eficazes em certas situações.

3.2.2 Caracterização

A coagulação quase sempre inicia o tratamento da água e deste constitui uma das principais etapas, uma vez que todas as demais dela dependem, independentemente de ser a tecnologia de tratamento utilizada o ciclo completo ou a filtração direta.

Caracteriza-se a coagulação como a mistura de produtos químicos na água a ser tratada, de forma que as partículas e alguns contaminantes dissolvidos sejam agregados, formando partículas maiores, que serão removidas por processos posteriores de clarificação e filtração. Recentemente a coagulação vem sendo definida como o conjunto das reações, mecanismos e resultados no processo de agregação das partículas na água a ser tratada.

Cleasby *et al.* (1989) *apud* Budd *et al.* (2004), analisando estações de tratamento que empregam filtração em meio granular nos Estados Unidos, concluíram que, para se atingir metas de remoção de partículas, o processo de coagulação foi mais importante do que as características físicas do filtro.

Segundo Budd *et al.* (2004), hoje, além da remoção da cor e da turbidez, a necessidade de remoção da matéria orgânica natural (MON) pela coagulação está cada vez mais difundida; resultado da exigência de remoção de carbono orgânico total (COT) contida nas regras americanas relacionadas aos desinfectantes e aos subprodutos da desinfecção.

As reações do coagulante com as impurezas (desestabilização das partículas), que podem ter curtíssima duração, variando de décimos a centésimos de segundo, ocorrem principalmente nas unidades de mistura rápida.

Cleasby *et al.*(1998) *apud* Budd *et al.* (2004) afirmaram que a qualidade da água tratada depende mais da eficácia da estratégia do tratamento químico e da habilidade dos operadores em responder aos problemas, do que da sofisticação ou da idade das estações de tratamento.

As mudanças dos padrões e das metas de qualidade da água e o desenvolvimento de novos produtos químicos para a coagulação vêm estimulando a realização de uma diversidade de estudos relacionados à coagulação. Espera-se que esses estudos continuem ocorrendo, contribuindo para a economia e para a eficiência do tratamento da água.

3.2.3 Mecanismo de coagulação

Vários tipos de coagulante podem ocasionar a desestabilização dos materiais suspensos e dos materiais dissolvidos de diferentes maneiras. Assim, a coagulação resulta da ação dos seguintes mecanismos: compressão de camada difusa, adsorção e neutralização de carga,

varredura, adsorção e formação de pontes (AMIRTHARAJAH & O'MELIA, 1990), para os quais são apresentados comentários gerais, a seguir.

3.2.3.1 Compressão da camada difusa

Sais comuns, tal como o cloreto de sódio, são algumas vezes denominados de “eletrólitos indiferentes”. Isso significa que os íons produzidos na solução (Na^+ e Cl^-) atuam como cargas localizadas e não têm características químicas de hidrólise e de adsorção na coagulação. O modelo eletrostático de Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek (DLVO) fornece uma descrição útil de coagulação por esses sais. Os resultados do uso desses coagulantes foram resumidos por Hardy em 1900 na regra de Schulze-Hardy, a qual afirma que a desestabilização de um colóide por um eletrólito indiferente é acarretada por íons de cargas opostas às cargas do colóide e que a eficácia da coagulação dos íons aumenta notavelmente com o aumento da sua carga. Por exemplo, as dosagens de Na^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} necessárias para desestabilizar um colóide carregado negativamente variaram aproximadamente na razão de $1:10^{-2}:10^{-3}$.

As interações entre coagulantes indiferentes e partículas coloidais são puramente eletrostáticas; íons de carga igual à carga inicial do colóide são repelidos e íons de carga contrária à do colóide são atraídos (Figura 3.4a). A desestabilização por íons de carga contrária ocorre pela compressão da camada difusa em volta das partículas coloidais. Concentrações altas de eletrólitos na solução (*i.e.*, alta força iônica e alta concentração de sólidos totais) produzem altas concentrações de íons com cargas contrárias na camada difusa, diminuindo, assim, o volume da camada difusa necessário para manter a eletroneutralidade; conseqüentemente, diminuem a espessura da camada difusa e o campo de repulsão entre as partículas coloidais iguais (Figuras 3.4a e 3.4b). As forças de atração de van der Waals podem interferir na barreira de ativação de energia, fazendo-a desaparecer, eliminando assim a estabilização eletrostática (Figuras 3.4c e 3.4d).

Um bom exemplo de desestabilização por compressão da camada difusa ocorre quando a água doce de rios, que possui partículas com força iônica baixa, mistura-se com a água do mar, que possui íons com força iônica alta, ocasionando a desestabilização das partículas por compressão da camada difusa. A acumulação dessas partículas leva à formação de deltas nas desembocaduras dos rios.

Curvas esquemáticas de turbidez residual em função da dosagem do coagulante para águas tratadas com Na^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} são apresentadas na Figura 3.5a. Essas curvas são baseadas na regra empírica de Schulze-Hardy e no modelo teórico de DLVO. Elas proporcionam o entendimento de alguns fenômenos eletrostáticos na estabilidade coloidal e na coagulação. Porém, elas não descrevem os processos que são mais importantes na prática de tratamento de água.

3.2.3.2 Adsorção e neutralização de carga

A neutralização de carga ocorre quando uma quantidade suficiente de coagulante é adicionada à água, de modo que a carga negativa sobre os contaminantes seja neutralizada, ou seja, atinja valores de potencial zeta próximos de zero. Para a tecnologia de tratamento por filtração direta, esse mecanismo é o mais indicado, pois não há necessidade de se formar flocos grandes e sim de desestabilizar as partículas para que estas sejam mais eficientemente retidas nos filtros.

A capacidade do coagulante de desestabilizar uma dispersão coloidal é, na verdade, resultante de uma composição de interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. Por exemplo, o dodecilamônio ($\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NH}_3^+$), sal de amina de longa cadeia, é uma substância ativa nas superfícies dos colóides; por causa disso, acumula-se nas interfaces entre coagulante e colóide, pela falta de interação entre as moléculas de água e os grupos de CH_2 em suas cadeias alifáticas (colóide e solvente), ocasionando a desestabilização. Por outro lado, íons de sódio e cálcio interagem fortemente com moléculas de água e não são ativos nas superfícies.

Resultados esquemáticos, nos quais $\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NH}_3^+$ é usado como coagulante, são mostrados na Figura 3.5b, adaptada do trabalho de Tamamushi e Tamaki (AWWA, 1990). Duas diferenças importantes ficam claras na comparação entre as espécies de coagulante Na^+ e $\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NH}_3^+$, conforme Figuras 3.5a e 3.5b. Primeiramente, íons de sódio são eficazes como coagulantes apenas em dosagens maiores que 0,1 mol/L, enquanto que a amina orgânica com carga idêntica produz desestabilização em dosagens tão baixas quanto 6×10^{-5} mol/L. Em segundo lugar, ao superdosar uma suspensão com Na^+ não ocorre reestabilização dos colóides, enquanto que a reestabilização, quando se utiliza $\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NH}_3^+$, pode ser notada pelo aumento da turbidez quando as dosagens de coagulante forem superiores a 4×10^{-4} mol/L. Esta reestabilização é também acompanhada por uma reversão de carga, ou seja, a carga resultante

sobre as partículas é revertida de negativa para positiva por uma adsorção do excesso de íons de cargas contrárias. Se as interações eletrostáticas propiciassem a desestabilização, tal adsorção do excesso de íons de cargas contrárias para produzir reversão e reestabilização de carga não seria possível.

Para os resultados apresentados na Figura 3.5b, as interações entre coagulante-solvente (neste caso mais precisamente a falta de interações coagulante-solvente entre íons de dodecilamônio e água) provavelmente são as principais responsáveis pela adsorção do coagulante na interface partícula-água. Para coagulantes como íons de ferro e de alumínio hidrolisado e hidróxi-cloreto, comumente utilizados no tratamento de água, a adsorção específica é comum, mas neste caso geralmente resulta de interações químicas entre coagulante e colóide. Como a adsorção é dominante, resultados em *jar test* podem assemelhar-se com as Figuras 3.5b e 3.5c, ao invés de assemelharem-se com a Figura 3.5a. Superdosagens e reversão de cargas são possíveis com sais de ferro e de alumínio e polímeros orgânicos.

3.2.3.3 Varredura

Quando um sal de metal, como o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, é adicionado à água em concentrações suficientemente altas para ocasionar a precipitação do hidróxido do metal [*e.g.*, $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$, respectivamente] as partículas coloidais podem ser retidas nesses precipitados, à medida que eles vão se formando. Esse fenômeno foi chamado por Packham de coagulação por “varredura de flocos” (AWWA, 1990). Este processo é uma combinação de desestabilização e transporte, sendo muito usado em tratamentos convencionais (ciclo completo), pois os flocos que se formam são maiores e a velocidade de sedimentação é alta em relação ao mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. A curva da Figura 3.5c apresenta a curva de turbidez residual para as condições de varredura.

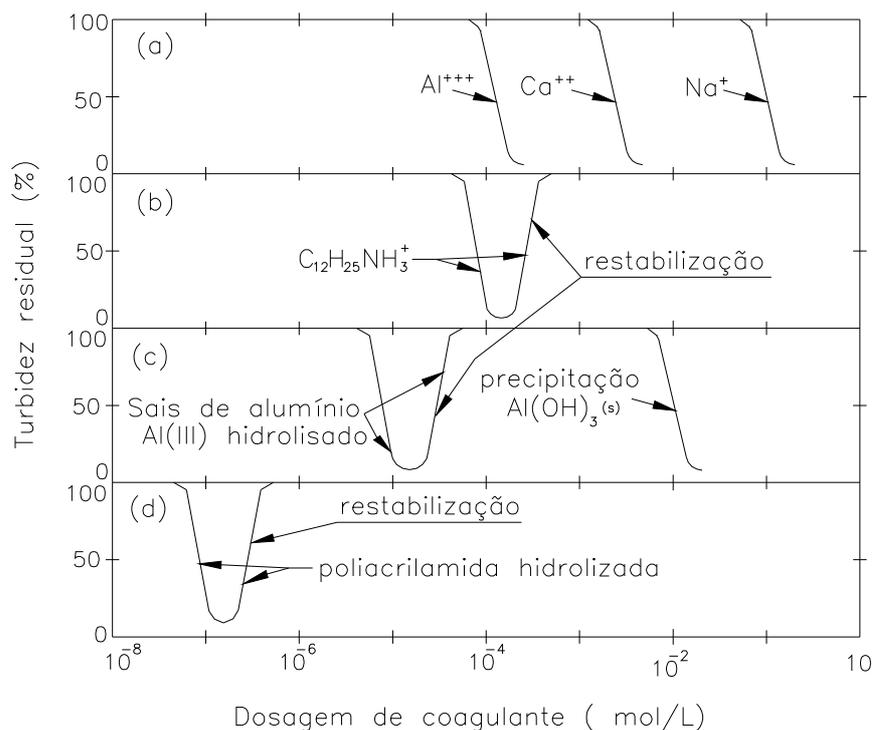


Figura 3.5 – Curvas esquemáticas de coagulação
(resultados de *jar test* para quatro tipos de coagulantes).

Fonte: AWWA, 1990 (adaptado).

3.2.3.4 Adsorção e formação de pontes de hidrogênio

Polímeros orgânicos sintéticos vêm sendo utilizados com mais frequência no tratamento de águas, mostrando-se eficientes, podendo ser catiônicos, não iônicos e aniônicos. LaMer, Healy, Michaels e Ruehrwein desenvolveram a teoria de pontes, que fornece uma descrição útil da capacidade de polímeros com peso molecular alto de desestabilizar dispersões de colóides (AWWA, 1990).

A desestabilização por pontes ocorre quando um segmento de uma cadeia de polímeros fica retido sobre mais de uma partícula, ligando-as. Quando a molécula de um polímero entra em contato com a partícula coloidal, alguns grupos reagem sobre o polímero retido na superfície da partícula, deixando outras porções de moléculas espalhadas na solução (Figura 3.6). Se uma segunda partícula, com alguns espaços de adsorção vazios, entra em contato com os segmentos dos polímeros, poderá ocorrer uma adesão, como mostrado na Figura 3.7a, adaptada de Gregory (AWWA, 1990). Uma partícula-polímero-partícula é formada, na qual o polímero serve como ponte. Para que uma ponte seja eficaz, há dois requisitos. Primeiro, que os polímeros retidos afastem-se da superfície da partícula o bastante para aderir a outras

partículas. Segundo, que a partícula tenha alguma superfície livre disponível para adsorção dos segmentos espalhados.

Se polímeros em excesso forem adicionados e adsorvidos, poderá ocorrer a reestabilização das partículas, devido à saturação da superfície, a qual pode ser estericamente estabilizada, ou seja, uma estabilização relacionada à estrutura espacial dos átomos na molécula, como ilustrado na Figura 3.7b.

A desestabilização e reestabilização de dispersões carregadas negativamente por polieletrólitos aniônicos é mostrada na Figura 3.5d.

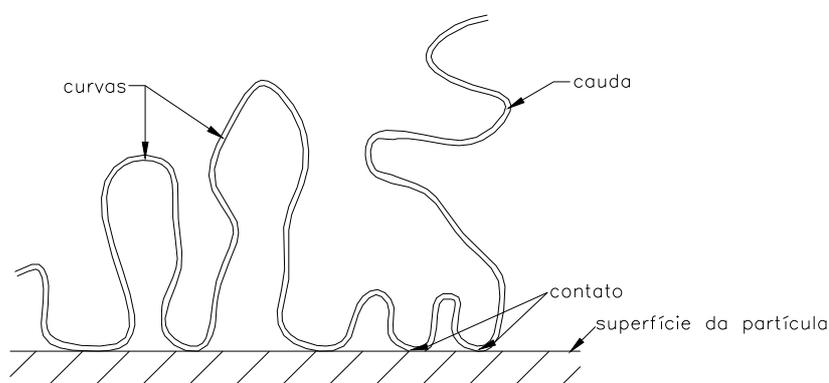


Figura 3.6 – Configuração de polímero adsorvido com curvas, caudas e contatos.

Fonte: AWWA, 1990.

Segundo Arboleda (2000) *apud* Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), o uso de polieletrólitos sem adição de coagulantes metálicos pode aumentar, em alguns casos, a duração das carreiras de filtração. Contudo, o uso de polieletrólitos pode ocasionar aglutinamento do leito filtrante, levando à sua deterioração. Carns e Parker (1985) *apud* Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), relatam que a combinação de argila com polímero possibilitou reduzir em 50% o volume da água necessário para a lavagem dos filtros quando comparado à situação em que foi utilizado apenas sulfato de alumínio como coagulante.

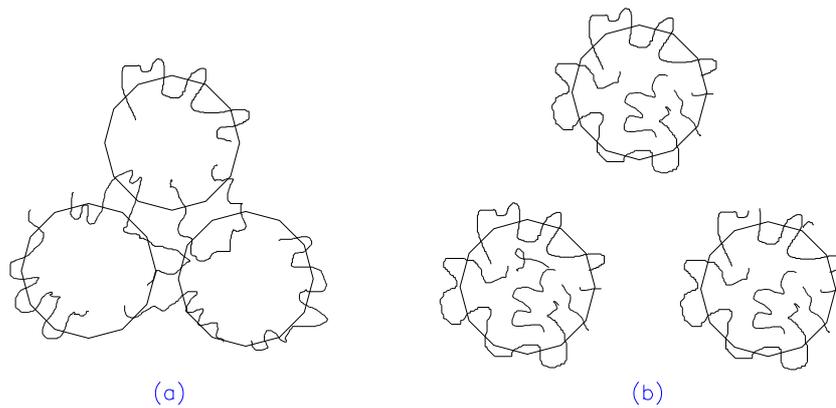


Figura 3.7 – (a) Agregação e (b) reestabilização das partículas coloidais por polímeros adsorvidos. Fonte: AWWA, 1990.

3.2.3.5 Diagramas de coagulação

Em 1982 Amirtharajah & Mills desenvolveram, com base no diagrama de solubilidade do alumínio, o diagrama de coagulação mostrado na Figura 3.8, o qual contém quatro regiões, que representam os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (AMIRTHARAJAH & MILLS, 1982). Contudo, é importante salientar que essas regiões podem variar em função das características da água estudada.

Região 1: nesta região ocorre a neutralização da carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas do alumínio, que são adsorvidas na superfície do colóide.

Região 2: região de reestabilização. Observa-se pela Figura 3.8 que a reestabilização ocorre para o potencial zeta maior que zero.

Região 3: esta região é chamada, segundo Amirtharajah & Mills (1982), de corona. Observa-se na Figura 3.8 que, com dosagens inferiores a 3 mg/L de $Al_2(SO_4)_3 \times 14,3H_2O$ e pH variando entre 5,8 e 6,6, consegue-se desestabilizar, por adsorção, os colóides presentes na água.

Região 4: nesta região os colóides são desestabilizados pelo mecanismo de varredura. Observa-se na Figura 3.8 que a faixa correspondente ao pH nesta região é bastante ampla, variando entre 5,5 e 9. Nota-se ainda que as dosagens de coagulante são elevadas, acima de 20 mg/L de $Al_2(SO_4)_3 \times 14,3H_2O$.

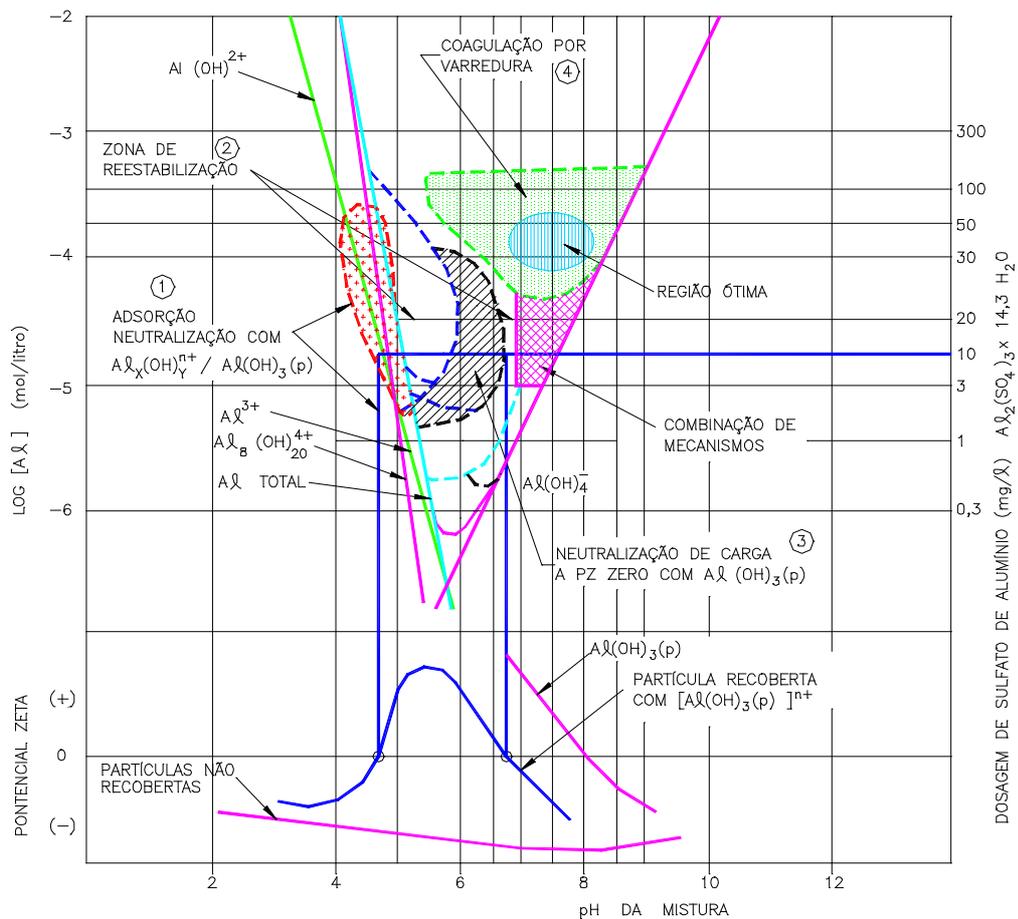


Figura 3.8 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial zeta. Fonte: AWWA, 1990.

Os diagramas de coagulação são ferramentas úteis para prever as condições químicas em que ocorre a coagulação, portanto essenciais para planejar, analisar e interpretar estudos em *jar test* e em escala piloto, contribuindo desta maneira para a definição da dosagem de coagulante e as condições de pH para redução da turbidez e da cor e de outros parâmetros de interesse.

3.2.4 Coagulantes

No tratamento de águas de abastecimento, os sais de alumínio e ferro são os mais utilizados como coagulantes primários. Os sais de alumínio incluem o sulfato de alumínio, aluminato de sódio, e vários produtos preparados comercialmente, tais como cloridrato de alumínio e hidróxi-cloreto de alumínio. Já os sais de ferro compreendem o cloreto férrico, o sulfato férrico e formulações de poliferro. Embora os polímeros sejam aplicados como coagulantes primários em algumas situações, eles não são eficientes para remoção de matéria orgânica

natural (MON) (HUBEL e EDZWALD, 1987, *apud* BUDD *et al.*, 2004). O sulfato de alumínio continua sendo o coagulante mais utilizado em várias partes do mundo para tratamento de águas de abastecimento devido ao baixo custo e à eficiência, contudo o uso do cloreto férrico e do hidróxi-cloreto de alumínio (PACl) vem aumentando. Os polímeros, especialmente os floculantes, podem ser responsáveis por uma grande parcela do custo total dos coagulantes, devido à complexidade de elaboração desses produtos; porém, vale salientar que o seu uso pode contribuir para a redução do custo total do tratamento de água. Alguns coagulantes são misturas de polieletrólitos orgânicos com sulfato de alumínio, com sais de ferro ou com PACl.

3.2.4.1 Considerações para a seleção do coagulante

Na escolha do coagulante deve-se levar em conta suas características e a qualidade da água bruta. Coagulantes fornecidos por empresas distintas podem dar resultados diferentes no tratamento da água. Isso se deve ao fato de que as concentrações de impurezas nos coagulantes podem variar muito, devido a diferenças na qualidade do material que foi utilizado para produzi-los. O sulfato de alumínio por exemplo, pode ser extraído de materiais que são ricos em alumínio, tais como bauxita, alumina, argilas, e outros minerais de silicato de alumínio. O alumínio pode ser extraído pela dissolução na fase sólida, em ácido sulfúrico, seguido de filtração. A bauxita, rica em alumínio, é um solo formado há milhões de anos em condições quentes e úmidas, enquanto a alumina é um produto artificial, purificado, geralmente oriundo da bauxita. O sulfato de alumínio produzido da bauxita geralmente contém concentrações mais altas de impurezas (traços de metais, ânions, e carbono orgânico) do que o sulfato de alumínio extraído da alumina, o qual, por sua vez, tende a conter concentrações mais altas de sódio e zinco.

Um outro aspecto que vem sendo considerado para a escolha do coagulante em diversos países é o lodo que o coagulante gera no tratamento e suas características, as quais dependem da qualidade da água bruta e do pré-tratamento químico utilizado.

Segundo a AWWA (1990), os dois componentes principais dos resíduos do tratamento de água (RTA) são os materiais contidos na água – solúveis ou insolúveis – e os produtos utilizados para a remoção destes materiais. As características químicas e físicas dos RTA são influenciadas pela composição química do coagulante. Conseqüentemente, problemas

relacionados com o manuseio e disposição dos RTA podem ser minimizados ajustando-se o processo de coagulação e, em alguns casos, pela mudança do coagulante.

Segundo DeWolfe *et al.* (2003), o gerenciamento dos RTA tem sido uma das principais motivações de mudança e escolha do tipo de coagulante em várias ETAs nos Estados Unidos. Pesquisas para identificar as características dos RTA e seu gerenciamento vêm contribuindo para a melhoria de sua qualidade e para a maximização da sua reutilização, minimizando a quantidade de lodo, ocasionando impactos favoráveis ao meio ambiente e diminuição dos custos operacionais.

Dentre as principais características dos coagulantes que devem ser consideradas tem-se:

- concentração em termos de ingrediente ativo (*e.g.*, % Al_2O_3 , % Fe ou % Fe_2O_3);
- acidez como porcentagem de ácido livre ou pré-neutralização como porcentagem de basicidade;
- concentração de qualquer contaminante (*e.g.* material inerte, COT, índice de metais e outros);
- temperatura de cristalização e congelamento, no caso de países frios;
- corrosividade e compatibilidade com os materiais onde serão armazenados e tubulações onde serão transportados;
- viscosidade;
- efeitos da diluição sobre a atividade, viscosidade e temperatura de cristalização;
- custo, facilidade de transporte, armazenamento e manuseio;
- característica do lodo gerado; e
- compatibilidade com outros produtos químicos.

A Tabela 3.1 apresenta as características mais comuns de alguns coagulantes.

Em lugares cujas temperaturas são muito baixas, a temperatura de congelamento do coagulante é uma característica importante a ser observada, pois o ponto de congelamento varia, dependendo do tipo do coagulante ou de sua concentração, ocasionando, muitas vezes, interrupção no tratamento da água que está sendo tratada. Por outro lado, em países tropicais, cujas temperaturas são mais altas, os coagulantes podem se tornar géis. Alguns PACl e coagulantes a base de ferro poderão se tornar géis quando diluídos ou quando misturados com outros coagulantes.

Tabela 3.1
Características mais comuns de alguns coagulantes.

Coagulante	Composição típica	Al ₂ O ₃ ou Fe (%)	Ponto de congelamento (°C)	Viscosidade (Cps)*	Densidade (g/cm ³)
Sulfato de alumínio líquido	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·14H ₂ O	8,3	-8	20	1,32
Sulfato de alumínio seco	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·14H ₂ O	17,1	Não disponível	Não disponível	Não disponível
Sulfato de alumínio com ácido a 30%	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·14H ₂ O + H ₂ SO ₄	5 a 8	-10 a -17	20	1,26 a 1,30
Cloreto férrico	FeCl ₃ (30 a 40%)	12 a 14	-20 a -50	3 a 10	1,26 a 1,49
Sulfato ferroso	Fe(SO ₄) ₃	10 a 12,5	-40	30	1,48
PACI (50% de basicidade)	Al(OH) _{1,5} (SO ₄) _X (Cl) _Y	6 a 10,25	-12	7	1,20
PACI (70% de basicidade)	Al(OH) _{2,1} (SO ₄) _X (Cl) _Y	10,5	-11	10	1,23
ACH (cloridrato de alumínio)	Al(OH) _{2,46} (SO ₄) _X (Cl) _Y	23,6	-6	20	1,35
Aluminato de sódio	NaAlO ₂	20 a 45	-32	300	1,50
PASS (sulfato silicato de polialumínio)	Al Ca _a Na _b (OH) _X (SO ₄) _Y	10	0 a 5	17	1,33

*Obs.: SI: 1 *pouiseuille* (PI) = 1 N · s/m²

MKS: 1 poise (P) = 0,1 N · s/m²

100 centipoise = 1 P = 1 g/cm · s.

Para a água a 20° C e 1 atm – 1 centipoise = 10⁻³ N·s/m²

A comparação entre dosagens de coagulantes deve ser feita usando unidades equivalentes, pois analisar coagulantes em unidades de concentração incompatíveis poderá levar a conclusões falsas. Por exemplo, quando se compara diferentes coagulantes a base de alumínio, deve-se usar mg/L ou milimoles por litro (mM) de Al; para coagulantes a base de ferro, mg/L ou mM de Fe e, para comparar coagulantes a base de ferro com os a base de alumínio, recomenda-se utilizar milimoles por litro de Al ou Fe.

3.2.4.2- Mistura rápida

Na mistura rápida as partículas são bombardeadas por produtos químicos, com o objetivo de serem desestabilizadas, para que possam ser removidas em etapas subsequentes.

A dispersão do coagulante na mistura rápida é realizada em dispositivos hidráulicos, mecanizados ou especiais.

A NBR-12216 (1992) reconhece como dispositivos de mistura os seguintes: **a)** qualquer trecho ou seção de canal ou de canalização que produza perda de carga compatível com as condições desejadas, em termos de gradiente de velocidade e tempo de mistura; **b)** difusores

que produzam jatos da solução de coagulante, aplicados no interior da água a ser tratada; **c)** agitadores mecanizados; e **d)** entrada de bombas centrífugas.

Ainda de acordo com essa Norma, podem ser utilizados como dispositivos hidráulicos de mistura: **a)** qualquer singularidade onde ocorra turbulência intensa; **b)** canal ou canalização com anteparos ou chicanas; **c)** ressalto hidráulico; e **d)** qualquer outro trecho ou seção de canal ou canalização que atenda às condições especificadas por essa Norma para dispositivos de mistura rápida.

A NBR-12216 (1992) preconiza ainda que as condições ideais em termos de gradiente de velocidade, tempo de mistura rápida e concentração de coagulantes devem ser determinadas em laboratório. No entanto, caso isso não seja possível, deve-se seguir a seguinte orientação: **a)** a dispersão de coagulantes metálicos hidrolisáveis deve ser feita a gradientes de velocidade compreendidos entre 700 e 1.100 s⁻¹, em tempo de mistura rápida não superior a 5 s; e **b)** a dispersão de polieletrólitos, como coagulantes primários ou auxiliares de coagulação, deve obedecer às recomendações do fabricante.

A aplicação do coagulante deve ser feita imediatamente antes do ponto de maior dissipação de energia e através de jatos de, no máximo, 10 cm. No caso de ressalto hidráulico, em que o número de Froude, $F_r = V/(gh)^{1/2}$, esteja compreendido entre 2,5 e 4,5 (ressalto oscilante), deve ser previsto um dispositivo que anule as oscilações de velocidade a jusante do ressalto.

Segundo Amirtharajah & Mills(1982), quando a coagulação é realizada pelos mecanismos de adsorção e neutralização de carga, uma grande intensidade de energia é extremamente necessária durante a mistura rápida. Já quando a coagulação é realizada pelo mecanismo de varredura, não se exige grande intensidade de energia.

3.3 Filtração

A filtração consiste na remoção de impurezas (argilas, microorganismos, substâncias húmicas precipitadas e coloidais, partículas orgânicas, etc.), da própria água bruta ou resultantes do processo de tratamento da água (precipitados de alumínio e ferro utilizados na coagulação, precipitados de hidróxido de magnésio, carbonato de cálcio, etc.).

A filtração é essencial à produção de água que atenda o padrão de potabilidade, podendo ser lenta ou rápida. Essa classificação se dá em função do processo (biológico ou físico-químico), da taxa e da profundidade de penetração de impurezas no meio filtrante. A filtração no filtro lento é biológica, sendo realizada, predominantemente, nas camadas superficiais do material filtrante, onde os sólidos são removidos, e a taxa de filtração geralmente é inferior a $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Para o filtro rápido, o processo é físico-químico, a taxa de filtração varia usualmente entre 150 e $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e os sólidos são removidos dentro do material granular (filtração de profundidade). De acordo com o sentido do escoamento, a filtração pode ser ascendente ou descendente.

A filtração rápida é utilizada tanto no tratamento completo (convencional) quanto na filtração direta. No tratamento de água no qual se utiliza o ciclo completo, a filtração remove as partículas que não foram retidas no flotor ou decantador. Já no tratamento simplificado, como não há flotor ou decantador, os filtros recebem diretamente a água coagulada ou floculada.

Os mecanismos para que as partículas na suspensão sejam removidas são complexos, pois são influenciados pelas características físicas e químicas da suspensão, do meio filtrante, da taxa de filtração, das características químicas da água e do método de operação do filtro (AMIRTHARAJAH, 1998). Geralmente os tamanhos das partículas removidas por filtração são muito menores que o tamanho dos interstícios dos grãos do meio filtrante, o que se deve aos mecanismos de transporte (que carregam as partículas das linhas de fluxo na solução para perto dos coletores) e à aderência (que causa a aderência no meio granular por meio das forças superficiais), conforme Figura 3.9.

O mecanismo de aderência envolve interações eletrostáticas e forças de London-van der Waals ou interações químicas superficiais. Em função das características físicas e químicas da suspensão, das características do meio filtrante, da taxa de filtração e das características químicas da água, define-se o mecanismo dominante.

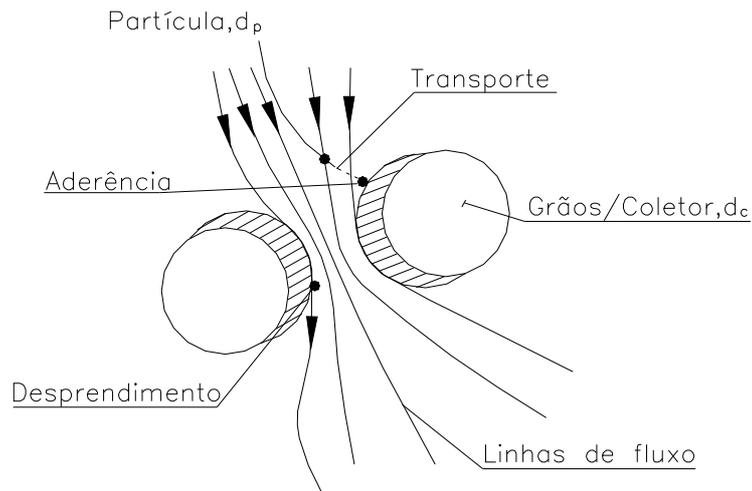


Figura 3.9 – Mecanismo de filtração. Fonte: Amirtharajah, 1988.

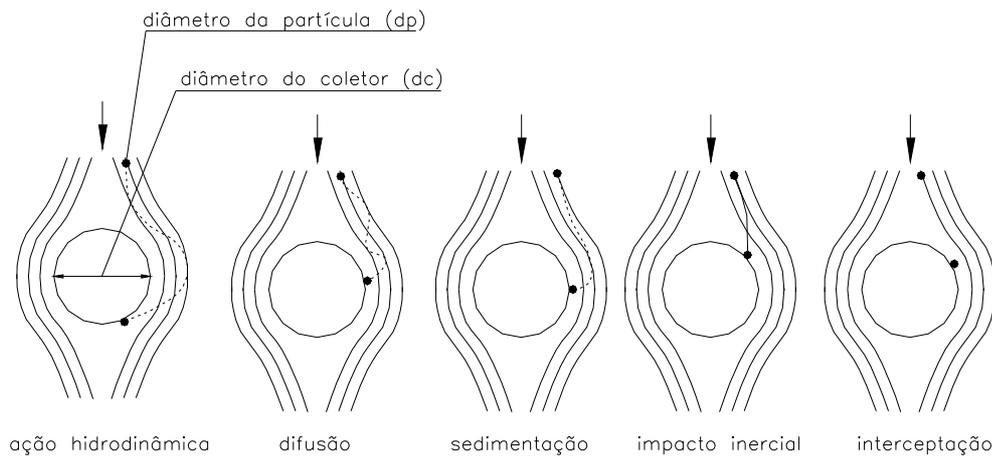


Figura 3.10 – Mecanismo de transporte na filtração com ação de profundidade.

Fonte: Amirtharajah, 1988.

Os mecanismos de transporte podem ser divididos em: **a) ação hidrodinâmica:** deve-se à rotação e ao movimento da partícula, sujeita a um gradiente de velocidade, ao longo das linhas de fluxo; **b) difusão:** deve-se ao movimento Browniano, resultado do bombardeamento da partícula pelas moléculas de água, sendo proporcional ao aumento da energia termodinâmica da água e à diminuição de sua viscosidade; **c) sedimentação:** causada pela força da gravidade; **d) impacto inercial:** tem pouca significância para a filtração, devido aos pequenos tamanhos das partículas e às velocidades de filtração empregadas no processo de filtração em

meio granular; e **e) interceptação**: este mecanismo ocorre quando a trajetória da partícula ao longo das linha de fluxo está suficientemente perto do coletor para que a aderência ocorra.

Os mecanismos de sedimentação, interceptação e difusão têm sido considerados os responsáveis pela eficiência do transporte das partículas à superfície do meio filtrante granular.

3.3.1 Materiais filtrantes

O meio filtrante pode ser constituído de antracito, areia ou granada. As características granulométricas desse materiais granulares, tais como tamanho, forma, densidade, dureza e porosidade influenciam diretamente no desempenho da filtração. Para filtros de uma ou mais camadas, os materiais são especificados em função de suas características granulométricas, que devem estar de acordo com as recomendações da NBR-11799 (1990). Estudos em escala piloto contribuem para a escolha dos materiais, das granulometrias que irão compor os filtros e da espessura do leito filtrante. Caso não seja possível a realização de estudos em escala piloto, a NBR-12216 (1992) preconiza a granulometria do material e a espessura mínima da camada filtrante. A granulometria influencia consideravelmente a qualidade da água tratada e a duração da carreira de filtração. No meio filtrante cuja granulometria é menor, dificilmente ocorrerá o transpasse, porém as carreiras de filtração serão curtas. Da mesma maneira, o meio filtrante cuja granulometria é maior terá carreiras de filtração longas, mas a possibilidade de ocorrer o transpasse será maior.

3.3.2 Filtração direta

A filtração direta pode ser ascendente ou descendente. No presente trabalho, está sendo enfatizado o processo de filtração direta descendente em linha, que é a tecnologia de tratamento atualmente empregada para a água estudada. Trata-se de uma tecnologia que prescinde da floculação e da sedimentação ou flotação e a água coagulada é encaminhada direto para os filtros. A Tabela 3.2 apresenta valores de alguns parâmetros para água candidata à filtração direta. Observa-se que há divergência entre autores quanto aos limites desses parâmetros. Uma vez que esses valores são apenas referências, outros parâmetros devem ser avaliados conjuntamente, tais como carbono orgânico total e distribuição do tamanho de partículas.

Tabela 3.2

Limites de alguns parâmetros da água bruta sugeridos para filtração direta descendente.

Parâmetros	AWWA Fonte: AWWA, 1990	Cleasby <i>et al.</i> Fonte: AWWA, 1990	PROSAB Fonte: Di Bernardo (Coord.) <i>et al.</i> , 2003
Cor aparente(uH)	< 40	< 40	90% ≤ 20* 95% ≤ 25* 100% ≤ 50*
Turbidez (uT)	< 5	< 7 < 11	90% ≤ 10 95% ≤ 25 100% ≤ 100
Algas	< 2000 UPA/mL	< 2000 UPA/mL	500 UPA/mL

* Cor verdadeira.

Segundo Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), a filtração direta oferece como vantagens, em relação ao tratamento convencional: o custo de implantação cerca de 30 a 50% menor, devido à ausência de decantador e floculador; o consumo de coagulante é menor, em função do mecanismo de coagulação utilizado; baixos custos com produtos químicos e menor produção de lodo. Entre as desvantagens, pode-se citar restrições para águas com valores altos de cor e de turbidez e o menor tempo para o operador fazer os ajustes necessários decorrentes de mudanças de qualidade da água bruta, devido ao curto tempo de detenção na ETA.

Alguns autores sugerem limites de aplicação da filtração direta de acordo com a dosagem de coagulante necessária ao tratamento. Wagner & Hudson Jr. (1982) afirmam que quanto maior a dosagem de coagulante, maior será o volume dos flocos que se depositam sobre os filtros, provocando mais rapidamente sua colmatação. Dessa constatação inferem que uma dosagem baixa de coagulante aumenta a chance de sucesso do tratamento da água por filtração direta. Assim sendo, quando a dosagem requerida é menor que 6 mg/L, a água é, em geral, adequada para a filtração direta. Já as águas que exigem dosagens de coagulante entre 6 mg/L e 15 mg/L, estão numa faixa intermediária e a tecnologia de tratamento por filtração direta deve ser avaliada caso a caso. Finalmente, se a dosagem de coagulante utilizada superar 20 mg/L, o uso da filtração direta é questionável, a menos que se preveja o emprego da dupla filtração.

Tentando viabilizar a filtração direta por meio da redução da dosagem de coagulante, vêm sendo realizados diversos estudos, os quais examinam várias alternativas, tais como: a utilização de polímeros, a pré-oxidação da água e a substituição do coagulante, determinando-

se as dosagens dos produtos químicos e o pH de coagulação adequado para a água que estiver sendo estudada. Inicialmente os ensaios são realizados em escala de bancada, devendo-se, sempre que possível, passar para escala piloto antes de fazer a aplicação na ETA em escala real.

Edzwald, Becker & Tambini (1987) analisaram os efeitos de algumas variáveis (qualidade da água bruta, tipos de produtos químicos e características físicas dos filtros) no desempenho da filtração direta. Eles concluíram que a filtração direta, quando se utiliza polímeros catiônicos como coagulante, é viável para tratamento de águas com turbidez menor que 6,5 uT e com concentração de COT menor que 5 mg/L. Já águas com concentrações de COT maiores que 5 mg/L exigem dosagens muito elevadas de polímeros catiônicos, o que aumenta a concentração trihalometanos (THM), afetando sua qualidade final.

Petruševski *et al.* (1987) examinaram a influência do meio de cultivo de algas na filtração direta. Observaram que a penetração das algas no leito filtrante é consequência do tamanho das algas e da eficiência do coagulante utilizado para aglomeração durante a coagulação. A aplicação de oxidante (ozônio e permanganato de potássio) antes da coagulação melhorou a eficiência da filtração direta. Com o emprego do peróxido de hidrogênio a remoção de algas não foi eficiente para as condições investigadas.

Eikebrokk (1999), testando vários tipos de coagulantes em estudo em escala piloto, com o objetivo de otimizar o processo de coagulação para a filtração direta de água com concentrações de substâncias húmicas menores ou iguais a 4,5 CONP/L (carbono orgânico não purgável por litro) e alcalinidade menor ou igual a 0,3 mM/L, inferiu que tanto o desempenho do hidróxi-cloreto de alumínio quanto o do cloreto férrico foram melhores do que o desempenho do sulfato de alumínio, quer em termos de dosagem requerida, quer em amplitude da faixa de pH (4,5 a 7,5). Com o uso de quitosana (polímero catiônico produzido de crostas de certos crustáceos) obtiveram-se bons resultados de redução de cor.

Ndiongue, Desjardins & Prévost (2000) realizaram ensaios em equipamentos de *jar test*, com o objetivo de comparar o desempenho de coagulantes no tratamento, por filtração direta, de água com turbidez menor ou igual a 2,5 uT e carbono orgânico dissolvido menor ou igual a 2,58 mg C/L. Foram estudados o poli alumínio silicato sulfato e o hidróxi-cloreto de alumínio (PACl), o sulfato de alumínio, o sulfato férrico pré-hidrolisado e o cloreto férrico. Todos os coagulantes utilizados foram capazes de baixar a turbidez. Entre aqueles a base de alumínio, o

PACl pareceu ser o mais efetivo, enquanto, dentre aqueles a base de ferro, o cloreto férrico foi o melhor. Embora as dosagens do sulfato de alumínio fossem 1,2 mg Al^{+3}/L mais altas do que as dos outros coagulantes a base de alumínio, ele ofereceu uma vantagem comercial sobre os mesmos por causa de seu baixo custo. Quando a turbidez de 0,1 uT foi alcançada, a quantidade de carbono orgânico dissolvido removido era baixa. O maior percentual de remoção, que foi de 23%, foi obtido com cloreto férrico.

Barkács *et al.* (2000) estudaram a aplicabilidade de um coagulante inorgânico, do tipo poli alumínio, em comparação a um coagulante orgânico usado em processos de tratamento de água, a poliacrilamida. A eficiência do coagulante inorgânico, do tipo hidróxi cloreto de alumínio, na remoção de sólidos suspensos e também na minimização de concentrações residuais dos micro-poluidores dissolvidos, orgânicos e inorgânicos, foi constatada no caso do tratamento da água de lavagem de filtros. Os dados obtidos mostraram a vantagem da aplicação do coagulante inorgânico no tratamento da água. O sal de poli alumínio empregado foi economicamente competitivo, favorecendo as condições do tratamento e assegurando a qualidade final da água.

Barbosa, Messival e Baylão (2003) fizeram um estudo comparando a aplicação do coagulante hidróxi-cloreto de alumínio em substituição à utilização do cloreto férrico em uma unidade de tratamento por filtração direta. Os autores observaram que não houve diferença significativa nos resultados de redução de turbidez na comparação dos dois coagulantes. Quando o hidróxi-cloreto de alumínio foi utilizado, não se constatou a presença de alumínio residual na água tratada, mas quando o cloreto férrico foi utilizado, constatou-se a presença de ferro residual.

Avelino *et al.* (2003) investigaram a influência das concentrações dos coagulantes hidróxi-cloreto de alumínio e sulfato de alumínio e da qualidade do solvente na eficiência do processo de coagulação, visando ao tratamento por filtração direta descendente e observaram que o hidróxi-cloreto de alumínio apresentou melhores resultados para redução de turbidez.

3.3.3 Taxas de filtração e perdas de cargas

Segundo Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), há duas velocidades de interesse na filtração: **a**) velocidade de aproximação (V_{ap}), também chamada de taxa de filtração, que é igual à vazão afluyente dividida pela área em planta do filtro; e **b**) velocidade intersticial média (V_{im}), que é igual à V_{ap} dividida pela porosidade do meio filtrante. No decorrer da filtração, as

impurezas são retidas nos vazios intergranulares, reduzindo o volume de vazios e a porosidade, o que contribui para o aumento da velocidade intersticial e da perda de carga na região do meio filtrante considerado. Na filtração, o regime de escoamento é laminar e de acordo com a lei de Darcy (Equação 3.1):

$$\frac{H_{mf}}{L_{mf}} = K_r V_{ap} \quad \text{(Equação 3.1)}$$

Onde:

H_{mf} = perda de carga no meio filtrante granular (m);

L_{mf} = espessura do meio filtrante (m);

K_r = coeficiente de resistividade (s/m);

V_{ap} = velocidade ou taxa de filtração (m/s).

O coeficiente de escoamento está relacionado ao escoamento da água através do meio filtrante, e aumenta à medida que ocorre a retenção de impurezas no filtro.

A perda de carga total durante a filtração se deve à soma da: **a**) perda de carga laminar da camada suporte e do meio filtrante; e **b**) perda de carga turbulenta (perdas de carga que ocorrem nas canalizações adjacentes ao filtro, comportas de entrada, vertedouro de saída e no fundo falso). Essas perdas estão relacionadas à taxa de filtração e à resistência total à filtração. Para se obter a taxa de filtração desejada, a perda de carga total deve ser igual à carga hidráulica disponível (Equação 3.2):

$$\text{Taxa de filtração} \propto \frac{\text{carga hidráulica disponível}}{\text{resistência total do filtro}} \quad \text{(Equação 3.2)}$$

A taxa de filtração deve ser definida por meio de ensaios em instalação piloto, utilizando a água bruta a ser tratada e a camada filtrante igual à dos filtros a serem construídos. Caso isso não seja possível, a NBR-12216 (1992) preconiza as taxas máximas para filtração. Para filtração lenta, a taxa de filtração não deve ser superior a $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Já para filtração direta: **a**) para filtro de camada simples, adota-se $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; e **b**) para filtro de dupla camada, $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A taxa máxima para filtros de fluxo ascendente deve ser de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, devendo-se salientar que experiências em instalação piloto vêm demonstrando que essas taxas podem ser maiores.

3.3.4 Método de operação dos filtros

A necessidade de algum método de controle do filtro é reconhecida há muito tempo, como atesta a seguinte citação extraída do livro de Ellms de 1917: “A taxa de filtração deveria ser cuidadosamente controlada e flutuações rápidas na taxa, impedidas”. Se não se tentar controlar a vazão, os filtros podem não partilhar a vazão total da estação de maneira razoavelmente igual ou mudanças bruscas na taxa de filtração podem ocorrer, problemas esses que podem piorar a qualidade da água filtrada (AWWA, 1990).

Os métodos de operação de controle dos filtros podem ser mecanizados ou não, sendo que cada vez mais está se difundido o sistema de controle não mecanizado, uma vez que a manutenção dos equipamentos do sistema mecanizado acarreta constantes problemas operacionais na ETA, elevando os custos operacionais.

Dependendo do método de controle utilizado, poder-se-á ter carreiras mais longas, água com melhor qualidade, custos operacionais reduzidos e outras vantagens. Os métodos de controle do funcionamento dos filtros de acordo com a equação (Equação 3.2), podem ser divididos em:

a) carga hidráulica disponível constante e resistência total do filtro variável: nesse método a carga hidráulica disponível é constante, pois quase não há variação do nível da água. A taxa de filtração vai diminuindo ao longo do tempo, ou seja, à medida que as impurezas são retidas no meio filtrante, o que aumenta a resistência de escoamento. Devido à necessidade de reservação a montante, quando a capacidade de filtração for pequena, e, a jusante, quando esta for grande, esse método é pouco utilizado;

b) carga hidráulica disponível constante e resistência total do filtro constante: nesse método, a carga hidráulica disponível e a resistência total do filtro não variam. Para manter constante a resistência total do filtro, utiliza-se um dispositivo controlador na saída do filtro, que apresenta o valor da perda de carga igual à diferença entre a carga hidráulica disponível e a soma das perdas laminares no meio filtrante limpo e às perdas de cargas turbulentas;

c) carga hidráulica disponível variável e resistência total do filtro constante: esse método é semelhante ao anterior, porém o dispositivo de controle deverá também compensar as

variações de nível de água para que a taxa de filtração permaneça constante; (DI BERNARDO, 1993)

d) carga hidráulica disponível variável e resistência total do filtro variável: nesse método de controle de filtros a carga hidráulica disponível varia juntamente com a resistência total. Dependendo das características de entrada e saída dos filtros, a taxa poderá ser constante ou declinante.

Para taxa de filtração constante, a vazão afluyente deverá ser dividida igualmente para os filtros e o nível de água no interior de cada um deles deverá variar independente dos demais. A vazão será constante se o aumento da perda de carga, devido à retenção de impurezas com o tempo, for acompanhado da carga hidráulica disponível (DI BERNARDO, 1993).

Nos filtros que funcionam com taxa declinante variável, a alimentação é realizada por meio de uma tubulação ou canal com dimensões relativamente grandes. Recomenda-se, no entanto, que a veiculação da água seja feita por meio de um canal, pois isso permite que se visualize o nível de água, além de a perda de carga no canal ser baixa, de maneira que todos os filtros sejam submetidos à mesma carga hidráulica disponível. A entrada de água em cada filtro normalmente é realizada por uma comporta abaixo do nível de água no interior dos filtros. Nesse método de funcionamento, a taxa de filtração varia ao longo do tempo e o filtro com a menor taxa de filtração é retirado para lavagem, enquanto os demais permanecem em operação e, em conjunto com o canal de distribuição, absorvem a vazão do filtro retirado de operação. Ao término da lavagem, o filtro é recolocado em operação, voltando a ser alimentado pela transferência de água dos outros filtros e do canal de distribuição.

Segundo Vianna (1997), a filtração com taxa declinante variável é, de todos os métodos citados, o mais importante, não apenas por sua simplicidade, como também pela superioridade apresentada sobre os demais, no que se refere à carreira de filtração, tempo decorrido entre duas lavagens consecutivas e qualidade da água filtrada.

4 METODOLOGIA

No presente trabalho foram realizados estudos de tratabilidade com a água da Represa de Vargem das Flores, afluente à ETA de mesmo nome. A Represa, localizada no Município de Betim/MG, região metropolitana de Belo Horizonte, tem área de aproximadamente 5,5 km² e profundidade máxima de 21 m. A ETA trata em média 1.000 L/s, abastecendo partes das cidades de Belo Horizonte, Contagem e o Bairro Itacolomi, em Betim. A Figura 4.1 apresenta vista aérea parcial da Represa e da ETA de Vargem das Flores.

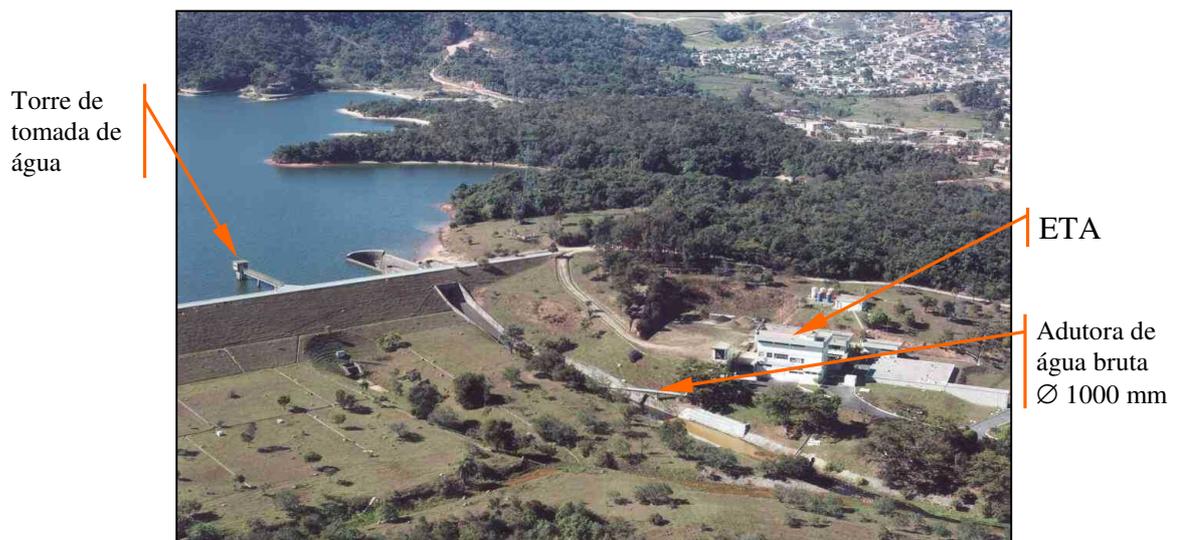


Figura 4.1 – Foto aérea parcial da Represa e da ETA de Vargem das Flores.

A metodologia encontra-se dividida em quatro partes. Na primeira, faz-se uma descrição da ETA; na segunda, apresentam-se os materiais, equipamentos e produtos utilizados na pesquisa; na terceira, caracteriza-se a água bruta e, na última, apresenta-se o procedimento experimental, o qual compreende: *a*) ensaios realizados para a escolha da areia utilizada nos ensaios de bancada; *b*) ensaios de bancada; *c*) ensaios para determinação do potencial zeta; *d*) ensaios para contagem de fitoplâncton; e *e*) ensaios em instalação piloto. A Figura 4.2 apresenta a seqüência da metodologia.

4.1 Descrição da ETA

Na ETA Vargem das Flores emprega-se a tecnologia de tratamento por filtração direta decendente com pré-cloração; utiliza-se o sulfato de alumínio como coagulante, cujas dosagens muitas vezes ficam acima do que é recomendado pelas bibliografias para a

tecnologia de filtração direta. A taxa média de filtração é de $300 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e as carreiras de filtração duram em torno de 16 horas, chegando a menos de 10 horas.

Os filtros da ETA foram dimensionados para funcionar com taxa declinante variável. Hoje, entretanto, na ETA, os leitos dos filtros são compostos de materiais e espessuras de camadas diferentes umas das outras, o que é incompatível com esse método de operação dos filtros. Em alguns filtros, o meio filtrante é de camada simples (areia), enquanto em outros o meio filtrante é composto de areia e antracito.

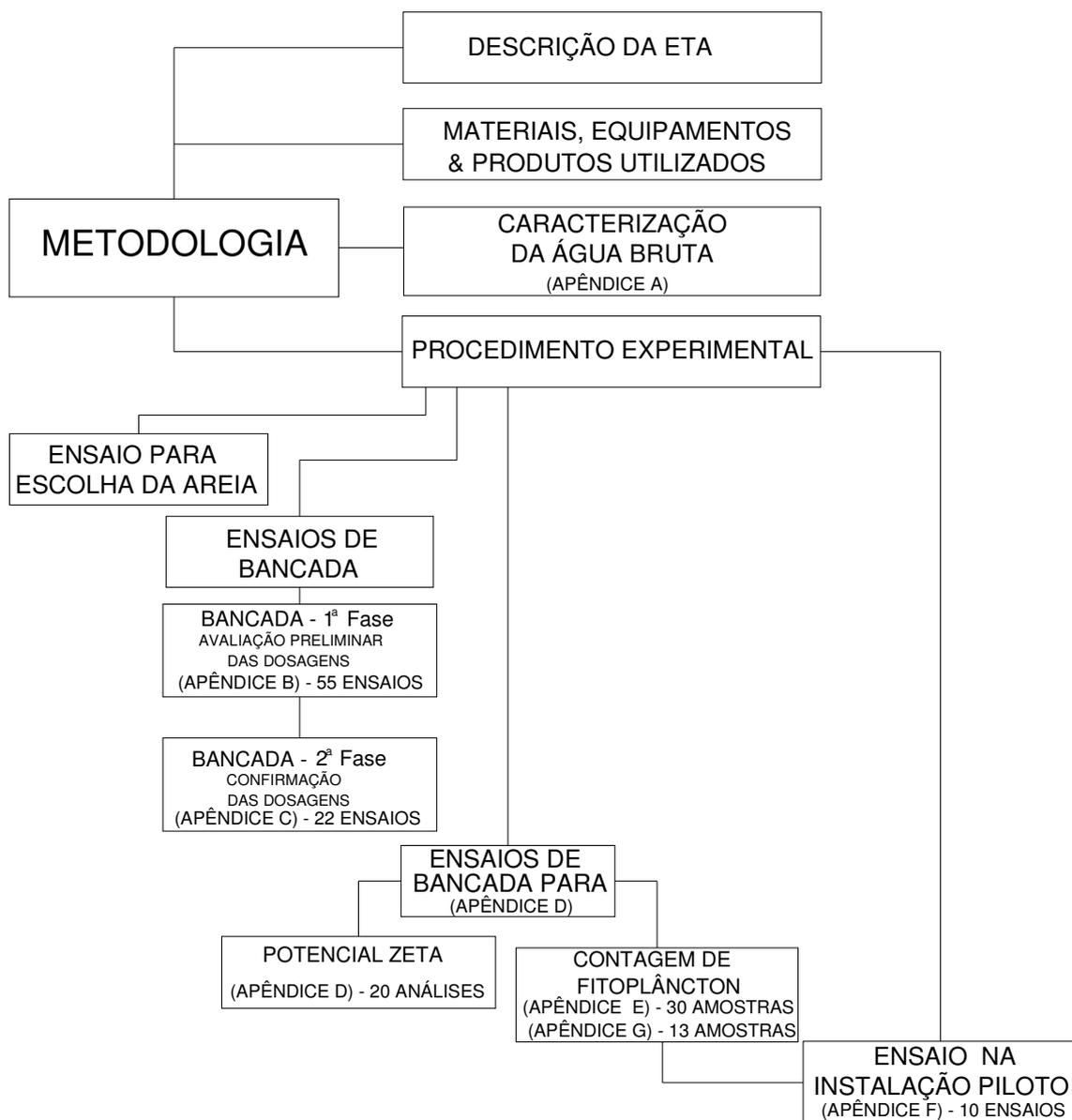


Figura 4.2 – Fluxograma da metodologia.

A captação da água na represa para tratamento na ETA de Vargem das Flores é feita por gravidade, por uma adutora de água bruta em um tubo de aço (\varnothing 1000 mm) (Figura 4.1). Logo na entrada da ETA a água é pré-clorada, indo para o dispositivo de mistura rápida (medidor Parshall), onde são adicionados o coagulante sulfato de alumínio e o ácido fluorsilícico. Depois da mistura rápida, a água coagulada segue, por um canal de distribuição, para os oito filtros da estação.

Após a filtração, a água é coletada por meio de dois vertedouros e segue para o reservatório de água tratada, onde é realizada a desinfecção e de onde vai para a rede de distribuição. A Figura 4.3 apresenta um esquema geral da estação.

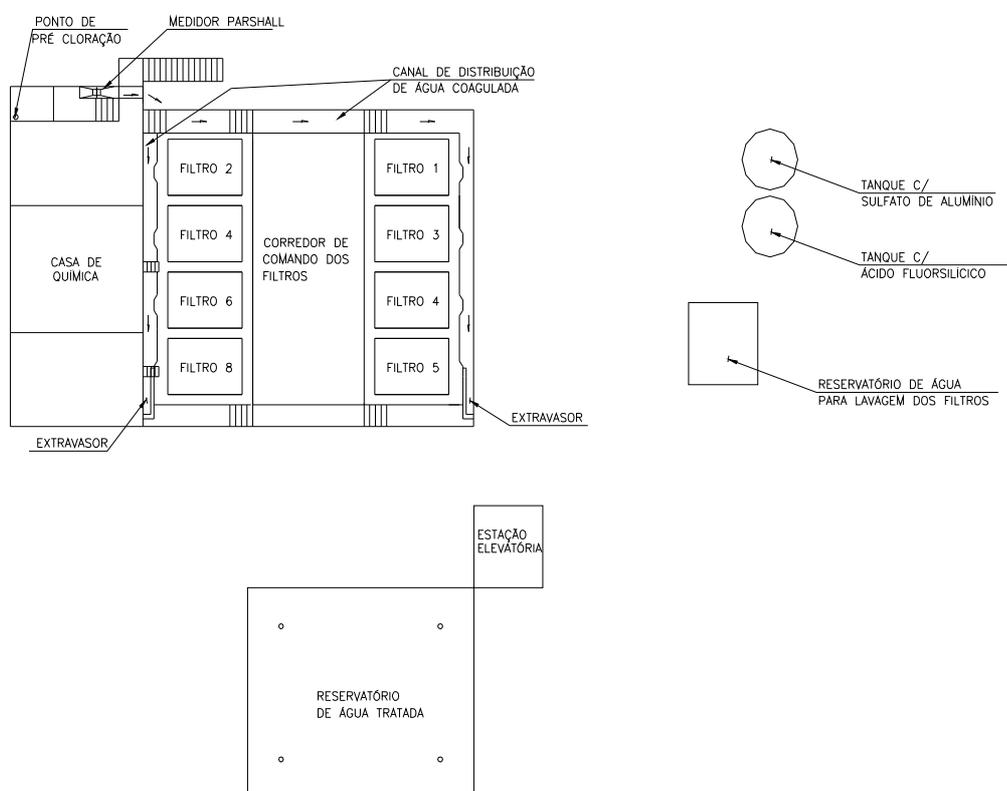


Figura 4.3 – Esquema da estação de tratamento de água de Vargem das Flores.

4.2 Materiais, equipamentos e produtos químicos

Os aparelhos utilizados para medição de pH, cor e turbidez nos ensaios foram os seguintes: pH-metro marca Quimis; espectrofotômetro modelo DR/2000, marca HACH; turbidímetro modelo 2100N, marca HACH (Figura 4.4) e turbidímetro modelo 2100A, marca HACH, esse utilizado somente durante os ensaios realizados na instalação piloto. O instrumento de microe-

etroforese (Célula microeletroforética - Rank and Brothers Mk II – célula plana (quartzo) e eletrodos enegrecidos de Pt) foi utilizado para a determinação da mobilidade eletroforética, para posterior cálculo do potencial zeta (Figura 4.5). Nos ensaios para a contagem de fitoplâncton, utilizou-se bomba a vácuo para separar as amostras e microscópio Olimpos BX 50 com câmara de Sedgwick-Rafter para a contagem (Figura 4.6). Os aparelhos eram calibrados sempre que necessário.



Figura 4.4 – Aparelhos utilizados nos ensaios: pH-metro (à esquerda), espectrofotômetro (ao centro) e turbidímetro (à direita).



Figura 4.5 – Célula microeletroforética – Rank and Brothers Mk II – célula plana (quartzo), eletrodos enegrecidos de Pt.

Para os ensaios de bancada foi utilizado o equipamento de *jar test* Nova Ética modelo LDB, ao qual foram adaptados seis filtros em tubo de PVC com diâmetro de 12,7 mm e vinte centímetros de comprimento, contendo areia para simular o tratamento por filtração direta (Figuras 4.7 e 4.9). Na parte inferior de cada filtro de bancada foi fixado um *cap* acoplado a um tubo de cobre com diâmetro interno de 4 mm e uma tela de latão com abertura de 0,4 mm. A geratriz superior do tubo de cobre situava-se 15 cm acima da base do filtro (Figura 4.7).

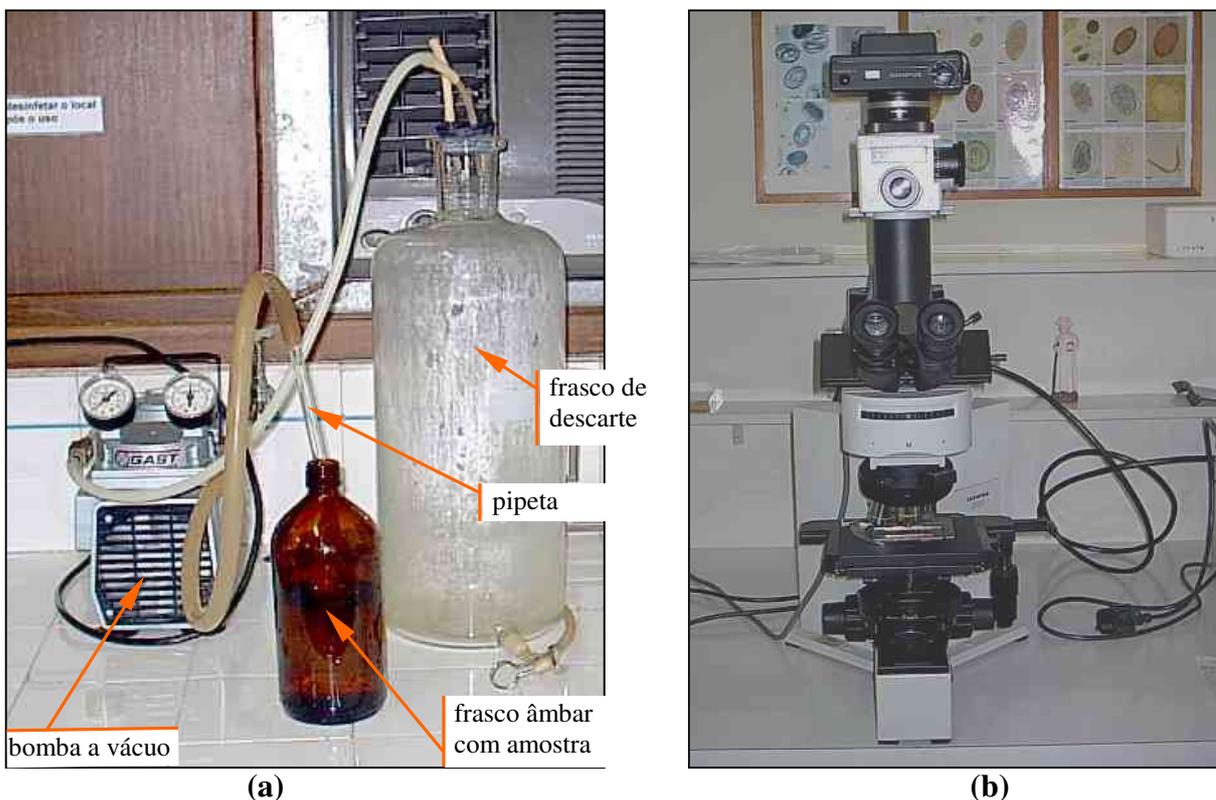


Figura 4.6 – Bomba a vácuo (a) e microscópio (b) utilizados nos ensaios de contagem e identificação de fitoplâncton.

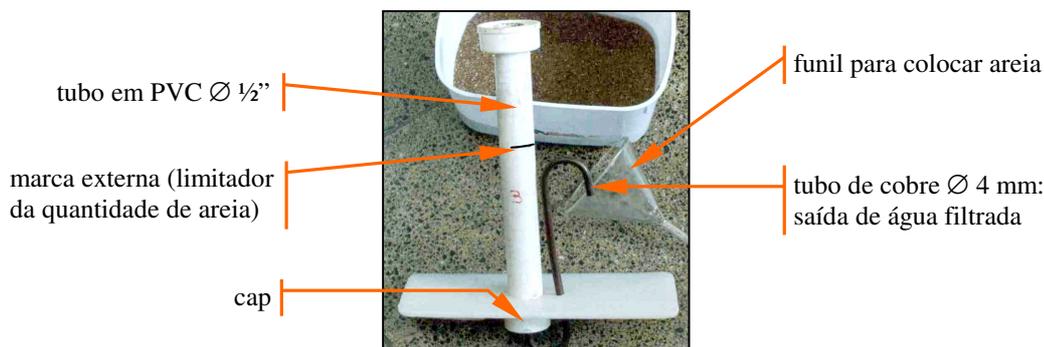


Figura 4.7 – Filtro de bancada.

A vidraria e os materiais utilizados nos experimentos foram: balões volumétricos de 100, 250 e 1000 mL; pipetas de 1, 2, 5 e 10 mL; funil, pêras, frascos Erlenmayer, béqueres, frascos

Âmbar para armazenamento das amostras para identificação e contagem de fitoplâncton, bombonas plásticas, recipientes plásticos para armazenamento, transporte e coleta de amostras, baldes plásticos e cronômetro.

Os coagulantes testados foram: sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico e hidróxi-cloreto de alumínio, isoladamente ou combinados com polímeros catiônico, cujas características estão indicadas na Tabela 4.1. Foram avaliados dois tipos de sulfato de alumínio de fornecedores diferentes, sendo que o sulfato de alumínio 2 é o utilizado na ETA.

Tabela 4.1
Características dos coagulantes.

Coagulante	Teor de sólidos (%)	Al ₂ O ₃ ou Fe (%)	Densidade (g/cm ³)
Sulfato de alumínio líquido 1	76,2	7,5 (mín.)	1,36
Sulfato de alumínio líquido 2 (ETA)	50,0	7,5	1,32
Cloreto férrico	56,9	13,8	1,42 (20 a 24° C)
Sulfato férrico	49,1	8,6	1,42 (20 a 24° C)
PACl (10,4% Al ₂ O ₃)	43,4	10,4	1,28 a 25° C
PACl (10,6% Al ₂ O ₃)	47,0	10,6	1,29 a 25° C
PACl (18,0% Al ₂ O ₃)	79,6	18,0	1,28 a 25° C
PACl (23,5% Al ₂ O ₃)	65,0	23,5	1,28 a 25° C
Polímero 1 – LT 31 (carga catiônica alta)	50,0	–	1,0
Polímero 2 – LT 7981 (baixo peso molecular e carga catiônica muito alta)	50,0	–	1,2

Obs.: Dados obtidos dos fornecedores dos produtos.

O pH de coagulação, quando necessário, foi ajustado utilizando o ácido clorídrico a 0,1 M.

4.3 Caracterização da água bruta

A caracterização da água do manancial utilizada nos ensaios foi realizada por meio de dados, fornecidos pela COPASA/MG, de cor aparente, turbidez, pH, alcalinidade total e fitoplâncton, dos anos de 2000 a 2003; e determinação da turbidez, cor aparente, alcalinidade e pH durante a realização dos ensaios de bancada e na instalação piloto. Para medição da alcalinidade, na qual foi empregado o método titulométrico, e para contagem de fitoplâncton, seguiram-se as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998).

4.4 Procedimento experimental

Conforme fluxograma da metodologia (Figura 4.2), o procedimento experimental foi dividido nas seguintes partes: **a)** ensaios para a escolha da areia a ser utilizada nos ensaios em bancada; **b)** ensaios de bancada – 1ª fase, para análise preliminar das dosagens de coagulante e do pH de coagulação que fornecessem os melhores valores de redução de cor aparente e de turbidez; **c)** ensaios de bancada – 2ª fase, para conferência dos valores obtidos nos ensaios de bancada da 1ª fase; **d)** ensaios de bancada para determinação do potencial zeta e para contagem de fitoplâncton; e, por último, **e)** ensaios na instalação piloto para confirmação dos ensaios em bancada, fazendo-se também contagem de fitoplâncton e avaliação da duração da carreira de filtração.

4.4.1 Escolha da areia para os ensaios de bancada

A escolha da areia utilizada nos filtros fixados ao equipamento de *jar test* foi realizada por meio de experimentos na ETA, utilizando-se a água coagulada da estação. Todos os filtros de bancada utilizados no experimento receberam uma marca externa, para que a quantidade de areia neles inserida fosse a mesma (Figura 4.7).

Estabeleceu-se a seguinte seqüência de procedimentos para realização dos ensaios:

- 1)** Enchiam-se os filtros de bancada com areia, compactando-a em seguida, batendo devagar na lateral dos filtros por cerca de dez vezes, para que não ocorressem espaços vazios ou caminhos preferenciais da água durante a filtração.

- 2)** Depois, os filtros eram colocados em um suporte (Figura 4.8), que era levado ao local onde se realizavam os ensaios. Por meio de um sifão coletava-se a água coagulada da ETA, ora no canal de água coagulada, ora no filtro número oito, colocando-se uma das extremidades do sifão no referido canal ou filtro e a outra em uma canaleta que distribuía a água para os filtros de bancada (Figura 4.8). A água era filtrada por 10 min e em seguida coletavam-se as amostras para determinar a turbidez remanescente.

- 3)** Após cada ensaio, a areia era retirada dos filtros de bancada, lavada e colocada novamente dentro dos filtros para a realização do ensaio seguinte.

Foram testadas quatro granulometrias de areia considerando as peneiras da série de Tyler, cujos grãos ficaram retidos nas faixas conforme apresentado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2
Faixas granulométricas das areias.

Areia	Malhas das peneiras	Tamanho da abertura (mm)
1	12-14	0,711 - 0,635
2	14-16	0,635 - 0,597
3	16-20	0,597 - 0,437
4	24-28	0,358 - 0,318

A escolha da areia foi feita por comparação, em termos de turbidez, entre o efluente dos filtros da ETA e a água filtrada nos filtros do experimento. A areia cujos resultados mais se aproximaram dos resultados do filtro da ETA foi a escolhida para ser utilizada nos ensaios em bancada.

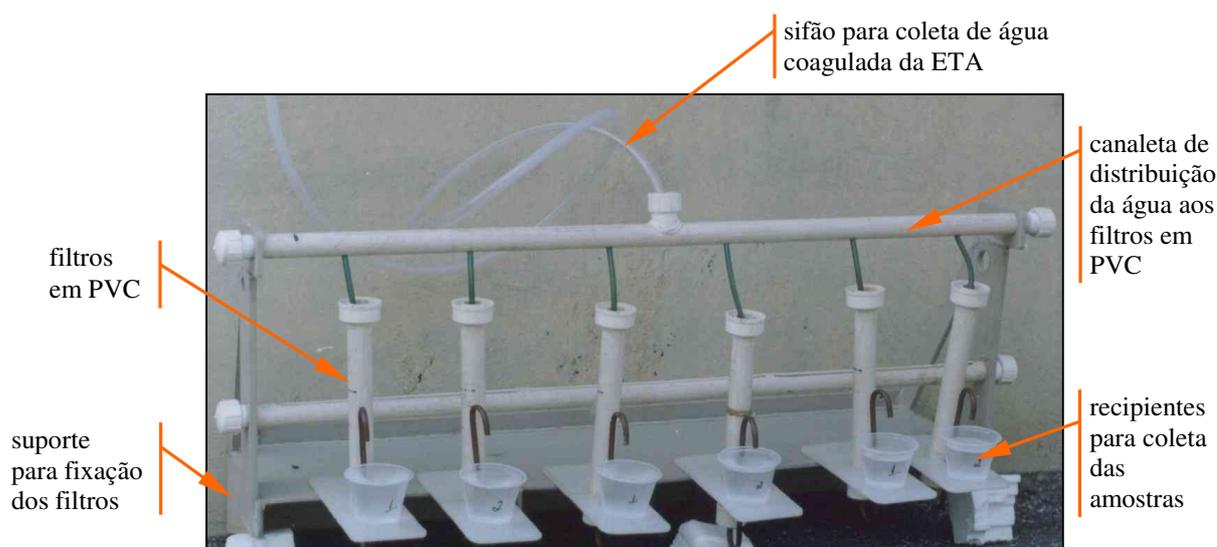


Figura 4.8 – Suporte com os filtros de bancada.

4.4.2 Ensaios de bancada – 1ª fase

Os experimentos desta etapa foram realizados no laboratório do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. A água bruta utilizada nos ensaios era coletada na ETA, sempre no dia anterior à realização de cada série de ensaios, sendo caracterizada em termos de pH, alcalinidade, cor aparente e turbidez. Para cada coagulante testado, realizava-se uma série de ensaios, conforme indicado na Tabela 4.3, cujos

resultados encontram-se no Apêndice B. Para cada ensaio, utilizava-se a mesma dosagem de coagulante em todos os jarros e variava-se o volume de ácido para ajuste de pH em cada jarro, exceto nos ensaios em que se utilizou, juntamente com o coagulante, um polímero como auxiliar de coagulação. Nesses ensaios, somente a dosagem do polímero variou, mantendo-se as dosagens de ácido e de coagulante em cada ensaio.

Tabela 4.3
Quadro sinóptico dos ensaios em *jar test* da 1ª fase.

Tabela (Apêndice B)	Coagulante	Polímero	Dosagens de coagulante (mg/L)						Dosagens de polímero (mg/L)				Número de ensaios	
			3	6	9	11,5	15	–	–	–	–			
B.1	Sulfato de alumínio 1	–	3	6	9	11,5	15	–	–	–	–	–	5	
B.2	Cloreto férrico	–	1,2	2,4	3,6	4,8	6	7,2	–	–	–	–	6	
B.3	Cloreto férrico	–	1,2	2,4	3,6	4,8	6	7,2	–	–	–	–	6	
B.4	Sulfato de alumínio 2	–	3,3	6,7	10	13,4	16,8	20	–	–	–	–	6	
B.5	Sulfato férrico	–	2,8	5,5	8,3	11,1	13,9	16,6	–	–	–	–	6	
B.6	PACl 10,6% Al ₂ O ₃	–	1	2,1	3,1	4,2	5,2	–	–	–	–	–	5	
B.7	Sulfato de alumínio 2	LT 31	6	–	–	–	–	–	0,1	0,25	0,5	0,75	1	4
B.8	Sulfato de alumínio 2	LT 7981	6	–	–	–	–	–	0,1	0,25	0,5	0,75	1	5
B.9	Sulfato férrico	LT 31	6	–	–	–	–	–	0,1	0,25	0,5	0,75	1	6
B.10	PACl 10,4% Al ₂ O ₃	–	3	6	7,5	9	10	12	–	–	–	–	–	6
Total de ensaios													55	

Obs.: Para todos os ensaios caracterizou-se a água bruta.

A Tabela 4.1 apresenta as características dos coagulantes utilizados nos experimentos.

Todas as soluções de coagulante eram preparadas no dia do ensaio, com concentração de 1%. A concentração das soluções preparadas com polímeros era de 0,1%. O pH de coagulação era ajustado utilizando-se ácido clorídrico a 0,1 M. Para a mistura rápida foi adotado o gradiente de velocidade médio (G_{mr}) de 1.000 s^{-1} e o tempo de mistura rápida (T_{mr}) de 10 s.

Nos ensaios realizados com coagulantes juntamente com polímeros, foram utilizados dois procedimentos. No primeiro, adicionava-se o coagulante à água bruta, misturando-o com $G_{mr} = 1.000\text{ s}^{-1}$ e $T_{mr} = 10\text{ s}$ e, imediatamente após a mistura rápida, adicionava-se o polímero e diminuía-se o gradiente de velocidade para 800 s^{-1} , mantendo a mistura rápida por mais 25 segundos.

No segundo, misturava-se o coagulante e o auxiliar à água bruta simultaneamente, com gradiente de velocidade médio de 1.000 s^{-1} e tempo de mistura de 10 s. Em todos os ensaios, após a mistura rápida, o gradiente de velocidade médio era reduzido para 90 s^{-1} – para evitar a deposição de sólidos no fundo dos jarros – e a água era filtrada por dez minutos antes de se fazer a coleta das amostras.

A seqüência de cada série de ensaios foi a seguinte:

1) Preparavam-se as soluções com água destilada e selecionavam-se as vidrarias, materiais e equipamentos para os ensaios, fazendo-se a calibração necessária.

2) Enchiam-se os filtros de bancada com a areia selecionada, de acordo com o procedimento para escolha da areia mencionado anteriormente. Em seguida, os filtros eram colocados no suporte incorporado ao equipamento de *jar test* (Figura 4.9).

3) Colocava-se a água em cada um dos jarros de maneira que todos eles fossem se enchendo aos poucos e ao mesmo tempo, até que se atingisse a marca de dois litros, visando garantir maior homogeneização das amostras.

4) Preparavam-se as cubetas dosadoras. Primeiramente, colocava-se o volume definido de ácido clorídrico para cada jarro nas cubetas correspondentes. Em seguida, preenchia-se o outro conjunto de cubetas do *jar test* com o coagulante ou com a solução de coagulante e polímero, quando este era utilizado (Figura 4.9).

5) Ligava-se o equipamento de *jar test*, ajustando-o de forma a obter um gradiente de velocidade médio de 800 s^{-1} , e despejava-se o ácido clorídrico nos jarros, misturando por 10 a 15 segundos, para ajustar o pH. Em seguida, alterava-se o gradiente de velocidade para 1000 s^{-1} e adicionava-se o coagulante nos jarros, mantendo-se a mistura rápida por 10 s, exceto quando se utilizava o coagulante juntamente com polímero, como mencionado anteriormente. Após a mistura rápida, o gradiente de velocidade era reduzido para 90 s^{-1} e a água filtrada, conforme já relatado. Após a filtragem, coletavam-se as amostras para determinação dos valores de pH, cor aparente e turbidez remanescentes.

6) Ao término de cada ensaio, os jarros e as cubetas dosadoras eram limpos, a areia retirada dos filtros de bancada, lavada e recolocada nos filtros para a realização de outra série de ensaios, obedecendo à mesma seqüência.

Nestes ensaios de bancada preliminares, procurou-se identificar a dosagem de coagulante mais indicada para a tecnologia de filtração direta, juntamente com o pH de coagulação, de forma que a turbidez e a cor aparente remanescentes atendessem ao padrão de potabilidade.



Figura 4.9 – Equipamento de *jar test* com os filtros de bancada.

4.4.3 Ensaio de bancada – 2ª fase

Nesta fase foram realizados novos ensaios de bancada, com o propósito de confirmar as dosagens de coagulantes e o pH de coagulação dos ensaios da fase anterior, repetindo algumas dosagens utilizadas e excluindo outras. Também foram testados mais dois tipos de PACl, com teores de alumina diferentes dos anteriores, optando-se por não fazer ajuste do pH de coagulação, diante dos resultados obtidos na 1ª fase.

Os ensaios desta fase foram realizados na ETA, coletando-se a água bruta no momento do ensaio e mantendo-se a seqüência de execução utilizada nos ensaios de bancada da 1ª fase. O número de ensaios realizados nessa etapa encontra-se na Tabela 4.4 e os resultados são apresentados no Apêndice C. Foram selecionadas a dosagem e o pH de coagulação de cada coagulante correspondentes aos valores de turbidez e de cor aparente remanescentes mais baixos.

Tabela 4.4
Quadro sinóptico dos ensaios de *jar test* da 2ª fase.

Tabela (Apêndice C)	Coagulante	Polímero	Dosagens de coagulante (mg/L)						Dosagens de polímero (mg/L)			Número de repetições por dosagem de coagulante	Número de ensaios
			1	2	3	4	5	6	–	–	–		
C.1 e C.2	PACI 18% Al ₂ O ₃	–	1	2	3	4	5	6	–	–	–	4	12
	PACI 10,6% Al ₂ O ₃	–	1	2	3	4	5	6	–	–	–	4	
	PACI 23,5% Al ₂ O ₃	–	1	2	3	4	5	6	–	–	–	4	
C.3	Sulfato de alumínio 2	–	4*	6	8	10	–	–	–	–	–	2	7
	Sulfato férrico	–	4*	6	8	10	–	–	–	–	–	2	
	Cloreto férrico	–	4*	6	8	10	–	–	–	–	–	2	
C.4	Sulfato de alumínio 2	LT 31	6	–	–	–	–	–	0,5	0,75	1,0	2	3
	Sulfato férrico	LT 31	6	–	–	–	–	–	0,5	0,75	1,0	2	
	Cloreto férrico	LT 31	6	–	–	–	–	–	0,5	0,75	1,0	2	
Total de ensaios												22	

*Obs.: Para os ensaios da Tabela C.3 não foi realizada réplica para a dosagem de 4 mg/L. Caracterizou-se a água bruta antes da realização de cada ensaio.

4.4.4 Ensaios de bancada para determinação do potencial zeta e contagem do fitoplâncton

Para os ensaios de bancada para determinação do potencial zeta e contagem do fitoplâncton foram realizados novos ensaios de *jar test* com a dosagem de coagulante e o pH de coagulação definidos nos ensaios de bancada da 2ª fase. Foram coletadas amostras para determinação dos outros parâmetros, além dos anteriormente medidos, como potencial zeta e contagem de fitoplâncton, visando à confirmação tanto do mecanismo de coagulação indicado para a filtração direta (adsorção/neutralização de carga), quanto da eficiência do coagulante testado na redução do fitoplâncton. Para cada coagulante foram realizados três ensaios de *jar test*, sendo que em todos foram coletadas amostras para contagem de fitoplâncton e em dois coletaram-se amostras para medida de potencial zeta.

Por contingências, um dos ensaios foi realizado na ETA (Tabela D.1) com a água bruta coletada no momento do ensaio e os outros dois foram realizados no laboratório do Departamento de Engenharia de Minas da Universidade Federal de Minas Gerais (Tabelas D.2 e D.3); desses dois, um foi realizado com água bruta coletada no dia anterior ao ensaio e o

outro com a água bruta coletada no dia do ensaio. A Tabela 4.5 contém uma sinopse desses ensaios, cujos resultados são apresentados nos Apêndices D e E.

Tabela 4.5
Ensaio em bancada para determinação do potencial zeta e contagem de fitoplâncton.

Tabela (Apêndice D)	Coagulante	Polímero	Dosagens de coagulante (mg/L)	Dosagens de polímero (mg/L)	Número de repetições por dosagem de coagulante	Número de análise de potencial zeta	Número de análise de contagem de fitoplâncton
D.1 e D.2	PACl 18% Al ₂ O ₃	–	5	–	3	2	3
	PACl 10,6% Al ₂ O ₃	–	5	–	3	2	3
	PACl 23,5% Al ₂ O ₃	–	5	–	3	2	3
D.1, D.2 e D.3	Cloreto férrico	–	6 8*	–	2 1	2	3
	Sulfato férrico	–	6 8*	–	2 1	2	3
	Sulfato de alumínio 2	–	6 8*	–	2 1	2	3
D.1 e D.3	Cloreto férrico	LT 31	6	0,5	3	2	3
	Sulfato férrico	LT 31	6	0,5	3	2	3
	Sulfato de alumínio 2	LT 31	6	0,5	3	2	3
	Água bruta					2	3
Totais de análises						20	30

Obs.: Para os ensaios da Tabela D.1 foi realizada réplica para a dosagem de 6 mg/L.

*Para dosagem de 8 mg/L fez-se um único ensaio e não se fez análise de potencial zeta.

4.4.4.1 Medida do Potencial Zeta

No cálculo do potencial zeta utilizou-se a técnica de eletroforese (microeletroforese), que avalia a mobilidade eletroforética, ou seja, a grandeza que expressa a relação entre a velocidade do sólido e o campo elétrico aplicado sobre ele.

A seqüência para esses ensaios, efetuados no equipamento da Figura 4.5 foi a seguinte:

1) Cada amostra era coletada imediatamente após a mistura rápida e levada para a célula microeletroforética, que era colocada no equipamento para medição do tempo gasto pelas partículas para percorrer uma distância determinada (Figura 4.5).

2) Colocavam-se os eletrodos nos terminais da célula, ligava-se o dispositivo de iluminação e localizava-se o ponto estacionário, pois a velocidade eletroforética real só pode ser observada no ponto estacionário, onde não ocorre interferência dos fluxos eletrosmóticos (que são os fluxos produzidos pela parede da própria célula). Introduzia-se uma diferença de potencial

entre os eletrodos (anotando-se os valores de voltagem e corrente) e só então fazia-se a leitura dos tempos gastos para pelo menos dez partículas percorrerem uma distância conhecida, no caso, nove quadros do retículo. Revertia-se a polaridade do eletrodo e repetia-se o procedimento com mais dez medições, no mínimo. Feitas as leituras, desligava-se o aparelho, retiravam-se os eletrodos e limpava-se a célula.

3) Para o cálculo do potencial zeta foi utilizado o seguinte roteiro constante do manual do equipamento (Rank Brothers Ltd, 2002):

a) Calculou-se a média aritmética dos tempos gastos, em segundos, pelas partículas para percorrerem a distância de nove quadros do retículo (t médio);

b) A velocidade média (V_m), expressa em $\mu\text{m/s}$, foi calculada sabendo-se que a distância percorrida (L) (nove quadros do retículo) é $500 \mu\text{m}$; assim sendo,

$$V_m = \frac{500}{t \text{ médio}} \quad \text{(Equação 4.1)}$$

c) O campo elétrico aplicado (C) foi calculado dividindo-se a diferença do potencial aplicado (V) pela distância efetiva entre os eletrodos (D). Para a célula em questão o valor de D foi $7,943 \text{ cm}$. Assim, o campo elétrico (C) foi calculado por:

$$C = \frac{V}{D} \quad \text{(Equação 4.2)}$$

d) A mobilidade eletroforética (M) é dada por:

$$M = \frac{V_m}{C} \quad \text{(Equação 4.3)}$$

e) Para o cálculo do potencial zeta relacionou-se a mobilidade eletroforética (M) com o potencial zeta (Z) através de uma constante. Tem-se então:

$$Z = 12,83 M \quad \text{(Equação 4.4)}$$

4.4.4.2 Contagem de fitoplâncton para a 2ª fase dos ensaios de bancada e para os ensaios na instalação piloto

Na coleta das amostras foi utilizado um frasco âmbar com capacidade para 1 L contendo 5 mL de solução de lugol. O volume coletado das amostras de água bruta era de aproximadamente 1 L , enquanto o volume coletado das amostras de água filtrada era sempre inferior a

1 L, devido ao procedimento dos ensaios, nos quais as amostras só eram coletadas após 10 min de filtração, o que limitava o volume de coleta. A concentração de amostras e a contagem de fitoplâncton foram realizadas de acordo com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 1998), fazendo-se alterações devidas às limitações do volume de amostra. Após a coleta, as amostras eram guardadas no local onde seriam analisadas, protegidas da luz, por pelo menos 24 h, para sedimentação dos sólidos.

Para contagem do fitoplâncton utilizou-se o método de baixa ampliação (até 200 vezes), o qual utiliza a câmara de Sedgwick-Rafter e microscópio binocular com aumento de 20 vezes. A contagem era realizada por faixas ou por campos, dependendo da quantidade de organismos encontrados.

O procedimento executado para a concentração das amostras para contagem de fitoplâncton foi o seguinte:

1) Após um período de pelo menos 24 horas de repouso das amostras coletadas, marcava-se o nível de cada uma delas no frasco âmbar com um marcador.

2) Para concentração da amostra, manuseava-se o frasco âmbar que a continha com cuidado para que a parte sedimentada não se misturasse novamente ao todo. Uma vez que a parte sedimentada é que seria objeto da análise, água que não seria analisada era retirada com uma pipeta, a qual era inserida no frasco âmbar de maneira que ficasse alguns centímetros acima do fundo, para não agitar o material sedimentado. A água era então succionada por meio da bomba a vácuo, deixando-se no frasco âmbar um volume de aproximadamente 45 mL (Figura 4.6).

3) Esse volume remanescente no frasco âmbar – volume final (V_f) – era medido em uma proveta graduada e transferido para um frasco menor.

4) Para medir o volume inicial (V_i), enchia-se o frasco âmbar com água até a marca feita anteriormente com o marcador e media-se o volume na proveta graduada.

5) Para contagem de fitoplâncton, retirava-se uma amostra de 1 mL do frasco menor, no qual fora armazenado o volume final, sempre homogeneizando. Essa amostra era colocada na

lâmina Sedgwick-Rafter, a qual ficava decantando por 15 minutos antes de se fazer a contagem do fitoplâncton, utilizando microscópio.

6) Para o cálculo do número de organismos/mL utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{organismos/mL} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de organismos contados} \times 1000 \times V_i/V_f}{\text{constante do microscópio}} \quad \text{(Equação 4.5)}$$

Onde:

V_i = volume inicial da amostra

V_f = volume final da amostra

Constante do microscópio para faixa = comprimento (50 mm) × profundidade (1 mm) × diâmetro do campo × número de faixas contadas

Constante do microscópio para campo = área do campo × profundidade (1 mm) × número de campos contados

Diâmetro do campo: aumento 20 vezes = 1,07 (medido no microscópio)

4.4.5 Ensaio na instalação piloto

Os ensaios realizados na instalação piloto tiveram como objetivos:

a) comparar os resultados (cor aparente, turbidez e contagem de fitoplâncton) de dois dos coagulantes testados nos ensaios de bancada com os resultados da água filtrada na instalação piloto;

b) medir os parâmetros cor aparente, turbidez e contagem de fitoplâncton da água filtrada na instalação piloto utilizando a água coagulada da ETA; e

c) por meio de simulação, comparar a duração da carreira de filtração do filtro piloto com a duração da carreira de filtração dos filtros da ETA.

Dentre os coagulantes testados nos ensaios em bancada, foram escolhidos o sulfato de alumínio 2 e o PACl 10,6% Al_2O_3 (Tabela 4.1). Esses coagulantes foram selecionados porque os resultados de cor aparente e de turbidez remanescentes obtidos com eles atenderam à Portaria nº 518/2004 com dosagens recomendadas para a tecnologia de filtração direta e por

causa da facilidade de obtenção de amostras do produto para os testes. A concentração da solução de coagulante utilizada nos ensaios realizados na instalação piloto foi de 0,5%. Os produtos utilizados, suas dosagens e o número de ensaios realizados encontram-se na Tabela 4.6.

Tabela 4.6
Ensaio em instalação piloto.

Tabela (Apêndice F)	Coagulante / água bruta	Dosagens de coagulante (mg/L)	Dosagens de ácido (mL/L)	Dosagem de cloro (mg/L)	Número de análises de contagem de fitoplâncton	Número de ensaios
F.1, F.2 e F.4	Sulfato de alumínio 2 (água coagulada da ETA)	8,1; 9,0 e 8,2	–	6,5; 6,4 e 6,4	3	3
F.3	PACl 10,6% Al ₂ O ₃	5,0	–		3	4
F.5	Sulfato de alumínio 2	8,0	2		3	3
Água bruta					4	
Totais de ensaios					13	10

Obs.: A caracterização da água bruta e a coleta de amostra para contagem de fitoplâncton era realizada durante os ensaios. A taxa de filtração utilizada para todos esses ensaios foi de $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, definida conforme descrito no item 4.4.5.1.

4.4.5.1 Descrição da instalação piloto

A instalação piloto foi construída na ETA, constituindo-se do seguinte: bomba dosadora; recipiente para solução; malha difusora inserida perpendicularmente à tubulação para garantir a mistura rápida; caixa de distribuição de vazão; filtro em acrílico; quadro piezométrico; caixa d'água; tubulações; conexões e acessórios para o transporte da água coagulada, da água de lavagem e da água filtrada. Os diâmetros da tubulação estão indicados no esquema da instalação piloto (Figura 4.10). A água utilizada nos ensaios da instalação piloto ora foi a água bruta afluente à estação, coletada por uma derivação da tubulação da ETA e coagulada na instalação piloto, ora foi a água coagulada da própria ETA e bombeada para a instalação piloto.

O filtro da instalação piloto era de escoamento descendente e seu meio filtrante de camada simples. Os materiais utilizados para a camada suporte e para o meio filtrante encontram-se nas Figuras 4.12 e 4.13. Como esse filtro funcionava com taxa de filtração constante e nível variável, utilizou-se a metodologia proposta por Di Bernardo (1993) para simular a duração

da carreira de filtração que os filtros da ETA teriam se funcionassem com a taxa de filtração declinante variável e com o meio filtrante da instalação piloto.

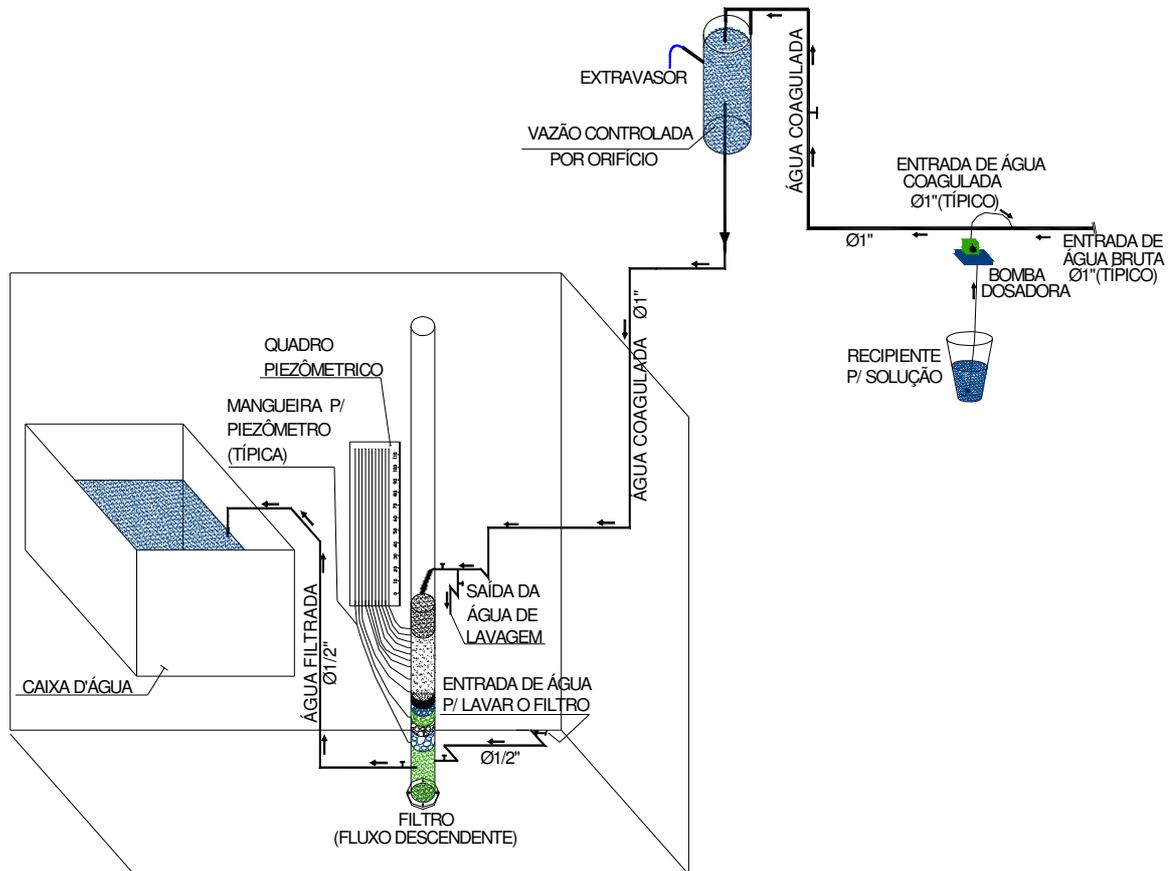


Figura 4.10 – Esquema da instalação piloto.

Para aplicação dessa metodologia:

1) Calcula-se a perda de carga laminar no meio filtrante limpo e na camada suporte. No presente estudo, uma vez que não se dispunha de dados confiáveis do meio filtrante que se encontrava na ETA, para o cálculo da perda de carga laminar, foi considerado o leito filtrante da instalação piloto.

Calcula-se a perda de carga turbulenta, nas tubulações, acessórios, comporta, vertedouro etc. dos filtros da ETA. Calculadas as perdas de carga – laminar e turbulenta – determina-se a equação geral da perda de carga (Equação 4.6):

$$hf = Ax^2 + Bx^j + Cx^l + Dx^m + Ex + G \quad \text{(Equação 4.6)}$$

Onde:

- x = taxa de filtração ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
- A = constante de perda de carga na comporta de entrada dos filtros
- B = constante de perda de carga na saída dos filtros
- C = constante de perda de carga no vertedouro de saída
- D = constante de perda de carga no fundo dos filtros (Bloco Leopold)
- E = constante de perda de carga no meio filtrante e camada suporte
- j = coeficiente de perda de carga na saída dos filtros
- l = coeficiente de perda de carga no vertedouro de saída
- m = coeficiente de perda de carga no fundo dos filtros (Bloco Leopold)

2) Aplica-se o modelo de Di Bernardo (1993), o qual descreve o comportamento de uma bateria de filtros, através de um sistema de equações, utilizando um programa de computador. Nesse programa, inserem-se os dados para as condições preestabelecidas dos filtros da ETA, ou seja: **a**) a taxa média de filtração; **b**) o valor de carga hidráulica disponível para retenção de impurezas; **c**) o número de unidades filtrantes e **d**) as constantes e os coeficientes da equação geral da perda de carga (Equação 4.6). Após o processamento do programa, obtém-se as taxas de filtração e as variações de nível de água nos filtros, tanto durante a operação, quanto no período em que um filtro é retirado para lavagem.

3) Para aplicação da metodologia proposta por Di Bernardo (1993), o filtro piloto deverá funcionar com taxa constante igual à máxima calculada. A variação da perda de carga deverá ser medida no filtro piloto, por meio de piezômetros, juntamente com o tempo de funcionamento correspondente à diferença $N2 - N1$, também calculada pelo programa, onde $N2$ é o nível em que filtro deverá ser lavado e $N1$ é o nível mínimo do canal de distribuição de água nos filtros (Figura 4.11).

4) Após determinado o intervalo de tempo resultante, correspondente à variação de nível ($N2 - N1$), no filtro piloto, multiplica-se esse intervalo de tempo (Δt) pelo número de filtros

da bateria da estação, obtendo-se a estimativa da duração da carreira de filtração dos filtros da ETA.

Os valores das perdas de cargas laminares e turbulentas calculadas para aplicação da metodologia de Di Bernardo (1993), encontram-se na equação geral de perda de carga (vide Equação 4.6):

$$hf = 2,83 \cdot 10^{-7} x^2 + 8,84 \cdot 10^{-7} x^{1,85} + 2,6 \cdot 10^{-3} x^{0,667} + 6,15 \cdot 10^{-6} x^{1,9019} + 4,02 \cdot 10^{-4} x \text{ (Equação 4.6)}$$

Para utilizar o programa de cálculo, forneceram-se as constantes e os coeficientes da equação geral da perda de carga, juntamente com os dados de entrada da Tabela 4.7, obtendo-se os resultados apresentados na Tabela 4.8. Para a execução dos ensaios em escala piloto, utilizou-se a taxa máxima de filtração ($436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) e a carga hidráulica para retenção de impurezas de 15 cm, obtida pela diferença de nível (N2 - N1).

Tabela 4.7
Sistemas de filtração com taxa declinante – dados de entrada.

Número de unidades filtrantes (N)	=	8*
Taxa média de filtração ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	=	300*
Carga hidráulica disponível (m)	=	1,277*
Área total de armazenamento (F(A))	=	7*
Operação de lavagem (min)	=	20
DHO	=	N

*Obs. Dados obtidos do projeto da ETA

Tabela 4.8
Taxas de filtração e níveis de operação.

Filtro	Taxa ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Perda de carga ret. imp. (m)	Coefficiente de Resistividade (D)
1	436	0,185	0,000423765
2	393	0,352	0,000894361
3	351	0,499	0,001420915
4	311	0,628	0,002014195
5	274	0,739	0,002687124
6	240	0,832	0,003455033
7	209	0,910	0,004335988
8	182	0,975	0,005351184

$$T_{\max} = 436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$\text{Nível 1} = 1,127\text{m}$$

$$T_{\text{med}} = 300 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$\text{Nível 2} = 1,277\text{m}$$

$$T_{\max}/T_{\text{med}} = 1,5$$

$$\text{Nível 2} - \text{Nível 1} = 0,150\text{m}$$

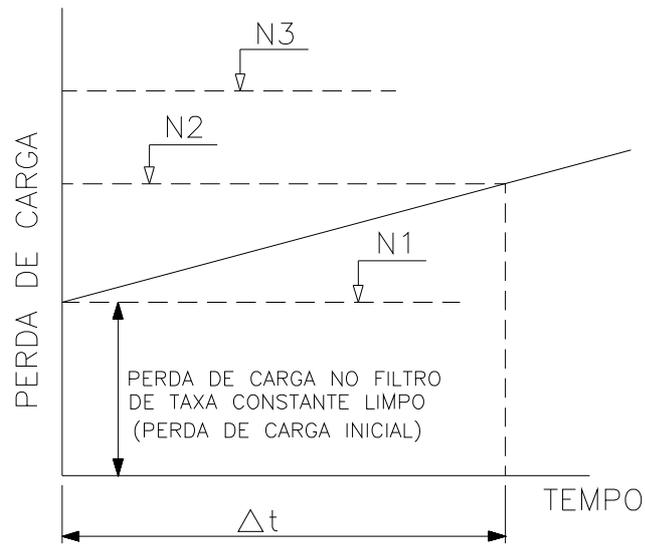


Figura 4.11 – Variação típica da perda de carga no meio filtrante de um filtro com taxa constante funcionando com taxa igual à máxima prevista no sistema de filtração com taxa declinante variável. Fonte: Di Bernardo (1993).

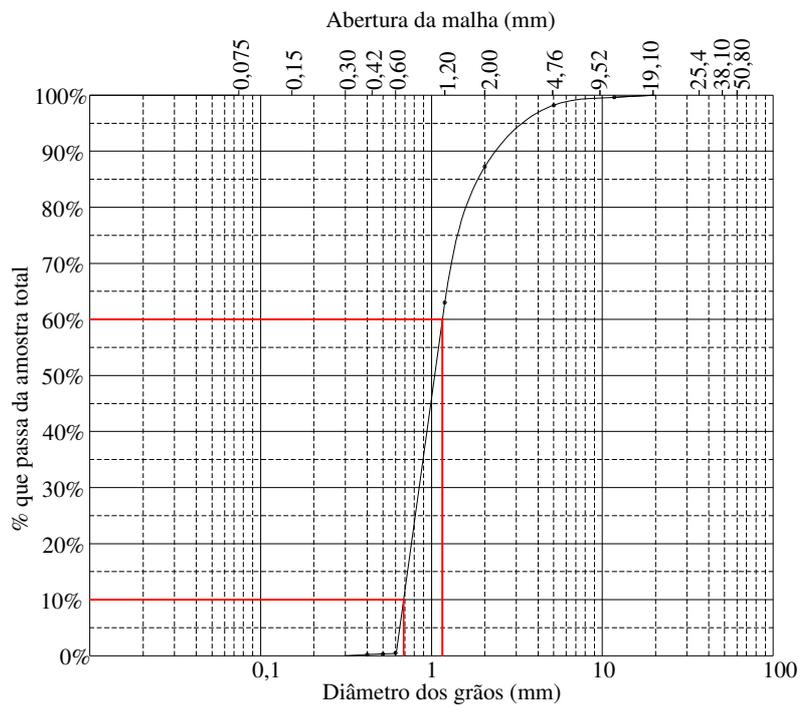


Figura 4.12 – Curva granulométrica da areia utilizada no meio filtrante do filtro da instalação piloto.

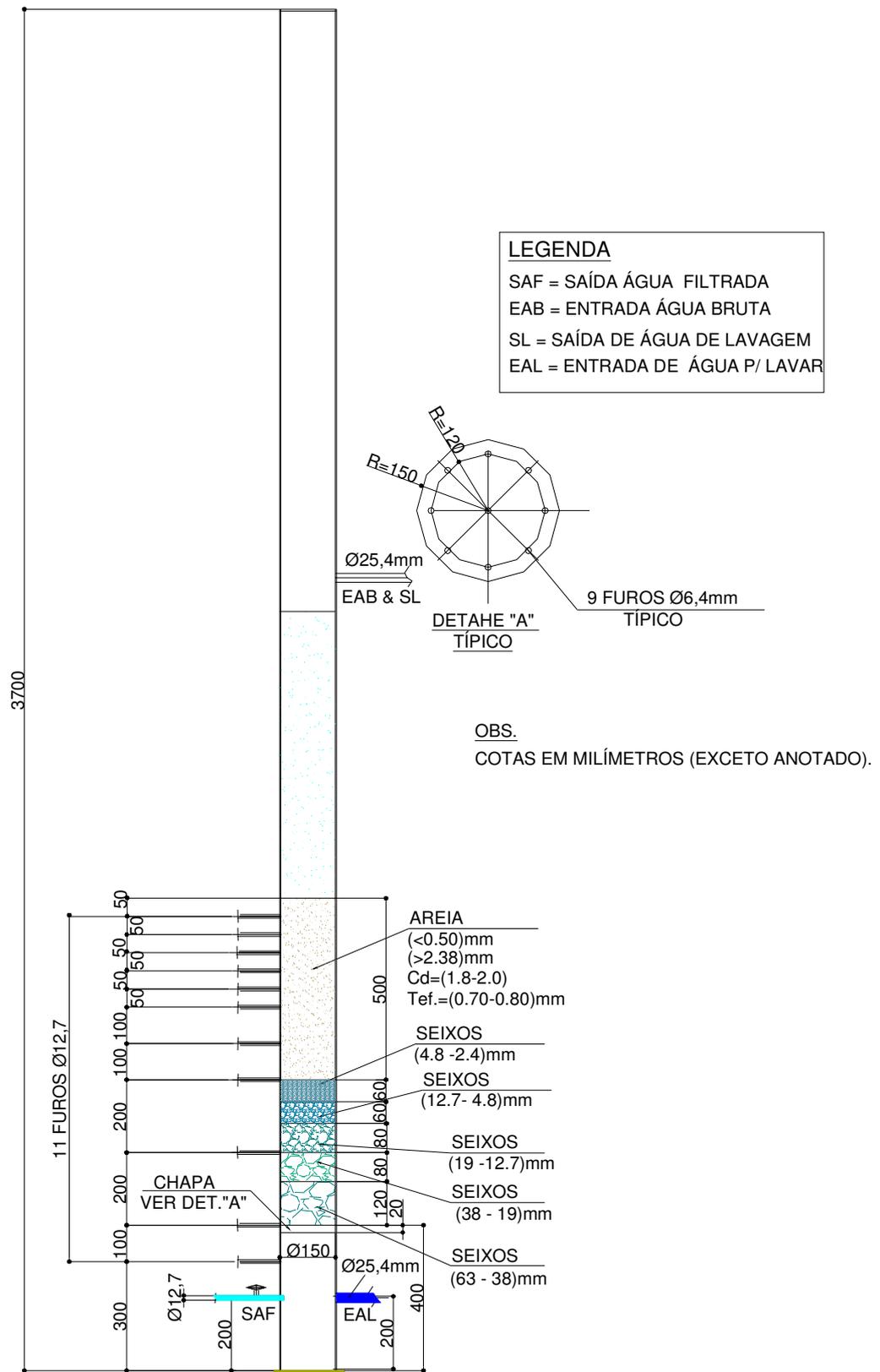


Figura 4.13 – Detalhe do filtro piloto.

4.4.5.2 Procedimento experimental

A seqüência para realização dos ensaios em escala piloto foi a seguinte:

- 1) lavava-se o filtro piloto por pelo menos 5 minutos, antes de começar o ensaio;
- 2) preparava-se a solução de coagulante e colocava-se a mesma no recipiente de solução que ficava próximo à bomba dosadora;
- 3) calibrava-se a bomba dosadora de forma a obter a vazão que fornecesse a dosagem desejada em função da taxa de filtração utilizada;
- 4) ligava-se a bomba de água bruta, obtendo-se a vazão correspondente à taxa de filtração desejada por meio de um cronômetro e uma proveta;
- 5) iniciava-se o funcionamento da instalação piloto, abrindo o registro de entrada de água coagulada para o filtro, deixando funcionar por aproximadamente sete minutos, até que se atingisse equilíbrio entre a vazão de entrada e vazão de saída, de maneira a determinar o nível N1, marcando-se o tempo inicial de funcionamento e fazendo-se as leituras iniciais de perda de carga;
- 6) durante o ensaio, coletavam-se as amostras de água bruta e de água filtrada para determinação da cor aparente, pH e turbidez remanescentes e faziam-se as leituras nos piezômetros, conforme resultados apresentados no Apêndice E;
- 7) o filtro era retirado de funcionamento quando o nível N2 era atingido, marcando-se o tempo final de funcionamento e fazendo-se as leituras nos piezômetros;
- 8) para o cálculo estimado da duração da carreira de filtração dos filtros da ETA, leva-se em conta o intervalo de tempo (Δt), correspondente à variação de nível ($N2 - N1$), e multiplica-se esse intervalo de tempo pelo número de filtros da bateria da estação;
- 9) após cada carreira de filtração o filtro era lavado por cinco minutos, de modo que o leito filtrante tivesse um expansão de 30%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a apresentação dos resultados, procurou-se adotar a mesma seqüência estabelecida na metodologia, ou seja: *a)* caracterização da água bruta; *b)* escolha da areia para os ensaios de bancada; *c)* ensaios de bancada – 1ª fase; *d)* ensaios de bancada – 2ª fase; *e)* ensaios para medir o potencial zeta; *f)* ensaios na instalação piloto; e *g)* contagem do fitoplâncton para a 2ª fase dos ensaios de bancada e contagem do fitoplâncton para os ensaios da instalação piloto.

5.1 Caracterização da água bruta

Nas Figuras 5.1 e 5.2 são apresentados gráficos de séries temporais e de frequência da água bruta baseados nos dados de médias mensais fornecidos pela COPASA (Apêndice A). Os valores de cor aparente e de turbidez referem-se aos meses de janeiro de 2000 a dezembro de 2003 e os dados de pH, número de organismos, duração da carreira de filtração e dosagem de coagulante referem-se aos meses de janeiro de 2001 a dezembro de 2003.

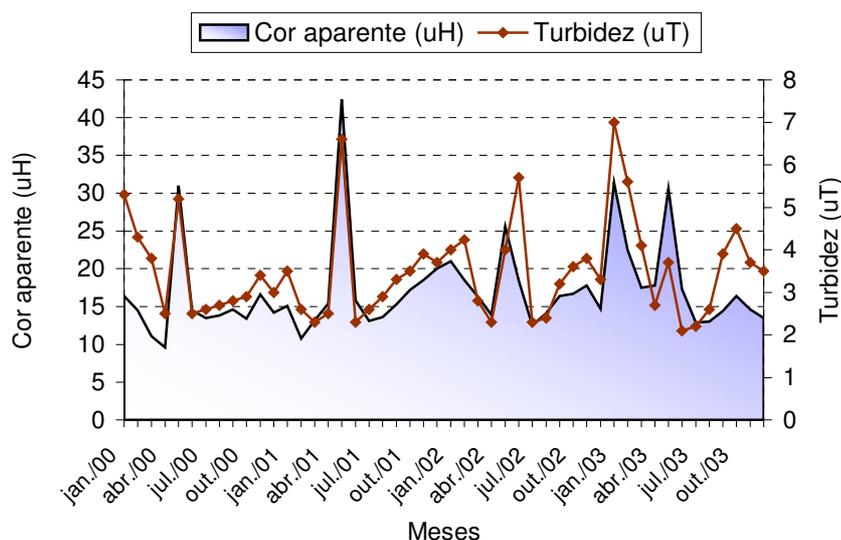


Figura 5.1 – Gráfico de tempo x cor aparente e turbidez da água bruta. Fonte: Apêndice A.

Como pode ser observado na Figura 5.1, os picos de cor aparente e de turbidez ocorreram concomitantemente e sempre nos meses de janeiro e de maio. Em janeiro, normalmente há grande intensidade de chuva na região, o que contribui para aumentar a cor aparente e a turbidez. Já em maio, os valores de cor aparente e de turbidez elevam-se devido a um aumento da floração de algas ocasionado pela inversão térmica, fenômeno esse por sua vez causado pela queda de temperatura iniciada no mês anterior. Observa-se ainda que o maior

pico de cor aparente ocorreu em maio de 2001, atingindo o valor de 42 uH, e que o segundo maior ocorreu em janeiro de 2003, com o valor de 31 uH. A turbidez nesses meses correspondeu a 6,6 uT e 7,0 uT, respectivamente.

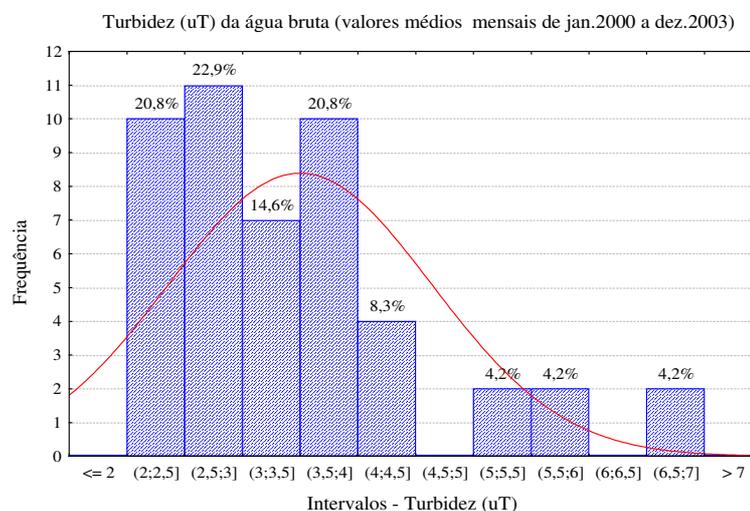


Figura 5.2 – Gráfico de frequência de turbidez da água bruta. Fonte: Apêndice A.

No gráfico de frequência de turbidez (Figura 5.2), 87,4% das observações foram menores que 4,5 uT, não ocorrendo nenhum valor maior que 7 uT. De acordo com Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), (Tabela 3.2), todos os valores de turbidez apresentados são compatíveis com a tecnologia de filtração direta. Por outro lado, apenas 87,4% das observações satisfizeram os critérios da AWWA (AWWA, 1990), os quais sugerem turbidez menor ou igual a 5 uT, para tecnologia de tratamento por filtração direta.

No gráfico de frequência de cor aparente (Figura 5.3), 83,4% das observações apresentaram valores entre 10 e 20 uH e 98,1% dos valores de cor aparente foram inferiores a 35 uH, o que indica que os valores de cor aparente também estão em conformidade com os indicados para a tecnologia de tratamento de água por filtração direta descendente (Tabela 3.2).

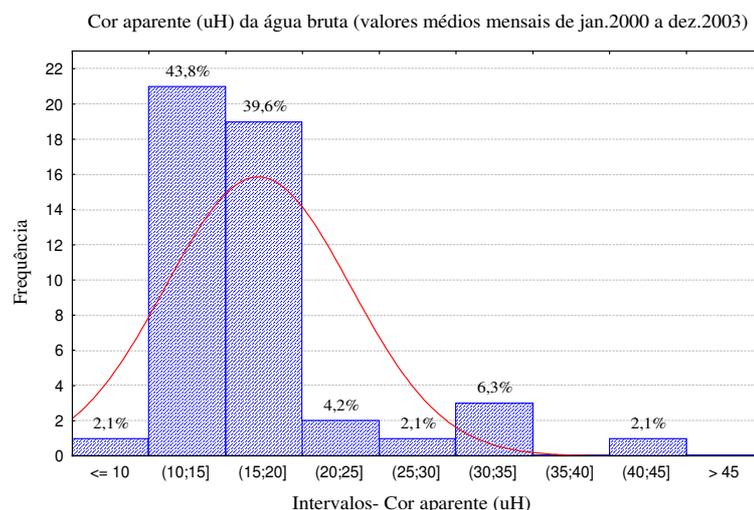


Figura 5.3 – Gráfico de freqüência de cor aparente da água bruta. Fonte: Apêndice A.

Como se observa na Tabela 3.2, há divergências entre autores quanto aos valores dos parâmetros de cor e turbidez da água bruta sugeridos para a tecnologia de filtração direta descendente. Esses parâmetros, além de outros, dão um indicativo para a tecnologia de tratamento a ser utilizada; porém, estudos em laboratório e em escala piloto são essenciais para escolha da tecnologia de tratamento mais indicada.

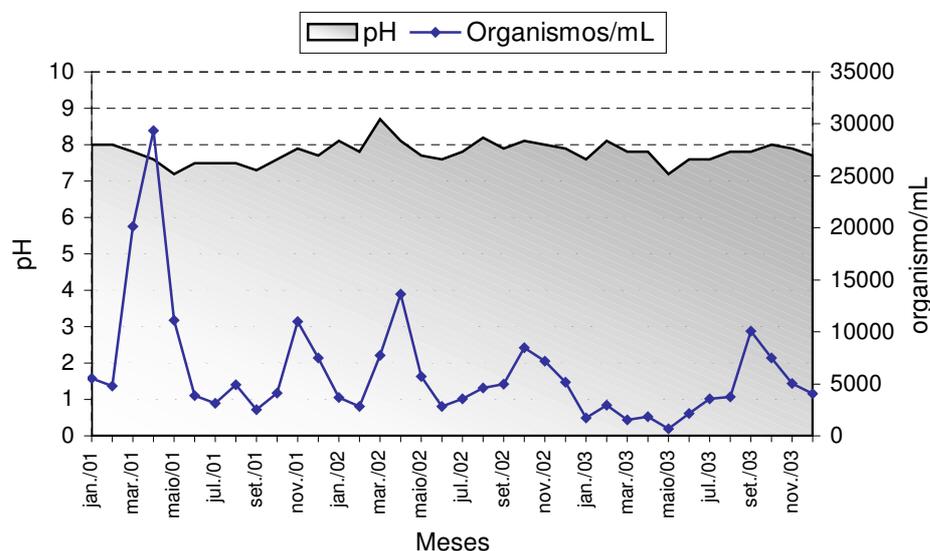


Figura 5.4 – Gráfico de tempo x pH e organismos/mL. Fonte: Apêndice A.

Observa-se na Figura 5.4 que o número de organismos diminuiu entre os anos de 2001 e 2003. Comparando a Figura 5.4 com a Figura 5.1, percebe-se que os picos de organismos antecederam em cerca de um mês os picos de cor aparente e de turbidez. O pH, por sua vez,

atingiu um valor mínimo de 7,2 em maio de 2001 e em maio de 2003. Já o valor máximo de 8,7 ocorreu em abril de 2002. As variações dos valores de pH podem estar relacionadas ao consumo de gás carbônico pelas algas. Se o número de organismos é elevado, em diferentes dias ou horas do dia, podem ocorrer alterações dos valores de pH, ocasionadas pelas variações do consumo de gás carbônico pelas algas no processo de fotossíntese (BRANCO, 1986).

A Figura 5.5 mostra que quando foi utilizada uma dosagem maior de coagulante, quase sempre diminuiu a duração da carreira de filtração, o que era esperado, pois dosagens elevadas de coagulante contribuem para a colmatação mais rápida dos filtros. Os maiores picos de dosagem ocorreram em janeiro de 2002 e em fevereiro de 2003. Nos meses de janeiro e fevereiro, conforme mencionado, normalmente ocorrem chuvas intensas na região, o que contribui para o aumento da turbidez e da cor aparente, exigindo maiores dosagens de coagulante para potabilização da água. Também ocorreram picos de dosagens nos meses de maio, provavelmente devido ao aumento da cor aparente e da turbidez, ocasionado pelo aumento do número de organismos.

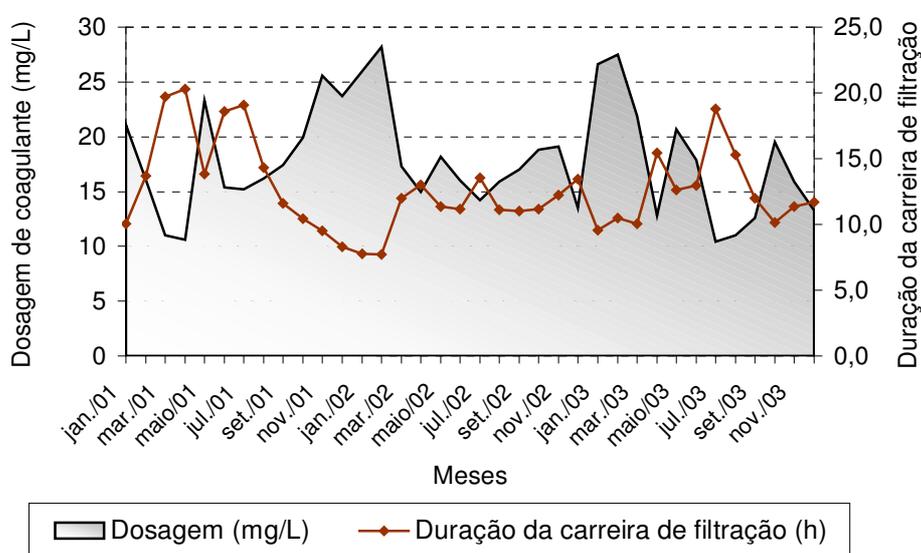


Figura 5.5 – Gráfico de tempo x dosagem de coagulante e duração da carreira de filtração.

Fonte: Apêndice A.

As Figuras 5.6 e 5.7 apresentam os valores de cor aparente e de turbidez medidos durante a realização de todos os ensaios. Como pode ser observado, ocorreram dois picos de cor

aparente, bem superiores aos picos encontrados nos dados da ETA nos meses correspondentes, sendo acompanhados por picos de turbidez (Figura 5.1). Isso provavelmente se deve ao fato de os dados da ETA serem valores médios, enquanto os dos ensaios são pontuais.

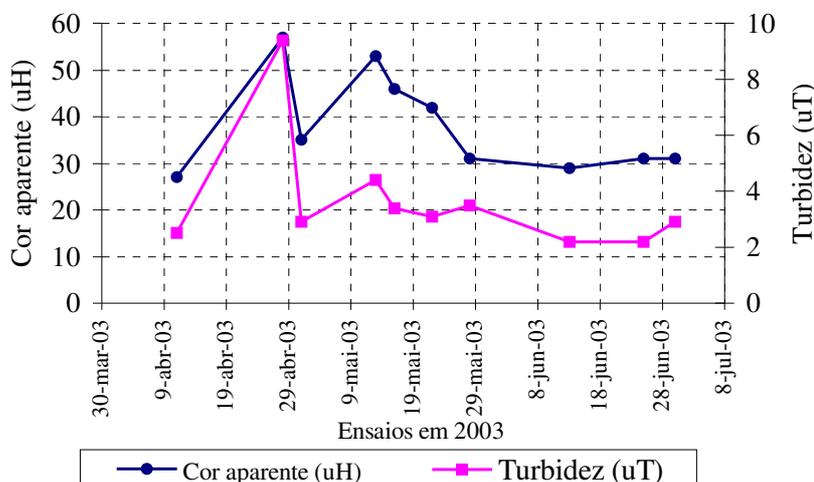


Figura 5.6 – Gráfico de tempo x cor aparente e turbidez da água bruta (ensaio realizado em 2003). Fonte: Apêndice B.

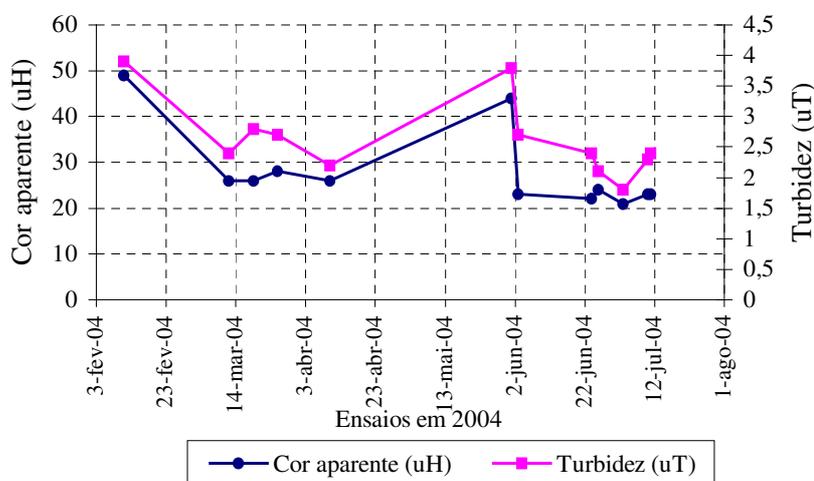


Figura 5.7 – Gráfico de tempo x cor aparente e turbidez da água bruta (ensaio realizado em 2004). Fonte: Apêndices B, C, D e F.

As Figuras 5.8 e 5.9 representam as freqüências de turbidez e de cor aparente da água bruta para todos os ensaios realizados. Na Figura 5.8 observa-se que 90,8% dos valores de turbidez dos ensaios apresentaram valores abaixo de 4 uT, enquanto pelos dados da ETA, 87,4% dos valores ficaram abaixo de 4,5 uT (Figura 5.2). Vê-se que há grande proximidade entre esses valores.

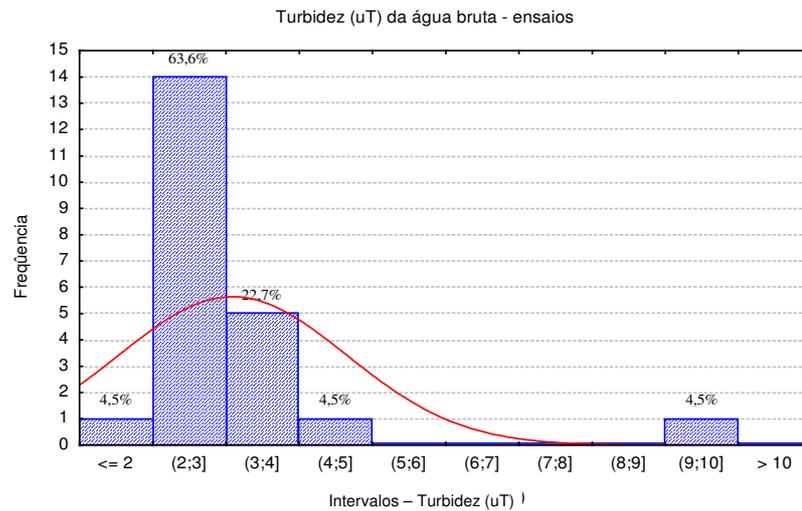


Figura 5.8 – Gráfico de frequência de turbidez da água bruta dos ensaios.

Fonte: Apêndices B, C, D e F.

Com relação aos valores de cor aparente, 72,8% das amostras tiveram valores inferiores a 35 uH e 9% delas tiveram valores acima de 50 uH, valores esses superiores aos encontrados na água bruta da ETA (Figura 5.3).

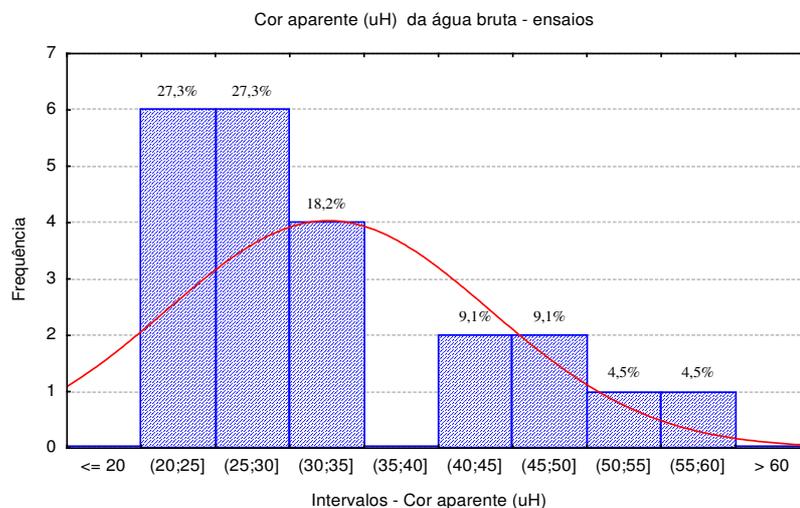


Figura 5.9 – Gráfico de frequência de cor aparente da água bruta dos ensaios.

Fonte: Apêndices B, C, D e F.

Comparando os valores de cor aparente e de turbidez durante os ensaios com os valores das médias mensais da ETA, no mesmo período, constata-se que houve grande semelhança dos resultados.

Diante dos parâmetros de água bruta analisados, percebe-se que a tecnologia de tratamento por filtração direta, a qual está sendo utilizada na ETA, parece ser a indicada. Contudo, os problemas pertinentes à duração da carreira de filtração, à dosagem e ao tipo de coagulante, bem como à qualidade final da água, devem ser avaliados.

5.2 Escolha da areia para os ensaios de bancada

A Tabela 5.1 apresenta os resultados dos ensaios realizados visando a escolha da areia a ser usada nos ensaios de *jar test*. Di Bernardo, Di Bernardo e Centurione Filho, (2002) sugerem testar pelo menos três areias com granulometrias diferentes. No presente trabalho, foram testadas quatro areias com granulometrias distintas. A Tabela 5.2 apresenta: **a)** os resultados médios de turbidez da água filtrada nos filtros de bancada; **b)** os resultados das diferenças de turbidez entre a água filtrada nos filtros de bancada e o valor médio de turbidez da água filtrada na ETA; **c)** as diferenças percentuais entre a turbidez da água filtrada nos filtros em bancada e os valores médios de turbidez da água filtrada na ETA.

Tabela 5.1
Areias – resultados dos ensaios.

Ensaio	Malhas das peneiras	Tamanho da abertura (mm)	Valores de turbidez – amostras dos filtros de bancada (uT)						Valores médios de turbidez: amostras dos filtros da ETA (uT)
			T1	T2	T3	T4	T5	T6	
1	12-14	0,711 - 0,635	2,4	2,3	2,4	-	-	-	0,60
2	14-16	0,635 - 0,597	0,90	0,89	0,90	0,87	0,90	0,91	0,70
3	16-20	0,597 - 0,437	0,91	1,2	1,3	0,89	0,94	0,92	0,60
4	24-28	0,358 - 0,318	0,97	0,66	0,81	0,71	0,91	0,88	0,60

Tabela 5.2
Comparações entre as areias.

Ensaio	Malhas das peneiras	Tamanho da abertura (mm)	Valores de médios turbidez: amostras dos filtros de bancada (uT) (T_m Ban.)	Valores médios de turbidez: amostras dos filtros da ETA (uT) (T_m ETA)	Diferença entre os valores médios de turbidez (bancada - ETA)	Diferença percentual dos valores médios de turbidez (bancada - ETA)
1	12-14	0,711 - 0,635	2,47	0,60	1,8	295,00%
2	14-16	0,635 - 0,597	0,90	0,70	0,20	28,57%
3	16-20	0,597 - 0,437	1,0	0,60	0,40	66,67%
4	24-28	0,358 - 0,318	0,82	0,60	0,22	36,67%

A Figura 5.10 apresenta graficamente os valores da Tabela 5.2. A areia escolhida para os ensaios de bancada foi aquela cujo valor médio de turbidez mais se aproximou do valor médio de turbidez da ETA, cujos grãos ficaram retidos entre as peneiras de malhas 14 e 16 (tamanho da abertura entre os fios 0,635 mm e 0,597 mm, respectivamente). Segundo Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), quando os ensaios de *jar test* são utilizados para estudos de tratabilidade, a seleção da areia depende da qualidade da água em estudo.

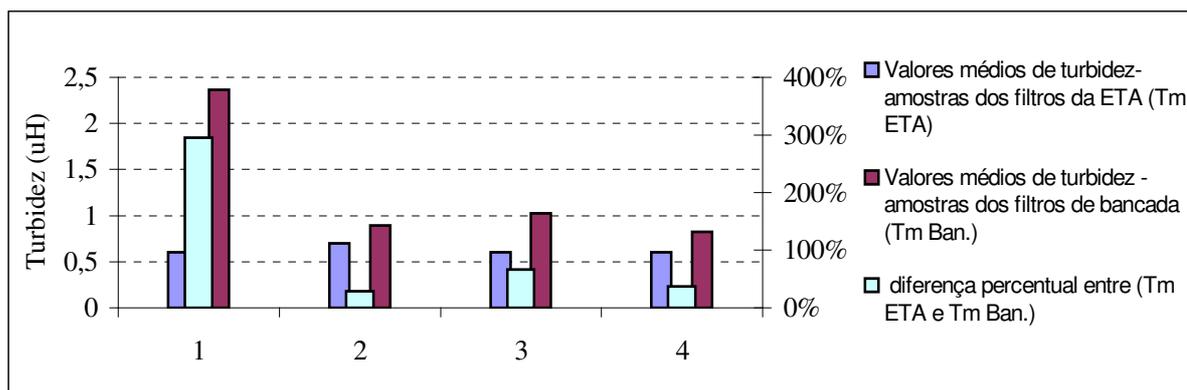


Figura 5.10 – Representação gráfica da turbidez média dos ensaios para escolha da areia.

Fonte: Tabela 5.2.

5.2.1 Ensaio de bancada – 1ª fase

Apresentam-se, nas Figuras 5.11 a 5.14 e 5.16 a 5.20, os diagramas de coagulação dos seguintes produtos: sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico, hidróxi-cloreto de alumínio, sulfato de alumínio com polímero e sulfato férrico com polímero (conforme Apêndice B). Em todos os diagramas de coagulação os números superiores referem-se à turbidez e os inferiores à cor aparente, ambas remanescentes.

Nas Figuras 5.11 a 5.14, 5.16 e 5.17, observa-se que em alguns pontos, os quais representam os resultados de cor aparente e turbidez remanescentes, os valores de pH obtidos quando não se adicionou ácido foram inferiores aos valores de pH obtidos em certos pontos nos quais se adicionou ácido. Isso pode ter ocorrido por algum erro de dosagem durante o ensaio ou por falta de precisão do equipamento de medição de pH.

Como pode ser observado no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio 1 (Figura 5.11), quando se adicionou ácido para baixar o pH (conforme indicado nesse diagrama), as dosagens

necessárias para se obter uma coagulação eficaz ficaram próximas a 9 mg/L do produto comercial, alcançando-se resultados de turbidez e de cor aparente remanescentes que atenderam à Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde. Essas dosagens foram inferiores à maioria das dosagens utilizadas na ETA (Figura 5.5), onde se faz a pré-oxidação e não se utiliza ácido para ajuste do pH de coagulação. Diante dos resultados de turbidez e de cor aparente remanescentes obtidos, conclui-se que os mesmos podem ser reduzidos ainda mais se se fizer uso de um polímero como auxiliar de coagulação com o propósito de alcançar uma turbidez inferior a 0,5 uT para assegurar maior eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., o que é recomendado pela mencionada Portaria.

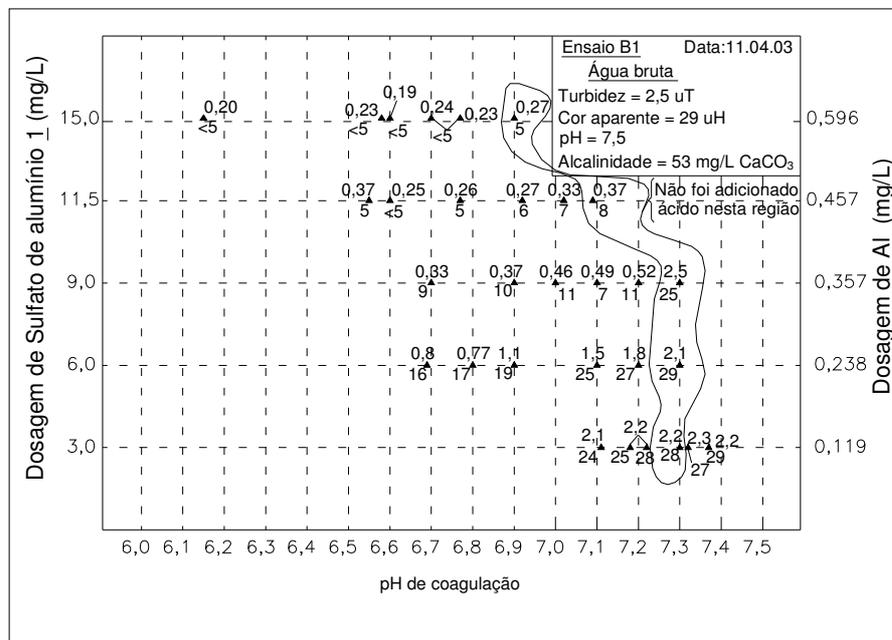


Figura 5.11 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio 1. Fonte: Tabela B.1.

Durante a realização dos ensaios em que se estava avaliando o desempenho do cloreto férrico como coagulante, percebeu-se uma diferença entre os valores de turbidez e de cor aparente na água bruta, o que mostrou a necessidade de um novo ensaio para a confirmação dos resultados (Figuras 5.12 e 5.13). Observa-se, no entanto, que resultados de turbidez e de cor aparente remanescentes ficaram bastante próximos uns dos outros para as dosagens de 6,0 e 7,2 mg/L. Para essas dosagens e valores de pH de coagulação $\leq 7,0$, obtiveram-se valores de turbidez e de cor aparente inferiores a 0,5 uT e a 10 uH respectivamente. Diante das dosagens utilizadas

e dos resultados obtidos utilizando o cloreto férrico, pode-se dizer que a tecnologia de filtração direta também seria recomendável.

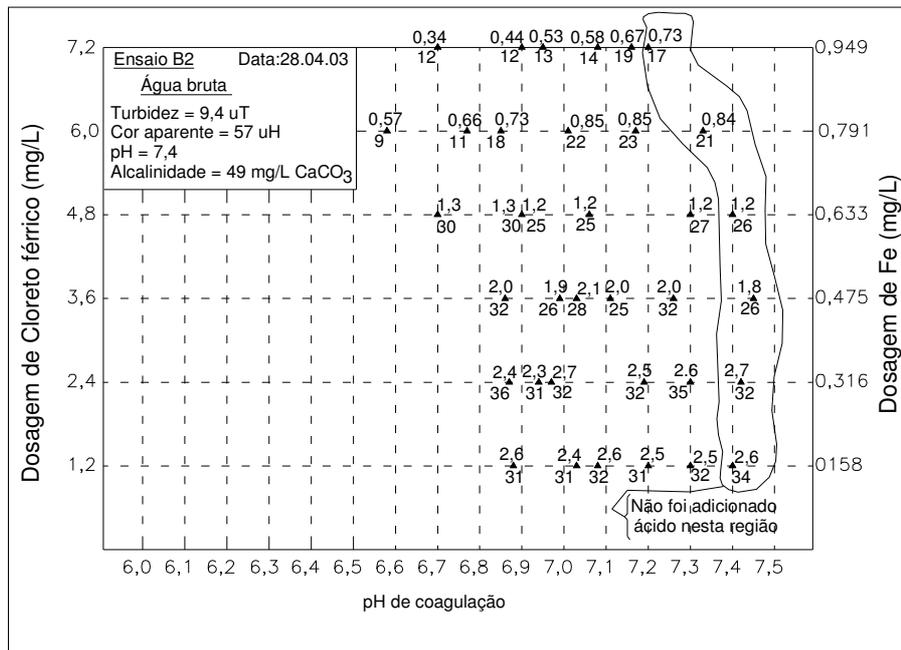


Figura 5.12 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de cloreto férrico. Fonte: Tabela B.2.

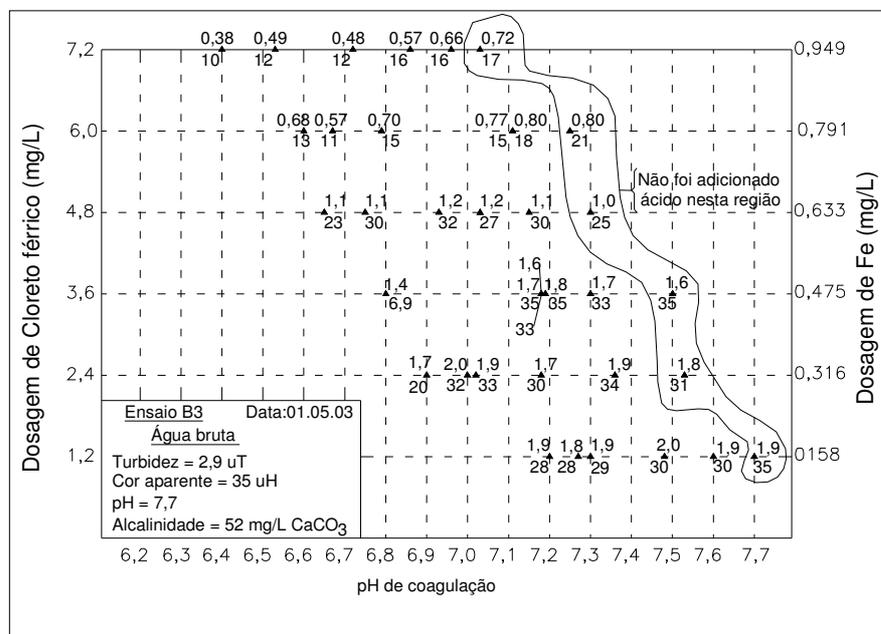


Figura 5.13 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de cloreto férrico. Fonte: Tabela B.3.

No diagrama de coagulação em que se empregou o mesmo coagulante utilizado na ETA, sulfato de alumínio 2 (Figura 5.14), observa-se que, com dosagens de 10 mg/L e valores de pH abaixo de 7,1, foram obtidos valores de turbidez e de cor aparente até mesmo menores do que os valores sugeridos pela Portaria nº 518/2004.

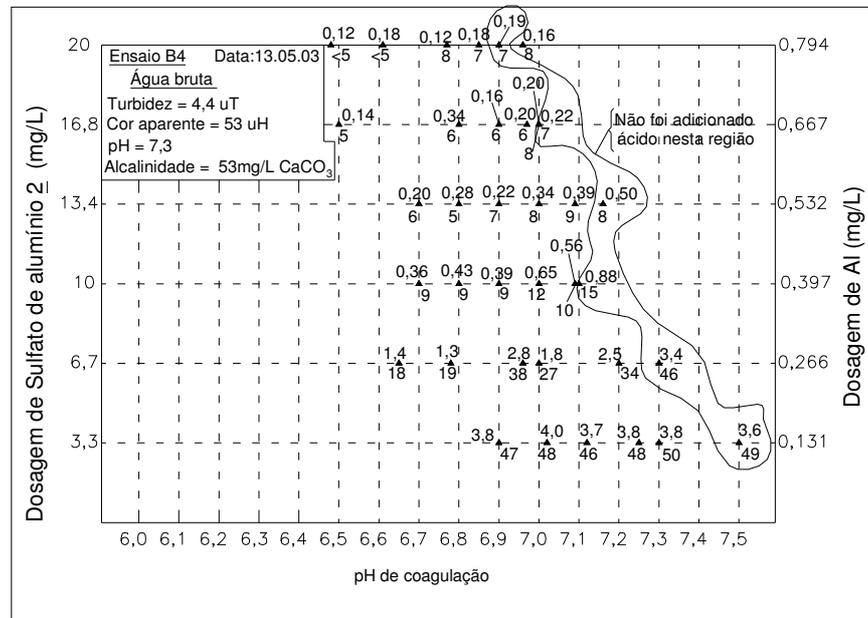


Figura 5.14 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio 2. Fonte: Tabela B.4.

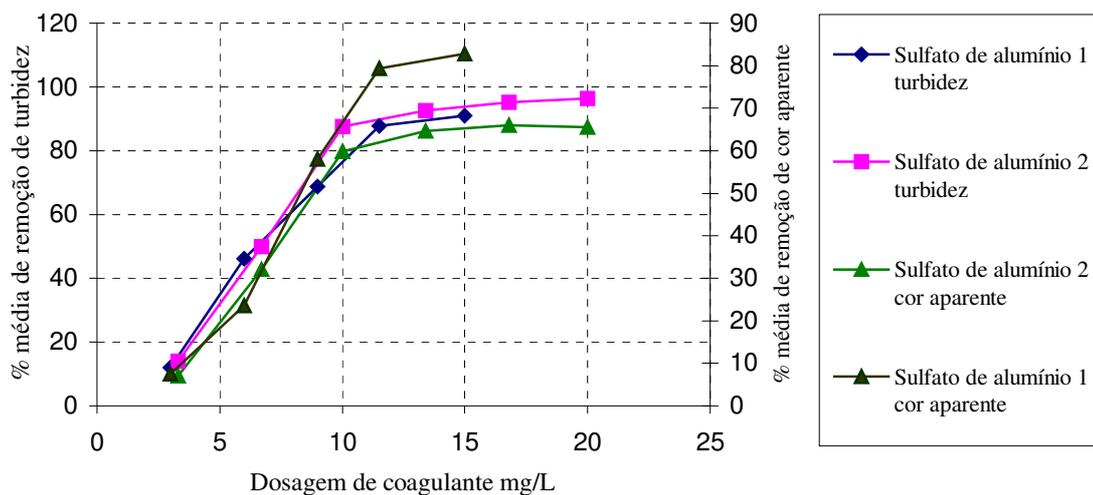


Figura 5.15 – Percentuais médios de remoção de turbidez e de cor aparente. Fonte: Tabelas B.1 e B.4.

Na (Figura 5.15) observa-se que, para dosagens ≤ 10 mg/L, os sulfatos de alumínio (1 e 2) forneceram resultados semelhantes quanto a percentuais médios de remoção de turbidez. Para a dosagem de 10 mg/L, o percentual de remoção, tanto de turbidez quando de cor aparente, foi de aproximadamente 80% para ambos os coagulantes analisados.

No diagrama de coagulação do sulfato férrico (Figura 5.16) observa-se que, com dosagens próximas a 8 mg/L, recomendada para a filtração direta, (WAGNER & HUDSON JR., 1982) e valores de pH de coagulação variando entre 6,6 e 7,0, foram obtidos valores de turbidez e de cor aparente abaixo de 0,5 uT e de 10 uH, respectivamente.

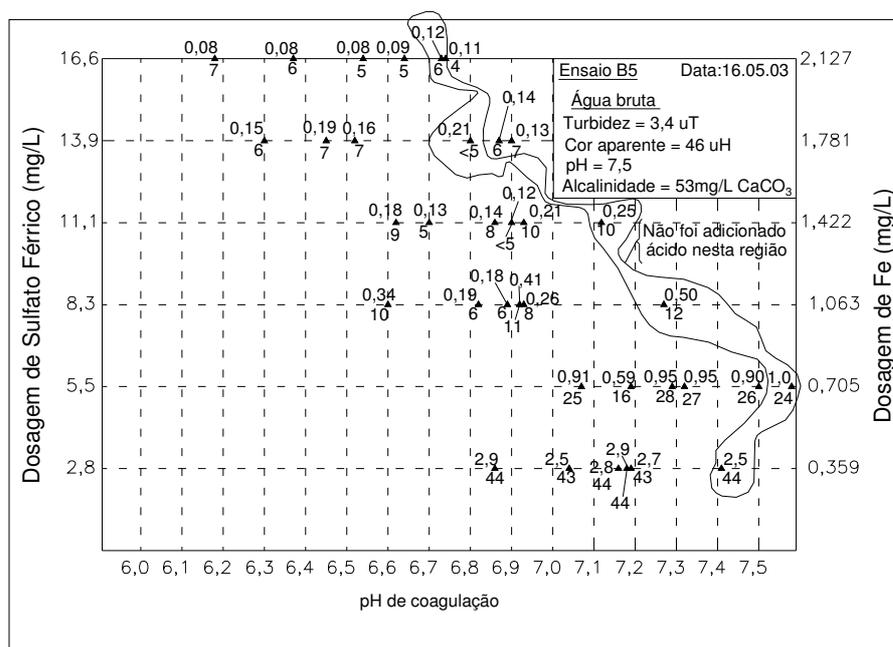


Figura 5.16 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato férrico. Fonte: Tabela B.5.

Os hidróxi-cloretos de alumínio (Figuras 5.17 e 5.18) foram os coagulantes que apresentaram, com dosagens baixas, melhores resultados de redução de cor aparente e de turbidez, com ou sem adição de ácido para corrigir o pH. Dosagens a partir de 3 mg/L forneceram valores de turbidez inferiores a 0,5 uT e de cor aparente menores ou iguais a 10 uH, o que poderia proporcionar maior eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., conforme mencionado anteriormente.

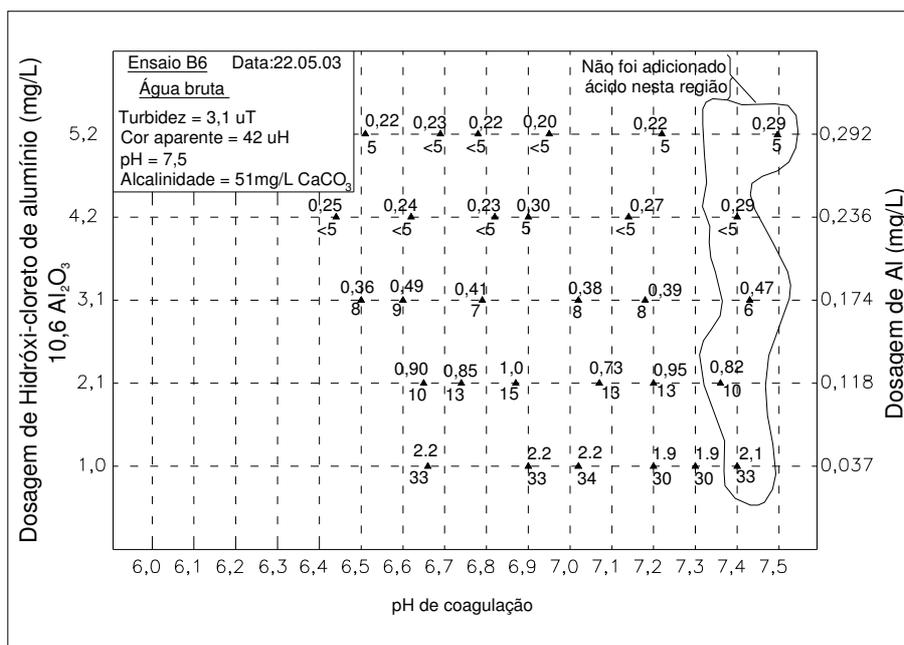


Figura 5.17 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de hidróxi-cloreto de alumínio (10,6% Al₂O₃).

Fonte: Tabela B.6.

Resultados comparativos de turbidez remanescente obtidos utilizando-se o hidróxi-cloreto de alumínio com dosagens inferiores às de sulfato de alumínio ou de cloreto férrico vêm sendo relatados. Pode-se citar a estação de tratamento de Mannheim, na cidade de Kitchener, em Ontário, no Canadá. Ali, em ensaios de *jar test* visando a troca de coagulante, alcançou-se, com diferentes tipos de PACl (dosagens médias de 18 mg/L), turbidez média de 0,52 uT; já quando se utilizou o sulfato de alumínio, com dosagem de 40 mg/L, e o cloreto férrico, com dosagem de 45 mg/L, obteve-se turbidez de 2,0 uT e 0,92 uT, respectivamente (DEWOLFE *et al.*, 2003). Estudos de bancada, utilizando-se filtros de bancada com a água bruta da Lagoa de Peri, na Ilha de Santa Catarina, indicaram que, com dosagens de 24 mg/L de sulfato de alumínio e pH de coagulação variando de 6,0 a 6,1, obteve-se turbidez de 0,40 uT, enquanto para o PACl com dosagens de 22 mg/L a turbidez foi de 0,30 uT, conforme Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003).

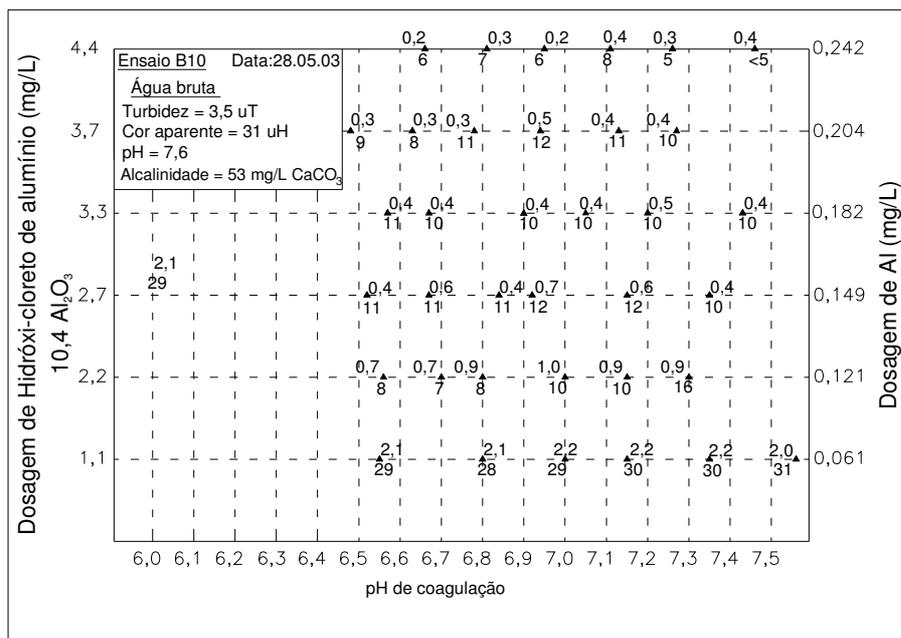


Figura 5.18 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de hidróxi-cloreto de alumínio (10,4% Al₂O₃).

Fonte: Tabela B.10.

As Figuras 5.19, 5.20 e 5.21 apresentam os diagramas de coagulação em que foram utilizados coagulantes junto com polímeros. Para esses ensaios, fixou-se a dosagem de coagulante em 6,0 mg/L, fez-se a correção de pH e variaram-se as dosagens de polímero, conforme pode ser observado nas Tabelas B.7, B.8 e B.9. Ora o polímero foi adicionado ao jarro após a mistura rápida do coagulante com a água bruta, ora o polímero e o coagulante foram misturados à água bruta simultaneamente, conforme descrito no Item 4.4.2. Observa-se que os procedimentos diferentes de adição de polímero não proporcionaram diferenças significativas nos resultados de cor aparente e de turbidez remanescentes.

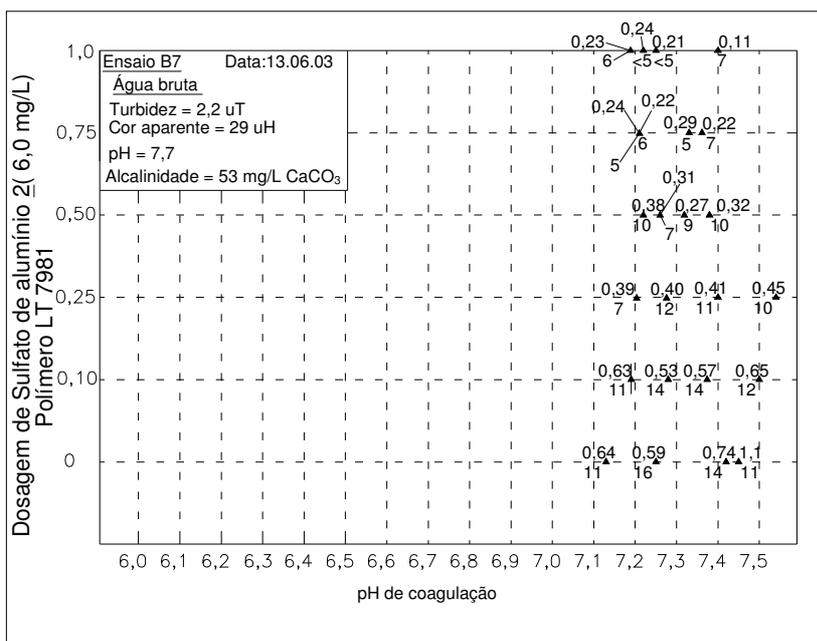


Figura 5.19 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio com polímero LT 7981.

Fonte: Tabela B.7.

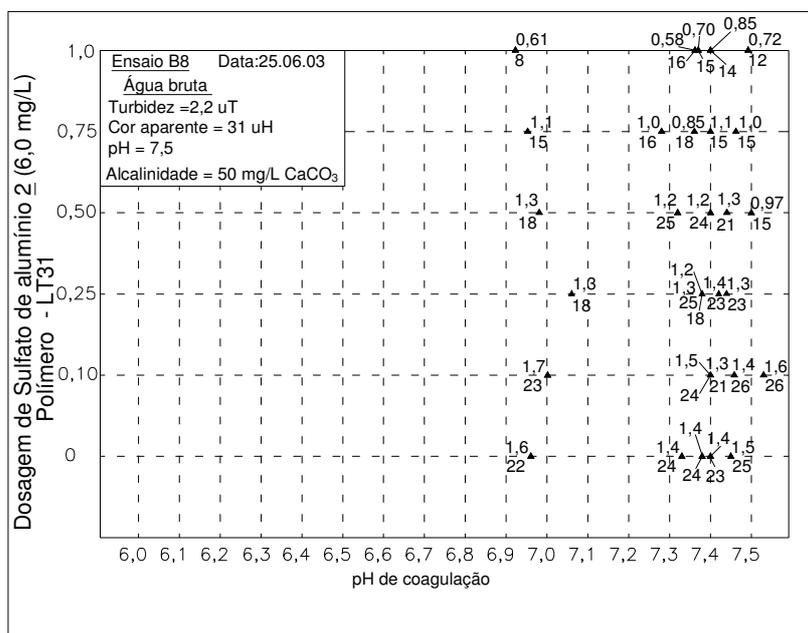


Figura 5.20 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato de alumínio com polímero LT 31.

Fonte: Tabela B.8.

O sulfato de alumínio 2 foi testado com dois polímeros diferentes (Figuras 5.19 e 5.20). Observa-se que quando foi utilizado o polímero LT 7931 os resultados de redução de turbidez e de cor aparente foram superiores aos obtidos com o polímero LT 31. Com dosagens do polímero LT 7981 de 0,25 mg/L, obtiveram-se resultados de turbidez menores que 0,5 uT para diferentes valores de pH. Quando se utilizou o sulfato férrico com o polímero LT 31 (Figura 5.21), os resultados foram ainda melhores, alcançando valores de turbidez de 0,11 uT e de cor aparente menores que 5 uH com dosagens de 0,25 mg/L. A utilização de polímeros contribuiu para melhora da qualidade final da água.

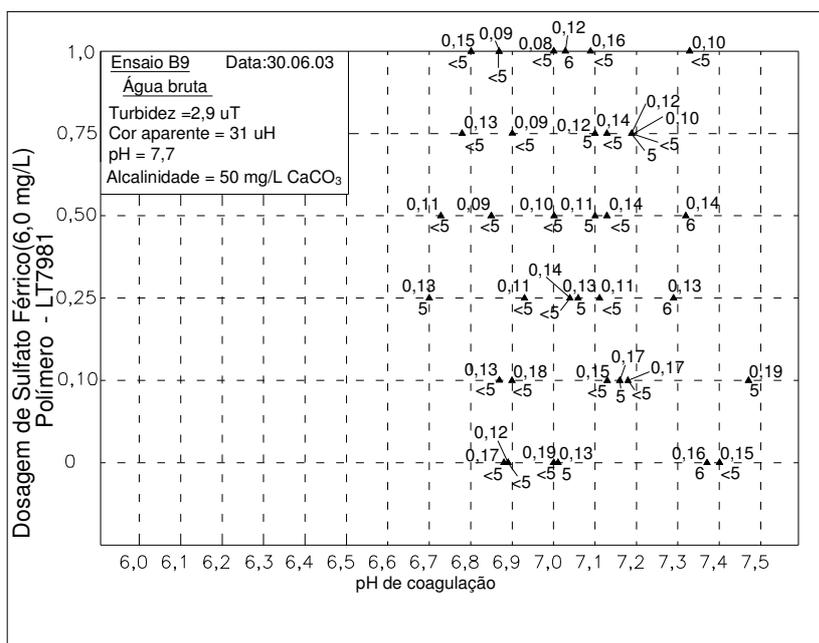


Figura 5.21 – Diagrama de coagulação: turbidez e cor aparente remanescentes em função do pH de coagulação e da dosagem de sulfato férrico com polímero LT 7981.

Fonte: Tabela B.9.

Nos resultados dos ensaios de bancada – 1ª fase, procurou-se fazer uma análise prévia de vários coagulantes quanto à redução de turbidez e de cor aparente da água bruta em estudo em função da dosagem e do pH de coagulação. Diante dos resultados obtidos, percebe-se que todos os coagulante avaliados seriam, a princípio, recomendados para a tecnologia de filtração direta, pois, com dosagens em torno de 9,0 mg/L do produto comercial e diferentes valores de pH de coagulação, foram obtidos valores de turbidez e de cor aparente que não apenas atenderam aos valores determinados pela Portaria nº 518/2004, bem como os valores sugeridos por ela. Para seleção de uma única dosagem para cada coagulante, novos ensaios em *jar test* foram realizados, utilizando as dosagens e pH de coagulação dessa 1ª fase como

referência e também análises de novos parâmetros, tais como medida do potencial zeta e contagem de fitoplâncton.

5.2.2 Ensaio de bancada – 2ª fase

Para análise dos resultados da 2ª fase, foram realizadas comparações, utilizando a média dos valores de turbidez e de cor aparente remanescentes e pH, obtidos das réplicas dos ensaios que constam nas Tabelas C.1 e C.2, com suas respectivas dosagens (Figuras 5.22 a 5.25). Para os três tipos de PACl, são apresentadas comparações em mg/L de coagulante e em milimoles por litro (mM/L) de metal coagulante. Para todos os outros coagulantes, as comparações são apresentadas apenas em mM/L do metal coagulante, conforme recomendam DeWolfe *et al.* (2003). Ainda que normalizadas em termos de milimoles de metal coagulante, as mesmas dosagens de coagulante podem variar dependendo do fabricante do produto, conforme já mencionado na revisão da literatura (Item 3.2.4.1).

Na Figura 5.22, observa-se que o PACl 23,5% Al_2O_3 forneceu, com as mesmas dosagens em mg/L de PACl 10,6% Al_2O_3 e PACl 18% Al_2O_3 , resultados de cor aparente remanescente mais baixos, exceto para as dosagens de 5,0 e 6,0 mg/L; nesses pontos os valores de cor aparente remanescente do PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e do PACl 23,5% Al_2O_3 foram praticamente iguais: 10 uH.

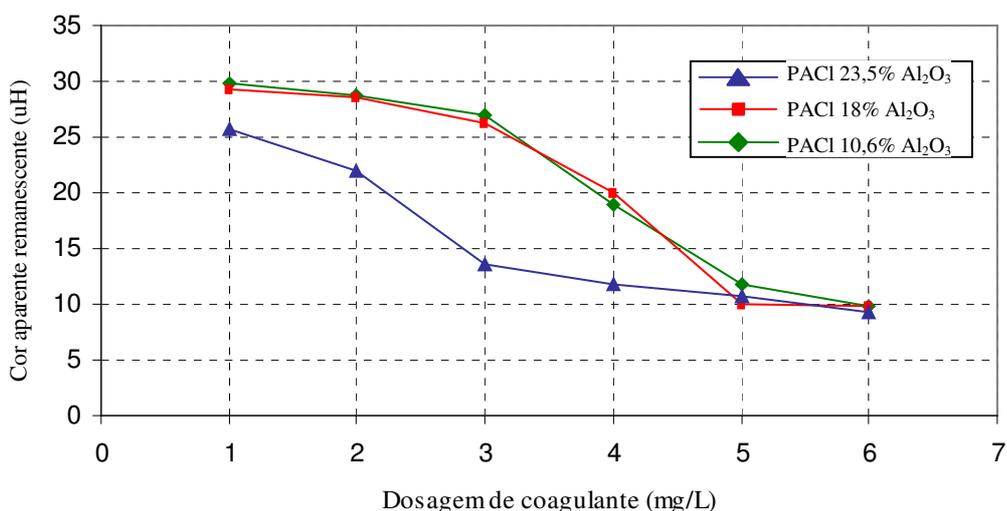


Figura 5.22 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mg/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.

Quando as dosagens foram expressas em concentrações equivalentes de alumínio (Figura 5.23), observou-se que o PACl 10,6% Al_2O_3 apresentou melhor desempenho na redução de cor aparente com menores dosagens de Al. Para alcançar o valor de cor aparente de 10 uH, o PACl 10,6% Al_2O_3 consumiu 0,012 mM/L de Al, enquanto o PACl 18% Al_2O_3 e o PACl 23,5% Al_2O_3 consumiram 0,018 mM/L e 0,025 mM/L de metal coagulante, respectivamente. Essas diferenças de dosagens não são perceptíveis na Figura 5.22.

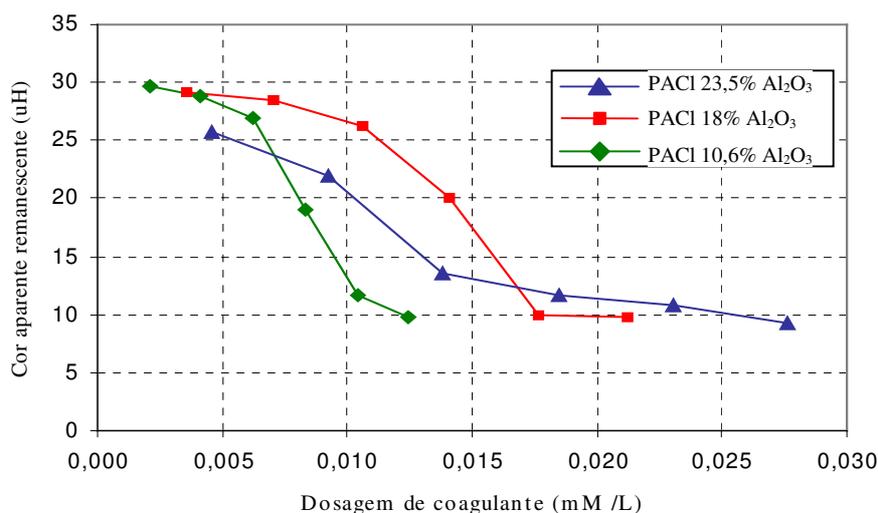


Figura 5.23 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.

A Figura 5.24 apresenta comparações da turbidez remanescente para os três tipos de PACl, com dosagens em mg/L. De maneira semelhante à Figura 5.22, o PACl 23,5% Al_2O_3 foi o que teve melhor desempenho com as mesmas dosagens dos outros dois tipos de PACl, proporcionando valores de turbidez remanescentes menores. Quando se faz a comparação em mM/L (Figura 5.25), observa-se que o PACl 10,6% Al_2O_3 apresentou melhor desempenho na redução de turbidez com menores dosagens de Al. Para alcançar turbidez menor que 0,5 uT, consumiram-se 0,012 mM/L de Al do PACl 10,6% Al_2O_3 , 0,021 mM/L de Al do PACl 18% Al_2O_3 e 0,018 mM/L de Al do PACl 23,5% Al_2O_3 .

Embora o PACl 10,6% Al_2O_3 tenha reduzido a turbidez e a cor aparente com menores quantidades de metal coagulante, não há como afirmar que a quantidade de lodo gerado em função da quantidade de metal contido no coagulante também seja menor, sem a realização de ensaios específicos, pois a quantidade de metal contida no coagulante é menor, no entanto a

dosagem utilizada de coagulante, em mg/L, é a mesma. Por outro lado, quando faz o tratamento da água utilizando um coagulante que contém menor quantidade de metal, a possibilidade de se obter metal residual é menor.

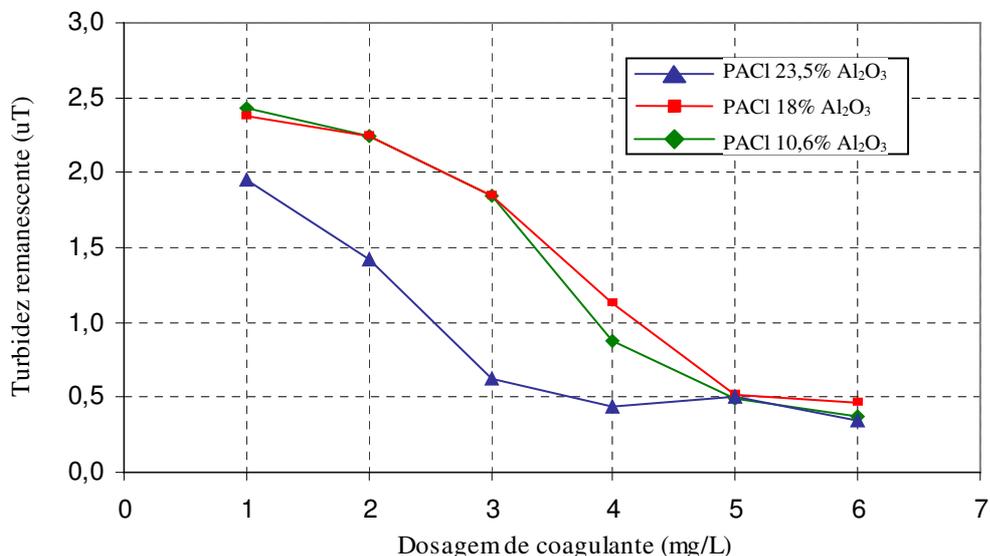


Figura 5.24 – Dosagem de PACI 10,6% Al₂O₃, PACI 18% Al₂O₃ e PACI 23,5% Al₂O₃ (mg/L)
 × média dos valores de turbidez remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.

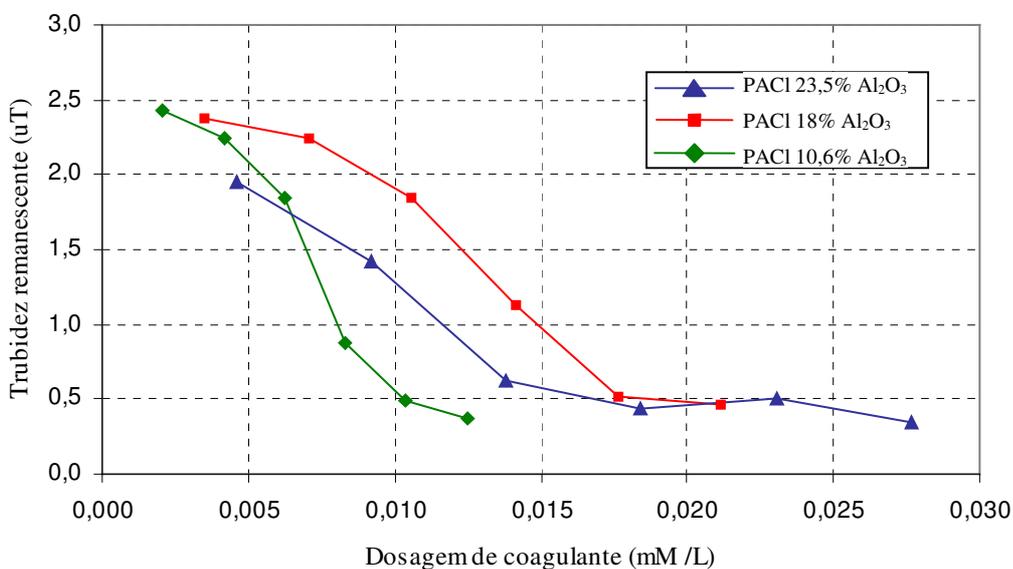


Figura 5.25 – Dosagem de PACI 10,6% Al₂O₃, PACI 18% Al₂O₃ e PACI 23,5% Al₂O₃ (mM/L)
 × média dos valores turbidez remanescente obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.

A Figura 5.26 apresenta as dosagens em função do pH para os três tipos de PACI. Nessa 2ª fase, diante dos resultados obtidos nos ensaios da 1ª fase, quando se utilizou o PACI, optou-se por não ajustar previamente o pH de coagulação, sendo que as diferenças de pH ocorridas

devem-se às características dos próprios coagulantes. Observa-se que os valores de pH para os três coagulantes quase não variaram. Entre os três tipos de PACl testados, o PACl 23,5% Al_2O_3 foi o que teve a menor variação de pH: 0,05; em seguida o PACl 10,6% Al_2O_3 com a variação de 0,07; por último o PACl 18% Al_2O_3 com variação de 0,2. Esses resultados foram compatíveis com a característica do produto, sendo o primeiro o menos ácido e o último o mais ácido.

Sens *et al.* (2002) *apud* Di Bernardo (Coord.) *et al.* (2003), em estudos utilizando PACl 10,5% Al_2O_3 com basicidade de 68%, comparando com sulfato de alumínio 14,5% Al_2O_3 , observaram maior estabilidade da qualidade da água filtrada produzida com o uso do PACl, diante da alteração do pH de coagulação ao longo das carreiras de filtração. A coagulação definida em *jar test* para ocorrer em $\text{pH} = 6 \pm 0,05$ não apresentou perturbações quando o pH oscilou em torno de $6 \pm 0,25$.

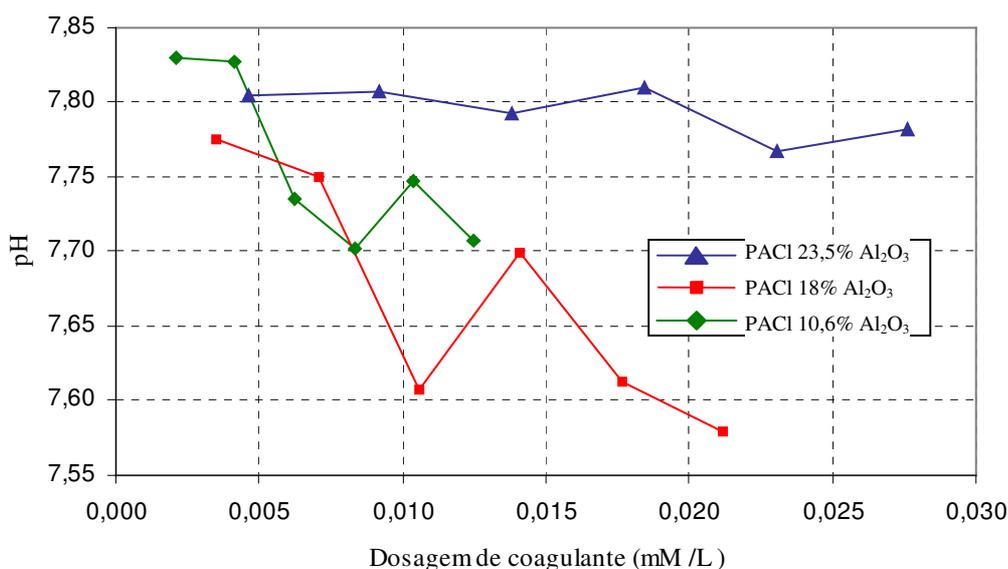


Figura 5.26 – Dosagem de PACl 10,6% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 e PACl 23,5% Al_2O_3 (mM/L) × média dos valores de pH obtidos nas Tabelas C.1 e C.2.

As Figuras 5.27 a 5.32 apresentam os valores médios de turbidez e de cor aparente remanescentes e pH de coagulação, obtidos da Tabela C.3, relativos aos seguintes coagulantes: sulfato de alumínio 2, cloreto férrico e sulfato férrico. Para esses coagulantes fez-se ajuste do pH de coagulação utilizando um volume de 2 mL/L de HCl (Figuras 5.27, 5.28 e 5.29) e de 3 mL/L de HCl (Figuras 5.30, 5.31 e 5.32).

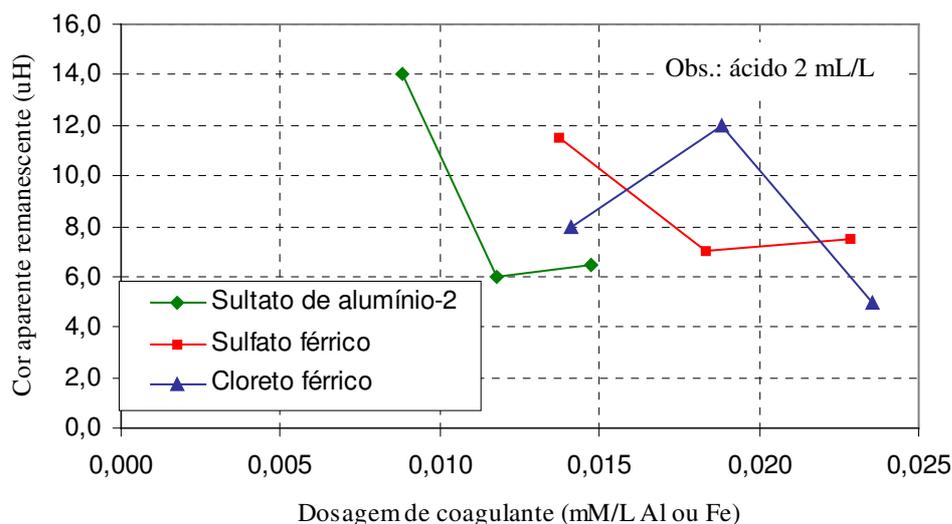


Figura 5.27 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos na Tabela C.3.

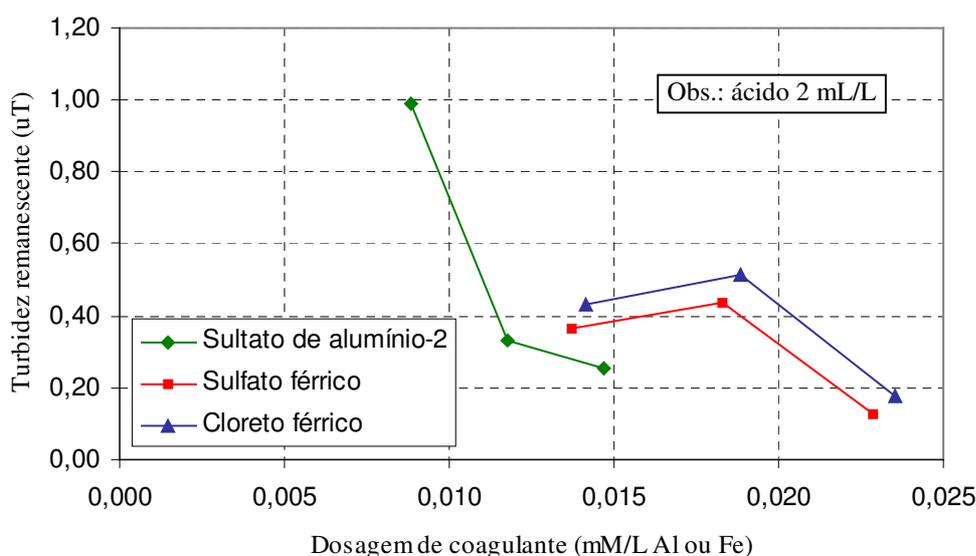


Figura 5.28 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × médias dos valores de turbidez remanescente obtidos na Tabela C.3.

Observa-se nas Figuras 5.27 e 5.28 que o sulfato de alumínio 2 teve melhor desempenho para redução de cor aparente (6,0 uH) e de turbidez (0,26 uT) com dosagens de metal coagulante mais baixas do que os outros dois. O cloreto férrico apresentou o melhor resultado de cor aparente remanescente (5,0 uH), porém com dosagens superiores às dosagens do sulfato de alumínio 2. Entre os coagulantes a base de ferro, o sulfato férrico apresentou o melhor resultado de redução de turbidez (0,13 uT).

Observa-se na Figura 5.29 que o sulfato férrico foi o coagulante que apresentou maior tendência a diminuir o pH de coagulação em função das dosagens utilizadas. Quando se utilizou o sulfato de alumínio, o pH variou – de 7,03 a 7,08 – bem menos do que para os coagulantes a base de ferro – de 7,05 a 6,7. Esses últimos proporcionaram melhores resultados de turbidez e de cor aparente remanescentes com o pH mais baixo (Figuras 5.27 e 5.28).

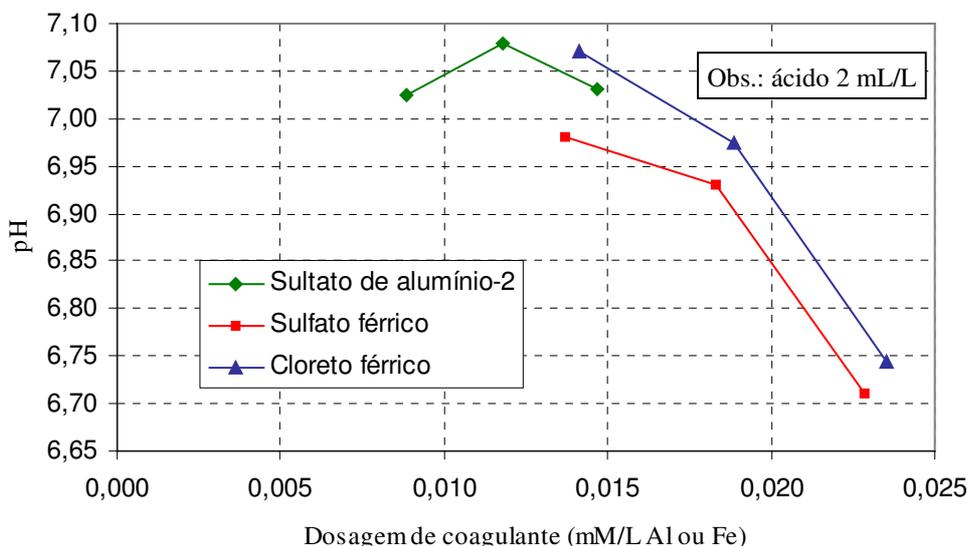


Figura 5.29 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de pH obtidos na Tabela C.3.

Com o pH de coagulação mais baixo (Figuras 5.30 e 5.32), os valores de cor aparente remanescente, quando se utilizou o sulfato de alumínio 2, o sulfato férrico e o cloreto férrico foram ligeiramente melhores do que com o pH de coagulação mais alto (Figuras 5.27 e 5.29), enquanto que a turbidez praticamente foi a mesma para todos os coagulantes (Figuras 5.28 e 5.31).

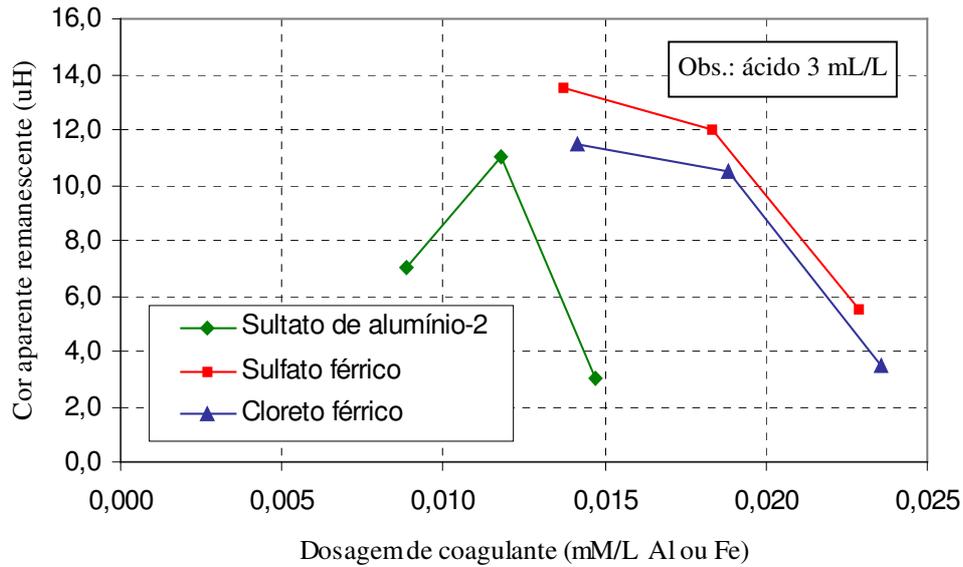


Figura 5.30 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de cor aparente remanescente obtidos na Tabela C.3.

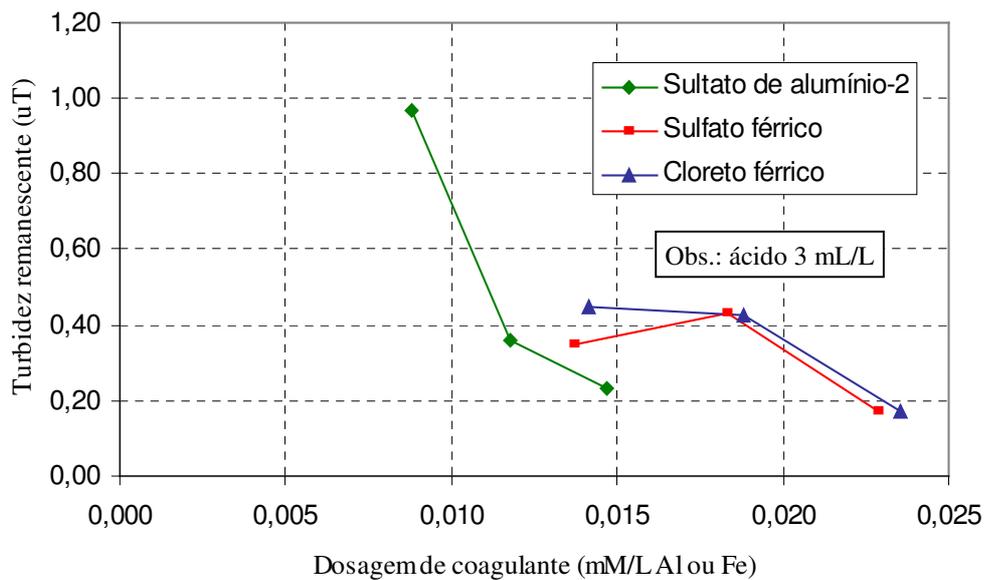


Figura 5.31 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de turbidez remanescente obtidos na Tabela C.3.

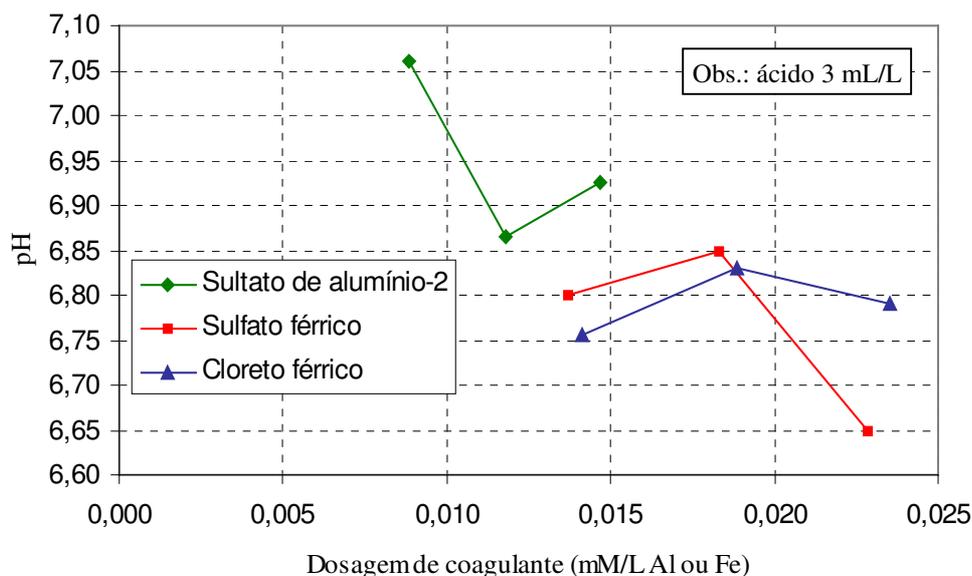


Figura 5.32 – Dosagem de sulfato de alumínio 2, sulfato férrico e cloreto férrico (mM/L) × média dos valores de pH obtidos na Tabela C.3.

Diante dos resultados obtidos nessa 2ª fase, definiram-se as seguintes dosagens para cada coagulante: *a)* para os PACls: 5 mg/L; *b)* para o sulfato de alumínio 2, o cloreto férrico e o sulfato férrico isoladamente, 6 e 8 mg/L; *c)* para o sulfato de alumínio 2, o cloreto férrico e o sulfato férrico com polímeros, 6 mg/L de coagulante e 0,5 mg/L de polímero LT 31. Essas dosagens foram escolhidas com o propósito de se fazer uma análise final dos ensaios de bancada quanto à redução de cor aparente e turbidez, bem como avaliar o efeito do potencial zeta e a contagem de fitoplâncton, conforme mencionado na metodologia (Item 4.4.4).

5.2.3 Ensaios de bancada, determinação do potencial zeta e contagem do fitoplâncton

5.2.3.1 Ensaios de bancada

Para análise dos resultados destes ensaios foram realizadas comparações de cor aparente e de turbidez remanescentes entre os coagulantes com as dosagens definidas no Item 5.2.2 e também apresentadas no Apêndice D. Também foram realizadas análises de variância para verificar se há diferenças significativas de remoção de turbidez e de cor aparente entre os coagulantes utilizados (*vide* Apêndice H).

Para a representação gráfica (Figuras 5.33 e 5.34) foram utilizados os valores médios de turbidez e de cor aparente remanescentes apresentados nas Tabelas D.1, D.2 e D.3. Esses

mesmos valores médios também foram utilizados para análise de variância. A Figura 5.33 apresenta a turbidez da água bruta, a turbidez remanescente da água filtrada e o percentual de remoção de turbidez

Observa-se na Figura 5.33 que a turbidez da água bruta variou entre 3,2 e 2,5 uT. Todos os valores de turbidez remanescente foram inferiores a 0,50 uT, exceto para o sulfato de alumínio com dosagem de 6,0 mg/L, cujo valor foi 0,55 uT. Não ocorreu nenhuma remoção de turbidez inferior a 80%. Os percentuais de remoção de turbidez acima de 90% foram alcançados quando se utilizaram: o cloreto férrico, com dosagem de 6,0 mg/L, juntamente com polímero (0,50 mg/L); o PACl 23,5% Al₂O₃ (5,0 mg/L); o sulfato férrico (6,0 mg/L) com polímero (0,50 mg/L); o sulfato de alumínio (6,0 mg/L) com polímero (0,50 mg/L) e o sulfato de alumínio 2 (8 mg/L). Os menores percentuais de remoção apresentaram valores em torno de 81% quando foram utilizados o PACl 10,60% Al₂O₃ (5,0 mg/L), o sulfato férrico (6,0 mg/L) e o cloreto férrico (6,0 mg/L).

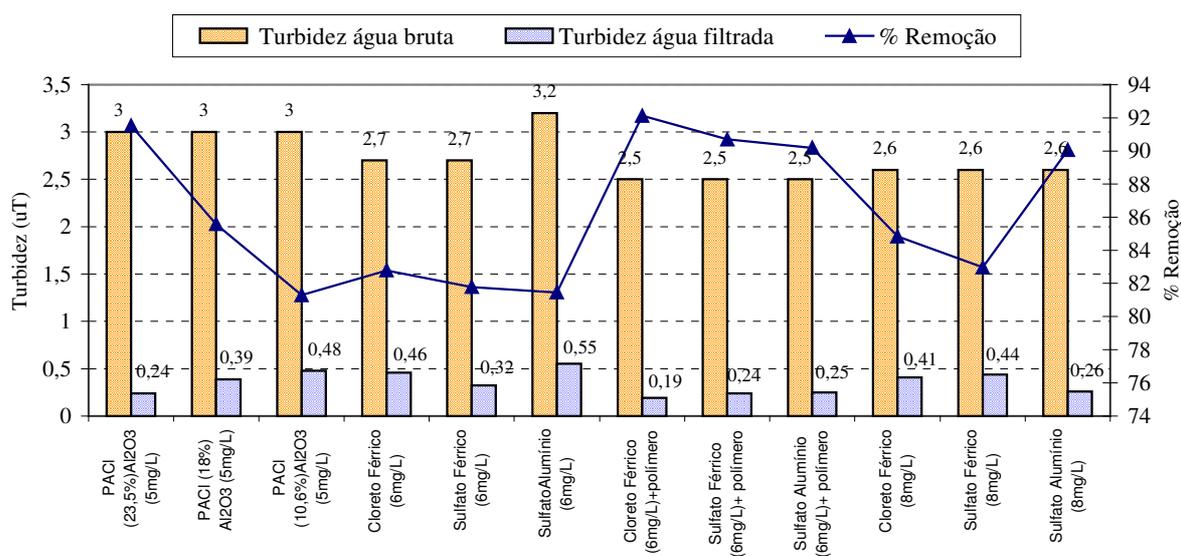


Figura 5.33 – Gráfico de turbidez e porcentagem de remoção de turbidez para diversos coagulantes.

Vê-se na Figura 5.34 que a cor aparente da água bruta variou de 24 a 35 uH. Todos os valores de cor aparente remanescente foram inferiores a 10 uH, exceto para o cloreto férrico com dosagem de 6 mg/L e para o sulfato férrico (8 mg/L), que tiveram valores de 13 e 11 uH, respectivamente. Os percentuais mais baixos de remoção de cor aparente foram de 46% e 47%, quando foram utilizados o sulfato férrico e o cloreto férrico, ambos com dosagens de

6,0 mg/L. Percentuais de remoção de cor aparente acima de 80% foram alcançados quando se utilizou o PACl 23,5% Al₂O₃ com dosagem de 5,0 mg/L, o cloreto férrico e o sulfato férrico (ambos 6,0 mg/L) juntamente com polímero (0,50 mg/L) e o sulfato de alumínio (8,0 mg/L).

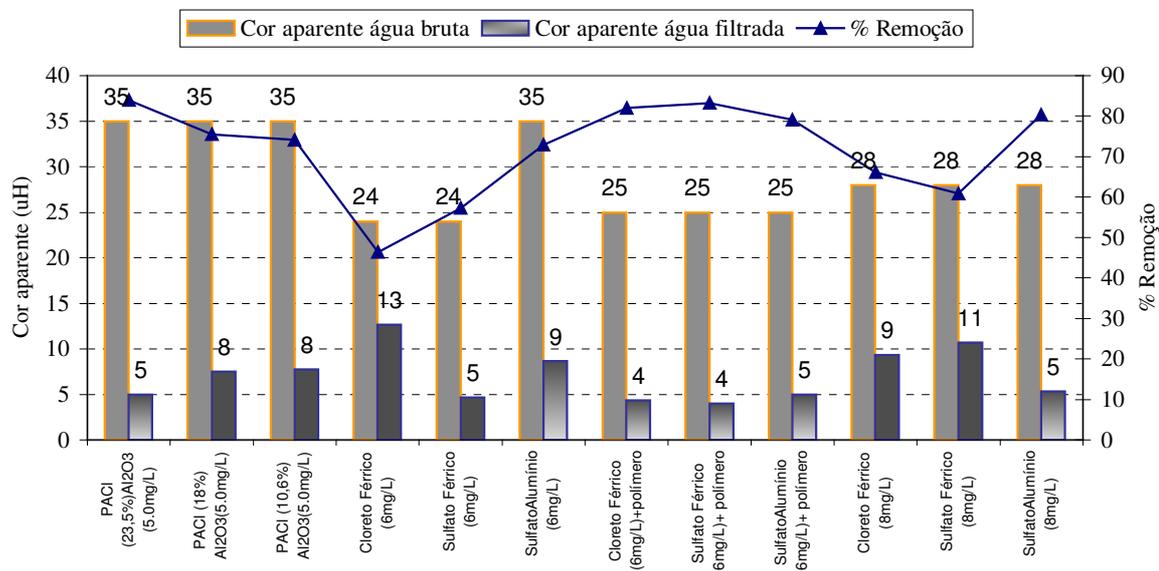


Figura 5.34 – Gráfico de cor aparente e porcentagem de remoção cor aparente para diversos coagulantes.

Pelas Figuras 5.33 e 5.34 observa-se que todos os coagulantes, com dosagens compatíveis com as recomendadas para a tecnologia de filtração direta, atenderam a Portaria nº 518/2004 quanto aos valores de cor aparente e de turbidez remanescentes. Com relação aos resultados de percentuais de remoção de cor aparente e de turbidez, ocorreram diferenças entre os coagulantes utilizados. Conforme mencionado, para verificar se essas diferenças foram significativas quanto a esses percentuais, utilizou-se a análise de variância (*vide* Apêndice H). Cabe lembrar que a hipótese nula (H_0) é de que não existe diferença entre as médias, e que o nível de significância considerando foi de 5%, ou seja, se o valor da probabilidade calculada (p) for menor que 0,05 (p_0) rejeita-se H_0 ; caso contrário, aceita-se H_0 .

Tabela 5.3
Resumo dos resultados da análise de variância para os ensaios de laboratório.

Item analisado	Probabilidade (p) encontrado	$p_0 = 0,05$	Hipótese H_0
% de remoção de turbidez (Tabela H.1)	$p = 0,393$	$p > p_0$	aceito H_0
% de remoção de cor aparente (Tabela H.2)	$p = 0,06$	$p > p_0$	aceito H_0

As análises de variâncias mostram que não há diferenças significativas, quanto à remoção de turbidez e de cor aparente, entre os coagulantes utilizados.

5.2.3.2 Determinação do potencial zeta

As Figuras 5.35, 5.36 e 5.37 referem-se aos resultados dos valores médios de potencial zeta, pH, cor aparente e turbidez, conforme Tabelas D.2 e D.3.

De acordo com o *American Standard Test Methods* (Designation: D 4187 – 82) (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, 1982) (Tabela 5.4), os valores de potencial zeta entre +5 e -5 demonstram uma forte desestabilização das partículas, o que é indicado para o mecanismo adsorção-neutralização de cargas, pois, pela teoria da dupla camada elétrica, a coagulação inicia-se a partir do instante em que o potencial zeta das partículas aproxima-se de zero, momento em que a repulsão entre as partículas de mesma carga superficial não é grande o suficiente para impedir a agregação destas. Entretanto, observa-se nas Figuras 5.35, 5.36 e 5.37 que nenhum valor de potencial zeta obtido durante os ensaios ficou no intervalo -5 mV e +5 mV, embora todos os valores de cor aparente e turbidez remanescentes tenham sido menores que 10 uH e 0,50 uT, respectivamente.

Com relação aos valores de pH, esses também pareceram não influenciar no resultado do potencial zeta. Mais da metade dos coagulantes testados tiveram os valores de potencial zeta entre -12 mV e -21 mV, ou seja, eles ficaram em um intervalo de instabilidade incipiente, sugerindo que a instabilidade incipiente baste para que o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas atue e que fatores químicos tenham prevalecido na desestabilização dos colóides, conforme enfatizam alguns autores.

Tabela 5.4
Relação entre potencial zeta e estabilidade da partícula.
Fonte: American Society for Testing and Materials, 1982

Estabilidade	Potencial zeta (mV)
Instabilidade excelente para Coagulação-floculação	+5 a -5
Instabilidade incipiente	-10 a -30
Estabilidade moderada	-30 a -40
Estabilidade boa	-41 a -60
Estabilidade excelente	-61 e acima

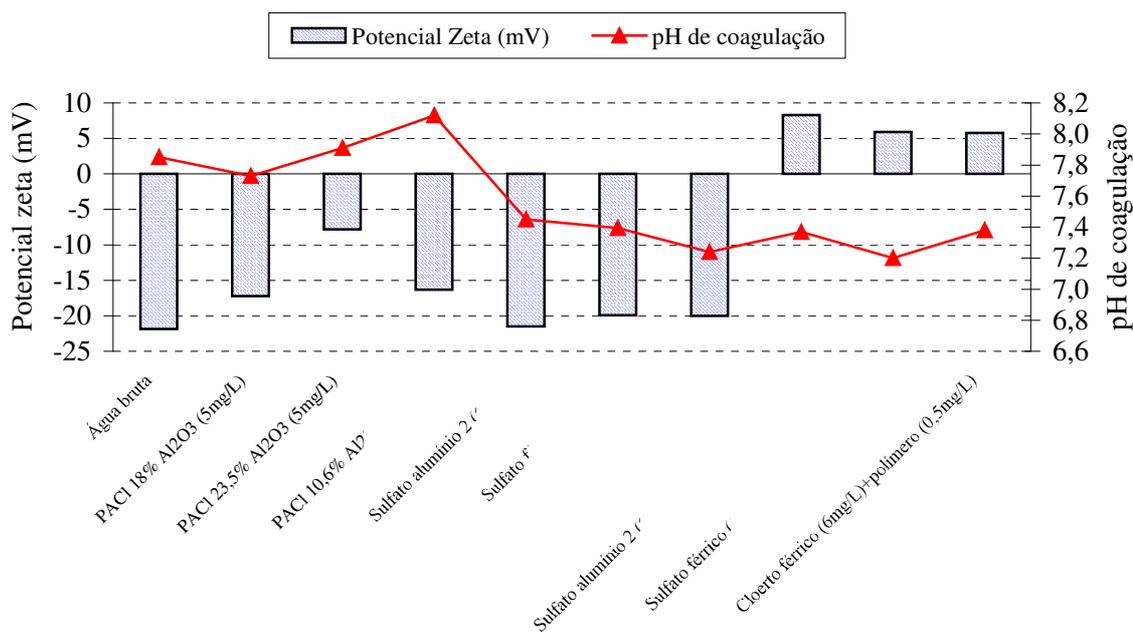


Figura 5.35 – Gráfico de Potencial zeta e pH de coagulação para diversos coagulantes.

Fonte: Tabelas D.2 e D.3.

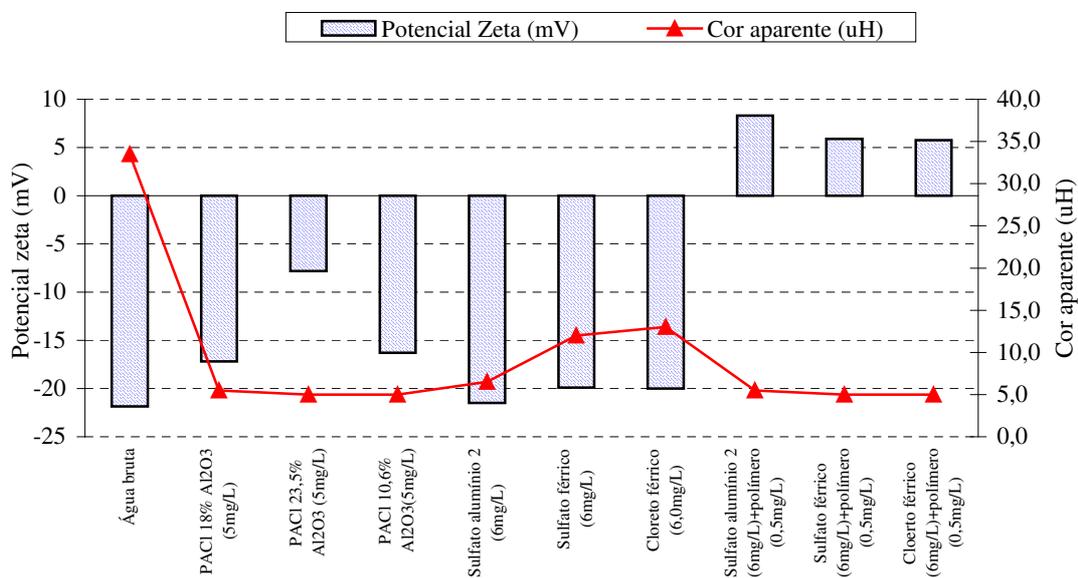


Figura 5.36 – Gráfico de potencial zeta e cor aparente para diversos coagulantes.

Fonte: Tabelas D.2 e D.3.

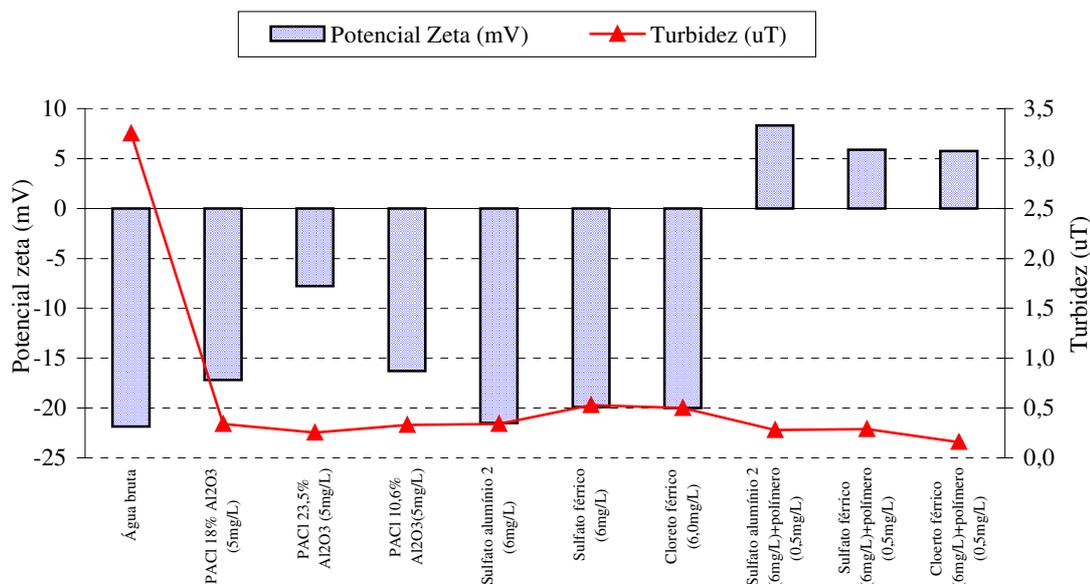


Figura 5.37 – Gráfico de potencial zeta e turbidez para diversos coagulantes.

Fonte: Tabelas D.2 e D.3.

5.2.3.3 Contagem de fitoplâncton

Nos ensaios realizados para contagem do fitoplâncton, procurou-se classificar as algas em classe e gênero. Nas análises das amostras de água bruta foram encontradas as seguintes classes principais: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae as quais estão apresentadas na Figura 5.43. Entre as algas encontradas, a maioria pertencia à classe Chlorophyceae, e em sua quase totalidade podem ocasionar sabor e odor à água, além de contribuírem para a colmatção dos filtros. Da classe Cyanophyceae foram encontrados os gêneros *Microcystis* sp., *Lyngbya* sp. e *Merismopedia* sp. Em estudos anteriores (JARDIM, 1999), foram encontradas, na água bruta do sistema, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *M. viridis* e *M. aeruginosa*, as quais deram resultados positivos para os testes de toxicidade em bioensaios em camundongos.

As Figuras 5.38 e 5.39 apresentam algumas das espécies de algas encontradas nas amostras coletadas durante os ensaios.

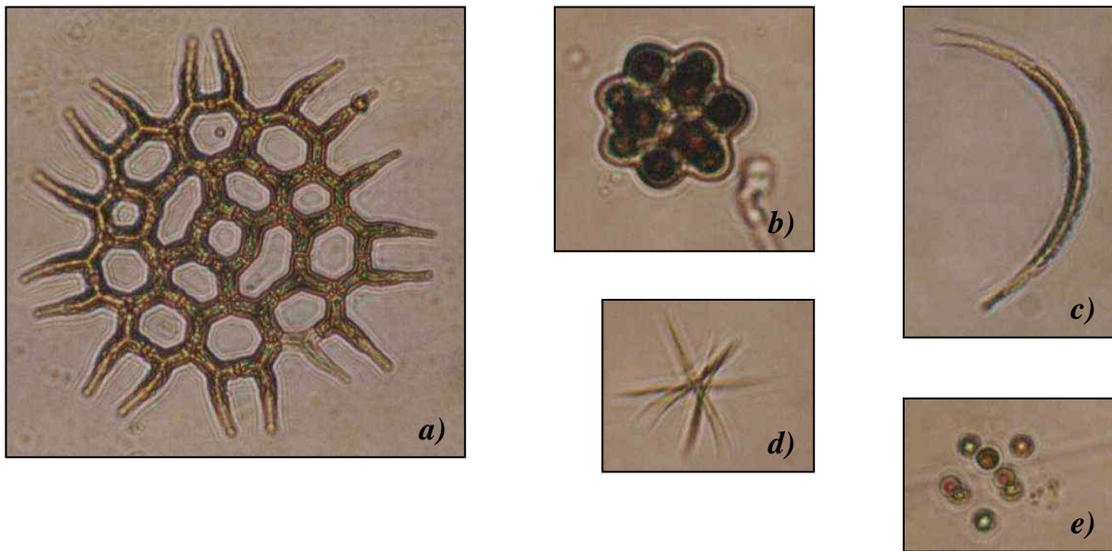


Figura 5.38 – Algas da Classe Chlorophyceae: a) *Pediastrum* sp. (400 vezes);
 b) *Coelastrum* sp. (400 vezes); c) *Monoraphidium* sp. (400 vezes);
 d) *Ankistrodesmus* sp. (200 vezes); e) *Chlorococcales* (400 vezes);

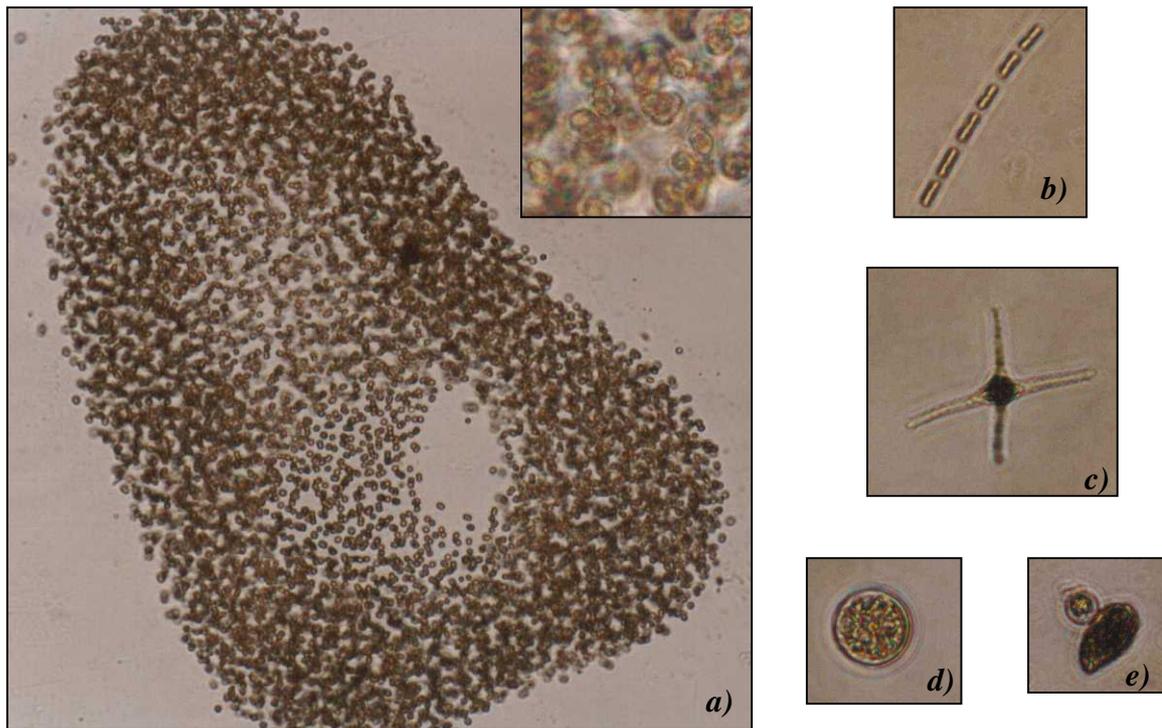


Figura 5.39 – Algas de diversas Classes: a) *Microcystis* sp. (100 vezes) e
 b) *Lyngbya* sp. (200 vezes), ambas algas da Classe Cyanophyceae (algas azuis);
 c) *Staurastrum* sp. (400 vezes), alga da Classe Zygnemaphyceae;
 d) *Cyclotella* sp. (400 vezes), alga da Classe Bacillariophyceae;
 e) Fitoflagelado (200 vezes).

O número de organismos encontrados nas amostras de água bruta durante os ensaios foi relativamente baixo (Figura 5.43), tendo variado de 2 a 4.029 organismos. Pela pequena quantidade de cianobactérias encontradas nas amostras, o monitoramento teria que ser realizado mensalmente, conforme a Portaria nº 518/2004. Para afirmar que as cianobactérias são tóxicas, seria necessário realizar análises mais detalhadas. Comparando os valores de organismos da Figura 5.4 com os da Figura 5.43, observa-se claramente um decaimento, sugerindo que ocorreu uma melhora substancial da qualidade da água do manancial. Provavelmente, essa melhora se deu em decorrência do tratamento, a partir do ano de 2002, de alguns efluentes que deságuam na represa.

5.2.3.3.1- Resultados de fitoplâncton para as amostras coletadas nos ensaios de bancada

Quando se fez a contagem de fitoplâncton, em algumas amostras de água filtrada foi encontrada uma ou mais espécies de algas (*vide* Tabela D.1, D.2 e D.3) que não fora detectada na água bruta, fato que foi desconsiderado para a realização do cálculo de remoção de organismos, tomando-se somente o total de organismos presentes na água bruta em relação ao total de organismos remanescentes na água filtrada. Espécies não encontradas na água bruta podem ter aparecido na água filtrada pelo fato de as amostras terem sido coletadas em momentos diferentes ou porque a contagem de organismos na água é realizada estatisticamente, uma vez que não é possível contar todos os organismos que se encontram em uma amostra, o que proporciona um erro tanto maior quanto menores forem os cuidados tomados durante o ensaio.

A Figura 5.40 apresenta os resultados obtidos dos percentuais de remoção de organismos, de turbidez e de cor aparente dos ensaios de bancada, cujas características encontram-se na Tabela D.1. Nesses ensaios analisaram-se amostras de água filtrada quando foram utilizados os seguintes coagulantes: PACl 23,5% Al_2O_3 , PACl 18% Al_2O_3 , PACl 10,6% Al_2O_3 , cloreto férrico, sulfato férrico e sulfato de alumínio 2, os três últimos tanto isoladamente quanto com polímeros.

Observa-se ainda na Figura 5.40 que a curva de percentual de remoção de organismos, nos pontos em que se utilizou o sulfato férrico e o sulfato de alumínio 2, com dosagens de 8 mg/L, não acompanhou as curvas de remoção de cor aparente e de turbidez. Para a água filtrada, quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 como coagulante, a remoção de cor aparente e a de turbidez ficaram acima de 80%, enquanto a remoção de organismos ficou próxima dos 60%.

Todas as amostras de água filtrada tiveram o percentual de remoção de organismos acima de 90%, exceto nas amostras em que foram utilizados o PACl 18% Al_2O_3 , o PACl 10,6% Al_2O_3 (ambos com dosagem de 5 mg/L) e o sulfato de alumínio 2 (com dosagem de 8 mg/L), que tiveram os percentuais de remoção de 74%, 67% e 70,5% respectivamente.

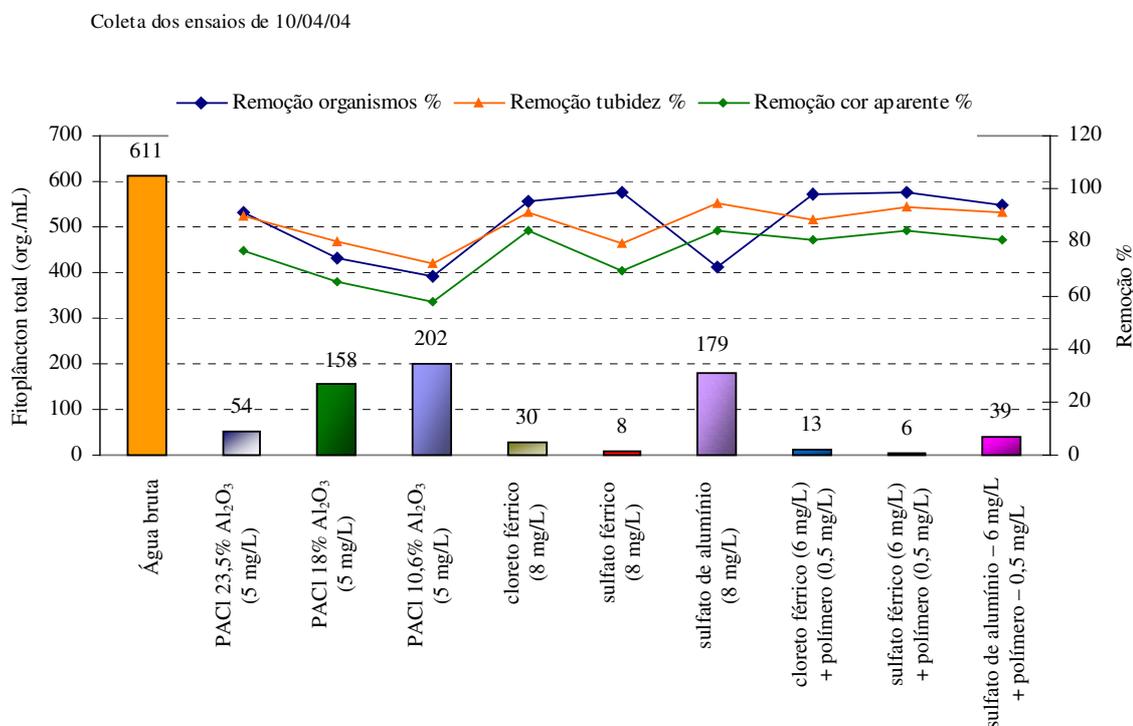


Figura 5.40 – Fitoplâncton e percentual de remoção para as amostras dos ensaios de laboratório. Fonte: Tabelas D.1 e E.1.

A Figura 5.41 também apresenta os resultados obtidos de percentuais de remoção de organismos, de turbidez e de cor aparente dos ensaios realizados em laboratório, cujas características encontram-se na Tabela D.2. Nesses ensaios realizaram-se réplicas, utilizando os seguintes coagulantes: PACl 18% Al_2O_3 , PACl 23,5% Al_2O_3 , PACl 10,6% Al_2O_3 , todos com dosagem de 5 mg/L, e sulfato de alumínio 2, com dosagem de 6 mg/L. Para todas as amostras de água filtrada, exceto para a amostra na qual foi utilizado PACl 23,5% Al_2O_3 , também foi encontrada pelo menos uma espécie de alga (*vide* Tabela E.2) que não tinha sido detectada na água bruta.

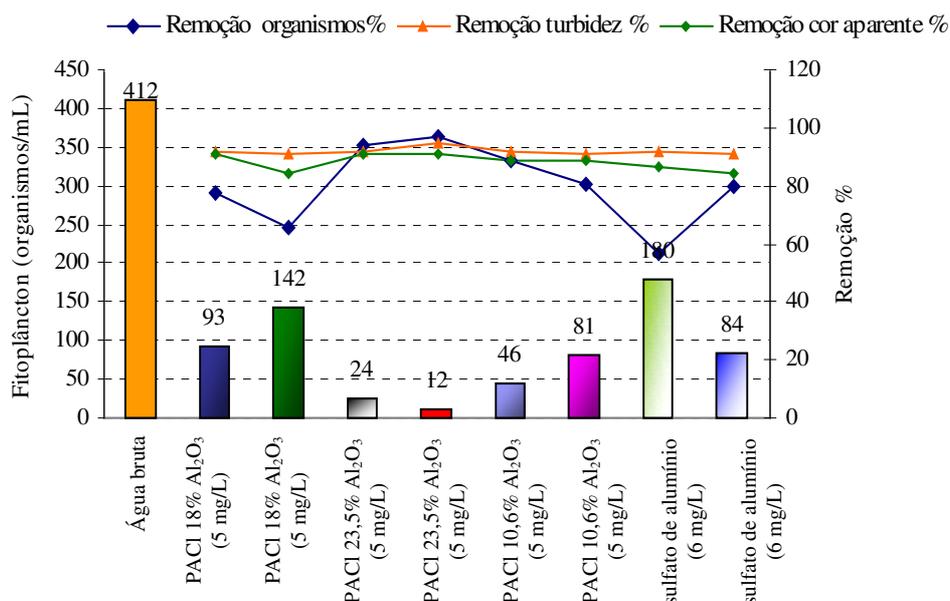


Figura 5.41 – Fitoplâncton e percentual de remoção para as amostras dos ensaios de laboratório. Fonte: Tabelas D.2 e E.2.

Observa-se na Figura 5.41 que os melhores valores de percentuais de remoção de organismos ocorreram quando se utilizou o PACl 23,5% Al₂O₃ (5,0 mg/L) para os dois ensaios, obtendo-se remoção de 94% e 97% de organismos, 90% e 95% de turbidez e 90% e 90% de cor aparente. O percentual de remoção mais baixo ocorreu na primeira amostra de água filtrada em que se utilizou o sulfato de alumínio (6,0 mg/L), obtendo-se percentual de remoção de organismos de apenas 56%, enquanto os percentuais de remoção de cor aparente e de turbidez foram superiores a 80%, mostrando que alcançar um percentual de remoção de turbidez elevado não assegura remoção de organismos na mesma proporção. Ferreira, Mota Filho & Pádua (2003) analisaram a relação entre turbidez e contagem de fitoplâncton na qualidade da água filtrada e concluíram que, mesmo para valores de turbidez menores que 0,5 uT, a qualidade microbiológica pode não ser assegurada.

A Figura 5.42 também apresenta os resultados de número de organismos e a porcentagem de remoção encontrada nas amostras quando foram utilizados os seguintes coagulantes: cloreto férrico e sulfato férrico, ambos com polímero, sulfato férrico, sulfato de alumínio 2 com polímero e cloreto férrico, cujas características encontram-se na Tabela D.3. Em algumas amostras de fitoplâncton dos ensaios de laboratório, foram obtidos resultados inesperados de remoção de organismos na água filtrada, pois, além de se encontrar organismos presentes na água filtrada que não estavam na água bruta, como nos ensaios anteriores (*vide* Tabelas E.1,

E.2 e E.3), também foi encontrado um número de organismos de uma determinada espécie em número bem superior, cerca de três vezes e meia, ao encontrado na água bruta (*vide* Tabela E.2), para a primeira amostra de água filtrada em que foi utilizado o cloreto férrico com polímero. Na segunda amostra em que se utilizou o sulfato férrico, ocorreu o mesmo fato, porém em proporção um pouco menor (*vide* Tabela E.2).

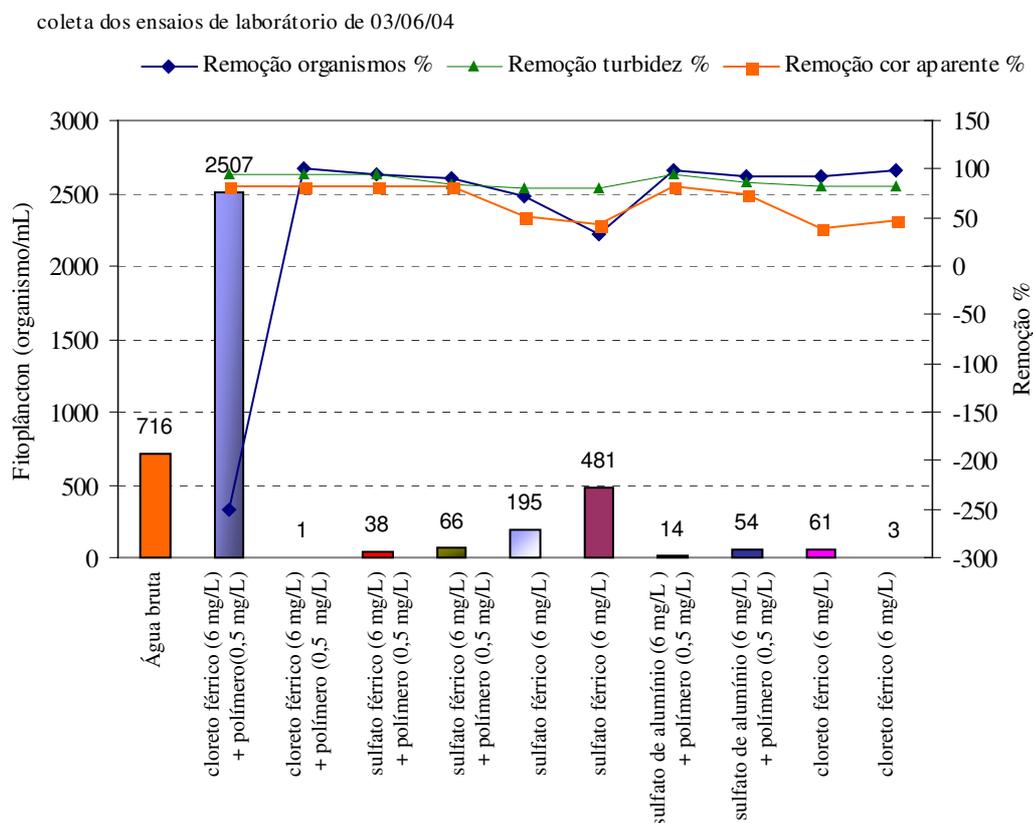


Figura 5.42 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras do laboratório. Fonte: Tabelas D.3 e E.3.

Como no cálculo de remoção de organismos foi considerada a relação entre o número total de organismos presentes na água bruta e na filtrada, para a amostra em que se utilizou o cloreto férrico com polímero, ocorreu uma remoção negativa, ou seja, não houve remoção de organismos e, sim, acréscimo de organismos, o que indica um erro de amostragem. Já para a réplica, quando se utilizou o sulfato férrico (6,0 mg/L), apesar de ter ocorrido o mesmo erro, esse foi em menor proporção, de maneira que o percentual de remoção foi de 32%. Na réplica desse ensaio, em que se utilizou o sulfato férrico mais polímero, foi obtida remoção de organismos de praticamente 100% acompanhada pela remoção de cor aparente e de turbidez com percentuais de cerca de 82% e 94%. Na Figura 5.40, observa-se que, quando foi utilizado o cloreto férrico com polímero, os resultados também foram superiores.

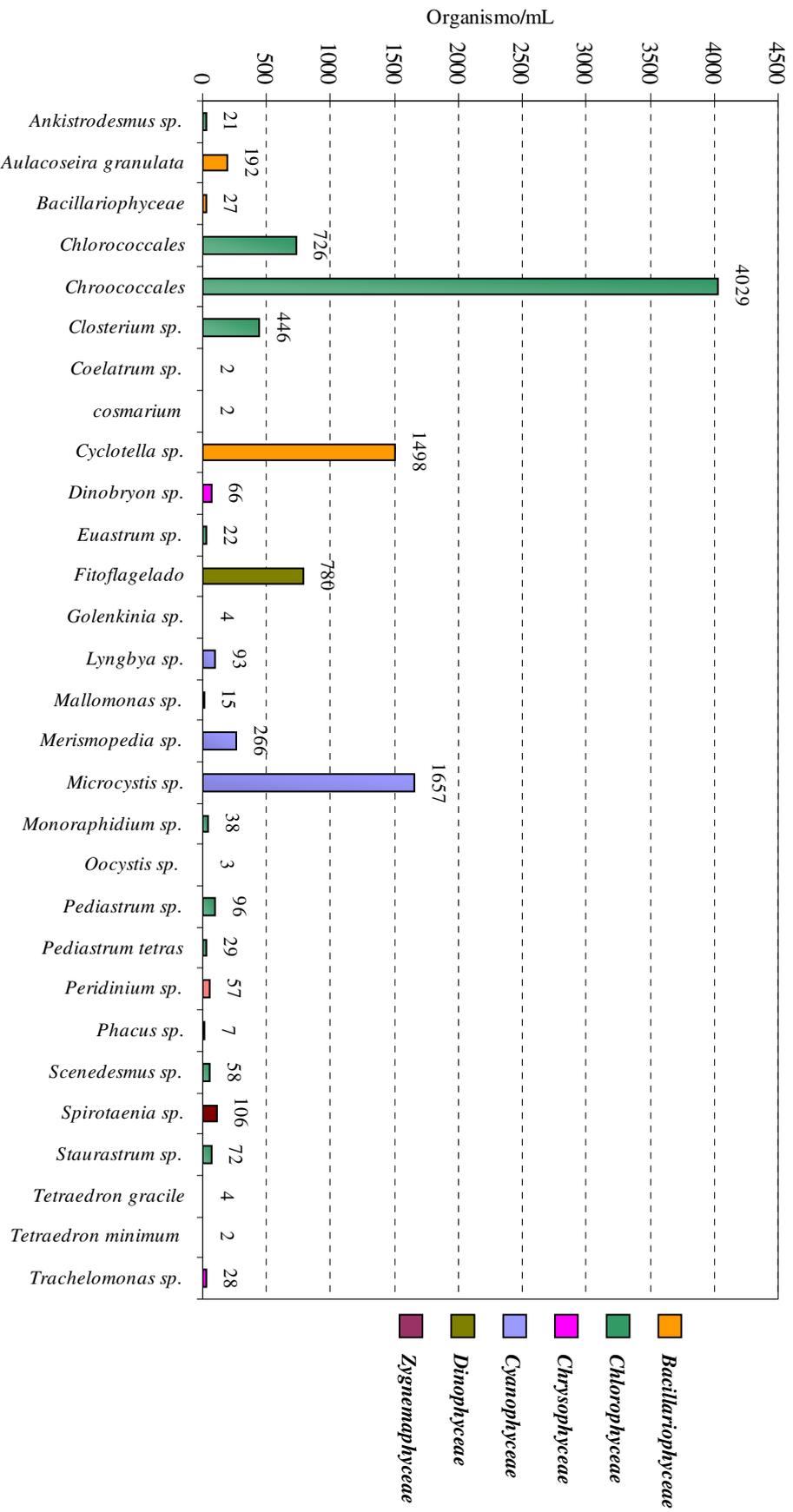


Figura 5.43 – Fitoplâncton encontrado na água bruta durante os ensaios.

5.3 Ensaios na instalação piloto

As Figuras 5.44, 5.45 e 5.46 referem-se aos resultados dos ensaios realizados na instalação piloto, nos quais se utilizou a água coagulada da ETA. As dosagens de coagulante utilizadas nos ensaios 01, 02 e 03 foram 8,1 mg/L; 9,0 mg/L e 8,2 mg/L, respectivamente, conforme indicado nas Tabelas F.1, F.2 e F.4. Todos os ensaios foram encerrados quando a carga hidráulica atingiu 15 cm, conforme definido no item item 4.4.5.1 da metodologia. As três primeiras colunas das Figuras 5.44, 5.45 e 5.46 referem-se aos valores de turbidez da água bruta no início de cada ensaio. As demais colunas referem-se à cor aparente ou à turbidez remanescente, dependendo do gráfico, para os três ensaios durante a carreira de filtração.

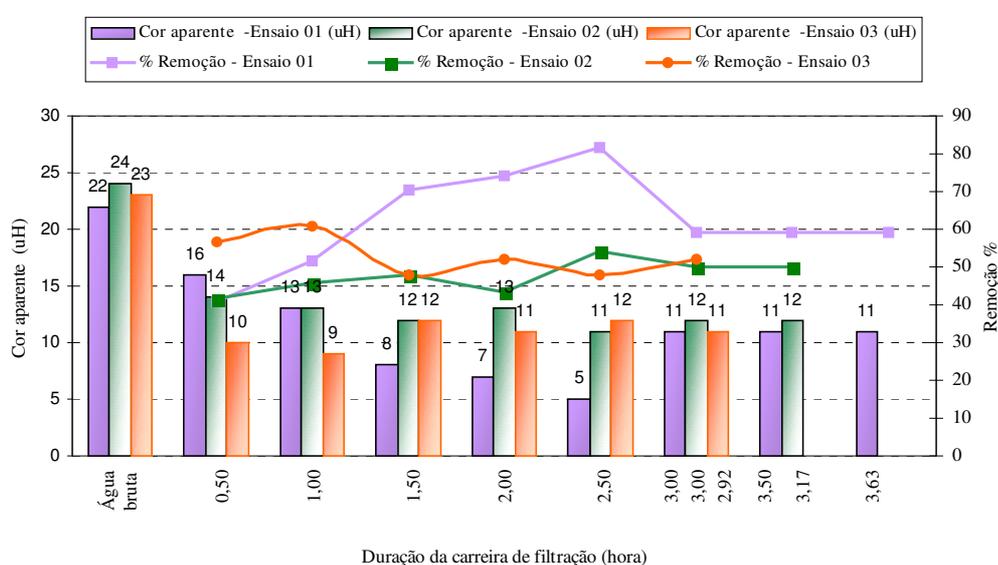


Figura 5.44 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando a água coagulada da ETA com as seguintes dosagens: ensaio 01 (8,1 mg/L), ensaio 02 (9,0 mg/L) e ensaio 03 (8,2 mg/L).

Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.

Observa-se nas Figuras 5.44, 5.45 e 5.46 que o ensaio que teve a duração de carreira de filtração mais longa foi o primeiro (3,63 horas) e a mais curta foi o terceiro (2,92 horas). Todos os valores de cor aparente remanescente (Figura 5.44) foram menores que 15 uH, exceto para o primeiro ensaio, nos primeiros 30 min de carreira de filtração, quando a cor aparente foi de 16 uH, o que é aceitável, pois normalmente a água coletada no início da carreira de filtração tem a qualidade inferior, devido ao “amadurecimento” do leito filtrante. Os melhores resultados de redução de cor aparente também foram os do primeiro ensaio,

obtendo-se valores de 8, 7 e 5 uH. Os percentuais de remoção em geral foram da ordem de 50%; apenas no primeiro ensaio alcançaram-se valores superiores a 70%.

A duração média da carreira de filtração dos ensaios em escala piloto quando se utilizou a água coagulada da ETA foi de 3,24 horas. Para estimar a duração da carreira de filtração da ETA, considerando o leito filtrante do filtro piloto, conforme mencionado na metodologia, multiplicou-se 3,24 horas pelos números de filtros da ETA, no caso 8 filtros. O valor obtido foi de aproximadamente 25 horas, ou seja, superior aos valores médios de duração da carreira de filtração dos filtros da ETA, (*vide* Figura 5.5), cujo o leito filtrante varia de filtro para filtro, conforme já mencionado na metodologia.

Os resultados de turbidez remanescente (Figuras 5.45 e 5.46) foram medidos em dois equipamentos diferentes, um digital (o mesmo utilizado em todos ensaios de bancada) e um analógico, disponível e utilizado no local onde os ensaios estavam sendo realizados. Observa-se que os valores de turbidez remanescente obtidos quando se utilizou o equipamento digital foram maiores aos obtidos quando se utilizou o equipamento analógico. Considerando a Portaria nº 518/2004, todos os valores de turbidez remanescente das amostras de água filtrada medidas no equipamento digital seriam rejeitadas, enquanto que as medidas no equipamento analógico estariam de acordo com a Portaria citada. Teixeira *et al.* (2004) avaliaram a turbidez em equipamentos com diferentes princípios de funcionamento, obtendo valores distintos, recomendando que fossem realizados estudos com vista a padronizar o princípio de funcionamento dos equipamentos ou possibilitar uma base de referência que permita comparar os dados obtidos em distintos turbidímetros. Observa-se na Figura 5.46 que quando se utilizou o turbidímetro analógico, apenas o primeiro ensaio alcançou um valor de turbidez menor do que 0,50 uT, indicando que, apesar de as amostras de água filtrada para os três ensaios atenderem ao padrão de potabilidade, turbidez < 1,0 uT, elas podem não assegurar a remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp. Observa-se, também, que os percentuais de remoção de turbidez foram de 69% para o turbidímetro digital e de 75% para o turbidímetro analógico (Figuras 5.45 e 5.46).

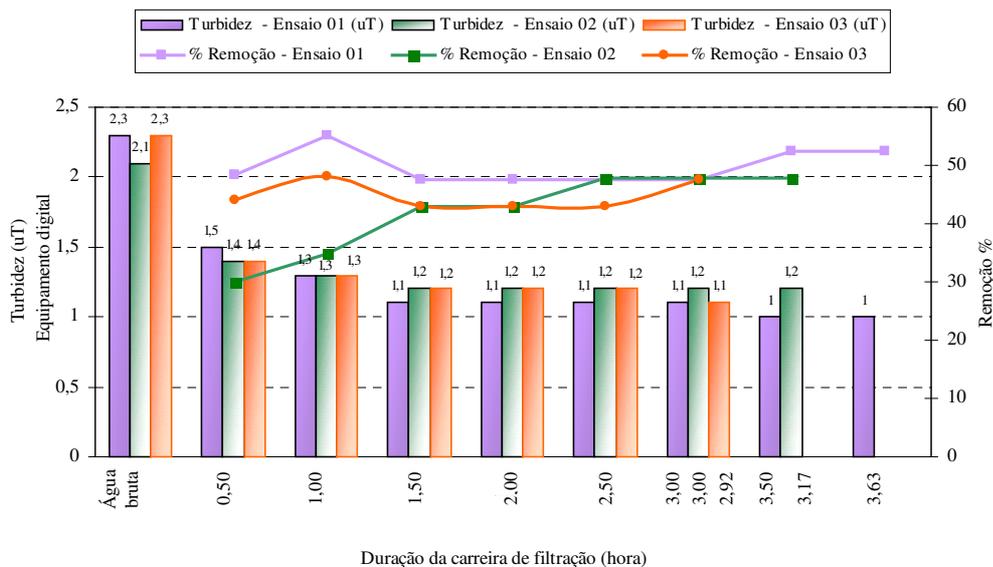


Figura 5.45 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento digital e a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.

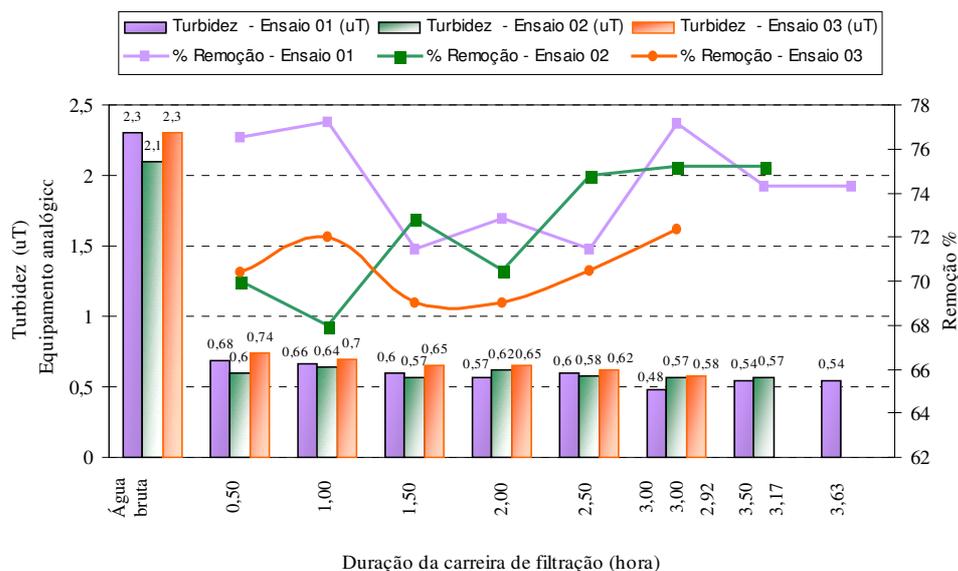


Figura 5.46 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento analógico a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2 e F.4.

As Figuras 5.47 e 5.48 referem-se aos resultados de três ensaios nos quais se utilizou o sulfato de alumínio 2 como coagulante e ácido para corrigir o pH de coagulação, com dosagem de 8,0 mg/L de sulfato de alumínio e ácido para ajustar o pH de coagulação (Tabela F.5). A qualidade da água filtrada nesses ensaios foi superior à da água filtrada quando se utilizou a

água coagulada da ETA. Todos os valores de cor aparente foram inferiores a 10 uH (Figura 5.47) e todos os de turbidez foram inferiores a 0,50 uT (Figura 5.48), independentemente do equipamento utilizado para leitura da turbidez. Contudo a duração média da carreira de filtração, até que se atingisse a carga hidráulica de 15 cm, foi de 33,7 min, portanto, muito inferior à duração da carreira de filtração quando se utilizou a água coagulada da ETA. Considerando o tempo médio de duração da carreira de filtração desses três ensaios (33,7 min), a duração da carreira de filtração da ETA seria de 4 horas e 30 min, valor este muito aquém do desejável, o qual seria de pelo menos 24 horas. A duração da carreira de filtração nesses ensaios foi mais curta em relação às carreiras de filtração com a água coagulada na ETA, provavelmente devido: *a*) à maior retenção de partículas no leito filtrante, uma vez que os resultados de turbidez obtidos foram baixos (menores que 0,5 uT); *b*) por não se ter feito a pré-cloração, que é praticada na ETA; e *c*) pela escolha do meio filtrante inadequado. Observa-se ainda que todos os valores de remoção de turbidez, independente do equipamento utilizado para medição, ficaram acima de 80%, enquanto que a remoção da cor aparente variou entre 64% e 76%.

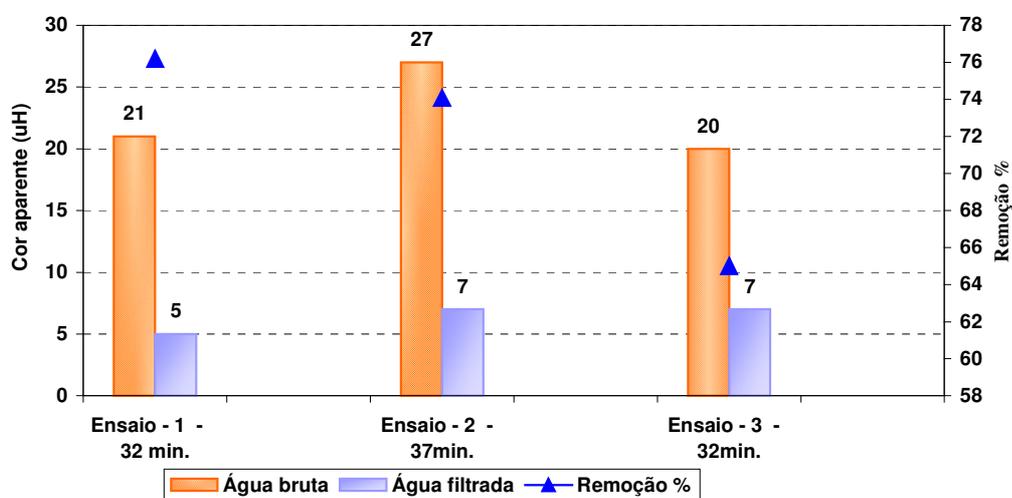


Figura 5.47 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando sulfato de alumínio 8,0 mg/L e ácido. Fonte: Tabela F.5.

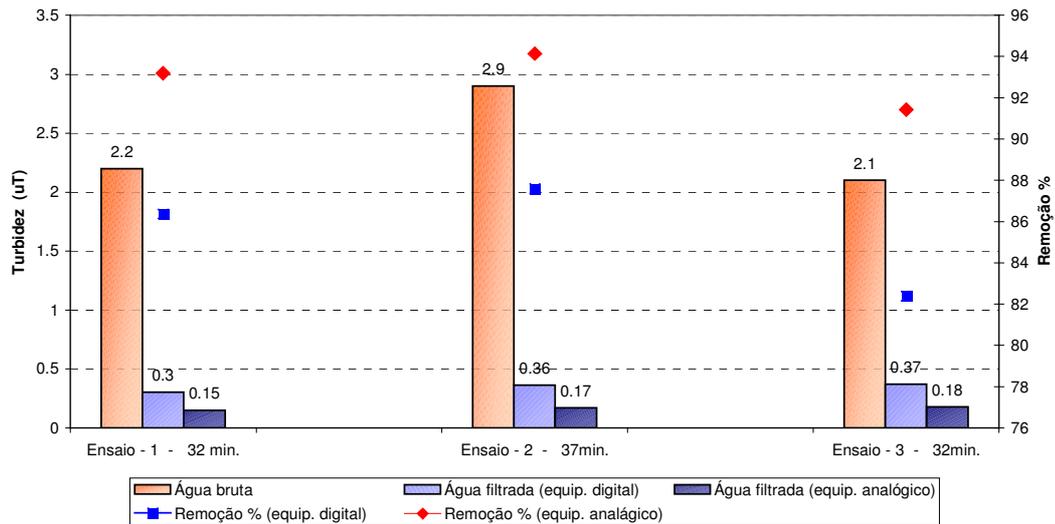


Figura 5.48 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando sulfato de alumínio e ácido. Fonte: Tabela F.5.

As Figuras 5.49, 5.50 e 5.51 apresentam os resultados dos ensaios na instalação piloto, quando se utilizou 5,0 mg/L de PACl 10.6% Al_2O_3 , cujas características encontram-se na Tabela F.3. As quatro primeiras colunas referem-se aos valores de turbidez da água bruta e as demais aos valores de turbidez remanescente para os quatro ensaios durante a carreira de filtração. Observa-se que todos os valores de cor aparente remanescente foram menores ou iguais a 10 uH e todos os valores de turbidez remanescente ficaram abaixo de 0,55 uT, independente do equipamento utilizado para medição. A duração média da carreira de filtração dos ensaios foi de 45 min; assim, a duração da carreira de filtração nos filtros da ETA seria de 6 horas, ou seja, quase igual à duração da carreira de filtração quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 e ácido para corrigir o pH de coagulação.

Entre os três coagulantes analisados no filtro piloto, o que apresentou melhores resultados quanto aos parâmetros de cor aparente e de turbidez remanescentes foi o sulfato de alumínio 2 juntamente com ácido. As carreiras de filtração foram mais longas, quando se utilizou a água coagulada da ETA, onde se usa o sulfato de alumínio 2 juntamente com o cloro para fazer a pré-cloração. A pré-cloração provavelmente contribuiu para que as carreiras de filtração fossem mais longas, no entanto a qualidade da água filtrada foi inferior em relação aos outros dois coagulantes testados em escala piloto, o que não era esperado, pois a pré-oxidação também contribuiu para a melhora da qualidade da água filtrada. Isto pode ter ocorrido devido ao fato de a coagulação na ETA não estar sendo realizada de forma adequada.

A utilização da pré-oxidação para viabilizar o uso da tecnologia de tratamento por filtração direta é comum, porém o uso de oxidantes químicos pode gerar subprodutos indesejáveis, que necessitam ser monitorados e removidos se forem encontrados em concentração superior ao máximo permitido.

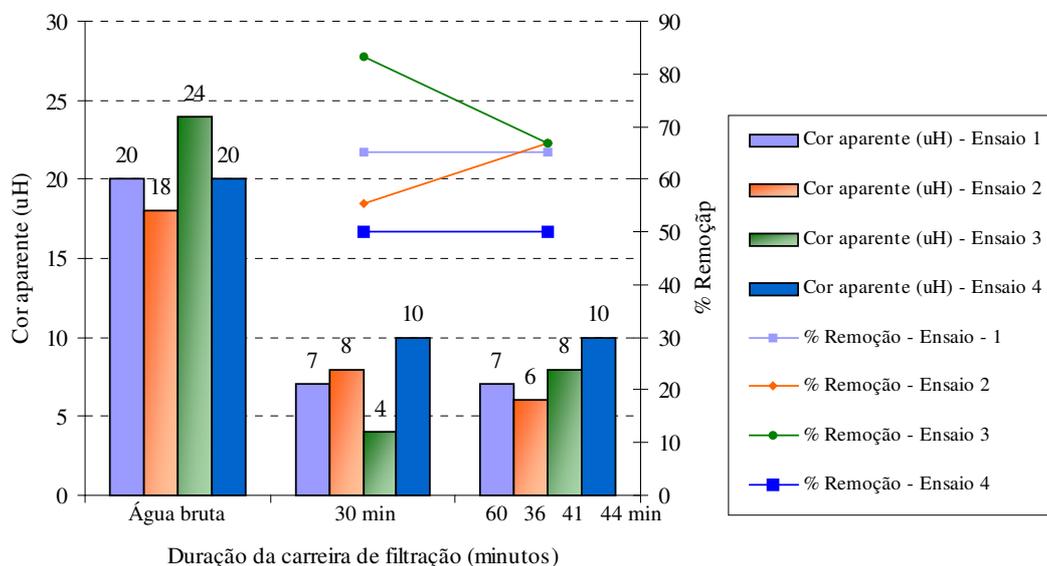


Figura 5.49 – Cor aparente e percentuais de remoção de cor aparente durante a carreira de filtração, utilizando PACl 10,6% Al_2O_3 . Fonte: Tabela F.3.

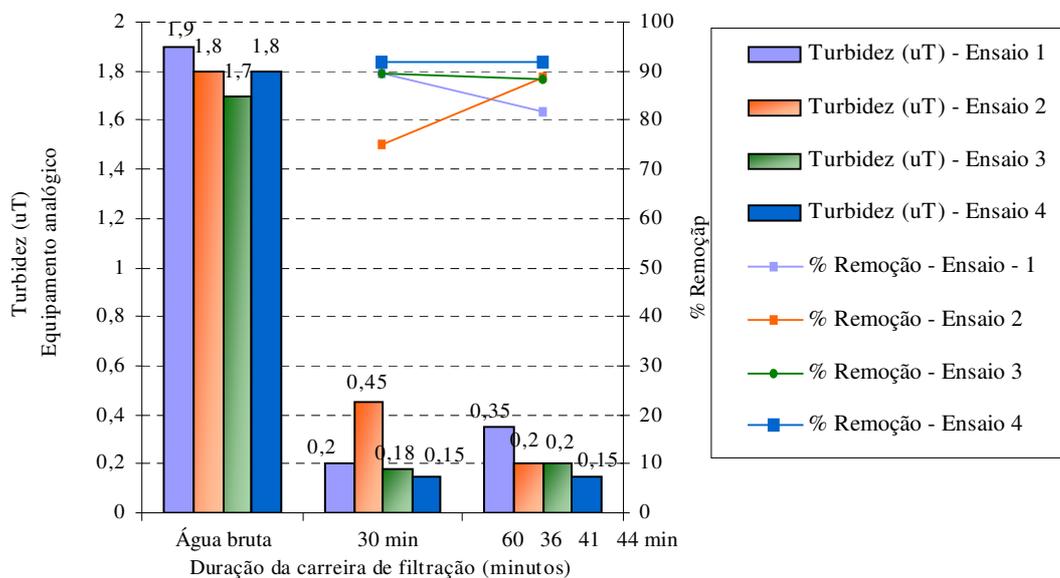


Figura 5.50 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento digital e o PACl 10,6% Al_2O_3 . Fonte: Tabela F.3.

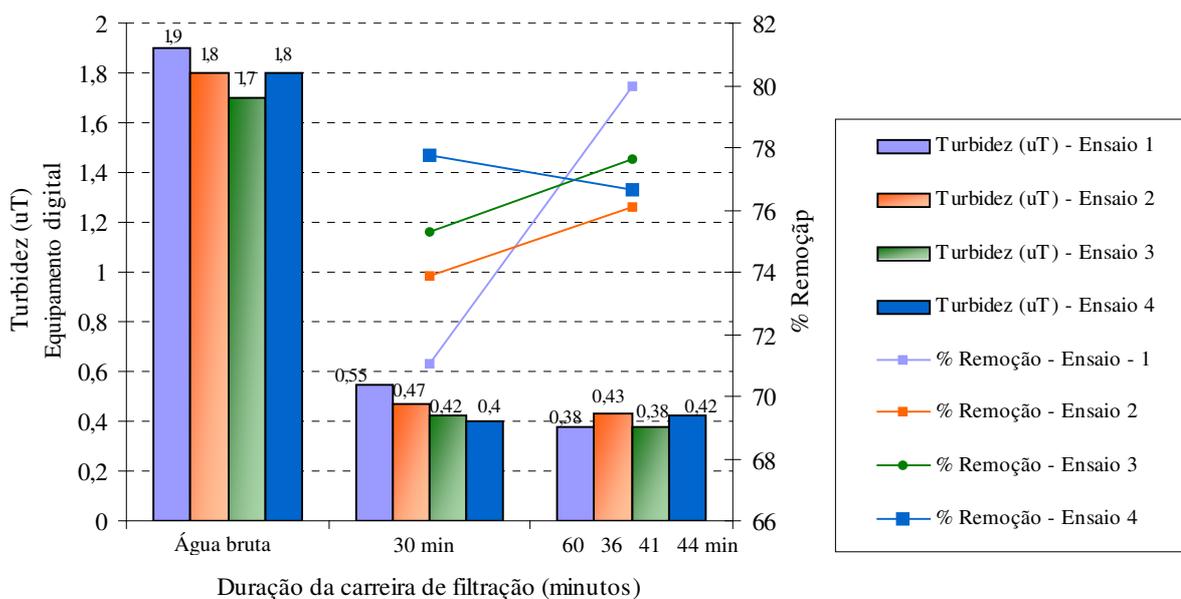


Figura 5.51 – Turbidez e percentuais de remoção de turbidez durante a carreira de filtração, utilizando equipamento analógico e o PACI 10,6% Al_2O_3 . Fonte: Tabela F.3.

Os percentuais de remoção de cor aparente ficaram acima de 50% e os de turbidez variaram entre 71 e 80%, quando se utilizou o turbidímetro digital, e ficaram acima de 75%, quando se utilizou o turbidímetro analógico.

Para os ensaios em escala piloto, também realizou-se análise de variância, para verificar se existe diferença significativa dos resultados dos percentuais de remoção de cor aparente e de turbidez e dos valores de pH entre os três coagulantes testados, (*vide* Apêndice H). Os percentuais de remoção de turbidez, quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 com dosagem de 8,0 mg/L, fazendo-se a correção do pH de coagulação, foram superiores aos percentuais de remoção dos demais coagulantes. Para os resultados dos percentuais de remoção de cor aparente, o PACI 10,6% Al_2O_3 e o sulfato de alumínio 2 apresentaram percentuais de remoção superiores aos de quando se utilizou a água coagulada da ETA. Entre as dosagens testadas com a água coagulada da ETA, essas não apresentaram diferenças.

Para comparar se havia diferença dos resultados obtidos entre os dois equipamentos utilizados para medição de turbidez – digital e analógico – utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis, cujos resultados estão no Apêndice J, onde observa-se que, para os coagulantes analisados, existe diferença significativa entre os resultados obtidos em equipamentos diferentes, exceto quando

se utilizou sulfato de alumínio 2 juntamente com ácido, que ficou no limite do critério de decisão; neste caso, deve-se realizar outros ensaios para confirmar o resultado.

Para comparar os resultados dos ensaios em escala de bancada com os ensaios em escala piloto, utilizou-se o teste de Mann-Whitney (*vide* Apêndice I). Os resultados obtidos mostraram que para o PACl 10,6% Al_2O_3 e para o sulfato de alumínio 2 junto com ácido, não existe diferença significativa no que se refere à remoção de cor aparente e de turbidez. Quanto aos valores de pH, quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 junto com ácido, também não houve diferença significativa. Já para o PACl 10,6% Al_2O_3 , os valores de pH obtidos nos ensaios de laboratório foram superiores aos obtidos na instalação piloto.

Para a água coagulada da ETA não foi possível fazer esta comparação, devido a diferenças de dosagens entre os ensaios.

5.3.1 Resultados de fitoplâncton para as amostras dos ensaios realizados na instalação piloto

As Figuras 5.52 e 5.53 apresentam os resultados do número de organismos e os percentuais de remoção para as amostras dos ensaios realizados na instalação piloto. Como nas amostras dos ensaios de bancada para contagem de fitoplâncton, também nesses ensaios foram encontradas espécies que não tinham sido encontradas nas amostra de água bruta (*vide* Tabelas G.1, G.2, e G.3). Adotou-se o mesmo critério empregado nos ensaios de bancada para calcular o percentual de remoção de organismos.

Observa-se, na Figura 5.52, que os percentuais de remoção de organismos para o ensaio 01 e para o ensaio 03, quando se utilizou o coagulante da ETA, foram superiores a 90%, enquanto os percentuais de remoção de cor aparente e de turbidez não alcançaram 80% (Figuras 5.44, 5.45 e 5.46).

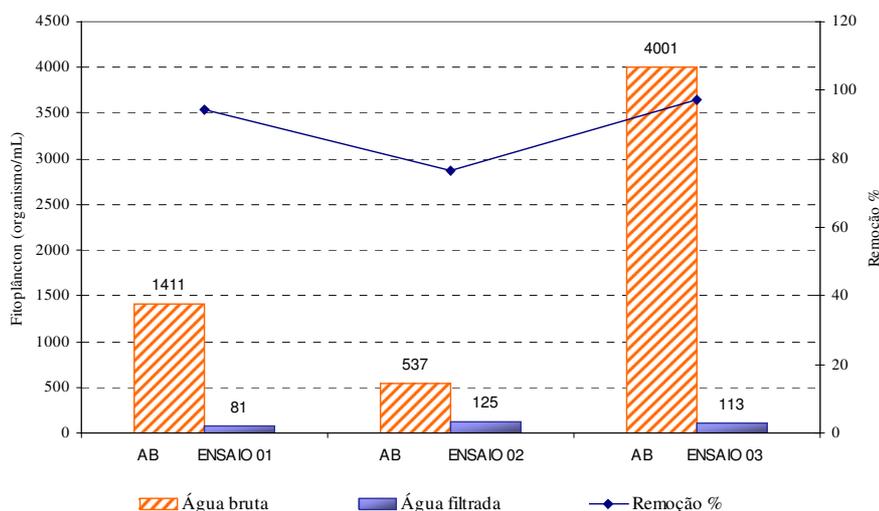


Figura 5.52 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras da instalação piloto, utilizando a água coagulada da ETA. Fonte: Tabelas F.1, F.2, F.3 e G.3.

A Figura 5.53 apresenta os resultados do número de organismos e o seu percentual de remoção quando foi utilizado o sulfato de alumínio 2 juntamente com ácido. Observa-se que a maior remoção de organismos (98%) se deu no primeiro ensaio. Nota-se ainda que o percentual de remoção de organismos aumentou, ainda que pouco, de ensaio para ensaio. Isso pode ter ocorrido em função de algum erro durante a execução dos ensaios ou de contagem de fitoplâncton, conforme mencionado anteriormente.

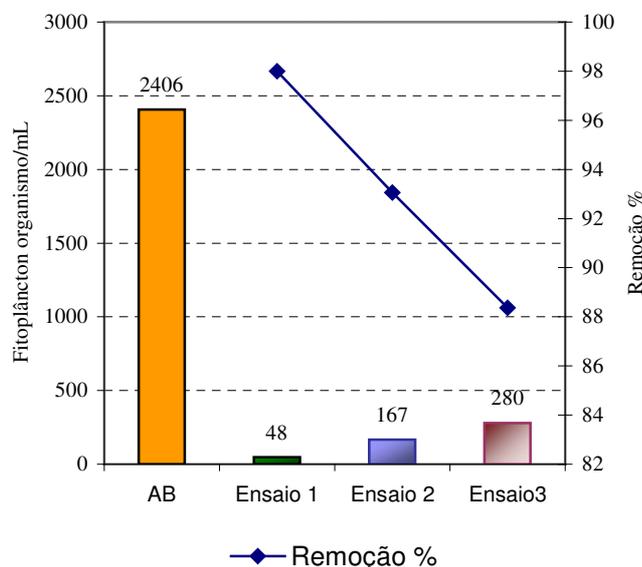


Figura 5.53 – Fitoplâncton e porcentagem de remoção para amostras da instalação piloto, utilizando sulfato de alumínio 2 e ácido. Fonte: Tabelas F.5 e G.2.

6 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos nos ensaios em bancada, todos os coagulantes poderiam ser recomendados para tecnologia de por filtração direta no tratamento de água da represa de Vargem das Flores.

Não existiu diferença significativa, considerando um nível de significância de 5%, dos percentuais de remoção de cor aparente e de turbidez para os ensaios de bancada, quando foram utilizados os coagulantes cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico e hidróxi-cloreto de alumínio, isoladamente ou combinados com polímeros catiônicos.

Os valores de potencial zeta obtidos ficaram em um intervalo de instabilidade inicial, o que sugere que a instabilidade inicial seja suficiente para que o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas atue e que talvez, para este caso específico, os fatores químicos tenham prevalecido na desestabilização dos colóides, conforme enfatizam alguns autores.

Nos ensaios em escala piloto, o sulfato de alumínio 2, juntamente com ácido, foi o que apresentou melhores resultados de remoção de turbidez remanescente.

A carreira de filtração para o filtro piloto foi mais longa quando se utilizou a água coagulada da ETA, que utiliza o sulfato de alumínio 2 e cloro para se fazer a pré-cloração; contudo, os resultados de turbidez e de cor aparente remanescentes foram os piores em relação aos resultados dos ensaios em que se utilizaram o PACl 10,6% Al_2O_3 e o sulfato de alumínio 2 com ácido, nas condições de coagulação praticadas na instalação piloto.

Quando foi aplicada a metodologia de Di Bernardo (DI BERNARDO, 1993) para simular a duração da carreira de filtração em escala real, o valor obtido foi de 25 horas, utilizando a água coagulada da estação, valor esse superior aos valores observados atualmente na ETA, o que sugere que o meio filtrante utilizado hoje na ETA talvez não seja adequado.

A medição de turbidez em equipamentos distintos demonstrou que existem diferenças significativas, considerando um nível de significância de 5%, nos resultados obtidos, tanto para o PACl 10,6% Al_2O_3 , quanto para a água coagulada na ETA; já o sulfato de alumínio 2, utilizado juntamente com ácido, ficou no limite do critério de decisão.

Os resultados obtidos de remoção de turbidez e de cor aparente, quando se utilizou o PACl 10,6% Al_2O_3 ou o sulfato de alumínio 2 com ácido, não apresentaram diferenças significativas entre os ensaios de bancada e os ensaios em instalação piloto. Quanto aos valores de pH, quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 junto com ácido não houve diferença. Já para o PACl 10,6% Al_2O_3 , os valores de pH obtidos nos ensaios de laboratório foram superiores aos valores obtidos na instalação piloto.

Para a água estudada, o percentual de remoção de turbidez não correspondeu ao mesmo percentual de remoção de organismos.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos neste trabalho e visando a realização de novos estudos, recomenda-se:

- analisar os parâmetros de cor e de turbidez remanescentes e de contagem de fitoplâncton em escala piloto e em escala real, utilizando a dosagem e o pH de coagulação especificados dos coagulantes estudados, em um meio filtrante mais uniforme daquele que foi analisado;
- testar outro tipo de pré-tratamento para a água coagulada da ETA;
- avaliar a quantidade do lodo gerado no tratamento de água em função do tipo de coagulante;
- avaliar outras variantes da filtração direta, tais como filtração ascendente e dupla filtração;
- realizar estudos com o objetivo de estabelecer critérios e padronização do princípio de funcionamento dos equipamentos de medição de turbidez;
- investigar a pré-floculação;
- realizar análise de custos dos produtos químicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR-11799: Projeto de estações de tratamento de água para abastecimento público. Brasil. dez. 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR-12216: Projeto de estações de tratamento de água para abastecimento público. Brasil. 1992.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. Washington, DC: American Public Health Association, 1998.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. *Annual Book of ASTM Standards*. (Designation: D 4187 – 82). Philadelphia: American Standard Test Methods, 1982?
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4th edition. New York: McGraw-Hill, Inc., 1990. 1194 p.
- AMIRTHARAJAH, A. Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. *Research and Technology*. n.80, vol. 12., Dec. 1998. p. 36-46
- AMIRTHARAJAH, A, MILLS, K. M., Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal of American Water Works Association*, p. 210-216, Apr. 1982.
- AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4th edition, Nova York: McGraw-Hill, Inc., 1990. cap. 6, p. 269-453.
- AVELINO, F. F, NUNES, L. M. S., REBOUÇAS, G. P., PÁDUA, V. L. Influência da concentração do coagulante e da qualidade do solvente na coagulação visando o tratamento de água por filtração direta. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 1 CD-ROM.
- BARBOSA, A. B. D., MESSIVAL, J. M., BAYLÃO, T. W. S. Emprego do hidróxi-cloreto de alumínio em uma estação de filtração direta com água proveniente de manancial em processo de eutrofização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 1 CD-ROM.
- BARKÁCS, K, BOHUSS, I, BUKOVSKY, A, VARGA, I, ZÁRAY, G. Comparison of polyelectrolytes applied in drinking water treatment. *Microchemical Journal* 67 271–277, 2000.
- BRANCO, S. M., Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária, 3 ed., São Paulo: 1986. 616 p.
- BUDD, G. C., HESS, A. F., SHORNEY-DARBY, H., NEEMANN, J., SPENCER, C. M., BELLAMY, J. D., HARGETTE, P. H. Coagulation applications for new treatment goals. *Journal of American Water Works Association*, 96:2, p. 102-113, Feb. 2004.

- CLEASBY, John L. Filtration. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4th edition, Nova York: McGraw-Hill, Inc., 1990. cap. 8, p. 455-560.
- DEWOLF, J., DEMPSEY, B., TAYLOR, M., POTTER, J. Guidance Manual for Coagulant Changeover. Denver: AWWA Research Foundation e American Water Works Association, 2003. 185 p.
- DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993. 498 p. Vol. 2.
- DI BERNARDO, L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A., CENTURIONE FILHO, P. L. *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Paulo: RiMa Editora, 2002. pp. 85.
- DI BERNARDO, L. (Coord.), NENDES, C. G. N., BRANDÃO, C. C. S., SENS, M. L., PÁDUA, V. L., *Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta*, 2003. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. pp. 498.
- EIKEBROKK, B. Coagulation-direct filtration of soft, low alkalinity humic waters. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, No. 9, pp. 55 – 62, 1999.
- EZWALD, J. K., BECKER, W. C., TAMBINI, S. J. Organics, polymers and performance in direct filtration. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 113, No., February 1987, pp. 167 – 185.
- FAUST, D. S.; ALY, O. M. *Chemistry of Water Treatment*. 2nd edition. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. 581 p.
- FERREIRA, A. C. S, MOTA FILHO, C.R., PÁDUA, V. L. Relação entre turbidez e contagem do fitoplâncton na avaliação da qualidade da água para consumo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 1 CD-ROM.
- FRIEDMAN-HUFFMAN, D. E., ROSE, J. B., Emerging waterborne pathogens. *WQI*, p. 14-18, Nov./Dec. 1998.
- JARDIM, A. F. Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA-MG. Escola de Engenharia, Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, pp. 3, 4 e 49, 1999.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União nº 59, de 26 mar. 2004, Seção 1, pág. 266 -70.
- NDIONGUE, S., DESJARDINS, R., PRÉVOST, M. The use of jar-filtration tests to compare performances of coagulants in direct filtration. *Environmental Technology*, Vol. 21, pp 67-76, 2000.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 1999. Disponível em: <http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/toxicyanobact/ch03.html>. Acesso em: 14.9.2004

- PETRUŠEVSKI, B., VLAŠKI, A., VAN BREEMAN, A. N., ALAERTS, G. J. Influence of algal species and cultivation conditions on algal removal in direct filtration. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 27, No. 11, pp. 211 – 220, 1993.
- RANK BROTHERS LTD. *Microelectrophoresis Apparatus Mk II Operating Manual*. Issue 1a. Cambridge, England: Rank Brothers Ltd, 2002.
- TEIXEIRA, A. R., SANTOS, E. P. C. C., PÁDUA, V. L., HELLER, L., DI BERNARDO, L., LIBÂNIO, M. A confiabilidade analítica dos valores de turbidez da água filtrada e seu efeito no cumprimento do padrão de potabilidade. *Engenharia sanitária e ambiental*, Rio de Janeiro, Vol. 9, No. 1, pp. 65-72, jan./mar. 2004
- VIANNA, M. R. *Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água*. 3 ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997. 576 p.
- WAGNER, E. G., HUDSON JR., H. E. Low-dosage high-rate direct filtration. *Journal of American Water Works Association*, May 1982, p. 256.

APÊNDICE A: DADOS DA ÁGUA BRUTA FORNECIDOS PELA COPASA

Tabela A.1
Dados da água bruta. Fonte: COPASA.

Médias de turbidez (uT)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2000	5,3	4,3	3,8	2,5	5,2	2,5	2,6	2,7	2,8	2,9	3,4	3,0
2001	3,5	2,6	2,3	2,5	6,6	2,3	2,6	2,9	3,3	3,5	3,9	3,7
2002	4,0	4,2	2,8	2,3	4,0	5,7	2,3	2,4	3,2	3,6	3,8	3,3
2003	7,0	5,6	4,1	2,7	3,7	2,1	2,2	2,6	3,9	4,5	3,7	3,5

Médias de cor aparente (uH)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2000	16	15	11	10	31	15	14	14	15	13	17	14
2001	15	11	13	15	42	16	13	14	15	17	19	20
2002	21	19	16	14	26	18	13	14	16	17	18	15
2003	31	23	17	18	31	17	13	13	14	16	15	14

Médias de pH												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2000	7,7	7,7	7,7	7,8	7,8	7,5	7,7	7,9	7,8	8,1	8,0	7,9
2001	8,0	8,0	7,8	7,6	7,2	7,5	7,5	7,5	7,3	7,6	7,9	7,7
2002	8,1	7,8	8,7	8,1	7,7	7,6	7,8	8,2	7,9	8,1	8,0	7,9
2003	7,6	8,1	7,8	7,8	7,2	7,6	7,6	7,8	7,8	8,0	7,9	7,7

Médias de alcalinidade total (mg CaCO₃/L)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2001	59	53	55	59	60	62	60	61	63	64	59	60
2002	51	43	35	35	41	48	45	58	48	54	57	51
2003	52	50	45	46	46	47	48	46	49	52	53	–

Médias de fitoplâncton (org/mL)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2001	5.516	4.820	20.150	29.332	11.137	3.841	3.113	4.924	2.489	4.097	10.998	7.521
2002	3.680	2.799	7.749	13.603	5.736	2.820	3.570	4.625	4.977	8.457	7.171	5.171
2003	1.733	2.925	1.559	1.861	676	2.155	3.541	3.757	10.070	7.506	5.046	4.049

(Continua)

Tabela A.1
Dados da água bruta. Fonte: COPASA.

(Continuação)

Carreira média de filtração (em horas e minutos)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2001	10:02	13:42	19:43	20:18	13:50	18:35	19:05	14:20	11:35	10:27	9:32	8:17
2002	7:46	7:44	12:00	13:02	11:22	11:11	13:33	11:07	11:00	11:10	12:15	13:27
2003	9:35	10:28	10:03	15:25	12:36	12:57	18:46	15:18	11:59	10:09	11:22	11:41

Dosagem média de sulfato de alumínio – comercial (mg/L)												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2001	21,1	16,1	11	10,6	23,3	15,4	15,5	16,2	17,4	19,9	25,6	23,7
2002	26	28,2	17,3	15	18,2	16	14,2	15,9	17	18,8	19,1	13,5
2003	26,6	27,5	21,9	12,8	20,7	17,9	10,4	11	12,6	19,5	15,9	13,3

APÊNDICE B: ENSAIOS DE BANCADA – 1ª FASE

Tabela B.1
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 11.04.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato de alumínio 1			–		
Características da água em estudo							
Turbidez = 2,5 uT		Cor aparente = 29 uH		pH = 7,5		Alcalinidade = 53 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = –		G = –	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	3,0	–	7,30	28	2,2
	2	1	3,0	–	7,37	29	2,2
	3	2	3,0	–	7,32	27	2,3
	4	3	3,0	–	7,22	28	2,2
	5	4	3,0	–	7,18	25	2,2
	6	5	3,0	–	7,11	24	2,1
2	1	0	6,0	–	7,30	29	2,1
	2	1	6,0	–	7,20	27	1,8
	3	2	6,0	–	7,10	25	1,5
	4	3	6,0	–	6,90	19	1,1
	5	4	6,0	–	6,80	17	0,77
	6	5	6,0	–	6,69	16	0,81
3	1	0	9,0	–	7,30	25	2,5
	2	1	9,0	–	7,20	11	0,52
	3	2	9,0	–	7,10	7	0,49
	4	3	9,0	–	7,00	11	0,46
	5	4	9,0	–	6,90	10	0,37
	6	5	9,0	–	6,70	9	0,33
4	1	0	11,5	–	7,09	8	0,37
	2	1	11,5	–	7,02	7	0,33
	3	2	11,5	–	6,92	6	0,27
	4	3	11,5	–	6,77	5	0,26
	5	4	11,5	–	6,55	5	0,35
	6	5	11,5	–	6,60	< 5	0,25
5	1	0	15,0	–	6,90	5	0,27
	2	1	15,0	–	6,77	< 5	0,23
	3	2	15,0	–	6,70	< 5	0,24
	4	3	15,0	–	6,60	< 5	0,19
	5	4	15,0	–	6,58	< 5	0,23
	6	5	15,0	–	6,15	< 5	0,20

Tabela B.2
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 28.04.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Cloreto férrico			–		
Características da água em estudo							
Turbidez = 9,4 uT		Cor aparente = 57 uH		pH = 7,4		Alcalinidade = 49 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
T _{mr} = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		T _{mr} = –		G = –	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	1,2	–	7,40	34	2,6
	2	1	1,2	–	7,30	32	2,5
	3	2	1,2	–	7,20	31	2,5
	4	3	1,2	–	7,08	32	2,6
	5	4	1,2	–	7,03	31	2,4
	6	5	1,2	–	6,88	31	2,6
2	1	0	2,4	–	7,42	32	2,7
	2	1	2,4	–	7,30	35	2,6
	3	2	2,4	–	7,19	32	2,5
	4	3	2,4	–	6,97	32	2,7
	5	4	2,4	–	6,94	31	2,3
	6	5	2,4	–	6,87	36	2,4
3	1	0	3,6	–	7,45	26	1,8
	2	1	3,6	–	7,26	32	2,0
	3	2	3,6	–	7,11	25	2,0
	4	3	3,6	–	7,03	28	2,1
	5	4	3,6	–	6,99	26	1,9
	6	5	3,6	–	6,86	32	2,0
4	1	0	4,8	–	7,30	27	1,2
	2	1	4,8	–	7,40	26	1,2
	3	2	4,8	–	7,06	25	1,2
	4	3	4,8	–	6,90	25	1,2
	5	4	4,8	–	6,90	30	1,3
	6	5	4,8	–	6,70	30	1,3
5	1	0	6,0	–	7,33	21	0,84
	2	1	6,0	–	7,17	23	0,85
	3	2	6,0	–	7,01	22	0,85
	4	3	6,0	–	6,85	18	0,73
	5	4	6,0	–	6,77	11	0,66
	6	5	6,0	–	6,58	9	0,57
6	1	0	7,2	–	7,20	17	0,73
	2	1	7,2	–	7,16	19	0,67
	3	2	7,2	–	7,08	14	0,58
	4	3	7,2	–	6,95	13	0,53
	5	4	7,2	–	6,90	12	0,44
	6	5	7,2	–	6,70	12	0,34

Tabela B.3
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 01.05.2003.

Produtos químicos							
Ácido			Coagulante			Auxiliar	
Ácido clorídrico			Cloreto férrico			–	
Características da água em estudo							
Turbidez = 2,9 uT		Cor aparente = 35 uH		pH = 7,7		Alcalinidade = 52 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = –		G = –	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	1,2	–	7,70	35	1,9
	2	1	1,2	–	7,60	30	1,9
	3	2	1,2	–	7,48	30	2,0
	4	3	1,2	–	7,30	29	1,9
	5	4	1,2	–	7,27	28	1,8
	6	5	1,2	–	7,20	28	1,9
2	1	0	2,4	–	7,53	31	1,8
	2	1	2,4	–	7,36	34	1,9
	3	2	2,4	–	7,18	30	1,7
	4	3	2,4	–	7,00	32	2,0
	5	4	2,4	–	7,02	33	1,9
	6	5	2,4	–	6,90	20	1,7
3	1	0	3,6	–	7,50	35	1,6
	2	1	3,6	–	7,30	33	1,7
	3	2	3,6	–	7,19	35	1,8
	4	3	3,6	–	7,18	35	1,7
	5	4	3,6	–	7,18	33	1,6
	6	5	3,6	–	6,80	25	1,4
4	1	0	4,8	–	7,30	25	1,0
	2	1	4,8	–	7,15	30	1,1
	3	2	4,8	–	7,03	27	1,2
	4	3	4,8	–	6,93	32	1,2
	5	4	4,8	–	6,75	30	1,1
	6	5	4,8	–	6,65	23	1,1
5	1	0	6,0	–	7,25	21	0,80
	2	1	6,0	–	7,11	18	0,80
	3	2	6,0	–	7,07	15	0,77
	4	3	6,0	–	6,79	15	0,70
	5	4	6,0	–	6,67	11	0,57
	6	5	6,0	–	6,60	13	0,68
6	1	0	7,2	–	7,03	17	0,72
	2	1	7,2	–	6,96	16	0,66
	3	2	7,2	–	6,86	13	0,57
	4	3	7,2	–	6,73	12	0,48
	5	4	7,2	–	6,54	12	0,49
	6	5	7,2	–	6,40	10	0,38

Tabela B.4
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 13.05.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato de alumínio 2			-		
Características da água em estudo							
Turbidez = 4,4 uT		Cor aparente = 53 uH		pH = 7,3		Alcalinidade = 53 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
T _{mr} = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		T _{mr} = -		G = -	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	3,3	-	7,50	49	3,6
	2	1	3,3	-	7,30	50	3,8
	3	2	3,3	-	7,25	48	3,8
	4	3	3,3	-	7,12	46	3,7
	5	4	3,3	-	7,02	48	4,0
	6	5	3,3	-	6,90	47	3,8
2	1	0	6,7	-	7,30	46	3,4
	2	1	6,7	-	7,20	34	2,5
	3	2	6,7	-	7,00	27	1,8
	4	3	6,7	-	6,96	38	2,8
	5	4	6,7	-	6,78	19	1,3
	6	5	6,7	-	6,65	18	1,4
3	1	0	10,0	-	7,10	15	0,88
	2	1	10,0	-	7,00	12	0,65
	3	2	10,0	-	7,09	10	0,56
	4	3	10,0	-	6,90	9	0,39
	5	4	10,0	-	6,80	9	0,43
	6	5	10,0	-	6,70	9	0,36
4	1	0	13,4	-	7,16	8	0,50
	2	1	13,4	-	7,09	9	0,39
	3	2	13,4	-	7,00	8	0,34
	4	3	13,4	-	6,90	7	0,22
	5	4	13,4	-	6,80	5	0,28
	6	5	13,4	-	6,70	7	0,20
5	1	0	16,8	-	7,00	7	0,22
	2	1	16,8	-	7,00	8	0,20
	3	2	16,8	-	6,90	6	0,16
	4	3	16,8	-	6,97	6	0,20
	5	4	16,8	-	6,80	6	0,34
	6	5	16,8	-	6,50	5	0,14
6	1	0	20,0	-	6,90	7	0,19
	2	1	20,0	-	6,96	8	0,16
	3	2	20,0	-	6,85	7	0,18
	4	3	20,0	-	6,77	8	0,12
	5	4	20,0	-	6,61	< 5	0,18
	6	5	20,0	-	6,48	< 5	0,12

Tabela B.5
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 16.05.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato férrico			-		
Características da água em estudo							
Turbidez = 3,4 uT		Cor aparente = 46 uH		pH = 7,5		Alcalinidade = 53 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante		Auxiliar					
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = -		G = -	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	2,8	-	7,41	44	2,5
	2	1	2,8	-	7,19	43	2,7
	3	2	2,8	-	7,16	44	2,8
	4	3	2,8	-	7,18	44	2,9
	5	4	2,8	-	7,04	43	2,5
	6	5	2,8	-	6,86	44	2,9
2	1	0	5,5	-	7,58	24	1,0
	2	1	5,5	-	7,50	26	0,90
	3	2	5,5	-	7,32	27	0,95
	4	3	5,5	-	7,29	28	0,95
	5	4	5,5	-	7,07	25	0,91
	6	5	5,5	-	7,19	16	0,59
3	1	0	8,3	-	7,27	12	0,50
	2	1	8,3	-	6,60	10	0,34
	3	2	8,3	-	6,92	11	0,41
	4	3	8,3	-	6,93	8	0,26
	5	4	8,3	-	6,89	6	0,18
	6	5	8,3	-	6,82	6	0,19
4	1	0	11,1	-	7,01	9	0,25
	2	1	11,1	-	6,93	10	0,21
	3	2	11,1	-	6,52	9	0,18
	4	3	11,1	-	6,86	8	0,14
	5	4	11,1	-	6,90	< 5	0,12
	6	5	11,1	-	6,70	5	0,13
5	1	0	13,9	-	6,80	< 5	0,21
	2	1	13,9	-	6,87	6	0,14
	3	2	13,9	-	6,90	7	0,13
	4	3	13,9	-	6,52	7	0,16
	5	4	13,9	-	6,45	7	0,19
	6	5	13,9	-	6,30	6	0,15
6	1	0	16,6	-	6,73	6	0,12
	2	1	16,6	-	6,75	< 5	0,11
	3	2	16,6	-	6,64	< 5	0,09
	4	3	16,6	-	6,54	5	0,08
	5	4	16,6	-	6,38	6	0,08
	6	5	16,6	-	6,18	7	0,08

Tabela B.6

Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 22.05.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		PACl 10,6% Al ₂ O ₃			-		
Características da água em estudo							
Turbidez = 3,1 uT		Cor aparente = 42 uH		pH = 7,5		Alcalinidade = 51 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = -		G = -	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	0	1,0	-	7,40	33	2,1
	2	1	1,0	-	7,30	30	1,9
	3	2	1,0	-	7,20	30	1,9
	4	3	1,0	-	7,02	34	2,2
	5	4	1,0	-	6,90	33	2,2
	6	5	1,0	-	6,66	33	2,2
2	1	0	2,1	-	7,36	10	0,82
	2	1	2,1	-	7,20	13	0,95
	3	2	2,1	-	7,07	13	0,73
	4	3	2,1	-	6,87	15	1,0
	5	4	2,1	-	6,74	13	0,85
	6	5	2,1	-	6,65	10	0,90
3	1	0	3,1	-	7,43	6	0,47
	2	1	3,1	-	7,18	8	0,39
	3	2	3,1	-	7,02	8	0,38
	4	3	3,1	-	6,79	7	0,41
	5	4	3,1	-	6,60	9	0,49
	6	5	3,1	-	6,50	5	0,36
4	1	0	4,2	-	7,40	< 5	0,29
	2	1	4,2	-	7,14	< 5	0,27
	3	2	4,2	-	6,90	5	0,30
	4	3	4,2	-	6,82	< 5	0,23
	5	4	4,2	-	6,62	< 5	0,24
	6	5	4,2	-	6,44	< 5	0,25
5	1	0	5,2	-	7,50	5	0,29
	2	1	5,2	-	7,22	5	0,22
	3	2	5,2	-	6,96	< 5	0,20
	4	3	5,2	-	6,78	< 5	0,22
	5	4	5,2	-	6,69	< 5	0,23
	6	5	5,2	-	6,51	5	0,22

Tabela B.7
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 13.06.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato de alumínio 2			Polímero LT 7981		
Características da água em estudo							
Turbidez = 2,2 uT		Cor aparente = 29 uH		pH = 7,7		Alcalinidade = 53 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = 30 s		G = 800 s ⁻¹	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	2	6,0	0	7,45	11	1,1
	2	2	6,0	0,10	7,50	12	0,65
	3	2	6,0	0,25	7,54	10	0,45
	4	2	6,0	0,50	7,22	10	0,38
	5	2	6,0	0,75	7,33	5	0,29
	6	2	6,0	1,00	7,22	< 5	0,24
2	1	2	6,0	0	7,43	14	0,74
	2	2	6,0	0,10	7,37	14	0,57
	3	2	6,0	0,25	7,40	11	0,41
	4	2	6,0	0,50	7,38	10	0,32
	5	2	6,0	0,75	7,36	7	0,22
	6	2	6,0	1,00	7,40	7	0,11
3	1	4	6,0	0	7,25	16	0,59
	2	4	6,0	0,10	7,28	14	0,53
	3	4	6,0	0,25	7,28	12	0,40
	4	4	6,0	0,50	7,31	9	0,27
	5	4	6,0	0,75	7,21	5	0,24
	6	4	6,0	1,00	7,25	< 5	0,21
4	1	4	6,0	0	7,13	11	0,64
	2	4	6,0	0,10	7,19	11	0,63
	3	4	6,0	0,25	7,20	7	0,39
	4	4	6,0	0,50	7,26	7	0,31
	5	4	6,0	0,75	7,21	6	0,22
	6	4	6,0	1,00	7,19	6	0,23

Obs.: Conforme explicado no Item 4.4.2, nos ensaios 1 e 3 o coagulante e o polímero foram misturados à água em seqüência, enquanto nos ensaios 2 e 4 foram misturados um ao outro e então adicionados à água.

Tabela B.8
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 25.06.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato de alumínio 2			Polímero LT 31		
Características da água em estudo							
Turbidez = 2,2 uT		Cor aparente =31 uH		pH = 7,5		Alcalinidade = 50 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = 30 s		G =800 s ⁻¹	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	1	6,0	0	7,45	25	1,5
	2	1	6,0	0,10	7,5	26	1,6
	3	1	6,0	0,25	7,42	23	1,4
	4	1	6,0	0,50	7,44	21	1,3
	5	1	6,0	0,75	7,29	16	1,0
	6	1	6,0	1,00	7,37	15	0,70
2	1	1	6,0	0	7,33	21	1,4
	2	1	6,0	0,10	7,40	21	1,3
	3	1	6,0	0,25	7,39	18	1,2
	4	1	6,0	0,50	7,50	15	0,97
	5	1	6,0	0,75	7,47	15	1,0
	6	1	6,0	1,00	7,49	12	0,72
3	1	2	6,0	0	7,40	23	1,4
	2	2	6,0	0,10	7,40	24	1,5
	3	2	6,0	0,25	7,44	23	1,3
	4	2	6,0	0,50	7,40	24	1,2
	5	2	6,0	0,75	7,36	18	0,85
	6	2	6,0	1,00	7,36	16	0,58
4	1	2	6,0	0	7,38	24	1,4
	2	2	6,0	0,10	7,46	26	1,4
	3	2	6,0	0,25	7,39	25	1,3
	4	2	6,0	0,50	7,32	25	1,2
	5	2	6,0	0,75	7,40	15	1,1
	6	2	6,0	1,00	7,40	14	0,85
5	1	3	6,0	0	6,96	22	1,6
	2	3	6,0	0,10	7,00	23	1,7
	3	3	6,0	0,25	7,16	18	1,3
	4	3	6,0	0,50	6,98	18	1,3
	5	3	6,0	0,75	6,95	15	1,1
	6	3	6,0	1,00	6,92	8	0,61

Obs.: Conforme explicado no Item 4.4.2, nos ensaios 1 e 3 o coagulante e o polímero foram misturados à água em seqüência, enquanto nos ensaios 2, 4 e 5 foram misturados um ao outro e então adicionados à água.

Tabela B.9
Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 30.06.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		Sulfato férrico			Polímero LT 7981		
Características da água em estudo							
Turbidez = 2,9 uT		Cor aparente = 31 uH		pH = 7,7		Alcalinidade = 50 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = 30 s		G = 800 s ⁻¹	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	1	6,0	0	7,37	6	0,16
	2	1	6,0	0,10	7,47	5	0,19
	3	1	6,0	0,25	7,29	6	0,13
	4	1	6,0	0,50	7,10	5	0,11
	5	1	6,0	0,75	7,19	5	0,12
	6	1	6,0	1,00	7,33	< 5	0,10
2	1	1	6,0	0	7,40	< 5	0,15
	2	1	6,0	0,10	7,16	5	0,17
	3	1	6,0	0,25	7,06	5	0,13
	4	1	6,0	0,50	7,32	6	0,14
	5	1	6,0	0,75	7,10	5	0,12
	6	1	6,0	1,00	7,03	6	0,12
3	1	2	6,0	0	7,01	5	0,13
	2	2	6,0	0,10	7,13	< 5	0,15
	3	2	6,0	0,25	7,11	< 5	0,11
	4	2	6,0	0,50	7,00	< 5	0,10
	5	2	6,0	0,75	7,19	< 5	0,10
	6	2	6,0	1,00	7,00	< 5	0,08
4	1	2	6,0	0	6,89	< 5	0,12
	2	2	6,0	0,10	6,90	< 5	0,18
	3	2	6,0	0,25	6,70	< 5	0,13
	4	2	6,0	0,50	6,73	< 5	0,11
	5	2	6,0	0,75	6,78	< 5	0,13
	6	2	6,0	1,00	6,80	< 5	0,15
5	1	3	6,0	0	6,88	< 5	0,17
	2	3	6,0	0,10	6,87	< 5	0,13
	3	3	6,0	0,25	6,93	< 5	0,11
	4	3	6,0	0,50	6,85	< 5	0,09
	5	3	6,0	0,75	6,90	< 5	0,09
	6	3	6,0	1,00	6,87	< 5	0,09
6	1	3	6,0	0	7,00	< 5	0,19
	2	3	6,0	0,10	7,18	< 5	0,17
	3	3	6,0	0,25	7,04	< 5	0,14
	4	3	6,0	0,50	7,13	< 5	0,14
	5	3	6,0	0,75	7,13	< 5	0,14
	6	3	6,0	1,00	7,09	< 5	0,16

Tabela B.10

Ensaio de bancada – 1ª fase, realizados em 28.05.2003.

Produtos químicos							
Ácido		Coagulante			Auxiliar		
Ácido clorídrico		PACl 10,4 Al ₂ O ₃			–		
Características da água em estudo							
Turbidez = 3,5 uT		Cor aparente = 31 uH		pH = 7,6		Alcalinidade = 51 mg CaCO ₃ /L	
Mistura rápida							
Coagulante				Auxiliar			
Tmr = 10 s		G = 1000 s ⁻¹		Tmr = –		G = –	
Ensaio	Jarro	Dosagens dos produtos químicos			Parâmetros		
		Ácido (mL/L)	Coagulante (mg/L)	Auxiliar (mg/L)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	1	1	3,0	–	7,56	31	2,0
	2	2	3,0	–	7,35	30	2,2
	3	3	3,0	–	7,20	30	2,2
	4	4	3,0	–	7,10	29	2,2
	5	5	3,0	–	6,90	28	2,1
	6	6	3,0	–	6,70	28	2,1
2	1	1	6,0	–	7,30	16	0,93
	2	2	6,0	–	7,15	10	0,91
	3	3	6,0	–	7,00	10	0,96
	4	4	6,0	–	6,80	8	0,93
	5	5	6,0	–	6,70	7	0,69
	6	6	6,0	–	6,56	8	0,68
3	1	1	7,5	–	7,35	10	0,44
	2	2	7,5	–	7,15	12	0,63
	3	3	7,5	–	6,92	12	0,67
	4	4	7,5	–	6,84	11	0,43
	5	5	7,5	–	6,67	11	0,59
	6	6	7,5	–	6,52	11	0,41
4	1	1	9,0	–	7,43	< 5	0,41
	2	2	9,0	–	7,20	< 5	0,46
	3	3	9,0	–	7,05	< 5	0,40
	4	4	9,0	–	6,90	< 5	0,40
	5	5	9,0	–	6,67	< 5	0,40
	6	6	9,0	–	6,57	< 5	0,40
5	1	1	10,0	–	7,27	10	0,43
	2	2	10,0	–	7,13	11	0,38
	3	3	10,0	–	6,94	12	0,50
	4	4	10,0	–	6,78	11	0,33
	5	5	10,0	–	6,63	8	0,30
	6	6	10,0	–	6,48	9	0,26
6	1	1	12,0	–	7,46	< 5	0,35
	2	2	12,0	–	7,26	5	0,32
	3	3	12,0	–	7,11	8	0,37
	4	4	12,0	–	6,95	6	0,24
	5	5	12,0	–	6,81	7	0,25
	6	6	12,0	–	6,62	6	0,23

Obs.: Conforme explicado no Item 4.4.2, nos ensaios 2,4 e 3 o coagulante e o polímero foram misturados à água em seqüência, enquanto nos ensaios 1, 3 e 5 foram misturados um ao outro e então adicionados à água.

APÊNDICE C: ENSAIOS DE BANCADA – 2ª FASE

Tabela C.1

Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 11.02.2004.

Mistura rápida										
T _{mr} = 10 s					G = 1000 s ⁻¹					
Características da água em estudo										
Turbidez = 3,9 uT			Cor aparente = 49 uH			pH = 7,4			Alcalinidade = 51 mg CaCO ₃ /L	
Ensaio	Dosagens (mg/L)	Coagulantes								
		PACl (10,6%) Al ₂ O ₃			PACl (18%) Al ₂ O ₃			PACl (23,5%) Al ₂ O ₃		
		Parâmetros			Parâmetros			Parâmetros		
		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	1	40	3,4	7,50	40	3,4	7,40	40	3,2	7,42
	2	40	3,1	7,50	41	3,2	7,41	40	2,5	7,52
2	3	32	1,9	7,50	32	2,4	7,48	21	0,85	7,50
	4	19	0,65	7,38	25	1,4	7,50	19	0,60	7,52
3	5	16	0,56	7,48	12	0,56	7,33	14	0,47	7,51
	6	13	0,38	7,48	14	0,60	7,41	11	0,35	7,53
4	1	32	2,2	7,64	30	2,2	7,56	33	2,1	7,68
	2	27	1,9	7,64	28	2,1	7,57	31	2,0	7,65
5	3	27	1,8	7,51	30	1,8	7,3	13	0,72	7,63
	4	20	0,92	7,51	28	1,7	7,6	11	0,45	7,63
6	5	18	0,67	7,68	10	0,55	7,50	14	0,34	7,60
	6	15	0,40	7,52	11	0,52	7,43	14	0,30	7,63

Tabela C.2

Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 12.03.2004.

Mistura rápida													
T _{mr} = 10 s						G = 1000 s ⁻¹							
Ensaio	Caracterização da água em estudo			Dosagens mg/L	Coagulantes								
	Alcalinidade 47 mg CaCO ₃ /L				PACl (10,6%) Al ₂ O ₃			PACl (18%) Al ₂ O ₃			PACl (23,5%) Al ₂ O ₃		
	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	26	2,5	8,19	1	24	1,9	8,02	24	1,9	8,00	21	1,9	8,08
				2	24	1,9	8,04	24	1,9	8,00	7	0,50	8,01
2	26	2,1	8,17	3	24	1,8	8,03	21	1,6	7,90	9	0,55	8,03
				4	18	0,93	8,02	14	0,73	7,90	6	0,33	8,05
3	25	2,3	8,18	5	9	0,51	7,89	9	0,51	7,85	8	0,68	7,98
				6	7	0,50	7,88	6	0,38	7,69	< 5	0,27	7,96
4	25	2,3	8,20	1	23	2,2	8,16	23	2,0	8,14	9	0,61	8,04
				2	24	2,1	8,13	21	1,8	8,02	10	0,70	8,05
5	25	2,5	7,98	3	25	1,9	7,90	22	1,6	7,75	11	0,36	8,01
				4	19	1,0	7,90	13	0,68	7,80	11	0,37	8,04
6	27	2,9	8,25	5	< 5	0,23	7,94	9	0,47	7,77	7	0,54	7,98
				6	< 5	0,23	7,95	8	0,36	7,79	8	0,46	8,01

Tabela C.3
Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 19.03.2004.

Mistura rápida																						
T _{mr} = 10 s										G = 1000 s ⁻¹												
Ensaio	Caracterização da água bruta			Dosagens (mg/L)	Coagulantes																	
					Sulfato de Alumínio						Sulfato Férrico						Cloreto Férrico					
	Alcalinidade: 49 mg CaCO ₃ /L				Sulfato de Alumínio (ácido: 2 mL/L)			Sulfato de Alumínio (ácido: 3 mL/L)			Sulfato Férrico (ácido: 2 mL/L)			Sulfato Férrico (ácido: 3 mL/L)			Cloreto Férrico (ácido: 2 mL/L)			Cloreto Férrico (ácido: 3 mL/L)		
	Parâmetros				Parâmetros			Parâmetros			Parâmetros			Parâmetros			Parâmetros					
	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	24	3,0	8,07	4	22	2,0	7,07	21	2,0	7,10	30	2,0	7,20	35	1,8	7,20	28	1,1	7,10	30	1,1	7,10
2	25	2,6	8,00	6	13	0,98	7,10	9	0,93	7,09	6	0,40	6,99	5	0,30	6,80	12	0,38	7,04	10	0,47	6,85
3	27	2,5	8,00	8	7	0,36	7,02	8	0,45	6,97	8	0,24	6,92	11	0,44	6,80	5	0,31	6,85	5	0,28	6,81
4	22	2,5	8,08	10	6	0,29	6,92	7	0,25	6,91	5	0,12	6,70	4	0,20	6,50	6	0,21	6,83	5	0,20	6,65
5	25	2,3	7,90	6	15	1,0	6,95	14	1,0	7,03	10	0,33	6,97	9	0,40	6,80	15	0,48	7,10	13	0,43	6,66
6	28	3,0	7,70	8	5	0,30	7,14	6	0,27	6,76	16	0,63	6,94	11	0,42	6,90	19	0,72	7,10	16	0,57	6,85
7	31	3,4	7,94	10	7	0,22	7,14	8	0,21	6,94	5	0,13	6,72	2	0,14	6,80	5	0,14	6,66	2	0,14	6,93

Tabela C.4

Ensaio de bancada – 2ª fase, realizados em 26.03.2004.

Mistura rápida													
Tmr = 10 s						G = 1000 s ⁻¹							
Ensaio	Caracterização da água bruta			Polímero LT 31 Dosagens (mg/L)	Coagulantes								
	Alcalinidade: 50 mg CaCO ₃ /L				Sulfato de Alumínio (6 mg/L)			Sulfato Férrico (6 mg/L)			Cloreto Férrico (6 mg/L)		
					Parâmetros			Parâmetros			Parâmetros		
	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
	1	28	3,0		7,78	0,50	< 5	0,17	7,19	< 5	0,20	6,98	< 5
28		3,0	7,78	0,75	< 5	0,18	7,14	< 5	0,26	7,10	5	0,20	7,13
2	29	2,4	7,60	1,0	< 5	0,25	7,01	< 5	0,19	6,89	6	0,22	7,08
	29	2,4	7,60	0,5	< 5	0,28	7,15	< 5	0,30	7,14	< 5	0,20	7,30
3	25	2,8	7,76	0,75	7	0,29	7,26	< 5	0,25	7,01	< 5	0,18	7,30
	25	2,8	7,76	1,0	6	0,24	7,20	< 5	0,17	7,07	12	0,45	7,19

**APÊNDICE D:
ENSAIOS DE BANCADA PARA
DETERMINAÇÃO DE POTENCIAL ZETA
E CONTAGEM DE FITOPLÂNCTON**

Tabela D.1
Ensaio para contagem de fitoplâncton realizado em 10.04.2004.

Características da água em estudo							
Turbidez	Cor aparente	pH	Alcalinidade				
2,2 uT	26 uH	7,9	51 mg CaCO ₃ /L				
Mistura rápida							
Coagulante e auxiliar							
T _{mr} = 10 s				G = 1000 s ⁻¹			
Ensaio	Coagulante	Dosagem Coagulante (mg/L)	Ácido (HCl) (mL/L)	Dosagem Polímero LT 31 (mg/L)	Parâmetros		
					Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	PACl (23,5%) Al ₂ O ₃	5	–	–	6	0,23	7,95
2	PACl (18%) Al ₂ O ₃	5	–	–	9	0,44	7,76
3	PACl (10,6%) Al ₂ O ₃	5	–	–	11	0,62	7,83
4	Cloreto Férrico	8	2	–	4	0,20	7,13
5	Sulfato Férrico	8	2	–	8	0,45	7,31
6	Sulfato Alumínio	8	2	–	< 5	0,12	6,62
7	PACl (23,5%) Al ₂ O ₃	5	–	–	6	0,22	7,90
8	PACl (18%) Al ₂ O ₃	5	–	–	10	0,44	7,78
9	PACl (10,6%) Al ₂ O ₃	5	–	–	10	0,65	7,93
10	Cloreto Férrico	6	2	0,5	5	0,26	7,18
11	Sulfato Férrico	6	2	0,5	< 5	0,15	7,12
12	Sulfato Alumínio	6	2	0,5	5	0,21	7,29

Obs.: Para os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 11 e 12 fez-se contagem de algas.

Tabela D.2

Ensaio para determinação do potencial zeta e
contagem de fitoplâncton realizado em 01.06.2004

Características da água em estudo								
Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	PZ (mV)	Alcalinidade				
44	3,8	7,90	-22,2	50 mg CaCO ₃ /L				
44	3,8	3,80	-17,7					
Mistura rápida								
Coagulante e auxiliar								
T _{mr} = 10 s				G = 1000 s ⁻¹				
Ensaio	Coagulante	Dosagem (mg/L)	Ácido (mL/L)	Auxiliar (mg/L)	Parâmetros			
					Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	PZ (mV)
1	PACl (18%) Al ₂ O ₃	5	-	-	< 5	0,33	7,71	-17,2
2	PACl (18%) Al ₂ O ₃	5	-	-	7	0,34	7,75	-17,2
3	PACl (23,5%) Al ₂ O ₃	5	-	-	< 5	0,32	7,89	-7,4
4	PACl (23,5%) Al ₂ O ₃	5	-	-	< 5	0,19	7,93	-8,2
5	PACl (10,6%) Al ₂ O ₃	5	-	-	5	0,31	8,16	-20,4
6	PACl (10,6%) Al ₂ O ₃	5	-	-	5	0,34	8,08	-12,3
7	Sulfato de alumínio	6	2	-	6	0,33	7,50	-21
8	Sulfato de alumínio	6	2	-	7	0,35	7,40	-22

Obs.: Para todos estes ensaios fez-se contagem de algas.

Tabela D.3
 Ensaio para determinação do potencial zeta e
 contagem de fitoplâncton realizado em 03.06.2004

Características da água em estudo								
Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH			PZ (mV)	Alcalinidade		
23	2,7	7,80			-21,5	51 mg CaCO ₃ /L		
Mistura rápida								
Coagulante e auxiliar								
T _{mr} = 10 s					G = 1000 s ⁻¹			
Ensaio	Coagulante	Dosagem (mg/L)	Ácido (mL/L)	Polímero LT 31 (mg/L)	Parâmetros			
					Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH	PZ (mV)
1	Cloreto férrico	6	2	0,5	< 5	0,17	7,48	-4,6
2	Cloreto férrico	6	2	0,5	< 5	0,15	7,28	-6,9
3	Sulfato férrico	6	2	0,5	< 5	0,17	7,20	-5,5
4	Sulfato férrico	6	2	0,5	< 5	0,40	7,20	-6,3
5	Sulfato férrico	6	2	-	11	0,55	7,52	-17,8
6	Sulfato férrico	6	2	-	13	0,51	7,27	-21,4
7	Sulfato de alumínio	6	2	0,5	< 5	0,17	7,39	-6,7
8	Sulfato de alumínio	6	2	0,5	6	0,38	7,35	-9,9
9	Cloreto férrico	6	2	-	14	0,50	7,22	-19,4
10	Cloreto férrico	6	2	-	12	0,50	7,25	-20,7

Obs.: Para estes ensaios fez-se contagem de algas.

APÊNDICE E: CONTAGEM DE FITOPLÂNCTON PARA OS ENSAIOS EM LABORATÓRIO

Tabela E.1

Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.1) em 10.04.2004.

Organismos	Água bruta (org/mL)	Ensaio 1 (org/mL)	Ensaio 2 (org/mL)	Ensaio 3 (org/mL)	Ensaio 4 (org/mL)	Ensaio 5 (org/mL)	Ensaio 6 (org/mL)	Ensaio10 (org/mL)	Ensaio11 (org/mL)	Ensaio12 (org/mL)
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	5									
<i>Bacillariophyceae</i>	2									
<i>Coelatum</i> sp.	2	1					2			
<i>Chlorococcales</i>	42	8	11	36			9			
<i>Chroococcales</i>	2									
<i>Cyclotella</i> sp.	280	19	33	114	3	2	60	1	2	38
Fitoflagelado	48	24	25	42	26	5	16	11	4	1
<i>Lyngbya</i> sp.	21									
<i>Merismopedia</i> sp.	21									
<i>Microcystis</i> sp.	173		79				88			
<i>Monoraphidium</i> sp.	1		1	2	1		2			
<i>Pediastrum</i> sp.	2									
<i>Pediastrum tetras</i>			2	5						
<i>Peridinium</i> sp.	1	1	2			1	2	1		
<i>Spirotaenia</i> sp.	5									
<i>Staurastrum</i> sp.	5	1	5	3						
<i>Tetraedron gracile</i>	1									

Tabela E.2

Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.2) em 01.06.2004.

Organismos	Água bruta (org/mL)	Ensaio 1 (org/mL)	Ensaio 2 (org/mL)	Ensaio 3 (org/mL)	Ensaio 4 (org/mL)	Ensaio 5 (org/mL)	Ensaio 6 (org/mL)	Ensaio7 (org/mL)	Ensaio8 (org/mL)
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	6								2
<i>Aulacoseira granulata</i>	8	3	10					9	
<i>Bacillariophyceae</i>	10				1	1			
<i>Coelastrum</i> sp.					2	8			
<i>Chlorococcales</i>	58					6		8	4
<i>Chroococcales</i>								56	
<i>Cosmarium</i> sp.							3		1
<i>Cyclotella</i> sp.	62	16	11	2	2	6	8	12	21
<i>Euastrum</i> sp.		1				1			
<i>Dinobryon</i> sp.									
Fitoflagelado	66	56	69	22	5	19	59	42	17
<i>Golenkinia</i> sp.	2								
<i>Lyngbya</i> sp.	6								
<i>Mallomonas</i> sp.			2						
<i>Merismopedia</i> sp.	30	9	43						
<i>Microcystis</i> sp.	112							38	27
<i>Monoraphidium</i> sp.	8	3			1			1	1
<i>Oocystis</i> sp.						1			
<i>Pediastrum</i> sp.	12								
<i>Pediastrum</i> spp.								1	
<i>Pediastrum tetras</i>	8		2				3		6
<i>Peridinium</i> sp.	2								
<i>Scenedesmus</i> sp.	2	3						1	3
<i>Spirotaenia</i> sp.	6					1			
<i>Staurastrum</i> sp.	10	1	2			1	3	1	1
<i>Tetraedron gracile</i>								1	1
<i>Trachelomonas</i> sp.	2	1	3		1	2	5	10	
<i>Tetraedron minimum</i>	2								

Tabela E.3

Contagem de fitoplâncton para ensaio de laboratório (Tabela D.3) em 03.06.2004.

Organismos	Água bruta (org/mL)	Ensaio 1 (org/mL)	Ensaio 2 (org/mL)	Ensaio 3 (org/mL)	Ensaio 4 (org/mL)	Ensaio 5 (org/mL)	Ensaio 6 (org/mL)	Ensaio7 (org/mL)	Ensaio8 (org/mL)	Ensaio9 (org/mL)	Ensaio10 (org/mL)
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	3						38		1	2	
<i>Aulacoseira granulata</i>	128								3		
<i>Bacillariophyceae</i>	3	41									
<i>Botryococcus</i> sp.						2					
<i>Coelastrum</i> sp.						8					
<i>Chlorococcales</i>	70					21	23			1	
<i>Cosmarium</i> sp.	2										
<i>Cyclotella</i> sp.	60			3	7	10	172	6	10	18	1
<i>Euastrum</i> sp.						1					
<i>Dinobryon</i> sp.	3										
Fitoflagelado	69	2446		19	59	45	150	2	20	19	1
<i>Golenkinia</i> sp.	2										
<i>Lyngbya</i> sp.	66										
<i>Mallomonas</i> sp.	8										
<i>Merismopedia</i> sp.	70					30					
<i>Microcystis</i> sp.	146					56	30		10		
<i>Monoraphidium</i> sp.	8					1				4	
<i>Nostocaceae</i>							15				
<i>Pediastrum</i> sp.									1	4	
<i>Pediastrum</i> spp.	22										
<i>Pediastrum tetras</i>						1	30		1		
<i>Peridinium</i> sp.						1					
<i>Scenedesmus</i> sp.	12	20	1	10		2	8	5	4	10	
<i>Spirotaenia</i> sp.	18										
<i>Staurastrum</i> sp.	8					1	15		4		
<i>Tetraedron gracile</i>	3					13				1	1
<i>Trachelomonas</i> spp.	15										
<i>Trachelomonas</i> sp.				6				1		2	
<i>Trachelomonas</i> spp.						3					

APÊNDICE F: ENSAIOS EM INSTALAÇÃO PILOTO

Tabela F.1
Ensaio em instalação piloto realizado em 24.06.2004

Taxa média de filtração: $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$		
Produtos químicos – dosagens		
Ácido (mL/L)	Coagulante ETA: sulfato de alumínio (mg/L)	Cloro (mg/L)
–	8,1	6,5

Água bruta			
Hora	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	27	2,9	7,52
2	19	2,1	7,52
3	21	2,1	7,50

Água filtrada						
Tempo		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)		pH	Perda de carga de retenção de impurezas (cm)
hora	minuto		turbidímetro digital	turbidímetro analógico		
0	30	16	1,5	0,68	7,10	–
1	0	13	1,3	0,66	7,05	2,5
1	30	8	1,1	0,60	7,00	–
2	0	7	1,1	0,57	7,02	7,5
2	30	5	1,1	0,60	7,02	11,0
3	0	11	1,1	0,48	7,09	13,7
3	30	11	1,0	0,54	6,99	14,7
3	38	ND*	ND*	ND*	ND*	15,0

*ND: não determinado

Tabela F.2

Ensaio em instalação piloto realizado em 26.06.2004

Taxa média de filtração: $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$		
Produtos químicos		
Ácido (mL/L)	Coagulante ETA sulfato de alumínio (mg/L)	Cloro (mg/L)
–	9,0	6,4

Água bruta			
Hora	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	24	2,0	7,62
2	23	2,1	7,61
3	24	2,3	7,59

Água filtrada						
Tempo		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)		pH	Perda de carga de retenção de impurezas (cm)
hora	minuto		turbidímetro digital	turbidímetro analógico		
0	30	14	1,4	0,60	6,98	3,0
1	0	13	1,3	0,64	6,99	4,7
1	30	12	1,2	0,57	6,96	6,5
2	0	13	1,2	0,62	7,07	8,0
2	30	11	1,2	0,58	6,97	10,5
3	0	12	1,2	0,57	6,97	14,0
3	10					15,0

*ND: não determinado

Tabela F.3
Ensaio em instalação piloto realizados em 03.07.2004

Taxa média de filtração: $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$			
Produtos químicos			
Ácido (mL/L)	Coagulante PACl 10,6% Al_2O_3 (mg/L)	Cloro (mg/L)	
-	5,0	-	

Água bruta			
Ensaio	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	20	1,9	7,56
2	18	1,8	7,46
3	24	1,7	7,48
4	20	1,8	7,68

Ensaio	Água filtrada						
	Tempo		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)		pH	Perda de carga de retenção de impurezas (cm)
	hora	minuto		turbidímetro digital	turbidímetro analógico		
1	0	30	7	0,55	0,20	7,69	6,5
	1	0	7	0,38	0,35	7,72	15,0
2	0	30	8	0,47	0,45	7,69	12,0
	0	36	6	0,43	0,20	7,70	15,0
3	0	30	< 5	0,42	0,18	7,69	10,8
	0	41	8	0,38	0,20	7,70	15,0
4	0	30	10	0,40	0,15	7,64	10,5
	0	44	10	0,42	0,15	7,70	15,0

Tabela F.4
Ensaio em instalação piloto realizado em 10.07.2004

Taxa média de filtração: $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$		
Produtos químicos		
Ácido (mL/L)	Coagulante ETA sulfato de alumínio (mg/L)	Cloro (mg/L)
-	8,2	6,4

Água bruta			
Hora	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	23	2,5	7,49
2	23	2,1	7,50
3	ND	ND	ND

Água filtrada						
Tempo		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)		pH	Perda de carga de retenção de impurezas (cm)
hora	minuto		turbidímetro digital	turbidímetro analógico		
0	30	10	1,4	0,74	6,96	3,3
1	0	9	1,3	0,70	6,96	5,0
1	30	12	1,2	0,65	6,93	8,7
2	0	11	1,2	0,65	6,93	10,7
2	30	12	1,2	0,62	6,95	13,0
2	55	11	1,1	0,58	6,99	15,0

Tabela F.5
Ensaio em instalação piloto realizados em 11.07.2004

Taxa média de filtração: $436 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$			
Produtos químicos			
Ácido (mL/L)	Coagulante sulfato de alumínio (mg/L)	Cloro (mg/L)	
2	8	-	

Água bruta			
Ensaio	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	21	2,2	7,59
2	27	2,9	7,52
3	20	2,1	7,58

Água filtrada							
Ensaio	Tempo		Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)		pH	Perda de carga de retenção de impurezas (cm)
	hora	minuto		turbidímetro digital	turbidímetro analógico		
1	0	30	5	0,30	0,15	6,99	14,0
	0	32	ND	ND	ND	ND	15,0
2	0	30	7	0,36	0,17	7,08	12,0
	0	37	ND	ND	ND	ND	15,0
3	0	30	7	0,37	0,18	7,07	14,4
	0	32	ND	ND	ND	ND	15

APÊNDICE G: CONTAGEM DE FITOPLÂNCTON PARA OS ENSAIOS EM ESCALA PILOTO

Tabela G.1

Contagem de fitoplâncton para ensaio em escala piloto (coagulante: PACl 10,6% Al₂O₃).

Amostras da Tabela F.3 – Data: 03.07.2004			
Organismos	Água bruta (org/mL)	Ensaio 1 (org/mL)	Ensaio 2 (org/mL)
<i>Coelastrum</i> sp.			1
<i>Chlorococcales</i>	17	13	15
<i>Chroococcales</i>		106	34
<i>Closterium</i> sp.	1		
<i>Cyclotella</i> sp.	12	11	7
Fitoflagelado	37	48	42
<i>Microcystis</i> sp.	179		
<i>Peridinium</i> sp.	1	2	2
<i>Scenedesmus</i> sp.	1		1
<i>Spirotaenia</i> sp.	2		4
<i>Staurastrum</i> sp.		2	
<i>Trachelomonas</i> sp.	2	2	1
Número total de organismo	252	184	107

Tabela G.2

Contagem de fitoplâncton para ensaio em escala piloto (coagulante: sulfato de alumínio 2).

Amostras dos ensaios da Tabela F.5 – Data: 11.07.2004				
Organismos	Água bruta (org/mL)	Ensaio 1 (org/mL)	Ensaio 2 (org/mL)	Ensaio 3 (org/mL)
<i>Coelastrum</i> sp.				12
<i>Chlorococcales</i>	244	13	8	196
<i>Chroococcales</i>	1239		91	
<i>Cyclotella</i> sp.	516	9	20	39
<i>Dinobryon</i> sp.	63			
Fitoflagelado	118	25	42	30
<i>Merismopedia</i> sp.	145			
<i>Monoraphidium</i> sp.	18			
<i>Peridinium</i> sp.	18			
<i>Scenedesmus</i> sp.			2	
<i>Spirotaenia</i> sp.	36			
<i>Staurastrum</i> sp.	9		1	3
<i>Trachelomonas</i> sp.		1	3	
Total	2406	48	167	280

Tabela G.3

Contagem de fitoplâncton dos ensaios na instalação piloto com a água coagulada da ETA.

Organismos	Data: 24.06.2004		Data: 26.06.2004		Data: 10.07.2004	
	Tabela F.1		Tabela F.2		Tabela F.4	
	Água bruta org/mL	Ensaio 1 org/mL	Água bruta org/mL	Ensaio 1 org/mL	Água bruta org/mL	Ensaio 1 org/mL
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	7			1		
<i>Aulacoseira granulata</i>	51		5			
<i>Bacillariophyceae</i>	7		5	2		1
<i>Coelastrum sp.</i>		1				
<i>Chlorococcales</i>	80	30	46	44	169	38
<i>Chroococcales</i>			35	2	2753	
<i>Chroococcaceae</i>						12
<i>Closterium sp.</i>	87	17	40	46	318	28
<i>Coelomorion</i>				1		
<i>Cosmarium sp.</i>		1		2		
<i>Cyclotella sp.</i>	80	6	86	12	402	11
<i>Euastrum sp.</i>			1		21	
<i>Dinobryon sp.</i>						
Fitoflagelado	138		50	6	254	15
<i>Mallomonas sp.</i>	7					1
<i>Microcystis sp.</i>	832	18	215			
<i>Monoraphidium sp.</i>		1	3			4
<i>Oocystis sp.</i>			3			
<i>Pediastrum sp.</i>		2	10		21	
<i>Pediastrum spp.</i>	29					
<i>Pediastrum tetras</i>					21	
<i>Peridinium sp.</i>	7	1	7	1	21	
<i>Phacus sp.</i>	7					
<i>Scenedesmus sp.</i>	36	1	7	2		
<i>Spirotaenia sp.</i>	29	2	10			
<i>Staurastrum sp.</i>	7		12		21	
<i>Tetraedron gracile</i>						1
<i>Trachelomonas sp.</i>	7		2			
<i>Tetraedron minimum</i>		1		6		2
Totais	1411	81	537	125	4001	113

Obs. As amostras para contagem de fitoplâncton foram coletadas, aproximadamente, após duas horas do início da duração da carreira de filtração.

APÊNDICE H: ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS ENSAIOS DE BANCADA (ITEM 5.2.3)

Para verificar se são significativas as diferenças de remoção de cor aparente e de turbidez, entre os coagulantes, utilizou-se a análise de variância, verificando, preliminarmente, as suposições de normalidade. A hipótese nula (H_0) é de que não existe diferença entre as médias, o nível de significância considerando foi de 5%, ou seja, se o valor da probabilidade calculada (p) for menor que 0,05 (p_0) rejeita-se a hipótese nula (H_0); caso contrário, aceita-se a hipótese.

Tabela H.1

Resultados da ANOVA para os percentuais de
remoção de turbidez versus tipo de coagulante.

A suposição de normalidade ($p = 0,629$) e variância constante ($p = 0,426$) foram satisfeitas.

One-way ANOVA: Turbidez % versus Tipo de coagulante					
Analysis of Variance for Turbidez					
Source	DF	SS	MS	F	p
Tipo de	11	665,8	60,5	1,11	0,393
Error	27	1476,7	54,7		
Total	38	2142,5			
Individual 95% CIs For Mean Based on Pooled StDev					
Level	N	Mean	StDev	-----+-----+-----+-----	
ClFe (6)	3	82,78	2,25	(-----*-----)	
ClFe (8)	3	84,84	7,83	(-----*-----)	
ClFe (P1)	3	92,11	3,42	(-----*-----)	
PACl (10)	4	81,29	11,74	(-----*-----)	
PACl (18)	4	85,59	6,46	(-----*-----)	
PACl (23)	4	91,53	2,47	(-----*-----)	
S.Al (6)	3	81,47	16,60	(-----*-----)	
S.Al (8)	3	90,05	4,48	(-----*-----)	
S.Al (P1)	3	90,18	3,94	(-----*-----)	
S.Fe (6)	3	81,79	2,56	(-----*-----)	
S.Fe (8)	3	82,98	6,43	(-----*-----)	
S.Fe (P1)	3	90,69	4,77	(-----*-----)	
-----+-----+-----+-----					
Pooled StDev =		7,40		80,0	88,0 96,0

Com o valor $p = 0,393$ encontrado, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os coagulantes para os percentuais analisados de remoção de turbidez da água.

Tabela H.2

Resultados da ANOVA para os percentuais de remoção de cor aparente versus tipo de coagulante.

A suposição de normalidade ($p = 0,511$) e variância constante ($p = 0,601$) foram satisfeitas.

One-way ANOVA: Cor aparente % versus Tipo de coagulante					
Analysis of Variance for Cor aparente %					
Source	DF	SS	MS	F	p
Tipo de	11	4786	435	2,11	0,060
Error	27	5559	206		
Total	38	10345			
Individual 95% CIs For Mean Based on Pooled StDev					
Level	N	Mean	StDev	-----+-----+-----+-----+	
ClFe (6)	3	46,32	6,57	(-----*-----)	
ClFe (8)	3	66,08	29,43	(-----*-----)	
ClFe (P1)	3	82,00	1,06	(-----*-----)	
PACl (10)	4	74,13	16,83	(-----*-----)	
PACl (18)	4	75,48	14,24	(-----*-----)	
PACl (23)	4	83,92	8,08	(-----*-----)	
S.Al (6)	3	72,82	21,52	(-----*-----)	
S.Al (8)	3	80,28	5,52	(-----*-----)	
S.Al (P1)	3	79,10	4,59	(-----*-----)	
S.Fe (6)	3	57,22	16,84	(-----*-----)	
S.Fe (8)	3	60,82	15,56	(-----*-----)	
S.Fe (P1)	3	83,28	1,16	(-----*-----)	
Pooled StDev =		14,35		40	60
				80	100

Com o valor encontrado de $p = 0,06$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os coagulantes para os percentuais analisados de remoção de cor aparente da água.

Tabela I.4
Comparações múltiplas de Tukey.

Intervals for (column level mean) - (row level mean)				
	ETA (8,1	ETA (8,2	ETA (9 mg	PACl 10,
ETA (8,2	-2,063 9,783			
ETA (9 mg	-3,393 8,453	-7,477 4,817		
PACl 10,	-18,081 -7,061	-22,181 -10,682	-20,851 -9,352	
Sulfato	-25,843 -11,150	-29,885 -14,829	-28,555 -13,499	-13,133 1,282

Observando-se os intervalos acima, nota-se que quando se utilizou o sulfato de alumínio e o PACl 10,6% Al₂O₃, os percentuais de remoção de turbidez foram superiores aos percentuais de remoção quando se utilizou a água coagulada da ETA.

Tabela I.5
Resultado da ANOVA para os percentuais de remoção de cor aparente × tipo de coagulante.

One-way ANOVA: Cor aparente % versus Tipo de coagulante						
Analysis of Variance for Cor aparente %						
Source	DF	SS	MS	F	p	
Tipo de	4	1741,1	435,3	4,71	0,006	
Error	25	2308,0	92,3			
Total	29	4049,1				
Individual 95% CIs For Mean Based on Pooled StDev						
Level	N	Mean	StDev	-----+-----+-----+-----		
ETA (8,1	7	62,433	13,928	(-----*-----)		
ETA (8,2	6	52,898	5,081	(-----*-----)		
ETA (9 mg	6	47,163	4,541	(-----*-----)		
PACl 10,	8	62,779	10,962	(-----*-----)		
Sulfato	3	71,753	5,944	(-----*-----)		
Pooled StDev = 9,608				48	60	72

Com o valor $p = 0,006$ encontrado, rejeita-se a hipótese nula, ou seja, existe diferença significativa entre os coagulantes para os percentuais analisados de remoção de cor aparente da água.

Tabela I.6
Comparações múltiplas de Tukey.

Intervals for (column level mean) - (row level mean)				
	ETA (8,1	ETA (8,2	ETA (9 mg	PACl 10,
ETA (8,2	-6,15 25,22			
ETA (9 mg	-0,42 30,96	-10,54 22,01		
PACl 10,	-14,94 14,25	-25,11 5,35	-30,84 -0,39	
Sulfato	-28,78 10,14	-38,79 1,08	-44,53 -4,65	-28,06 10,11

Observando a Tabela I.6, percebe-se que os percentuais de remoção de cor aparente, quando se utilizaram o PACl 10,6% Al_2O_3 e o sulfato de alumínio, foram superiores aos percentuais de remoção de cor aparente obtidos quando se utilizou a água coagulada da ETA.

2- Análise de comparação entre as medidas digitais e analógicas para turbidez

Para estas análises será utilizado o teste de Kruskal-Wallis.

Levou-se em consideração que todas as medidas obtidas no equipamento digital foram superiores às medidas no equipamento analógico. Como estamos lidando com porcentagens de remoção, os resultados obtidos quando se utilizou o equipamento analógico foram superiores aos obtidos quando se utilizou o equipamento digital.

No teste de Kruskal-Wallis, testa-se a hipótese nula de igualdade entre as amostras, para tanto o mesmo índice de significância das amostras anteriores, ou seja, se o valor p calculado for menor do que $p_0 = 0,05$ rejeitamos a hipótese nula.

Tabela I.7

Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 8,1 mg/L x porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.

A suposição de variâncias iguais está satisfeita ($p = 0,799$).

Kruskal-Wallis Test: ETA (8,1 mg/L) versus DIGxANA				
Kruskal-Wallis Test on ETA(8,1)				
DIGxANA	N	Median	Ave Rank	Z
analogic	7	74,29	11,0	3,13
digital	7	47,62	4,0	-3,13
Overall	14		7,5	
H = 9,80 DF = 1 p = 0,002				
H = 10,04 DF = 1 p = 0,002 (adjusted for ties)				

Tabela I.8

Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 8,2 mg/L x porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.

A suposição de variâncias iguais está satisfeita $p = 0,391$.

Kruskal-Wallis Test: ETA (8,2 mg/L) versus DIGxANA_1				
Kruskal-Wallis Test on ETA(8,2)				
DIGxANA_	N	Median	Ave Rank	Z
analogic	6	70,44	9,5	2,88
digital	6	43,43	3,5	-2,88
Overall	12		6,5	
H = 8,31 DF = 1 p = 0,004				
H = 8,46 DF = 1 p = 0,004 (adjusted for ties)				

Tabela I.9

Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou a água coagulada da ETA com dosagem de coagulante de 9 mg/L x porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.

A suposição de variâncias iguais está satisfeita $p = 0,262$.

Kruskal-Wallis Test: ETA (9 mg/L) versus DIGxANA_2				
Kruskal-Wallis Test on ETA(9 mg)				
DIGxANA_	N	Median	Ave Rank	Z
analogic	6	71,67	9,5	2,88
digital	6	42,86	3,5	-2,88
Overall	12		6,5	
H = 8,31 DF = 1 p = 0,004				
H = 8,37 DF = 1 p = 0,004 (adjusted for ties)				

Tabela I.10

Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou o PACl 10,6% Al₂O₃ × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.

A suposição de variâncias iguais esta satisfeita $p = 0,403$.

Kruskal-Wallis Test: PACl 10,6% Al₂O₃ versus DIGxANA_3				
Kruskal-Wallis Test on PACl 10,				
DIGxANA_	N	Median	Ave Rank	Z
analogic	8	89,15	11,8	2,73
digital	8	76,39	5,3	-2,73
Overall	16		8,5	
H = 7,46 DF = 1 p = 0,006				
H = 7,47 DF = 1 p = 0,006 (adjusted for ties)				

Conforme pode ser observado nas Tabelas I.7, I.8, I.9 e I.10, todos os resultados de p obtidos foram inferiores a 0,05, ou seja, existe diferença entre os percentuais obtidos de remoção de turbidez quando se utilizaram equipamentos diferentes, observando ainda que, para o equipamento analógico, os percentuais de remoção foram sempre superiores.

Tabela I.11

Resultado do teste de Kruskal-Wallis quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 × porcentagem de remoção de turbidez analisada em equipamentos diferentes.

A suposição de variâncias iguais está satisfeita $p = 0,551$.

Kruskal-Wallis Test: Sulfato de Alum versus DIGxANA_4				
Kruskal-Wallis Test on Sulfato				
DIGxANA_	N	Median	Ave Rank	Z
analogic	3	93,18	5,0	1,96
digital	3	86,36	2,0	-1,96
Overall	6		3,5	
H = 3,86 DF = 1 p = 0,050				

Como pode ser observado na Tabela I.11, o valor de $p = 0,05$ ficou no limite do critério de decisão. Neste caso, seria indicado refazer o ensaio, obtendo uma nova amostra ou analisar considerando um nível de significância superior a 5%, assim rejeitaria-se a hipótese nula, indicando a diferença entre as medidas.

APÊNDICE J: COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DOS ENSAIOS DE BANCADA (APÊNDICE D) COM OS RESULTADOS DA INSTALAÇÃO PILOTO (APÊNDICE F)

Tabela J.1

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise
de pH quando se utilizou o PACI 10,6% Al₂O₃.

Mann-Whitney Test and CI: pH C; pH B			
pH C	N = 8	Median =	7,6950
pH B	N = 4	Median =	8,0050
Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,3250			
96,6 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,4700;-0,1300)			
W = 36,0			
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,0085			
The test is significant at 0,0076 (adjusted for ties)			

Com o valor $p = 0,0085$ encontrado, rejeita-se a hipótese nula, ou seja, existe diferença significativa entre os valores de pH, sendo que os valores de pH obtidos nos ensaios da instalação piloto foram superiores aos obtidos no laboratório.

Tabela J.2

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de
remoção de cor aparente quando se utilizou o PACI 10,6% Al₂O₃.

Mann-Whitney Test and CI: COR APARENTE C; COR APARENTE B			
COR APARENTE C	N = 8	Median =	65,00
COR APARENTE B	N = 4	Median =	75,09
Point estimate for ETA1-ETA2 is -9,61			
96,6 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-38,65;8,99)			
W = 46,0			
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,3502			
The test is significant at 0,3468 (adjusted for ties)			
Cannot reject at alpha = 0,05			

Com o valor encontrado de $p = 0,3502$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os percentuais de cor aparente obtidos entre os ensaios de bancada e os ensaios na instalação piloto.

Tabela J.3

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de turbidez quando se utilizou o PACI 10,6% Al_2O_3 .

Mann-Whitney Test and CI: TURBIDEZ C; TURBIDEZ B			
TURBIDEZ	N =	8	Median = 76,39
TURBIDEZ	N =	4	Median = 81,44
Point estimate for ETA1-ETA2 is -5,91			
96,6 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-17,16;7,20)			
W = 51,0			
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,9323			
Cannot reject at alpha = 0,05			

Com o valor encontrado de $p = 0,9323$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os percentuais de remoção de turbidez obtidos entre os ensaios de bancada e os ensaios na instalação piloto.

Tabela J.4

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise de pH quando se utilizou o sulfato de alumínio + ácido

Mann-Whitney Test and CI: pH C; pH B			
pH C	N =	3	Median = 7,0700
pH B	N =	3	Median = 7,4000
Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,3300			
91,9 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,5100;-0,0201)			
W = 6,0			
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,0809			
Cannot reject at alpha = 0,05			

Com o valor encontrado de $p = 0,0809$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os pHs obtidos entre os ensaios de bancada e os ensaios na instalação piloto.

Tabela J.5

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de cor aparente quando se utilizou o sulfato de alumínio 2 + ácido

Mann-Whitney Test and CI: COR APARENTE C; COR APARENTE B			
COR APARENTE C	N = 3	Median =	74,07
COR APARENTE B	N = 3	Median =	84,09
Point estimate for ETA1-ETA2 is			-10,02
91,9 Percent CI for ETA1-ETA2 is			(-21,34;28,18)
W =	9,0		
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at			0,6625
Cannot reject at alpha =			0,05

Com o valor encontrado de $p = 0,6625$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os percentuais de remoção de cor aparente obtidos entre os ensaios de bancada e os ensaios na instalação piloto

Tabela J.6

Resultado do teste de Mann-Whitney para análise do percentual de remoção de turbidez quando se utilizou o sulfato de alumínio + ácido

Mann-Whitney Test and CI: TURBIDEZ C; TURBIDEZ B			
TURBIDEZ	N = 3	Median =	86,36
TURBIDEZ	N = 3	Median =	90,79
Point estimate for ETA1-ETA2 is			-3,73
91,9 Percent CI for ETA1-ETA2 is			(-8,95;25,29)
W =	9,0		
Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at			0,6625
Cannot reject at alpha =			0,05

Com o valor encontrado de $p = 0,6625$, aceita-se a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa entre os percentuais de remoção de turbidez obtidos entre os ensaios de bancada e os ensaios na instalação piloto.