



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE

SISTEMA CANTAREIRA
ESTUDO DA POTENCIALIDADE DO USO DA
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

Alexandre Saron

Campinas – SP
Setembro de 2.000

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL
SEÇÃO CIRCULANTE



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE

SISTEMA CANTAREIRA
ESTUDO DA POTENCIALIDADE DO USO DA
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

Autor: Alexandre Saron
Orientador: Ruben Bresaola Júnior

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, Área de Concentração em Saneamento.

Atesto que esta é a versão definitiva da dissertação/tese.	
	02/02/03
Prof. Dr.	<i>Ruben Bresaola Jr.</i>
Matrícula:	04573-0

Campinas – SP
Setembro de 2.000

UNIDADE	80
Nº CHAMADA	UNICAMP
	Sa744
V	EX
TOMBO BC	53891
PROC.	124/03
C	☐
D	☒
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	20/05/03
Nº CPD	

CM00182846-9

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

616 ID 289988

Sa74s

Saron, Alexandre

Sistema Cantareira estudo da potencialidade do uso da
filtração direta descendente / Alexandre Saron.--Campinas,
SP: [s.n.], 2000.

Orientador: Ruben Bresaola Júnior.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

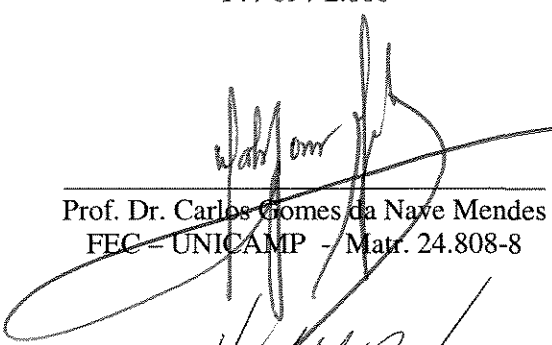
1. Filtros e filtração. 2. Água – Purificação - Adsorção.
3. Água –Purificação - Filtração. I. Bresaola Júnior, Ruben.
- II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Civil. III. Título.



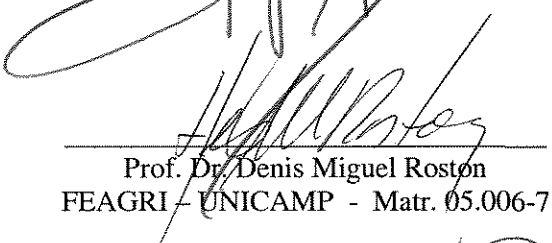
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE

SISTEMA CANTAREIRA
ESTUDO DA POTENCIALIDADE DO USO DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

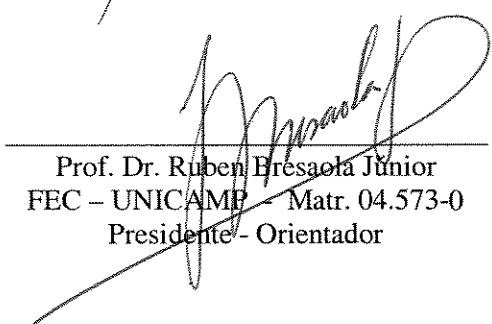
FOLHA DE APROVAÇÃO
14 / 09 / 2.000



Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes
FEC – UNICAMP - Matr. 24.808-8



Prof. Dr. Denis Miguel Roston
FEAGRI – UNICAMP - Matr. 05.006-7



Prof. Dr. Ruben Bresaola Junior
FEC – UNICAMP - Matr. 04.573-0
Presidente - Orientador

Muito obrigado à Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, pela oportunidade e credibilidade à minha pessoa. Coloco-me a total disposição da Sabesp, para a apresentação e implantação deste trabalho. Muito obrigado também a todos que estão em minha esfera de amizades e que de certa forma me estimularam para a realização deste trabalho, em especial algumas pessoas que gostaria de citá-las.

Aos meus pais, Salvador e Terezinha e minha tia Guiomar, pelo carinho, conforto e segurança e as deliciosas refeições preparadas especialmente nos dias que eu ia para a Unicamp....

A minha esposa Bete pelo enorme amor, força e dedicação à minha pessoa, compreensão das minhas ausências e os momentos de silêncios...

Aos amigos Fabiano e Vera Maria pela grande ajuda no trabalho desenvolvido...

A toda equipe da ETA Guaraú, que muito cooperaram e sem a qual não seria possível o desenvolvimento do trabalho...

Aos gerentes da AAN–Dpto Produção Noroeste, Antônio Celso Werneck e AANG–Divisão do Sistema Guaraú, Edgard Nardini de Lima, pela confiança em minha pessoa...

Aos professores e amigos da pós-graduação da engenharia civil, os quais foram os responsáveis pela construção dos meus degraus no conhecimento técnico científico, em especial aos professores Carlos Gomes e Ruben Bresaola pela atenção e preocupação constante....

A meu amigo Jurandyr...Que Deus te ilumine e um dia possamos nos reencontrar.

*Água que nasce na fonte serena do mundo, e que abre um profundo grotão.
Água que faz inocente riacho e deságua na corrente do ribeirão.
Águas escuras dos rios que levam a fertilidade ao sertão.
Águas que banham aldeias e matam a sede da população.
Águas que caem das pedras, no véu das cascatas, ronco de trovão
E depois dormem tranqüilas no leito dos lagos, no leito dos lagos.
Água dos igarapés, onde lara, a mãe d'água é misteriosa canção.
Água que o sol evapora, pro céu vai embora, virar nuvem de algodão.
Gotas de água da chuva, alegre arco-íris sobre a plantação...
Gotas de água da chuva, tão tristes, são lágrimas na inundação.
Águas que movem moinhos são as mesmas águas que encharcam o chão
e sempre voltam humildes pro fundo da terra, profundo da terra...
Terra, Planeta Água*

*Planeta Água
Guilherme Arantes*

SUMÁRIO

	Pág.
Lista de figuras.....	iii
Lista de tabelas.....	v
Lista de abreviaturas e símbolos.....	viii
Resumo.....	x
Abstract.....	xi
1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	3
3. Revisão bibliográfica.....	4
3.1. Introdução.....	4
3.2 Tecnologia de tratamento de água.....	5
3.3 Qualidade das águas de superfície.....	6
3.3.1. Partículas causadoras de turbidez.....	8
3.3.2. Substâncias causadoras de cor.....	9
3.4. Coagulação e Floculação.....	11
3.5. Mecanismos de Coagulação.....	13
3.6. Coagulação com sulfato de alumínio - $Al_2(SO_4)_3$	18
3.6.1. Solubilidade do alumínio.....	19
3.6.2. Diagrama de solubilidade dos sais de alumínio.....	20
3.6.3. Remoção de turbidez.....	21
3.6.4. Remoção de cor.....	24
3.6.5. Remoção de algas.....	25
3.7. Floculação.....	26
3.8. Decantação.....	27
3.9. Filtração.....	28
3.9.1. Mecanismos da filtração.....	28
3.10. Tecnologia da filtração direta descendente.....	30
3.11. Sistema de tratamento de água convencional – ETA Guaraú.....	31
3.12. Produção e tratamento do lodo.....	34
4. Material e Métodos.....	38

4.1. Introdução.....	38
4.2. Parâmetros de controle.....	39
4.3. Determinação dos parâmetros de tratamento de água nos diferentes mecanismos de coagulação.....	40
4.3.1. Ensaio de Jarros.....	40
4.3.1.1. Simulação do tratamento convencional.....	42
4.3.1.2. Simulação do tratamento pela tecnologia de filtração direta.....	42
4.4. Comparação dos efluentes dos filtros piloto 01 e 02, oriundos da água decantada da ETA Guaraú e da ETA Piloto, respectivamente.....	43
4.4.1. Introdução.....	43
4.4.2. Tratamento Convencional - ETA Guaraú.....	44
4.4.3. Filtração Direta Descendente - ETA Piloto.....	47
4.4.4. Características dos Filtros Piloto.....	50
4.4.5. Metodologia Empregada nos Ensaio de Filtração.....	54
5. Resultados.....	56
5.1. Ensaio de jarros.....	57
5.1.1. Diagrama de Coagulação.....	68
5.1.2. Geração de lodo.....	70
5.2. Resultados obtidos no estudo dos filtros piloto.....	71
5.2.1. Perda de carga no leito filtrante e turbidez efluente nos filtros rápidos descendentes.....	71
5.3. Quantificação de lodo gerado nos dois processos de tratamento através das análises de sólidos suspensos totais.....	80
5.4. Quantificação dos produtos químicos dosados nos processos de tratamento convencional de água e na tecnologia de filtração direta descendente.....	81
6. Discussões.....	82
6.1. Ensaio de jarros.....	82
6.2. Ensaio em filtros piloto.....	86
7. Conclusões.....	90
8. Recomendações.....	93
9. Referências bibliográficas.....	95

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 3.1 - Fluxograma dos processos de tratamento de água de abastecimento com uso da tecnologia convencional e por filtração direta, bem como os pontos de aplicação de dosagens de produtos químicos	7
Figura 3.2 – Representação esquemática de uma partícula de argila. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	8
Figura 3.3 – Classificação de partículas de acordo com o seu tamanho. Fonte: adaptado de SAWYER e Mc CARTY, 1978	9
Figura 3.4 – Representação esquemática da molécula o ácido húmico (A) e fúlvico (B). Fonte: CARDOSO e TSAI, 1992.....	10
Figura 3.5 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	14
Figura 3.6 – Interação entre duas partículas coloidais semelhantes. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	15
Figura 3.7 – Diagrama de solubilidade do alumínio em função da concentração molar do alumínio (temperatura de 25°C). Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	20
Figura 3.8 – Espécies de alumínio em solução estoque. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	21
Figura 3.9 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com potencial Zeta. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	22
Figura 3.10 – Mecanismos de transporte na filtração com ação de profundidade. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	29
Figura 3.11 – Interação entre as forças de origem eletrostática e as de Van der Waals, partículas de argila e grãos do meio filtrante. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	29
Figura 3.12 – Evolução anual da cor aparente da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.....	32
Figura 3.13 – Evolução anual da turbidez da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.	32
Figura 3.14 – Evolução anual do pH da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.....	33
Figura 3.15 – Evolução anual da concentração de algas na água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.....	33
Figura 3.16 – Sistema Cantareira – Água Bruta afluenta da ETA Guaraú.....	34
Figura 4.1 – Planta esquemática da ETA Guaraú, sem escalas.....	46

Figura 4.2 – Esquema geral da ETA Piloto.....	49
Figura 4.3 – Esquema geral do filtro piloto utilizado nos experimentos.....	52
Figura 4.4 – Foto ilustrativa do filtro piloto utilizado nos experimentos.....	53
Figura 5.1 – Diagrama de coagulação obtido com valores de turbidez remanescentes das amostras de água oriundas dos ensaios de jarros após a decantação e também das amostras após a filtração em papel de filtro Whatmman nº 40.....	69
Figura 5.2 – Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, ensaio 01.....	75
Figura 5.3 – Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, ensaio 01.....	76
Figura 5.4 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, ensaio 02.....	76
Figura 5.5 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, ensaio 02.....	77
Figura 5.6 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, ensaio 03.....	77
Figura 5.7 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, ensaio 03.....	78
Figura 5.8 – Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, ensaio 01.....	78
Figura 5.9 - Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, ensaio 02.....	79
Figura 5.10 - Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, no ensaio 03.....	79
Figura 6.1 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 2mg/L.....	83
Figura 6.2 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 6mg/L.....	84
Figura 6.3 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 10mg/L.....	84

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 3.1 – Classificação das águas doces e tratamento requerido segundo a resolução do CONAMA 20/86. Fonte: Di Bernardo, 1993.....	5
Tabela 3.2. – Tipos de águas naturais e a tecnologia de tratamento recomendada, segundo a NBR-592 da ABNT.....	5
Tabela 3.3 – Parâmetros de projetos e operação recomendados, na tecnologia de filtração direta descendente. Fonte: Di BERNARDO,1993.....	30
Tabela 3.4 – Parâmetros máximos de qualidade da água bruta, aceitável para a utilização da tecnologia de filtração direta descendente. Fonte: Di BERNARDO, 1993.....	31
Tabela 3.5 – Valores de regressão linear da correlação dos sólidos em suspensão com a cor aparente e sólidos em suspensão com turbidez, obtidos por faixa de valores de sólidos suspensos totais. Fonte: PICCOLO, 1999.....	35
Tabela 3.6 – Caracterização do lodo oriundo do tratamento de água com sulfato de alumínio. Fonte: PIOTTO e GONÇALVES, 1995.....	35
Tabela 4.1 – Parâmetros monitorados nos ensaios de jarros.....	41
Tabela 4.2 – Valores de gradientes de velocidade e tempo de agitação utilizados nos ensaios de jarros.....	42
Tabela 4.3 – Etapa de pré floculação para a ETA Piloto adaptado ao ensaio de jarros.....	43
Tabela 4.4 – Relação de materiais que constituem o leito filtrante.....	50
Tabela 4.5 – Variações efetuadas na tecnologia de filtração direta, nos ensaios realizados do estudo comparativo.....	55
Tabela 5.1 - Valores médios dos parâmetros da água bruta, referente ao período de realização dos testes de jarros e no estudo comparativo da ETA Piloto.....	56
Tabela 5.2 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 4,1 – TC.....	58
Tabela 5.3 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 4,5 – T.C.....	58
Tabela 5.4 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,0 – T.C.....	59
Tabela 5.5 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,1 – T.C.....	59
Tabela 5.6 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,2 – T.C.....	59
Tabela 5.7 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,3 – T.C.....	60
Tabela 5.8 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,4 – T.C.....	60
Tabela 5.9 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,5 – T.C.....	60

Tabela 5.10 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,6 – T.C.....	61
Tabela 5.11 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,7 – T.C.....	61
Tabela 5.12 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,8 – T.C.....	61
Tabela 5.13 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,9 – T.C.....	62
Tabela 5.14 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,0 – T.C.....	62
Tabela 5.15 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,1 – T.C.....	62
Tabela 5.16 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,2 – T.C.....	63
Tabela 5.17 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,3 – T.C.....	63
Tabela 5.18 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,4 – T.C.....	63
Tabela 5.19 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,5 – T.C.....	64
Tabela 5.20 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,6 – T.C.....	64
Tabela 5.21 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,7 – T.C.....	64
Tabela 5.22 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,8 – T.C.....	65
Tabela 5.23 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,9 – T.C.....	65
Tabela 5.24 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 7,0 – T.C.....	65
Tabela 5.25 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 4,0 – F. D.....	66
Tabela 5.26 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 4,5 – F. D.....	66
Tabela 5.27 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,0 – F. D.....	66
Tabela 5.28 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 5,5 – F. D.....	67
Tabela 5.29 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 6,0 – F. D.....	67
Tabela 5.30 – Resultados de ensaios de jarros valor de pH de coagulação de 7,0 – F. D.....	67
Tabela 5.31 – Teores de sólidos suspensos totais, expressos em mg/L obtidos nos ensaios de jarros realizados com a simulação do tratamento convencional, para dosagens de sulfato de alumínio igual a 10,0mg/L e pH de coagulação variando de 4,1 a 7,0.....	70
Tabela 5.32 – Valores de sólidos suspensos totais, expressos em mg/L obtidos nos ensaios de jarros realizados com a simulação da filtração direta para dosagens de sulfato de alumínio igual a 6,0 e pH de coagulação variando de 4,0 a 7,0.....	70
Tabela 5.33 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 01.....	72
Tabela 5.34 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 01.....	72
Tabela 5.35 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 02.....	73

Tabela 5.36 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 02.....	73
Tabela 5.37 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 03.....	74
Tabela 5.38 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 03.....	74
Tabela 5.39 – Teores de sólidos suspensos totais, nas águas bruta, floculada, decantada e acumulados nos decantadores do sistema de tratamento convencional no período dos ensaios.....	80
Tabela 5.40 – Resultados das análises de sólidos suspensos totais nas amostras compostas da lavagem dos filtros piloto, nos diferentes ensaios realizados.....	81
Tabela 5.41 – Quantidade de produtos químicos utilizados nos processos de tratamento.....	81
Tabela 6.1 – Comparação do lodo gerado e acumulado nos diferentes processos de tratamento de água.....	89

Abreviaturas e Símbolos

- μg – micrograma
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- AWWA – American Water Works Association
- cm – Centímetro
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- d – dia
- DBO – Demanda bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda química de oxigênio
- ETA – Estação de tratamento de água
- F.D. – Simulação da tecnologia de tratamento de água por filtração direta
- G – Gradiente de velocidade
- L – litro
- M – concentração molar
- m – metros
- mg – miligrama
- min - Minuto
- mL – mililitro
- mm – milímetro
- mV – milivolt
- nm – nanômetro
- NC – Nível constante
- ntu – Unidade de nefelometria
- PIZ –Ponto isoelétrico
- PVC – policloreto de vinila
- s – segundos
- SST – Sólidos suspensos totais
- T.C. – Simulação da tecnologia de tratamento de água convencional

- uC – unidade de cor
- uH – unidade de cor
- UPA – unidade padrão de amostra
- uT – unidade de turbidez
- VMP – Valor máximo permitido
- V_{00} – Velocidade de aproximação

RESUMO

Este trabalho apresenta um estudo comparativo entre duas tecnologias de tratamento de água: o tratamento convencional, que é utilizado na ETA Guaraú, e a filtração direta descendente. As principais diferenças entre estas tecnologias estão nas dosagens de coagulante e geração do lodo.

A Estação de Tratamento de Água – ETA do Guaraú é abastecido pelo Sistema Cantareira, o qual é formado pela junção dos Rios Jaguari, Jacarei, Cachoeira, Atibaína e Juqueri. Estes, são classificados, de acordo com a Resolução 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA de 1986, como classe 02. Nesta classe, segundo a resolução, águas de abastecimento deverão sofrer pelo menos o processo de tratamento simplificado.

Foram efetuados ensaios de jarros verificando as melhores dosagens de coagulante em função do valor do pH, plotando os valores de turbidez residual em gráficos, e evidenciado os mecanismos de coagulação química. Através de análises de sólidos suspensos totais, quantificou o lodo gerado nos ensaios.

Com os resultados dos ensaios de jarros, efetuou, em escala piloto, o tratamento de água pela tecnologia de filtração direta descendente. A água bruta utilizada no estudo piloto foi a mesma para ambas as tecnologias.

Dois filtros piloto, de dupla camada e taxa de filtração constante foram montados. Enquanto o filtro 01 recebia a água do processo de tratamento da ETA Guaraú, após a etapa de decantação, no filtro 02, água foi oriunda da tecnologia de filtração direta da ETA Piloto.

Os ensaios foram monitorados pela evolução da perda de carga no leito filtrante e da turbidez efluente. Além desses dados, também se efetuou a quantificação do lodo gerado nas distintas tecnologias de tratamento.

Abstract

The present study shows a confrontation between two drinking water treatment process: the conventional water treatment that is the actual water treatment in Guaraú Water Plant and the pilot scale direct filtration water treatment. The coagulant dosage and sludge production are differences in these process.

The Guaraú Water Plant is supply by the rivers as follow: Jaguarai, Jacareí, Cachoeira, Atibainha and Juqueri. In accord of the Resolution CONAMA 06/86, the specific Brazilian law for water quality, these rivers are classified in Class 2. For this Class draw water is necessary only the simplify water treatment.

The better coagulant dosage was find by jar test in function of pH and turbidity analyses. With these results the coagulant diagram was realized. Through the total solids suspended analyses was quantified the sludge generated in the jar test.

The results from Jar tests were utilized in the pilot scale water treatment direct filtration.

Two pilot sand and coal filters with constant filtration were built. The filter number 01 received water from Guaraú Water Plant decanters and the filter number 02 received the coagulated pilot scale water treatment direct filtration.

The control process parameters were the pressure loss in the filters and effluent turbidity. The sludge in the different treatment technologies.

1. Introdução

A importância da preservação de recursos hídricos no que se relaciona à qualidade e quantidade das águas de mananciais para abastecimento, é de reconhecimento público e amplamente discutido, atualmente em diferentes fóruns, seminários e congressos que estão envolvidos com problemas ambientais.

Um manancial protegido, do ponto de vista sanitário, poderá fornecer águas de melhores características físico-químicas e bacteriológicas. Estes aspectos podem influir diretamente na quantidade de produtos químicos a serem utilizados durante o tipo de tecnologia empregada, custos de operacionalização do sistema, e volume de resíduos produzidos.

Uma Estação de Tratamento de Água - ETA, que utiliza a tecnologia de tratamento convencional, tem como etapas do processo: mistura rápida, floculação, sedimentação, filtração rápida, desinfecção e fluoretação. Durante a potabilização, o sistema que trabalha com esta tecnologia de tratamento, geram efluentes líquidos que podem apresentar resultados de impactos ambientais, quando lançados em descargas, sem qualquer condicionamento prévio. São produzidos dois principais tipos de efluentes líquidos muito problemáticos. Um, oriundo nas descargas dos sedimentadores, e o outro, da água de lavagem dos filtros.

Na utilização da tecnologia de filtração direta descendente, são envolvidas as unidades de mistura rápida, pré-floculação, sistema de filtração rápida por gravidade, desinfecção e fluoretação. O lodo gerado é acumulado apenas nos filtros e eliminado durante o processo de limpeza e lavagem de cada unidade de filtração.

A geração de resíduo no tratamento de água de abastecimento, está diretamente ligada à quantidade de sólidos suspensos e dissolvida na água bruta, caracterizado por análises físico-químicas de turbidez e cor aparente respectivamente, e também, na qualidade e quantidade de produtos químicos adicionados durante o processo. Este lodo constitui-se de uma grande quantidade de água e de material gelatinoso, formado por hidróxidos de alumínio e ou férrico.

No Brasil, a maioria das ETAs existentes, não possuem qualquer tipo de tratamento aos seus efluentes líquidos gerados no tratamento. Algumas vezes, são lançados à jusante da estação, no próprio manancial que a abastece.

Este aspecto, aparentemente paradoxal, deveria e deve ser evitado, pois a ETA possui a finalidade de remover as impurezas contidas na água bruta e não de adicioná-las.

A minimização da geração de lodo, durante o tratamento de água para abastecimento, verificando as tecnologias existentes pode ser positivo neste aspecto. Verificar a qualidade da água bruta que abastece a ETA, e poder utilizar a tecnologia de tratamento de melhor relação de custo x benefício, possibilitando menores dosagens de espécies coagulantes, terá como consequência, menor geração de lodo, além da diminuição direta no custo do tratamento, mantendo a qualidade da água tratada dentro dos padrões de potabilidade.

2. Objetivo

Este estudo objetiva efetuar a comparação de dois tipos distintos de tratamento de água e a qualidade obtida por eles. A tecnologia de tratamento pelo sistema convencional com a filtração direta descendente, utilizando o sulfato de alumínio como reagente coagulante e água bruta do Sistema Cantareira.

Em um primeiro desenvolvimento através de ensaio de jarros, simulando o tratamento convencional e a tecnologia de filtração direta, elaborar um diagrama de coagulação. Com valores de melhor dosagem de sulfato de alumínio em função do valor de pH e menor valor de turbidez, trabalhar em escala piloto de tratamento de água para ambas as tecnologias, efetuando-se as comparações.

Os estudos comparativos verificam a evolução, ao longo do tempo, da perda de carga nos sistemas de filtração, em todas as camadas do leito filtrante, com destaque para a de carvão antracito e areia. Também verificam a qualidade da água efluente produzida pelas unidades filtrantes, determinados pelos parâmetros de turbidez e cor aparente.

Nos ensaios de jarros e em escala piloto, mensurar a quantidade de lodo originado em cada um dos processos de tratamento.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Introdução

A água encontrada na natureza possui uma série de impurezas, que definem suas características físicas, químicas e biológicas, cujos valores podem torná-la imprópria para o consumo, sendo necessário o seu tratamento.

Os padrões de potabilidade são definidos, no Brasil, através de um conjunto de valores máximos permissíveis, das características da água destinada ao consumo humano. Esta legislação é fixada pelo Ministério da Saúde, através da Portaria nº 36/90 (VON SPERLING, 1996).

O tratamento de água bruta, requerido para as águas destinadas ao abastecimento público, dependerá da classificação da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 20/86. Para cada tipo de classe são estabelecidos limites dos parâmetros de qualidade, associados à sua classificação. A Tabela 3.1, relaciona o tipo de tratamento recomendado para as classes de águas estabelecidas na resolução federal (Di BERNARDO 1993). Segundo esse autor, no Brasil, que apesar de apresentar diferenças regionais marcantes, a caracterização das águas destinadas ao consumo humano, poderá ser feita conforme recomendação existente na Resolução do CONAMA 20/86.

Concomitantemente, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, através da NBR-592 - “Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público”, considera quatro tipos diferentes de águas naturais, recomendando para uma delas, diferentes tecnologias de

tratamento. A Tabela 3.2 recomenda o tipo de tratamento de água de acordo com a classificação dos mananciais, segundo a NBR-592 da ABNT.

Tabela 3.1. – Classificação das águas doces e tratamento requerido segundo a Resolução do CONAMA 20/86. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Classificação	Tratamento Requerido
Classe Especial	Desinfecção
Classe 1	Tratamento Simplificado
Classe 2	Tratamento Convencional
Classe 3	Tratamento Convencional

Tabela 3.2. – Tipos de águas naturais e a tecnologia de tratamento recomendada, segundo a NBR-592 da ABNT.

Classificação	Tecnologia de Tratamento
Tipo A	Desinfecção e correção de pH.
Tipo B	Desinfecção e correção de pH e: -decantação simples para água contendo sólidos sedimentáveis, de modo a atender ao padrão de potabilidade; -filtração, precedida ou não de decantação, quando a turbidez e cor aparente forem inferiores a 40 uT e 20 uH respectivamente.
Tipo C	Coagulação, seguida ou não da decantação, filtração rápida, desinfecção e correção de pH.
Tipo D	Tratamento mínimo da água tipo C e tratamento complementar apropriado a cada caso.

3.2. Tecnologias de tratamento de água

A produção de água, de origem de mananciais superficiais, requer o sistema de filtração antes da distribuição para o consumo, pois nesta etapa, são removidos partículas suspensas e microrganismos, de forma que a desinfecção final seja eficiente (CETESB, 1987).

Muitas vezes, a água bruta contém compostos químicos diferenciados que exigem tratamentos específicos. Estas tecnologias, podem envolver a necessidade da adição de produtos químicos que apresentam cátions trivalentes, como Al^{+3} e Fe^{+3} , ou macromoléculas organometálicas. Estes, conhecidos por agentes coagulantes, passarão por reações de hidrólises,

conduzindo a formação de espécies químicas insolúveis e que poderão ser removidas posteriormente, por sedimentação seguido de filtração ou simplesmente por filtração (Di BERNARDO, 1993).

As tecnologias de tratamento de águas de abastecimento voltadas para o consumo público, podem utilizar a coagulação química. As que prescindem desse processo é conhecida como filtração lenta (PYPER e LOGSDON, 1991).

Na Figura 3.1, é esquematizado através de fluxograma, a possibilidade do uso de dois tipos de tecnologias distintas de tratamento de água para consumo humano, ambos com o uso da coagulação química. A adoção da utilização dessas duas tecnologias, ora uma, ora outra, pode ser feita durante a etapa de projeto e construção da estação de tratamento de água (Di BERNARDO, 1993). No fluxograma, onde se tem a água passando por todas as fases do tratamento, isto é, coagulação química na etapa de mistura rápida, floculação, decantação e filtração, é a tecnologia de tratamento de água convencional. Caso ocorra desvio das águas da unidade de floculação, ou mesmo da mistura rápida para os filtros, tem-se o processo tecnológico de filtração direta.

A escolha do tipo de tecnologia a ser adotada e implantada para a potabilização de água, dependerá das características químicas, físico-químicas e biológicas iniciais da água bruta (Di BERNARDO, 1993). Para cada tipo de tecnologia tem-se parâmetro de projetos diferente.

3.3. Qualidade das águas de superfícies

As águas superficiais contêm sólidos suspensos e dissolvidos, assim como na forma coloidal que podem ser avaliados pelos parâmetros de turbidez, cor aparente ou verdadeira, carbono orgânico total, entre outros (BRANCO, 1978). A maioria destas partículas apresenta cargas elétricas negativas em suas superfícies, repelindo-se umas as outras, mantendo-se em suspensão estável por um longo período de tempo (MENDES, 1989).

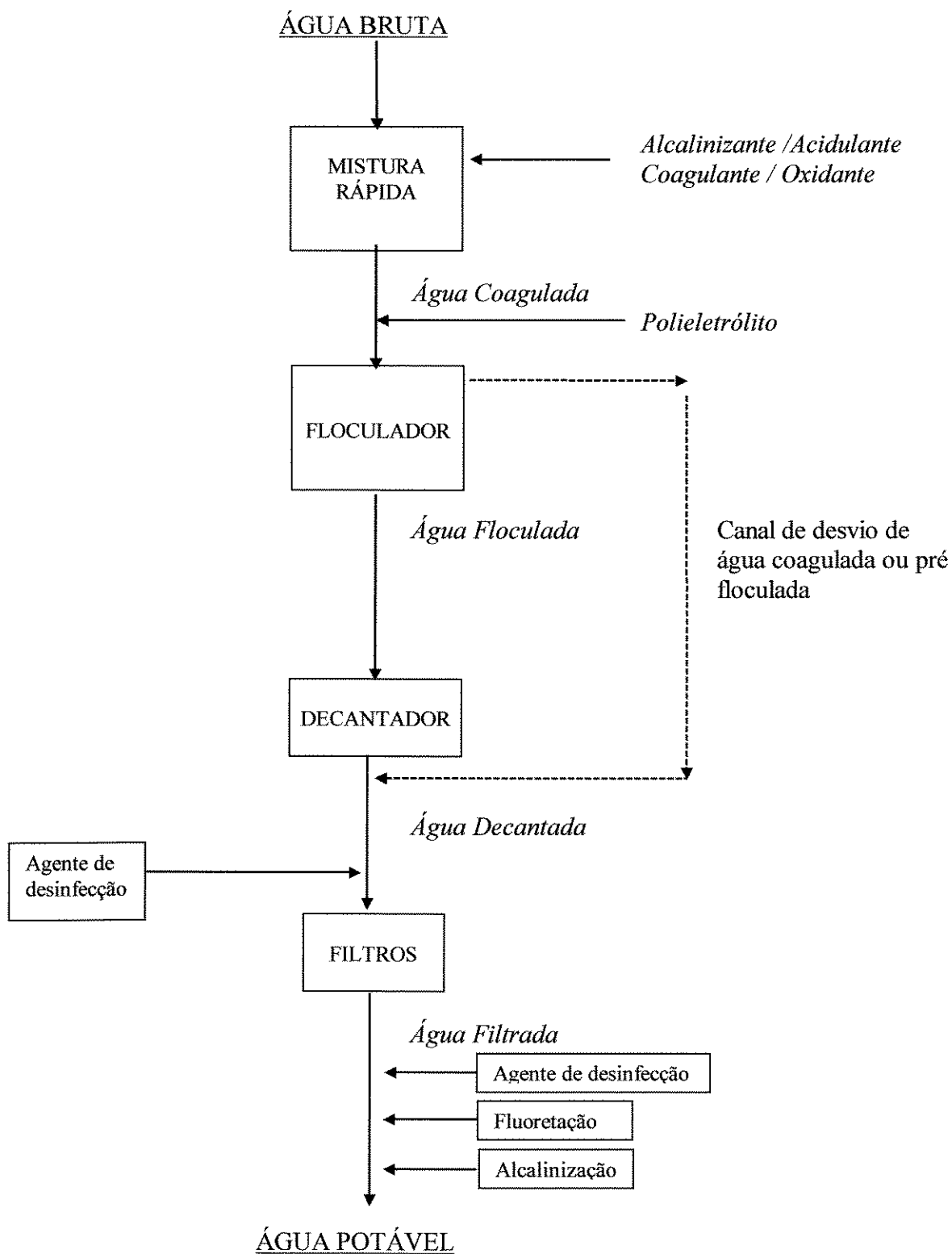


Figura 3.1 - Fluxograma mostrando os processos de tratamento de água de abastecimento com uso da tecnologia convencional e por filtração direta, bem como os pontos de aplicação de dosagens de produtos químicos.

3.3.1. Partículas causadoras de turbidez

Há vários tipos de dispersões coloidais, porém, a que apresenta maior interesse no tratamento de água é aquela em que se tem uma fase sólida dispersa em uma fase líquida, e particularmente, a fase dispersante é a água (SAWYER e McCARTY, 1978).

A turbidez da água, uma medida indireta da presença de sólidos, é devida à dispersão dos raios luminosos, causada por materiais em suspensão, quando atravessam o meio aquoso (BRANCO, 1978). A maioria das águas turvas de superfície é constituída por suspensões coloidais de partículas de argila carregadas pelo escoamento superficial, de águas de precipitação pluvial, sobre os solos em geral. Estas, como representado na Figura 3.2, são partículas responsáveis por esse fenômeno (Di BERNARDO, 1993).

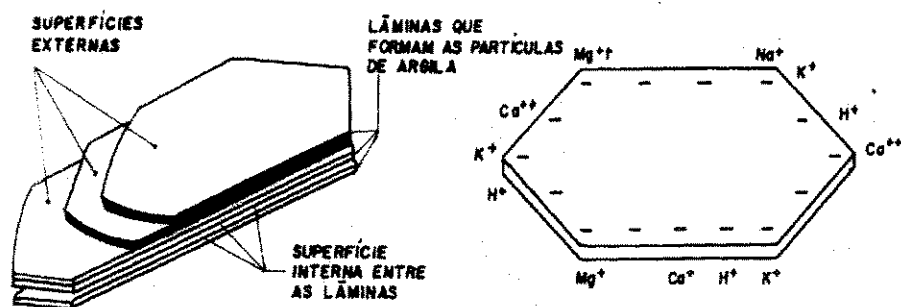


Figura 3.2 – Representação esquemática de uma partícula de argila. Fonte: Di BERNARDO, 1993

As argilas são constituídas essencialmente por micro partículas cristalinas minerais conhecidas como argilominerais. Quimicamente, os argilominerais são silicatos hidratados de alumínio e ferro, contendo também, certo teores de elementos alcalinos e alcalinos terrosos. Além destes, as argilas podem conter outros materiais, como matéria orgânica, partículas de quartzo, mica, entre outros (Di BERNARDO, 1993).

Uma partícula de argila pode obter carga superficial através de duas maneiras distintas. A primeira delas seria consequência da substituição de cátions de valência elevada, como exemplo

Si^{+4} e Al^{+3} , na estrutura cristalina, por cátions de menor valência como Mg^{+2} , Zn^{+2} , Na^+ , Li^+ entre outros. A segunda seria consequência da adsorção seletiva de certos íons do meio, em sítios específicos da superfície da partícula. Esses sítios seriam originados pela ocorrência de forças residuais de valência positiva provocadas por clivagem dos átomos “internos” da estrutura cristalina e também de átomos localizados na superfície da estrutura (VAN OLPHEN, 1977).

O tamanho das partículas tem papel muito importante na velocidade de sedimentação. Uma partícula de sílica de 1 μg sedimenta com velocidade da ordem de 4 mm por hora, o que inviabiliza, em termos práticos, sua remoção da água através de edimentação simples (CETESB, 1987). Os colóides variam de 1 à 100 nm, conforme disposto na Figura 3.3 (SAWYER e Mc CARTY, 1978).

Macromoléculas Orgânicas e Colóides		Partículas
<i>Vírus</i>		<i>Bactérias e Fungos</i>
> 1 nm	< 100 nm	>100 nm

Figura 3.3 – Classificação de partículas de acordo com o seu tamanho.

Fonte: adaptado de SAWYER e Mc CARTY, 1978.

Em relação ao comprimento de onda da luz, as partículas coloidais são suficientemente grandes para dispersar os raios luminosos. Esta propriedade permite que se obtenha informações, sobre o tamanho das partículas bem como a medida do valor de turbidez (SAWYER e McCARTY, 1978).

Os colóides podem ou não adsorver moléculas de água em suas superfícies. Colóides hidrófobos, ou em suspensão, repelem moléculas de água. Colóides hidrófilos apresentam afinidade pela água, por tanto, são solúveis (Di BERNARDO, 1993).

3.3.2. Substâncias causadoras de cor

As partículas, presentes nas águas, e que possuem a propriedade de absorver ou refletir seletivamente a luz que incide sobre elas, dão origem à cor aparente da água (BRANCO, 1978).

Esta, é causada pela presença simultânea de ácidos húmicos e sólidos coloidais em suspensão, enquanto que a cor verdadeira é decorrente apenas de compostos dissolvidos na água (EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985).

Os mananciais superficiais e mesmo subterrâneos apresentam águas com características de cor variando a tonalidade de amarelo até o marrom. Essa cor é provocada, em grande número de casos, pela presença de compostos orgânicos de origem vegetal, decomposto pela atividade de microrganismos em meio aquático ou terrestre. São macromoléculas com caráter aromático e polieletrólitos carregados negativamente, que formam dispersões coloidais em água (TOLEDO, 1972). Tais compostos orgânicos, normalmente são denominados de substâncias húmicas e fúlvicas (MENDES, 1989). A cor é dependente de vários outros fatores, que afetam a solubilidade e a estabilidade das frações dissolvidas e partículas de carbono orgânico, tais como a temperatura, exposição à luz, grau de oxidação, valor do pH, entre outros (EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985). A Figura 3.4, faz uma representação da estrutura hipotética, das moléculas do ácido húmico e ácido fúlvico (CARDOSO e TSAI, 1992).

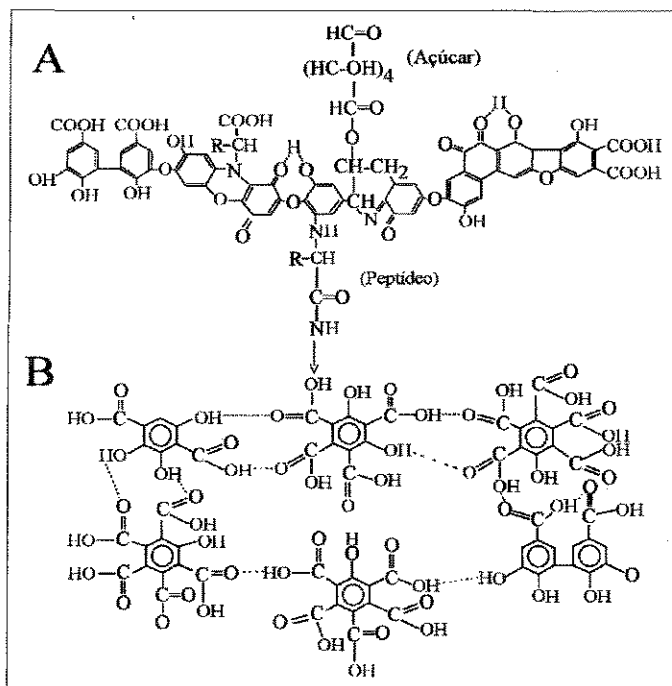


Figura 3.4 – Representação esquemática da molécula do ácido húmico (A) e fúlvico (B).
Fonte: CARDOSO e TSAI, 1992

Nos trabalhos de BLACK e WILLEMS (1961), JAMES e O'MELIA (1982), DEMPSEY *et al* (1984), WEBER Jr. e JODELLAH (1985), EDWARDS e AMIRTHARAJAH (1985), DI BERNARDO (1991), MENDES (1989) e RIBEIRO (1998) são feitas referências a vários problemas associados à presença de substâncias húmicas na água afluenta à estação, que vão desde aspectos estéticos provocando coloração da água, até a possibilidade de formação de compostos cancerígenos devido a cloração da mesma.

3.4. Coagulação e Floculação

Nas tecnologias de tratamento de água para abastecimento que apresentam as etapas de coagulação química e floculação, estas constituem a parte mais delicada da operação, pois uma imprecisão tecnológica, pode acarretar grandes prejuízos na qualidade final da mesma (CAMPOS e POVINELLI, 1980). Também por consequência, acaba prejudicando o desempenho de todas as etapas seguintes do tratamento, qualquer que seja a tecnologia utilizada (Di BERNARDO, 1993).

A finalidade da coagulação e floculação em tratamento de água, é transformar impurezas que se encontram em suspensão, estado coloidal ou em solução como as substâncias húmicas, bactérias, protozoários, plancton, entre outras, em partículas maiores, denominadas flocos (CAMPOS e POVINELLI, 1980). Tais impurezas, apresentam cargas nucleares de origens negativas, impedindo que as mesmas aproximem-se uma das outras, permanecendo no meio, se suas características não forem alteradas. Esta modificação pode ser dada através da adição de produtos químicos, denominado de coagulantes, ou na ausência destes, com filtros lentos, através da remoção com filme biológico formado, denominado “schmutzdecke” (Di BERNARDO, 1993).

A coagulação é o processo que supera a barreira repulsiva de cargas negativas e permite a agregação das partículas. Esta junção de partículas, é o resultado de dois fenômenos. O fenômeno químico é o primeiro a ocorrer e consiste nas reações de hidrólise da espécie coagulante com a água, originando diversos tipos de cátions metálicos. Esta reação é função do valor de pH da mistura e da concentração do sal metálico adicionado (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990). O

segundo fenômeno, o físico, é verificado através dos encontros das partículas, isto é, no transporte das espécies hidrolizadas (Di BERNARDO, 1993).

A matéria orgânica natural é uma mistura heterogênea de compostos orgânicos de diferentes valores de massas moleculares, incluindo substâncias húmicas e não-húmicas. A coagulação química remove preferencialmente as substâncias húmicas (KRASNER e AMY, 1995).

A otimização do pH de coagulação e da dosagem de coagulante foi objeto de uma pesquisa realizada por EDZWALD e WINGLER, 1990, no qual testaram a utilização de coagulante a base de alumínio para duas faixas de pH, onde foi observada predominância de mecanismos de coagulação distintos. Os autores concluíram que quando se trabalha com o mecanismo de varredura, necessita-se de dosagens mais elevadas do que quando se tem o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Estas conclusões são apresentadas em diversas pesquisas, podendo citar: MALLEY e EDZWALD, 1991; GEHR *et al.*, 1993; REALI e GIANOTTI, 1993; REALI e CAMPOS, 1995; VLASKI *et al.*, 1996, entre outros.

A coagulação depende fundamentalmente das características da água, que são monitoradas através de análises de pH, alcalinidade, cor aparente e verdadeira, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética e sólidos totais (Di BERNARDO, 1993).

Na maioria das instalações de tratamento de água em operação, as unidades onde ocorrem os fenômenos de coagulação e floculação precedem o sistema de decantação. Quando a água bruta possuir valor de cor verdadeira menor que 20 uH e turbidez menor que 50 uT e com temperatura acima de 15°C, a água floculada pode ser enviada diretamente aos filtros, dispensando-se a unidade de decantação (CAMPOS e POVINELLI, 1980). Por outro lado, água que possui valor de cor aparente e turbidez maiores que os citados, requerem o tratamento completo, também designado como convencional (Di BERNARDO, 1993).

3.5. Mecanismos de Coagulação

O potencial eletrostático que as partículas coloidais adquirem por adsorção de cargas elétricas da fase dispersante é consequência de suas propriedades eletrocinéticas. Esse potencial, acarreta aos colóides, a capacidade de se moverem sob a ação de um campo elétrico. O ponto de partida para o conhecimento de tal comportamento é o estudo do potencial Zeta. Se, em uma dispersão coloidal, é aplicada uma diferença de potencial através de eletrodos mergulhados nesta solução, observa-se que as partículas movem-se em direção ao cátodo ou ânodo, da câmara que contém os eletrodos. Este fenômeno é denominado, eletroforese (CASTELLAN, 1986).

Na Figura 3.5, observa-se que devido a superfície da partícula coloidal ser negativa, há um acúmulo de íons positivos na região da interface sólido – líquido, formando juntamente com a carga negativa da partícula, a camada compacta. O resultado do acúmulo de íons positivos e negativos sob a compacta é denominado de camada difusa (Di BERNARDO, 1993). Na interface entre essas duas camadas é onde ocorre o cisalhamento de uma partícula se movimentando em um líquido. A mobilidade eletroforética das partículas é capaz de medir o potencial elétrico no plano de Stern, denominado Potencial Zeta. Este valor é de grande utilidade para se avaliar a energia de repulsão entre as partículas, uma vez que as medidas precisas do potencial elétrico na superfície da mesma, não são possíveis (CASTELLAN, 1986).

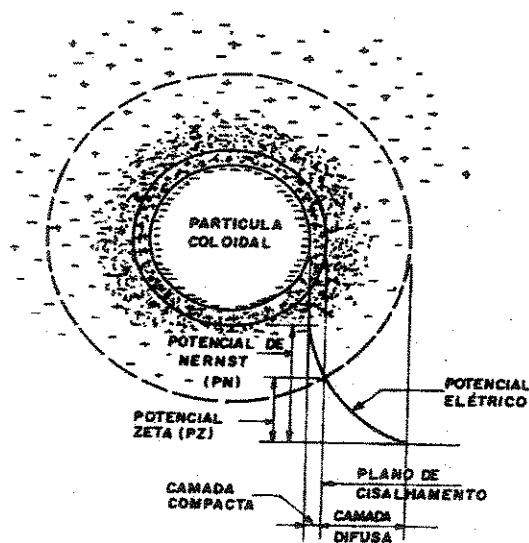


Figura 3.5 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica. Fonte: Di BERNARDO, 1993

O potencial elétrico criado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da sua superfície, onde é máximo, é denominado Potencial de Nernst. Segundo ATKINS, 1986, existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), no qual o potencial elétrico decresce linearmente. Em seguida, a diminuição é exponencial passando pela fronteira entre a camada compacta e difusa (LYKLEMA, 1978).

A Figura 3.6, mostra a relação de energias repulsivas e de interação que ocorrem na superfície da partícula quando da sua aproximação de uma outra. Dois colóides semelhantes se aproximam um do outro, ocorre interação entre as camadas difusas fazendo com que haja repulsão devida à força eletrostática entre eles. A energia potencial de repulsão diminui com a distância a partir da superfície do colóide (Di BERNARDO, 1993).

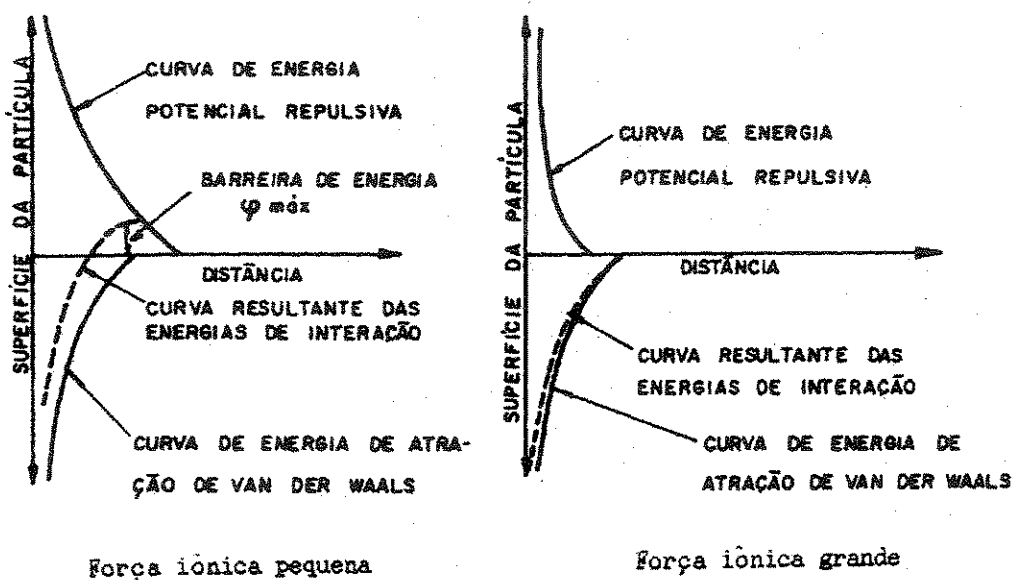


Figura 3.6 – Interação entre duas partículas coloidais semelhantes. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Existem forças atrativas entre as partículas, denominadas de Forças de Van der Waals. Tais forças, que foram primeiramente descritas por London, são atribuídas às flutuações de cargas nos átomos e resultam de interações entre dipolos permanentes ou induzidos nos átomos interatuantes dos colóides e da água (Di BERNARDO, 1993).

A resultante das forças de atração e de repulsão sofre variações significativas, em função da presença de íons no meio. Verifica-se que, a partir de uma certa distância em direção à partícula carregada, a resultante passa a ser uma força de atração, em consequência da predominância da força de Van Der Waals (CAMPOS e POVINELLI, 1980).

As partículas dispersas que apresentam potencial Zeta da ordem de -30 mV (ou maior, negativamente) têm estabilidade crescente com o valor do potencial; porém, nota-se tendência de aglomeração à medida que o potencial Zeta atinge valor de -10 mV. Os melhores resultados são conseguidos quando potencial Zeta se aproxima de zero. Portanto, coagular significa reduzir o potencial Zeta a valores que permitam a posterior aglomeração de partículas possibilitando a produção de flocos, através da floculação (CAMPOS e POVINELLI, 1980).

Partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral, apresentam-se com carga negativa na água, impedindo a aproximação das mesmas. Por isso, faz-se necessário alterar a força iônica do meio e, em tratamento de água, isto é feito, principalmente, pela adição de sais de alumínio ou de ferro ou de polímeros sintéticos, caracterizando o fenômeno da coagulação (Di BERNARDO, 1993).

Sob determinadas condições como pH, temperatura, concentração de alumínio, entre outros, da solução do coagulante a base alumínio, os produtos da hidrólise deste, têm cargas diferentes e são adsorvidos com maior facilidade que o íon metálico não hidrolisado (MENDES, 1989).

Considerando-se que a hidrólise, polimerização e reações dos coagulantes na água dão-se em tempo muito pequeno, é necessário que a aplicação desses produtos se faça em pontos de valores de gradientes relativamente elevados e que a mistura ocorra em um intervalo de tempo bastante reduzido (CAMPOS e POVINELLI, 1980).

Segundo Di BERNARDO, 1993, atualmente considera-se a coagulação como o resultado da ação de quatro mecanismos distintos:

- **Compressão da camada difusa;**

A introdução de um eletrólito num sistema coloidal irá causar um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuir a esfera de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por Compressão da Camada Difusa.

Segundo SAWYER e Mc CARTY (1978), a carga primária pode ser resultante de radicais carregados na superfície da partícula coloidal ou podem ser adquiridas por adsorção de um íon do meio circunvizinho.

Concentrações elevadas de íons positivos e negativos (força iônica grande) na água acarreta um acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente

neutra, necessariamente, tem seu volume reduzido (diminuição da espessura), de tal modo, que as forças de Van Der Waals sejam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática (Di BERNARDO, 1993).

- **Adsorção e neutralização;**

A ação do mecanismo de desestabilização de uma dispersão coloidal indica que além da compressão da camada difusa, poderão ocorrer outros fenômenos. No caso de espécies hidrolisadas de alumínio e de ferro, é comum a adsorção específica, causada pela interação coagulante – colóide.

O mecanismo de adsorção - neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado através da tecnologia de filtração direta, pois não há necessidade da produção de flocos para posterior sedimentação mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio filtrante (Di BERNARDO, 1993).

- **Varredura;**

Dependendo da quantidade adicionada do sal coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados do tipo Al(OH)_3 ou Fe(OH)_3 . As partículas coloidais são envolvidas por precipitados e, como este mecanismo não depende da neutralização da carga dos colóides, a condição ótima da coagulação pode não corresponder àquela em que é mínimo o potencial Zeta (Di BERNARDO, 1993).

AMIRTHARAJAH (1982), afirma que se é suficiente a quantidade de coagulante adicionada à uma dispersão coloidal em água, ocorre uma rápida e em grande quantidade a precipitação dos hidróxido formados, agregando-os na varredura dos flocos. Este efeito é variado em função do valor de pH de coagulação.

O mecanismo da varredura é intensivamente utilizado nas estações de tratamento em que se tem a floculação e sedimentação antecedendo a filtração, isto é, tecnologia de tratamento convencional, pois os flocos resultantes são de maior tamanho e apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas se comparados aos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção - neutralização (Di BERNARDO, 1993).

- **Adsorção e formação de ponte.**

Existe uma variedade significativa de compostos orgânicos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que gozam da propriedade de apresentar sítios ionizáveis ao longo da cadeia e de atuar como coagulantes. Os polímeros, de acordo com o tipo de carga, podem ser classificados como:

- i. Catiônico – apresenta sítios ionizáveis positivos;
- ii. Aniônico – apresenta sítios ionizáveis negativos;
- iii. Não iônico – não apresenta sítios ionizáveis ;
- iv. Anfótero – apresenta sítios ionizáveis negativos e positivos (Di BERNARDO, 1993).

3.6. Coagulação com sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

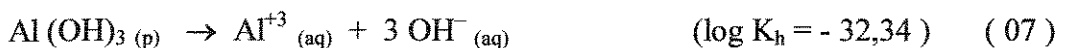
A coagulação com sais de alumínio ocorre predominantemente por dois mecanismos: por adsorção das espécies solúveis de hidrólise no colóide e sua desestabilização, ou por coagulação no mecanismo de varredura, em que as partículas coloidais são envolvidas e arrastadas pelo hidróxido de alumínio que precipita. No primeiro caso, as reações que precedem a coagulação são extremamente rápidas, em um intervalo de tempo menor que 1 segundo, enquanto que no segundo caso, a formação do hidróxido de alumínio pode variar entre 1 e 7 segundos (CAMPOS e POVINELLI, 1980).

3.6.1. Solubilidade do alumínio

Existem algumas dúvidas sobre a química aquosa do alumínio devido às numerosas formações hidrolisadas intermediárias desse elemento, antecedentes à precipitação do hidróxido de alumínio, $\text{Al}(\text{OH})_3$. Entretanto, AMIRTHARAJAH e MILLS (1982), elucidaram a formação das espécies hidrolisadas do alumínio e suas interações com os colóides através dos mecanismos de coagulação e reestabilização das cargas.

Quando sais de alumínio são dissolvidos na água, o íon metálico hidrata-se, coordenando seis moléculas de água, formando um íon aquametálico, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{+3}$. Este íon, pode então reagir novamente e formar várias outras espécies hidrolisadas (AMIRTHARAJAH e MILLS, 1982).

Segundo Di BERNARDO (1993), possíveis equações de equilíbrio na formação de algumas espécies hidrolisadas e suas respectivas constantes de equilíbrio para o alumínio são apresentadas a seguir. Por simplicidade o íon H_3O^+ será representado apenas por H^+ e o íon $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{+3}$ por Al^{+3} :



3.6.2. Diagrama de solubilidade dos sais de alumínio

Com a utilização das espécies hidrolisadas do sulfato de alumínio e as respectivas constantes de equilíbrio, como representado nas equações de 01 à 07, tem-se na Figura 3.7, a representação do diagrama de solubilidade dos compostos de alumínio, em função da sua concentração molar e pH (Di BERNARDO, 1993).

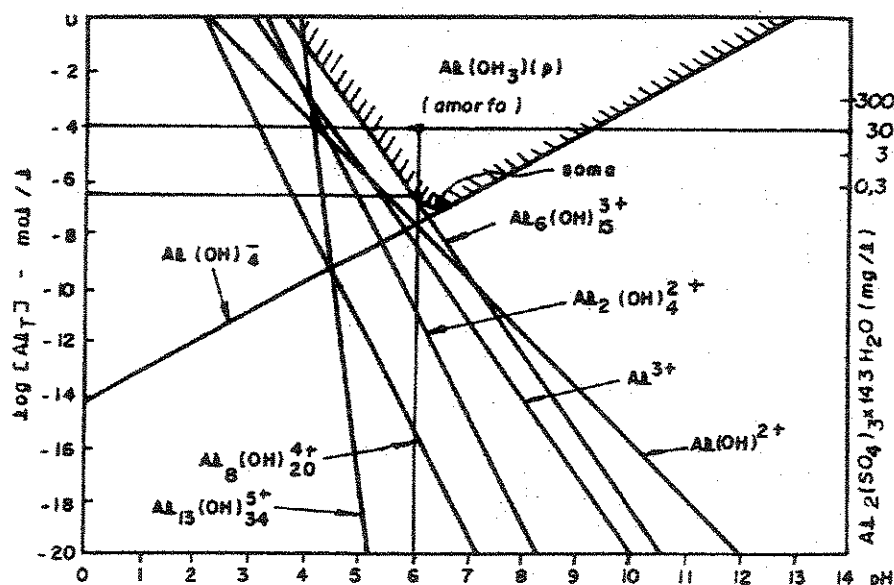


Figura 3.7 – Diagrama de solubilidade do alumínio em função da concentração molar do alumínio (temperatura de 25°C). Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Na prática, afirma Di BERNARDO (1993), o sulfato de alumínio possui, além de algumas impurezas, água de hidratação, entre 14 a 18 moléculas de água, sendo que este valor de água de hidratação deverá ser obtido junto ao fornecedor do produto, pois assim, ter-se á a correspondência correta entre a sua concentração e o pAl.

Segundo o mesmo autor, a concentração de sulfato de alumínio e o valor de pH na solução estoque, como ilustrado na Figura 3.8, influem nas espécies que irão predominar. Este

fato, segundo o autor, influenciará nos resultados obtidos nos ensaios de jarros, onde tem-se a preparação de solução estoque à 10 mg/mL e também pode influir na eficiência da coagulação, dependendo da tecnologia de tratamento a ser adotada.

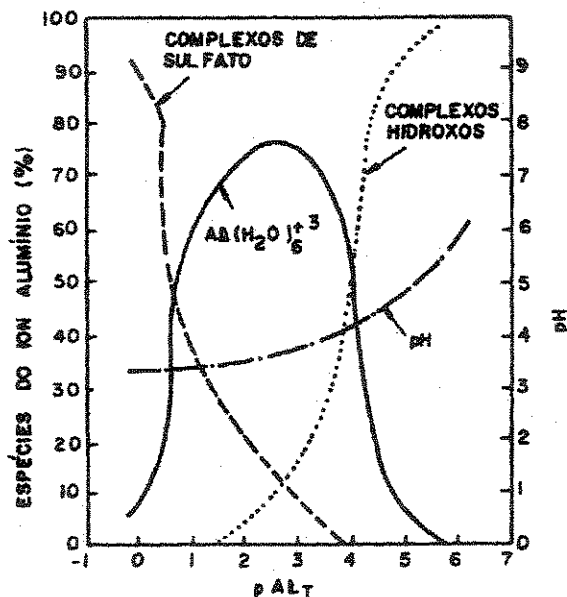


Figura 3.8 – Espécies de alumínio em solução estoque. Fonte: Di BERNARDO, 1993

3.6.3. Remoção de turbidez

AMIRTHARAJAH e MILLS (1982) desenvolveram o diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial Zeta. A obtenção deste diagrama deu-se a partir do diagrama de solubilidade do alumínio e das condições da coagulação (dosagem de coagulante x pH da mistura) no tratamento de diferentes tipos de águas naturais e sintéticas, com turbidez relativamente alta se comparada à cor verdadeira. (Di BERNARDO, 1993)

Di BERNARDO (1993), afirma a existência das cinco regiões distintas no diagrama obtido por AMIRTHARAJAH e MILLS (1982), e ilustrado na figura 3.9. Cada região, distingue os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais.

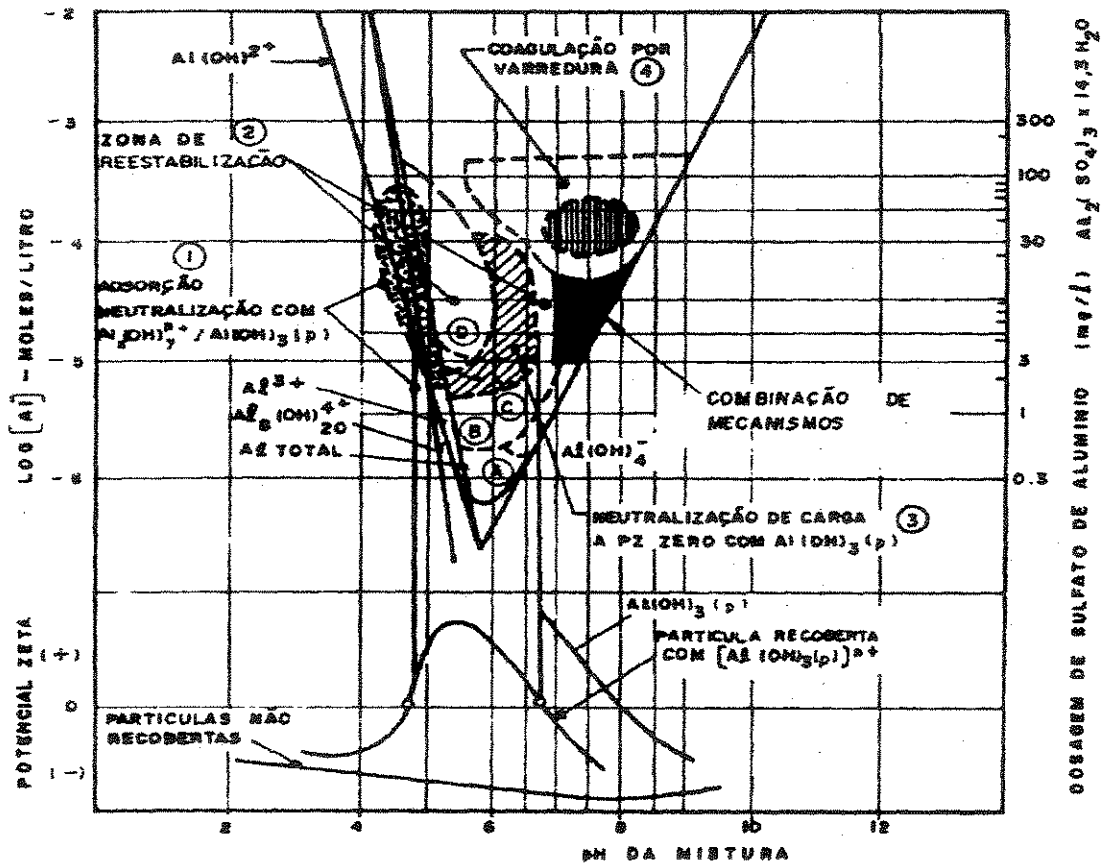


Figura 3.9 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com potencial Zeta. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Para AMIRTHARAJAH e MILLS (1982) e Di BERNARDO (1993) as regiões formadas neste diagrama, distinguem-se em:

Região 1: Ocorre a neutralização de carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas, com cargas positivas de alumínio, que são adsorvidas nas superfícies dos colóides. Da interação entre tais espécies do coagulante, positivas, e os colóides, negativos, resulta uma curva em que o potencial Zeta, inicialmente negativo, se aproxima de zero, num valor de pH da ordem de 4,8, caracterizando o ponto isoeletrico (PIZ) dos colóides recobertos com espécies do coagulante.

Região 2: Com a elevação do pH, maior que 4,8, o potencial Zeta, inverte a carga que o originou, tornando-se positivo e portanto os colóides também tornam-se positivos, caracterizando o fenômeno da reestabilização.

Região 3: Considerando-se uma dosagem do coagulante igual a 10 mg/L, nota-se que a partir do valor de pH 4,8, a curva de potencial resultante da interação entre as espécies hidrolisadas positivas de alumínio e as partículas coloidais, atingem um valor onde o potencial Zeta é máximo, tendo a reestabilização.

Com o aumento do pH, o potencial Zeta com valor nulo é novamente atingido. Neste mecanismo, os hidroxocomplexos, os cátions hidratados, e os precipitados carregados positivamente serão adsorvidos na superfície dos colóides. Este mecanismo reduz a repulsão entre as partículas, possibilitando sua coagulação, floculação e remoção por sedimentação ou flotação ou ainda filtração. Para dosagens do coagulante compreendidas entre 3 e cerca de 30 mg/L, existe uma região conhecida por “corona” na qual o mecanismo de coagulação é devido à neutralização de cargas pelo hidróxido de alumínio positivo. Essa região é considerada ideal para a coagulação quando tem-se a utilização da tecnologia de filtração direta.

Região 4: Geralmente, para valores de pH no intervalo de 6 a 8, com dosagens do coagulante superiores a um valor próximo de 30 mg/L, tem-se a ocorrência na formação excessiva dos precipitados de hidróxido de alumínio, de forma que as partículas coloidais são aprisionadas nos mesmos, caracterizando o mecanismo de varredura. Esta região, delimitada no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, pelos valores de dosagem do coagulante e o pH de coagulação, é relativamente ampla.

No mecanismo de varredura, as concentrações de coagulante são elevadas, de modo que o valor do produto de solubilidade dos hidróxidos produzidos é ultrapassado. A precipitação floculenta destes hidróxidos removerá por captura os colóides presentes no meio, e estes, servirão como sementes para a formação de novos precipitados.

Trabalhando-se na região de varredura do diagrama de coagulação obtido por AMIRTHARAJAH e MILLS (1982) tem-se a simulação da tecnologia de tratamento de água do tipo convencional, pois os flocos obtidos são facilmente removidos nos decantadores.

Região 5: É a região onde se observa a combinação dos mecanismos de neutralização de cargas e varredura.

3.6.4. Remoção de cor

A coagulação com sulfato de alumínio é o processo padrão na maioria das estações de tratamento de água do tipo convencional, utilizado para a remoção de colóides suspensos, e também é um eficiente método para remoção de cor (EDWARDS, 1985).

Os parâmetros que afetam a coagulação de substâncias húmicas, utilizando o sulfato de alumínio, dependem, principalmente, da concentração inicial das substâncias húmicas presentes na água bruta, da dosagem de coagulante e do pH de coagulação (EDWARDS, 1985 e MENDES, 1989).

A coagulação do ácido húmico parece ser possível através de dois principais mecanismos, dependendo das condições do pH. Na faixa de valores de pH entre 5,75 - 7,50 e dosagens acima de 30 mg/L, onde é favorável a formação do precipitado de alumínio na forma de seu hidróxido $\text{Al}(\text{OH})_3$, a remoção do ácido húmico ocorre devido à sua aderência ao precipitado do $\text{Al}(\text{OH})_3$, verificando-se o efeito da coagulação por varredura. Quando a faixa do pH varia entre 4,00 e 4,75 e a dosagem do coagulante entre 15 a 80 mg/L, a precipitação do ácido húmico ocorre pelo mecanismo de neutralização de cargas devido às espécies solúveis e início da formação de precipitado de compostos hidrolisados do alumínio (EDWARDS, 1985).

A faixa de valores, dosagem de coagulante x pH final, que produz resultados satisfatórios, é bem mais estreita para o mecanismo de adsorção de cargas, em comparação com o da varredura (EDWARDS, 1985).

Sempre é possível obter bons resultados na remoção da cor, levando-se em consideração que maiores quantidades de coagulante são necessárias com o aumento da concentração dessas substâncias (EDWARDS, 1985).

A presença de baixa turbidez, na ordem de 27 a 30 uT, provoca pouca diferença na eficiência de remoção da cor. Segundo EDWARDS (1985), apenas em águas com cor abaixo de 100 uH resultam uma economia na quantidade de coagulante. Em concentrações maiores de substâncias húmicas verificou-se a necessidade de um pequeno aumento na quantidade de coagulante para remoção da cor e turbidez, em relação à remoção da cor na ausência de turbidez.

3.6.5. Remoção de algas

A proliferação acentuada de algas em mananciais, devido a crescente utilização de fertilizantes e a descarga de efluentes domésticos, ambos responsáveis por serem fontes de fósforo e nitrogênio nos corpos de água, podem levar a enorme sobrecarga destas nos sistemas de tratamento de águas para abastecimento. Além dos impactos operacionais, a presença de algas na água de abastecimento pode desencadear outros problemas, como: sabor e odor, aumento dos residuais de coagulante, formação de trihalometanos e toxinas, além de corrosão das tubulações adutoras (RIVELLINO, 1999).

O processo de tratamento convencional geralmente apresenta reduzido potencial de remoção de algas, devido principalmente à ineficiência da etapa de decantação, quando da presença destas (RIVELLINO, 1999).

A eficiência de remoção de algas por diversos processos de tratamento é discutida por JANSSENS e BUEKENS (1993). A partir dos resultados, pode-se observar que, para uma faixa abrangente de concentração de algas, o teor de turbidez presente na água é o fator condicionante para definição do processo mais adequado. Assim, para valores de turbidez menores que 10 uT e clorofila- α variando de 2 a 25 $\mu\text{g/L}$, os autores aconselham o emprego de filtração direta ou de flotação por ar dissolvido, seguida de filtração. Por outro lado, se uma água possui uma mistura de partículas inorgânicas e algas, o processo de sedimentação pode tornar-se tanto mais eficiente, quanto maior for o teor de turbidez (maior que 100 uT).

Resultados obtidos por vários pesquisadores, LACERDA *et al.*(1994); COSTA *et al.*(1995); BRANDÃO *et al.*(1996), em experimentos em escala de bancada, mostram que, para águas de baixa turbidez e presença significativa de algas (acima de 500 upa), é possível se obter elevadas remoções de algas, com o uso da filtração direta, desde que se garanta a eficiência da etapa de coagulação e de pré floculação.

3.7. Floculação

A floculação é a operação unitária a qual se tem a formação dos flocos a partir da partícula coloidal estabilizada pela ação do coagulante, e que devem ser removidos por sedimentação ou, em estações de filtração direta, nos próprios interstícios do leito filtrante dos filtros (COSTA, 1995).

A operação se sucede a partir da conjunção de dois principais mecanismos de transporte das partículas. Estes, podem ocorrer devidos: ao movimento Browniano, também chamado de floculação pericinética e decorrentes da aplicação de energia externa à massa líquida denominada floculação ortocinética. Esta última, é a de maior interesse para esta etapa (ASCE, 1998).

Segundo Di BERNARDO (1993), para se conseguir resultados satisfatórios na floculação, deve-se fornecer energia suficiente para promover a formação de flocos compactos, assim como

não se utilizar valores altos de gradientes de velocidade, pois as forças de cisalhamento poderão causar a ruptura de flocos já formados ou em formação. Por esse motivo é conveniente o emprego de valores de gradientes mais baixos que o necessário para a coagulação química.

É conveniente que a floculação seja escalonada com valores decrescentes de gradiente de velocidade permitindo melhores condições para a formação de flocos. A compartimentação na câmara de floculação contribui para aumentar o rendimento do processo (Di BERNARDO, 1993).

A introdução de energia para garantir os gradientes de velocidade necessários, na etapa de floculação, pode ser dada através da movimentação da água com mudanças dos fluxos de direção provocadas pela colocação de chicanas, ocorrendo a floculação tipo hidráulica. Essa introdução de energia, também pode ser dada, através de agitadores, que podem possuir formatos diferenciados, cuja função é a de promover a floculação mecânica (CETESB, 1987).

3.8. Decantação

A decantação ou sedimentação é o fenômeno físico em que as partículas suspensas apresentam movimento descendente em meio líquido de menor massa específica, devido o efeito da gravidade. As etapas de coagulação e floculação são de fundamental importância para a melhor remoção. A velocidade das partículas no decantador, evidenciada pela taxa de escoamento superficial também deve de ser considerada para melhorar a remoção (CETESB, 1987).

A operação unitária de sedimentação, é onde se tem a grande acumulação do lodo gerado no tratamento. A retirada deste, poderá ser efetuada por descargas manuais ou por processos mecanizados e periódicos (Di BERNARDO, 1993).

3.9.Filtração

Segundo Di BERNARDO (1993), a filtração em uma estação de tratamento de água é o último processo unitário de separação de partículas suspensas da água. É responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade, estabelecido pela Portaria 36/90. Segundo o mesmo autor, as formulações matemáticas dos mecanismos responsáveis pela retenção de partículas no meio filtrante têm sido aplicados com pouco sucesso na previsão do comportamento da filtração. Sendo assim, faz-se necessário a combinação da teoria, com resultados de pesquisas em escala piloto para o projeto e operação dos filtros de uma estação de tratamento.

3.9.1. Mecanismos da filtração

O filtro de uma estação de tratamento de água não possui somente a propriedade física de coar a água, isto é, reter as partículas que excedem as dimensões dos poros do meio filtrante. A filtração constitui no resultado de dois mecanismos distintos, porém complementares: de transporte e de aderência. As partículas aproximam-se das superfícies dos grãos e, posteriormente, devem permanecer aderidas a eles de modo a resistir às forças de cisalhamento resultantes das condições hidrodinâmicas do escoamento ao longo do meio filtrante (Di BENARDO, 1993).

No mecanismo de transporte as partículas com velocidade de aproximação (V_{oo}) atuam no meio filtrante (IVES, 1974). A retenção, poderá ocorrer através do impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão ou da ação hidrodinâmica da partícula com os grãos do material filtrante, ilustrado esquematicamente na Figura 3.10 onde as linhas de corrente mostram a trajetória de uma partícula suspensa até ser removida.

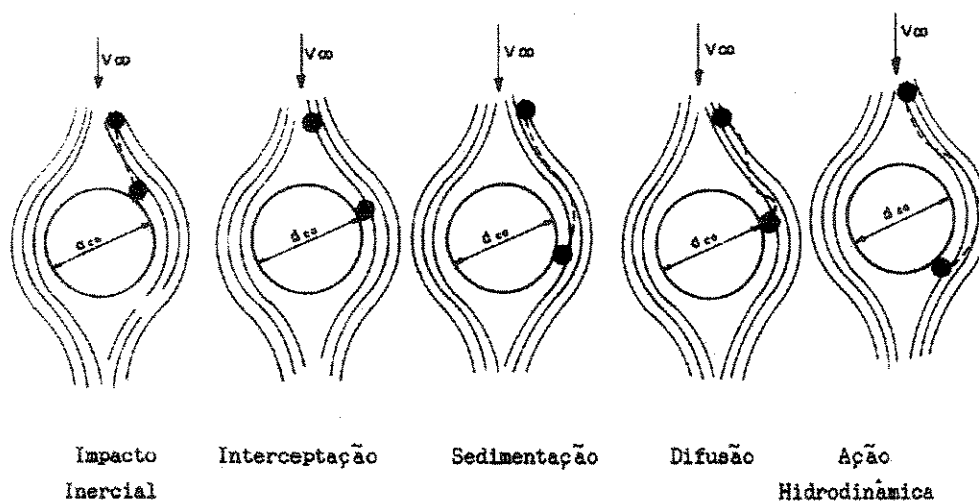


Figura 3.10 – Mecanismos de transporte na filtração com ação de profundidade.
Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Outro mecanismo é o de aderência. A Figura 3.11, ilustra este mecanismo através da interação das ligações das partículas com a superfície dos grãos do meio filtrante. Sua eficiência de retenção está diretamente relacionada com as propriedades físicas e químicas destas áreas superficiais (Di BERNARDO, 1993).

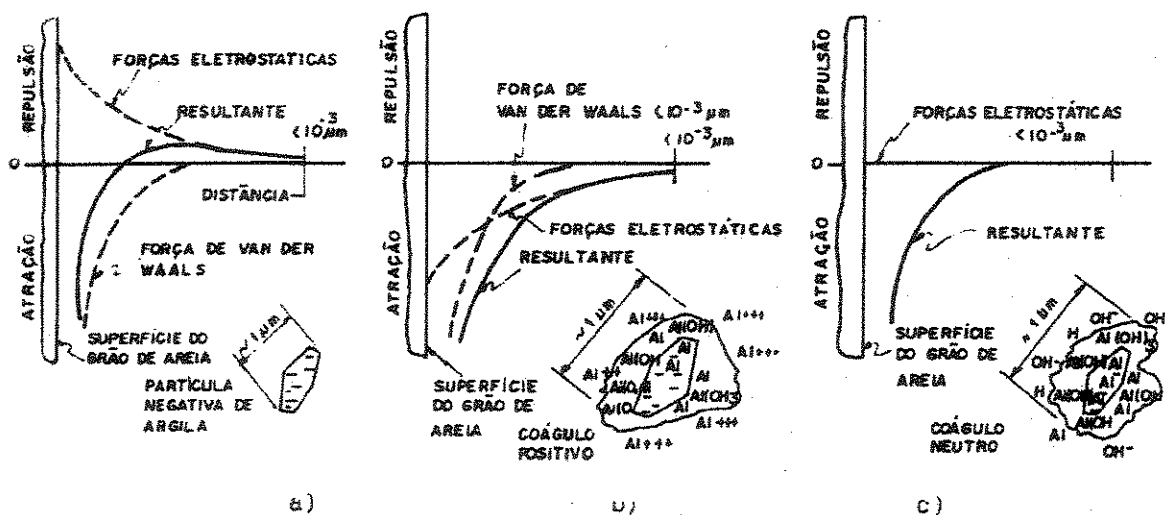


Figura 3.11 – Interação entre as forças de origem eletrostática e as de Van der Waals, entre partículas de argila e grãos do meio filtrante. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

3.10. Tecnologia da filtração direta descendente

Foi definido pela Divisão de Qualidade de Água da American Water Works Association - AWWA que a tecnologia de filtração direta é o processo de tratamento de água, no qual, a etapa de filtração não é precedida pela sedimentação, ficando excluídos aqueles sistemas que não utilizam qualquer reagente no pré-tratamento.

Pode-se dizer que a filtração direta não é um método novo de tratamento, pois há muitos anos já existiram instalações, que dispensavam a floculação e a decantação. Entretanto, o seu emprego em instalações de porte, e em maior escala, através de uma técnica cientificamente desenvolvida, datam de 30 anos atrás. O desenvolvimento desta tecnologia, foi iniciado nos EUA (LATOU, 1981).

Em função das características da água bruta, do meio filtrante e da taxa de filtração, pode ou não, ser necessário o processo de floculação, cujos parâmetros de gradiente de velocidade e tempo de detenção da água nesta etapa, tem valores que geralmente diferem muito daqueles tradicionalmente empregados na floculação de água que será submetida à decantação, como mostrado na Tabela 3.3. Por isso, é comum referir-se à essa etapa como pré-floculação na tecnologia de filtração direta (Di BERNARDO, 1993).

Tabela 3.3 – Parâmetros de projetos e operação recomendados, na tecnologia de filtração direta descendente. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Parâmetros de Projeto	Recomendação
Taxa de filtração (m/d)	Até 300
Pré-floculação: gradiente de velocidade (s^{-1})	50 – 200
Pré-floculação: tempo de agitação (s)	200 – 900
Mecanismo de coagulação	Adsorção – neutralização de cargas

Para a mistura rápida, é recomendado gradiente de velocidade entre os valores de 500 à $1200s^{-1}$, com tempo de detenção podendo ser inferior a 60 segundos (Di BERNARDO, 1993).

A Tabela.3.4, apresenta os principais parâmetros que caracterizam a qualidade da água bruta a utilização desta tecnologia de tratamento. Para a sua implantação, é recomendável a realização de ensaios em escala piloto para a obtenção dos parâmetros operacionais e de projetos (Di BERNARDO, 1993).

A turbidez elevada em determinados períodos do ano, origina um incremento substancial de consumo de coagulante. Observa-se que em estações de tratamento de água que utilizam a tecnologia de filtração direta, nesses períodos, o sistema não elimina satisfatoriamente os sólidos em suspensão, prejudicando a qualidade da água tratada e, em algumas ocasiões, levando à paralisação temporária do tratamento (PICCOLO, 1999).

Tabela 3.4 – Parâmetros máximos de qualidade da água bruta, aceitável para a utilização da tecnologia de filtração direta descendente. Fonte: Di BERNARDO, 1993.

Água Bruta	Parâmetros Máximos de Qualidade
Turbidez (ntu)	50
Cor verdadeira (uc)	50
pH	5 – 9
DBO ₅ (mg/L)	5
NMP coliformes totais / 100mL	5.000
NMP coliformes fecais / 100 mL	1.000
Carbono orgânico total (mg/L)	2,5
Densidade algal (UPA/mL)	1000
Substâncias potencialmente prejudiciais à saúde pública	Mesmos valores exigidos para a água de classe 2 da Resolução CONAMA 20/86

3.11. Sistema de tratamento de água convencional – ETA Guaraú

A ETA Guaraú é do tipo convencional, ou seja, apresenta todas as etapas do tratamento de água: coagulação na mistura rápida, floculação, decantação e filtração descendente com taxa constante.

Os gráficos das Figuras 3.12 a 3.15, mostram a variação da qualidade da água bruta da ETA Guaraú nos parâmetros de cor aparente, turbidez, pH e concentração de algas, para os anos

de 1994 a 1998. Seus valores foram obtidos através de compilação de relatórios mensais elaborados na própria estação.

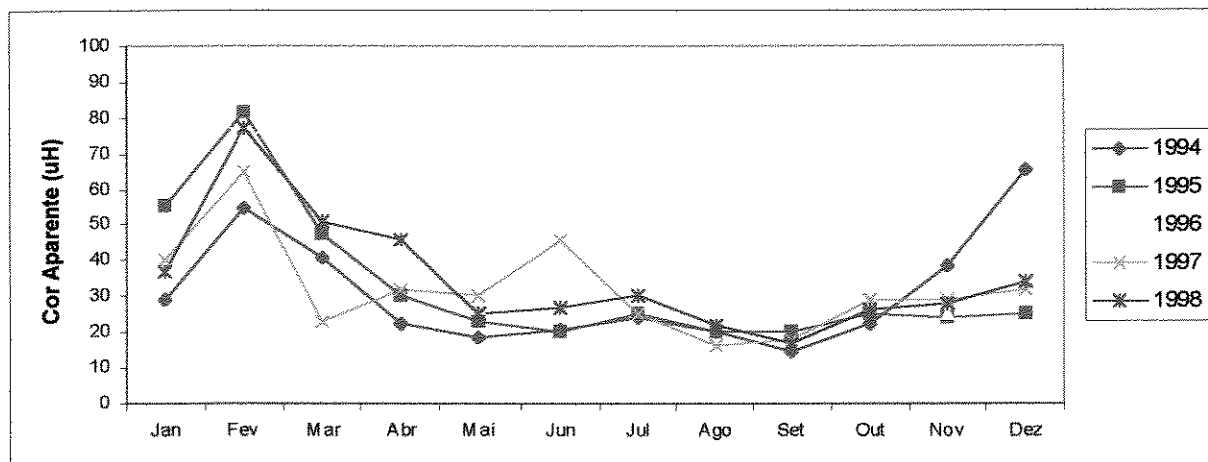


Figura 3.12 – Evolução anual da cor aparente da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.

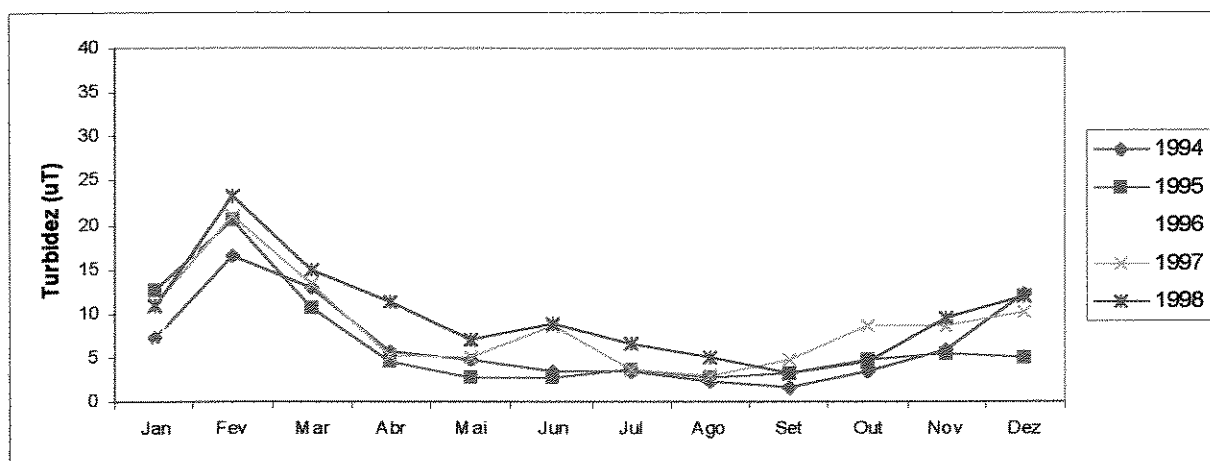


Figura 3.13 – Evolução anual da turbidez da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.

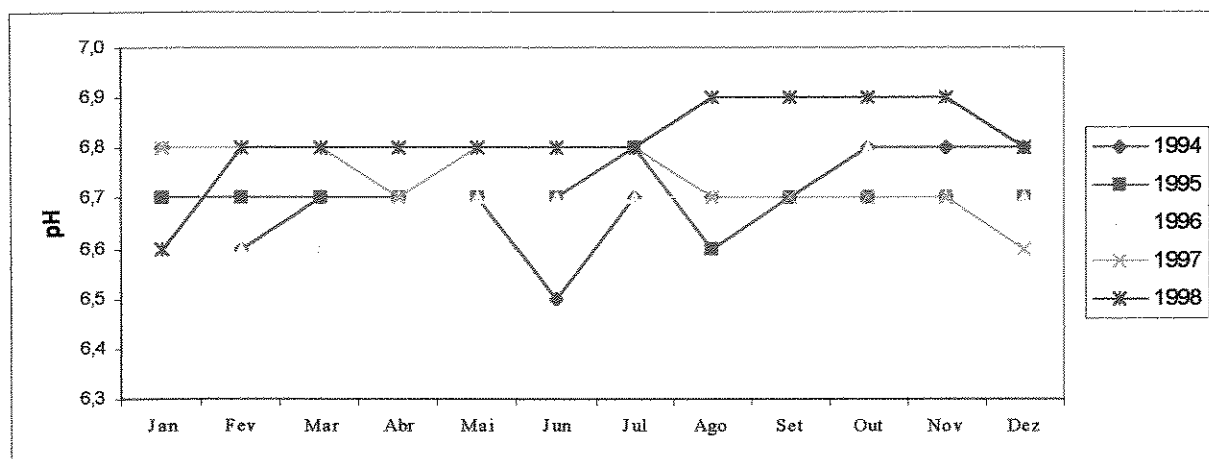


Figura 3.14 – Evolução anual do pH da água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.

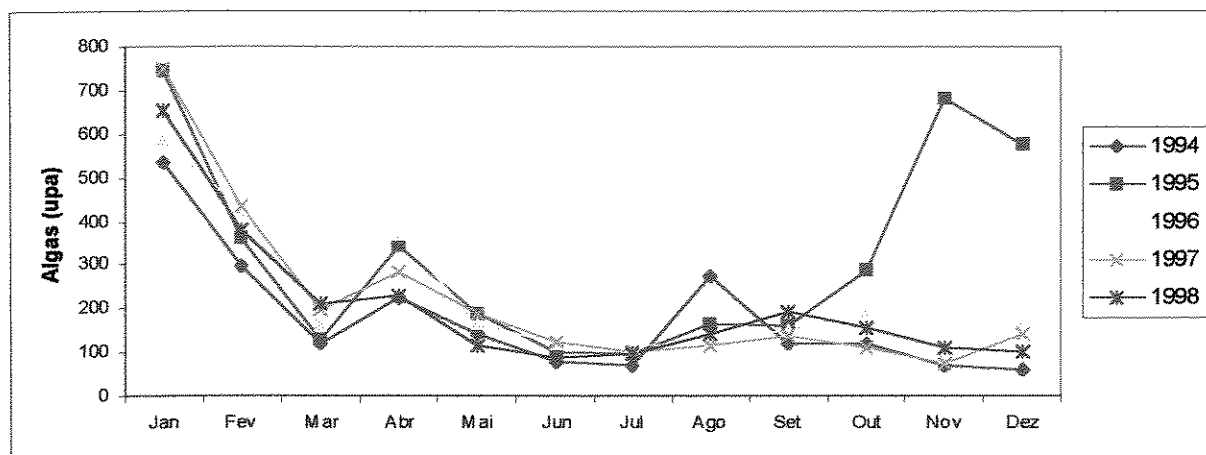


Figura 3.15 – Evolução anual da concentração de algas na água bruta da ETA Guaraú – Médias mensais.

A bacia hidrográfica, a qual o Sistema Cantareira é parte integrante e abastece a ETA Guaraú com água bruta, está ilustrado na Figura 3.16. Cada um dos reservatórios, contribui com determinada vazão de água, especificado por limite de concessão estadual. A união das águas destes cinco reservatórios, forma a Represa de Paiva Castro, localizada no município de Mairiporã.

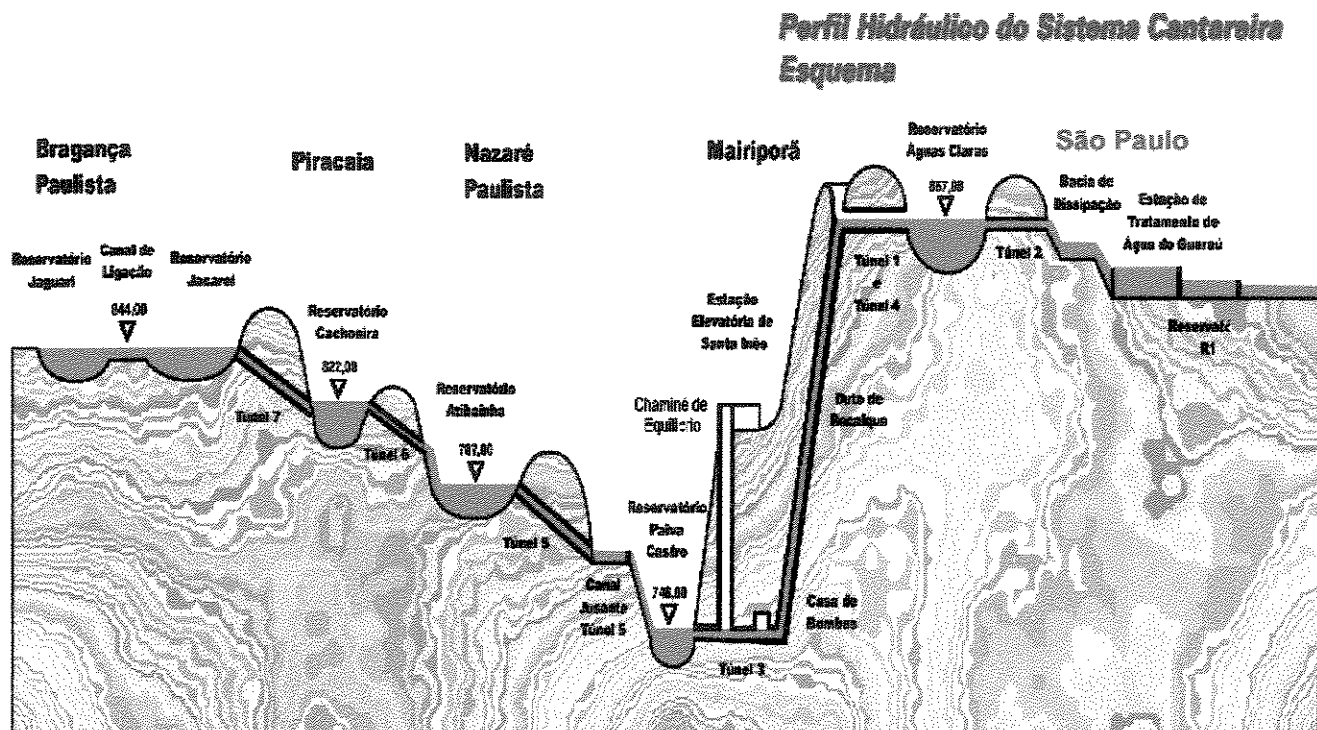


Figura 3.16 – Sistema Cantareira – Água Bruta afluenta a ETA Guaraú.

3.12. Produção e tratamento do lodo

Durante o processo de coagulação da água bruta, a matéria orgânica coloidal presente na mesma, será desestabilizada eletricamente pela presença de espécies coagulantes. Na floculação, através do uso de um gradiente de velocidade adequado, promove-se o contato dos coágulos para possibilitar seu desenvolvimento e posterior remoção do meio aquoso. Consequentemente, os lodos gerados na potabilização da água, constituem-se basicamente de hidróxidos metálicos hidratados e de uma mistura heterogênea de materiais orgânicos e inorgânicos (KETCHUM e HIGGINS, 1979).

O monitoramento através de análise periódica de sólidos suspensos na água das estações de tratamento, seria de grande valor para a determinação da eficiência de remoção dos mesmos,

bem como a quantificação do lodo gerado, porém, não é realizado, devido ao maior tempo de análise requerido (PICCOLO, 1999).

As análises de cor aparente e a turbidez são realizadas de forma rotineira no processo de tratamento de água e possuem indicações indiretas da quantidade de sólidos em suspensão, porém de baixo valor de correlação (PICCOLO, 1999). A Tabela 3.5, mostra as correlações obtidas por esse autor.

Tabela 3.5 – Valores da correlação dos sólidos em suspensão com a cor aparente e sólidos em suspensão com turbidez, obtidos por faixa de valores de sólidos suspensos totais.
Fonte: PICCOLO, 1999.

REGRESSÃO APLICADA	SST ≤ 30mg/L		31mg/L ≤ SST ≤ 69mg/L		70mg/L < SST < 285mg/L	
	SST x C. A.	SST x Turb.	SST x C.A.	SST x Turb.	SST x C. A.	SST x Turb.
Linear	0,5372	0,8194	0,2272	0,1664	0,8803	0,9618
Potência	0,5725	0,8374	0,1664	0,1335	0,7905	0,8811
Exponencial	0,3517	0,6520	0,1921	0,1645	0,8955	0,9675
Obs.: SST – sólidos em suspensão (mg/L); C. A. - cor aparente (uH); Turb. – turbidez (uT).						

As características dos lodos variam em função das características da água bruta, da dosagem e do tipo de coagulante utilizado no tratamento (FERREIRA FILHO, 1997).

A Tabela 3.6 mostra algumas características químicas de lodo gerado no tratamento, utilizando sulfato de alumínio como coagulante.

Tabela 3.6 – Caracterização do lodo oriundo do tratamento de água com sulfato de alumínio.
Fonte: PIOTTO e GONÇALVES, 1995.

Parâmetro	Concentração
Sólidos totais	0,1 – 2,7 % em massa
Sólidos voláteis	10 – 35 % ST
Sólidos suspensos	75 – 99 % ST
pH	5,5 – 7,5
DBO	30 – 6000 mg/L
DQO	500 – 27000 mg/L
Alumínio	4 – 11 % ST
Ferro	5 – 6,5 % ST
Manganês	< 0,005 – 5 % ST
Arsênio	< 0,04 % ST
Cádmio	< 0,005 % ST
Nitrogênio kjeldhal	0,7 – 1200 mg/L como N
Fosfato	0,3 – 300 mg/L como P

Tendo em vista os altos teores de água no lodo produzido na etapa de potabilização da água, há a necessidade de seu adensamento e desidratação para viabilizar qualquer alternativa de disposição final. Para que se efetue o transporte e manuseio deste resíduo, é necessário que o teor de sólidos totais seja no mínimo 20% (GRANDIN, 1992).

Os mecanismos de coagulação influenciam nas características de adensamento e desidratação do lodo gerado nas estações de tratamento de água. Este, gerado através da coagulação no mecanismo de varredura, é de difícil adensamento e desidratação, enquanto que o proveniente da coagulação por adsorção / neutralização de cargas, é mais fácil de ser adensado e desidratado (KNOCKE *et al.*, 1987).

A desidratação do lodo pode ser realizada por processos naturais, como leitos de secagem, particularmente em estações de tratamento de água de pequeno porte e com condições climáticas locais favoráveis à secagem do lodo por evaporação da água (CORDEIRO, 1993).

A secagem dos lodos, tendem a serem feitas, cada vez mais, por processos mecanizados, podendo ser utilizado centrífugas, filtros prensa de esteira ou placas, entre outros. Estas alternativas de desidratação garantem um teor de sólidos mínimo de 20%. A utilização de polímeros aceleram as etapas de adensamento e desidratação do lodo. O desempenho dos diferentes processos e equipamentos na desidratação dos lodos é muito variável. Para a escolha da tecnologia adequada seria favorável que se fizesse teste em escala piloto para avaliar o desempenho dos processos e equipamentos mencionados (FERREIRA FILHO, 1997).

Segundo PIOTTO (1997), em muito países, não existe legislação específica que regulamente este tipo de rejeito bem como seu lançamento ou disposição final. O autor cita, as alternativas que estão em estudo e/ou são adotadas para a disposição final do lodo oriundo das estações de tratamento de água.

- Lançamento em corpos receptores;
- Disposição em aterros controlados;
- Disposição em aterros sanitários;

- Disposição sobre o solo;
- Descarte e tratamento junto com efluentes sanitários;
- Compostagem com materiais orgânicos;
- Incineração;
- Confeção de material cerâmico;
- Fabricação de cimento;
- Aplicação em lagos para controle da eutrofização e
- Regeneração e reciclo dos coagulantes.

A prática mais comum, no Brasil, para disposição dos despejos líquidos, tem sido o lançamento destes em cursos de água mais próximos à estação de tratamento de água, ou na rede de esgoto. Devido às características dos despejos lançados, há o agravamento do grau de poluição dos corpos receptores, contribuindo para a crescente degradação do meio ambiente aquático, bem como a perda da qualidade de vida das populações existentes a jusante desses lançamentos (SOUZA FILHO, 1999).

4. Material e Métodos

4.1. Introdução

No desenvolvimento do trabalho prático, foi efetuada a comparação da qualidade dos efluentes das águas obtidas após a filtração, em filtros pilotos semelhantes, porém alimentados com afluentes oriundos de tratamentos diferentes. No filtro piloto 01, a água afluenta foi proveniente do canal de água decantada da ETA Guaraú. Esta água, portanto, recebeu o tratamento que é característico ao funcionamento desta estação, pelo sistema convencional. O outro filtro piloto a água afluenta foi oriunda do tratamento em ETA Piloto, com a tecnologia da filtração direta descendente.

As dosagens do coagulante utilizado, o sulfato de alumínio comercial, foram obtidas através da elaboração de um diagrama de coagulação. Para a sua obtenção, foram efetuados ensaios de jarros variando-se as dosagens do coagulante e valores de pH de coagulação. Estes ensaios foram realizados tanto para a tecnologia convencional de tratamento como também para a de filtração direta descendente.

A utilização da metodologia de análise de sólidos suspensos totais auxiliou na quantificação de lodo gerado nos diferentes mecanismos de coagulação ensaiados.

4.2. Parâmetros de controle

A caracterização das amostras foi efetuada no próprio laboratório da ETA Guaraú, com a utilização dos equipamentos de bancada, seguindo os procedimentos de acordo com a metodologia preconizada no 19º Standard Methods for the Wastewater Examination.

Os parâmetros monitorados e os respectivos equipamentos de controle, foram:

Turbidez – A determinação do valor de turbidez foi feita através de um turbidímetro da marca HACH, modelo 2100, efetuando-se sua calibração com soluções padrões de formazina. A unidade de turbidez está designada como uT.

Cor Aparente – Os valores de cor aparente, apresentados na unidade de uH, foram determinados, através de um espectrofotômetro da marca HACH modelo DR2000, utilizando-se da curva de calibração interna do equipamento, comprimento de onda em 422nm e água destilada como branco.

pH – Sua determinação foi efetuada através de um eletrodo combinado de pH, marca Orion, acoplado em um aparelho potenciômetro digital, de mesma marca, modelo 720A, cuja calibração ocorreu com soluções tampão de valores de pH respectivamente iguais 7,0 e 4,0.

Sólidos Suspensos Totais (SST) – A determinação de sólidos suspensos totais, na unidade de mg/L, foi obtido através de filtração à vácuo com a utilização de trompa de vácuo, Kitassato e funil de Büchner. Foi utilizado, papel de filtro quantitativo Schuell – faixa preta, o qual é recomendado para precipitados gelatinosos em determinações quantitativas. No ensaio de jarros, filtrou-se a água presente em cada um dos reatores de 2 litros. Após a filtração, o papel de filtro permaneceu em estufa à 105°C por 24 horas, resfriado em dessecador, na presença de sílica gel, por 1 hora e pesado em balança analítica com precisão 0,1 mg de marca Mettler.

Potencial Zeta – O valor do potencial Zeta da água, expresso em milivolts (mV) foi obtido através de uma câmara de eletroforese, com visualização dos colóides por raio laser vermelho no equipamento Zeta Meter Laser, modelo 501.

Alcalinidade – O valor da alcalinidade, expresso em mg/L em CaCO_3 foi obtido através de titulação com ácido sulfúrico fatorado 0,02N até valor de pH igual a 4,5.

4.3. Determinação dos parâmetros de tratamento de água nos diferentes mecanismos de coagulação.

Em uma primeira etapa, a caracterização dos parâmetros que envolveram os dois tipos distintos de tecnologias de tratamento, ocorreu através de realização de ensaios de jarros, em equipamento de “*Jar test*”, tendo sido determinado as dosagens do coagulante. Para a obtenção dos valores de pH requeridos na água coagulada, adicionou-se hidróxido de sódio ou ácido clorídrico.

Para este ensaio, foi utilizado o equipamento de “*Jar-test*”, da Nova Ética Equipamentos, modelo 501, e sua respectiva curva de calibração rpm x gradiente de velocidade.

4.3.1. Ensaios de Jarros

Durante o desenvolvimento de todo o trabalho nos testes de jarros, foram mantidos constantes os seguintes parâmetros:

- a) Preparação da dosagem de coagulante a partir de solução a 1% em massa do sulfato de alumínio ferroso comercial, com 7,5% de Al_2O_3 e densidade de $1,30\text{g/cm}^3$.
- b) Tempo de mistura rápida de 1 minuto e gradiente de velocidade, 800s^{-1} .

- c) Preparação da dosagem de poliacrilamida - polímero não iônico, a partir de solução a 0,0005% e dosagem no início da etapa de floculação com gradiente de velocidade de 80s^{-1} .
- d) Para ajustes dos valores de pH de coagulação nos reatores do ensaio de jarros, utilizou-se de solução de hidróxido de sódio 0,01M e solução de ácido clorídrico 0,01M, em quantidade suficiente, determinado antes do ensaio de jarros.

Os parâmetros presentes na Tabela 4.1, foram utilizados para monitoramento na realização dos ensaios de jarros realizados.

Tabela 4.1 – Parâmetros monitorados nos ensaios de jarros.

Água Bruta	Água Coagulada	Água Decantada	Água Filtrada
pH	pH	Turbidez	Turbidez
Cor aparente	Potencial Zeta	Cor aparente	Cor
Turbidez		SST	
SST			
Alcalinidade			

Antes do início de um ensaio de jarros, verificou-se a quantidade de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio necessário para o acerto do valor do pH desejado, na dosagem de coagulante pré-fixada. Este teste, foi realizado em béquer contendo dois litros de água bruta, adicionando-se o sulfato de alumínio. Verificou-se com auxílio de peagâmetro, o valor do pH e adicionou-se ácido clorídrico ou hidróxido de sódio em quantidade suficiente para o ajuste desejado.

Nos ensaios de jarros, após a coagulação com gradiente de velocidade de 800s^{-1} e um intervalo de tempo de um minuto, foi efetuada a floculação.

Com os resultados das simulações de tratamento de água pelo ensaio de jarros, foi elaborado o diagrama de coagulação.

4.3.1.1. Simulação do tratamento convencional

Os valores de gradientes de velocidades e tempos de agitação utilizados na floculação, são mostrados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Valores de gradientes de velocidade e tempo de agitação utilizados nos ensaios de jarros.

Gradiente de velocidade (s^{-1})	Tempo de Agitação (min)
80	10
50	10
30	10

Ao finalizar a etapa de floculação, a água permaneceu em repouso por 2 minutos, coletando-se um volume de 50mL, na altura de 6,8cm. Verificaram-se os valores de pH, turbidez e cor aparente. Com o restante de água no reator, foi quantificado o teor de SST nos ensaios.

4.3.1.2. Simulação do tratamento pela tecnologia de filtração direta

Para o ensaio de jarros que era designado o processo de tratamento por filtração direta, após a coagulação química, foi efetuado uma floculação, com valores de gradiente de velocidade e tempo de detenção mostrados na Tabela 4.3. Esta fase, é designada como a etapa de pré-floculação para esta tecnologia de tratamento.

Tabela 4.3 – Etapa de pré-floculação para a ETA Piloto adaptado ao ensaio de jarros.

Gradiente de velocidade(s^{-1})	Tempo de Agitação (min)
80	15

Terminado a floculação, foi coletado 50mL de água, na altura de 6,8 cm abaixo do nível superior da água no jarro, e esta foi submetida à filtração simples, com a utilização de papel de filtro Whatmman nº 40.

Para o filtrado, foram medidos os valores de, turbidez e cor. Com o restante da água remanescente no reator, foi quantificado o teor de sólidos suspensos totais.

4.4. Comparação dos efluentes dos filtros piloto 01 e 02, oriundos da água decantada da ETA Guaraú e da ETA Piloto, respectivamente.

Em uma segunda etapa, houve o desenvolvimento do teste em filtros piloto, utilizando-se das informações de dosagens de produtos químicos, obtidos nos ensaios de jarros, para a tecnologia de filtração direta. Nesta segunda etapa, foi verificada a evolução da perda de carga no carvão antracito, areia e no leito filtrante total, as dosagens de produtos químicos nos processos e também, a quantificação do lodo gerado por ambas as linhas.

4.4.1. Introdução

No estudo do presente trabalho, foram utilizados dois filtros idênticos, de fluxo descendente, operando em taxa constante e em escala piloto.

O filtro piloto 01 recebeu água decantada do fluxo 01 (decantadores 1,2,3 e 4 da ETA Guaraú), ocorrendo à filtração após o tratamento de água convencional.

O filtro piloto 02 recebeu água após o tratamento pelo processo de tecnologia de filtração direta descendente, efetuado em ETA Piloto. A água bruta utilizada nos dois processos foi a mesma.

No estudo comparativo, não sazonal, foram analisados os seguintes itens:

1. A qualidade da água final;
2. A duração da carreira de filtração e a evolução da perda de carga no leito filtrante;

3. O consumo de produtos químicos utilizados;
4. A quantidade de lodo produzido.

4.4.2. Tratamento Convencional - ETA Guaraú

A água bruta, proveniente do Reservatório de Águas Claras, é aduzida a ETA Guaraú por gravidade. Devido a aproximadamente 30 metros de desnível do Reservatório em relação a ETA, a chegada de água na estação de tratamento ocorre através de válvulas dissipadoras de energia, a montante da bacia de tranquilização. Neste ponto, com cerca de 2000 s^{-1} de gradiente de velocidade, é efetuada a aplicação do coagulante, sulfato de alumínio.

Pela disposição física dos sistemas de floculação e decantação, toda água que sai da bacia dissipadora divide-se em dois fluxos de tratamento, como ilustrado na Figura 4.1.

O fluxo 1 (2/3 da vazão) é encaminhado aos floculadores 1, 2, 3 e 4. O fluxo 2 (1/3 da vazão) flui aos floculadores 5 e 6. Após os floculadores, a água passa por um sistema de difusores diminuindo a energia de agitação, iniciando a etapa de decantação.

Uma bomba centrífuga, instalada no canal de água decantada do fluxo 1, forneceu água decantada da estação convencional ao o filtro piloto 01, permanecendo constante a taxa de filtração no valor de $300 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

As dosagens de produtos químicos no sistema convencional de tratamento, foram as mesmas utilizada pela operação da ETA Guaraú, durante os ensaios. Foi realizado o levantamento das dosagens de sulfato de alumínio, e polímero não iônico adicionados no processo durante o período do trabalho, para poder comparar com os realizados na estação piloto com a tecnologia de filtração direta descendente.

Para quantificar o lodo que foi retido nos decantadores, foram coletadas amostras de água à montante e à jusante destas unidades e realizado análises de SST nessas amostras. A quantidade de lodo que ficou acumulado nos decantadores foi estimada pela diferença entre a quantidade de SST obtidos. Este foi o melhor modo, no momento, para se obter esta informação no tratamento convencional.

Durante a lavagem do filtro piloto 01, foi coletado uma amostra de 250mL a cada 30 segundos durante o tempo total de limpeza e lavagem do filtro. Esta coleta foi iniciada após ser atingido o valor referente às taxas de lavagens pré-fixadas, o que era feito com o auxílio de um rotâmetro. A coleta permaneceu durante um período de tempo de 10 minutos, período esse, igual ao de lavagem do filtro. Foi obtida uma amostra composta dessas coletas e a partir dela, efetuada análise de SST em 1,0 litro da amostra composta homogeneizada. Esta amostragem foi efetuada afim de se conhecer o teor de sólidos totais médio retido no filtro.

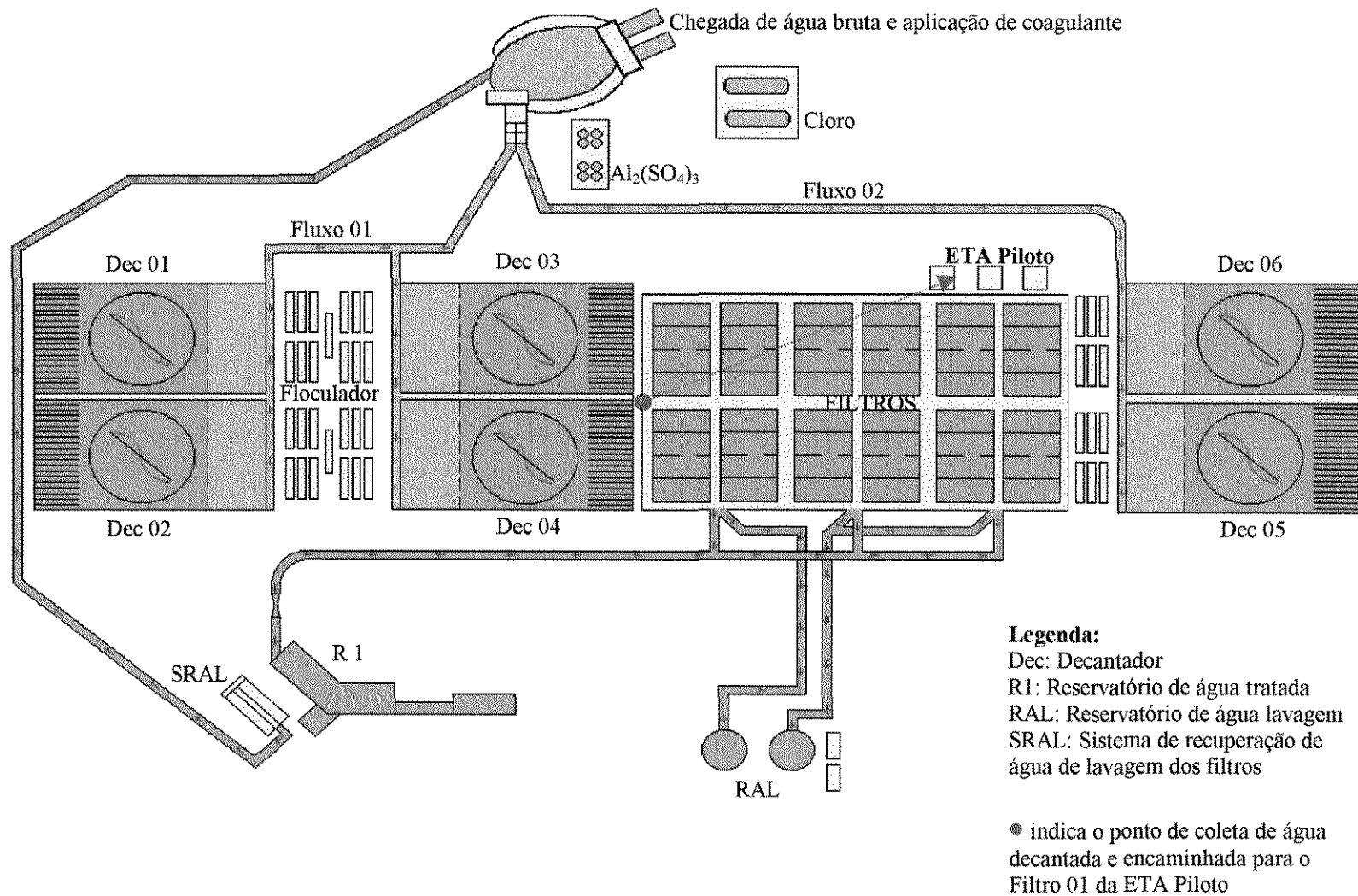


Figura 4.1 – Planta esquemática da ETA Guarau, sem escadas

4.4.3. Filtração Direta Descendente - ETA Piloto

Antes de se iniciar os testes, foram realizados os ensaios de jarros. O monitoramento ocorreu com análises do potencial Zeta e pH da água coagulada, da turbidez e cor na água filtrada em papel de filtro Whatmman nº 40. Com o parâmetro de turbidez remanescente em função do pH de coagulação e dosagem de coagulante, foi feito o diagrama de coagulação, e com o auxílio deste, foi estabelecida a dosagem ideal de sulfato de alumínio e o valor de pH de coagulação, na ETA piloto para a realização dos ensaios.

Com o uso de uma bomba centrífuga, instalada na à montante das válvulas dissipadoras da ETA Guaraú, a água bruta foi recalçada até a ETA Piloto. A Figura 4.2 ilustra o processo da ETA Piloto, onde a água bruta da caixa de nível constante, fluiu por um medidor de vazão, tipo rotâmetro, permanecendo constante no valor de 510 L/h.

A câmara de mistura rápida, constituída de um tubo de acrílico transparente de 4" de diâmetro e 54cm de altura, possuía um volume total de 4,0 litros. Na parte interna, havia 4 extratores, diametralmente opostos, fixados nas paredes, que evitavam a formação de vórtices, devido a intensa agitação. Um rotor, de eixo vertical, dotado de 3 paletas dispostas diametralmente, o que conferiam a agitação na água.

A água entrava pela parte inferior da câmara, através de uma tubulação de diâmetro de 2". A saída da água coagulada, desta câmara, poderia ser realizada em 3 diferentes níveis, de tal modo, que o tempo de detenção da água dentro da câmara, bem como o seu volume, podiam ser variáveis, ajustando o melhor valor de gradiente de velocidade para esta etapa. Foi mantido constante o valor do gradiente de velocidade em $1200s^{-1}$, durante toda a evolução do trabalho.

A água depois de coagulada, passava pelo sistema de pré-floculação, a qual foi constituída por uma câmara de floculação. Nesta câmara, com volume de 64 litros, foi instalado um motor,

controlado por um tacômetro com variador de rotações por minutos, para acionamento de um rotor do tipo turbina com palhetas inclinadas, realizando um movimento de escoamento axial, cuja finalidade foi a de fornecer agitação necessária para atingir o gradiente de velocidade requerido. A água pré-floculada, foi direcionada para o filtro piloto 02.

Foram preparadas soluções de sulfato de alumínio comercial à concentração de 15g/L, acidificado com ácido clorídrico em pH 1,5 e solução de polímero não iônico à concentração de 1g/L. Estas soluções foram armazenadas em reservatórios de 20L, para a utilização como coagulante acidificado e auxiliar de floculação durante o ensaio, respectivamente.

As aplicações da dosagem do coagulante acidificado e polímero, foram realizadas na tubulação de água bruta, à montante da câmara de mistura rápida da ETA Piloto, com o auxílio de uma bomba dosadora tipo diafragma.

O valor do gradiente de velocidade na etapa de pré floculação, foi variado em diferentes ensaios, nos valores de 100 e $30s^{-1}$. O tempo de detenção da água nesta etapa foi de 7,5 minutos, durante todo o desenvolver do trabalho. Este tempo de detenção foi função da vazão da ETA piloto e volume da câmara de floculação. Após a etapa de pré floculação, a água foi direcionada ao filtro piloto 02, permanecendo constante a taxa de filtração no valor de $300 m^3/m^2.d$, sendo o excedente de água descartado.

Durante a lavagem do filtro piloto 02, foi coletado uma amostra de 250 mL a cada 30 segundos durante o tempo total de limpeza e lavagem do filtro. Esta coleta foi iniciada após ser atingida o valor referente às taxas de lavagens pré fixadas, o que era feito com o auxílio de um rotâmetro. A coleta permaneceu durante um período de tempo de 10 minutos, período esse igual ao de lavagem do filtro. Foi obtido uma amostra composta dessas coletas e a partir dela, efetuado análise de SST em 1,0 litro da amostra composta homogeneizada.

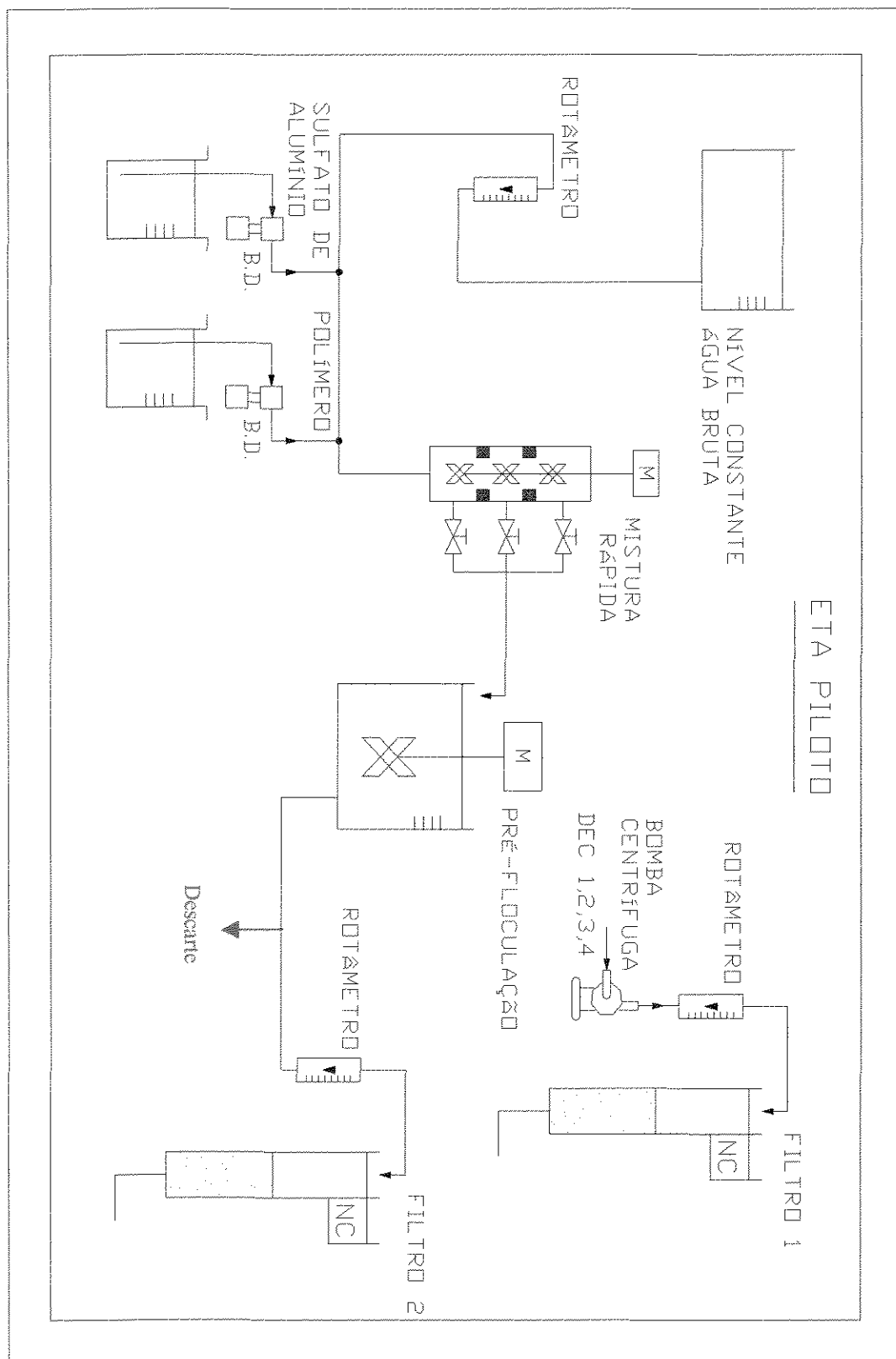


Figura 4.2 – Esquema geral da ETA Piloto, sem escalas

4.4.4. Características dos Filtros Piloto

Os filtros piloto, tanto no sistema de tratamento convencional como no sistema de tratamento por filtração direta, eram semelhantes e possuíam as mesmas características quanto aos meios filtrantes, camadas suportes, lâmina líquida e sistemas de lavagens dos filtros da ETA Guaraú, porém em menor escala. Foram construídos em tubos de acrílico transparente, na parte onde se encontrava o leito filtrante e em policloreto de vinila (PVC) na parte restante. O diâmetro do filtro era de 6 polegadas.

As características dos materiais constituintes do meio filtrante de carvão antracito e areia dos filtros, bem como a camada suporte, são apresentadas na Tabela 4.4.

A entrada de água nos filtros dava-se pela parte superior e a vazão afluyente, controlada por válvula com auxílio de rotâmetros, um para cada filtro, instalados à jusante das unidades de filtração.

Na Figura 4.3 observa-se o esquema do filtro piloto utilizado nos ensaios e na Figura 4.4, a fotografia do mesmo.

Tabela 4.4 – Relação de materiais que constituem o leito filtrante.

	ALTURA (cm)	MATERIAL	CARACTERÍSTICA	DENSIDADE (kg/m³)
Camada Filtrante	56	Carvão Antracito	AWWA 100 – 80 T.E. = 0,85 à 1,10 mm C.D. ≤ 1,6	950
	30	Areia	T.E. = 0,5 à 0,43 mm C.D. ≤ 1,6	1600
Camada Suporte	7,5	Pedregulho Seixo	8 à 16 mesh T.E. = 2,38 à 1,19 mm	1610
	7,5	Pedregulho Seixo	¼" à 8 mesh T.E. = 6,35 à 2,38 mm	1650
	7,5	Pedregulho Seixo	½" à ¼" mesh T.E. = 12,7 à 6,35 mm	1700
	7,5	Pedregulho Seixo	¾" à ½" mesh T.E. = 19,1 à 12,7 mm	1740
	16	Pedregulho Seixo	1 ½" à ¾" mesh T.E. = 38,1 à 19,1 mm	1820

Nos filtros, foram instaladas colunas piezométricas em quase todo o perfil do leito filtrante com espaçamentos de 10 cm aproximadamente de cada coluna nas camadas de carvão antracito e areia, como ilustrado pelas letras de *a* até *m* da Figura 4.9, de modo a ser verificada a variação da perda de carga deste, ao longo de toda a carreira de filtração. Na parte inferior, os filtros pilotos foram instalados um difusor, cuja finalidade foi uniformizar o fluxo de água para as lavagens em contra fluxo.

Nos processos de lavagens dos filtros, utilizou-se água oriunda do reservatório de água de lavagem da ETA Guaraú. A vazão da água de lavagem contra fluxo, bem como a de lavagem superficial no antracito, foram controladas e medidas por meio de rotâmetros, afim de produzir taxa de lavagem semelhante a ETA Guaraú, que são de $1000\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para a lavagem contra fluxo e $150\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para a lavagem superficial.

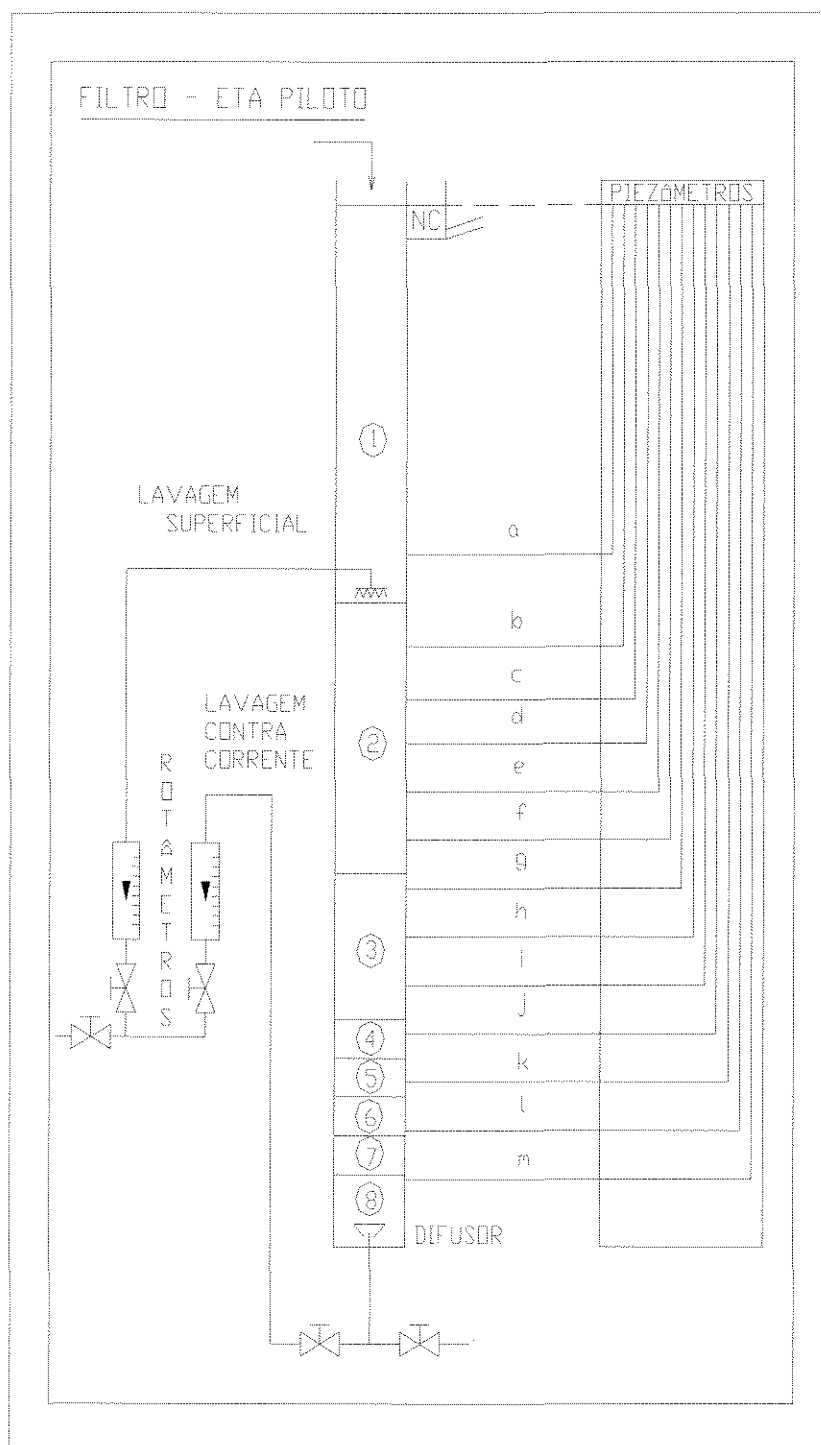


Figura 4.3 – Esquema geral do filtro piloto utilizado nos experimentos.

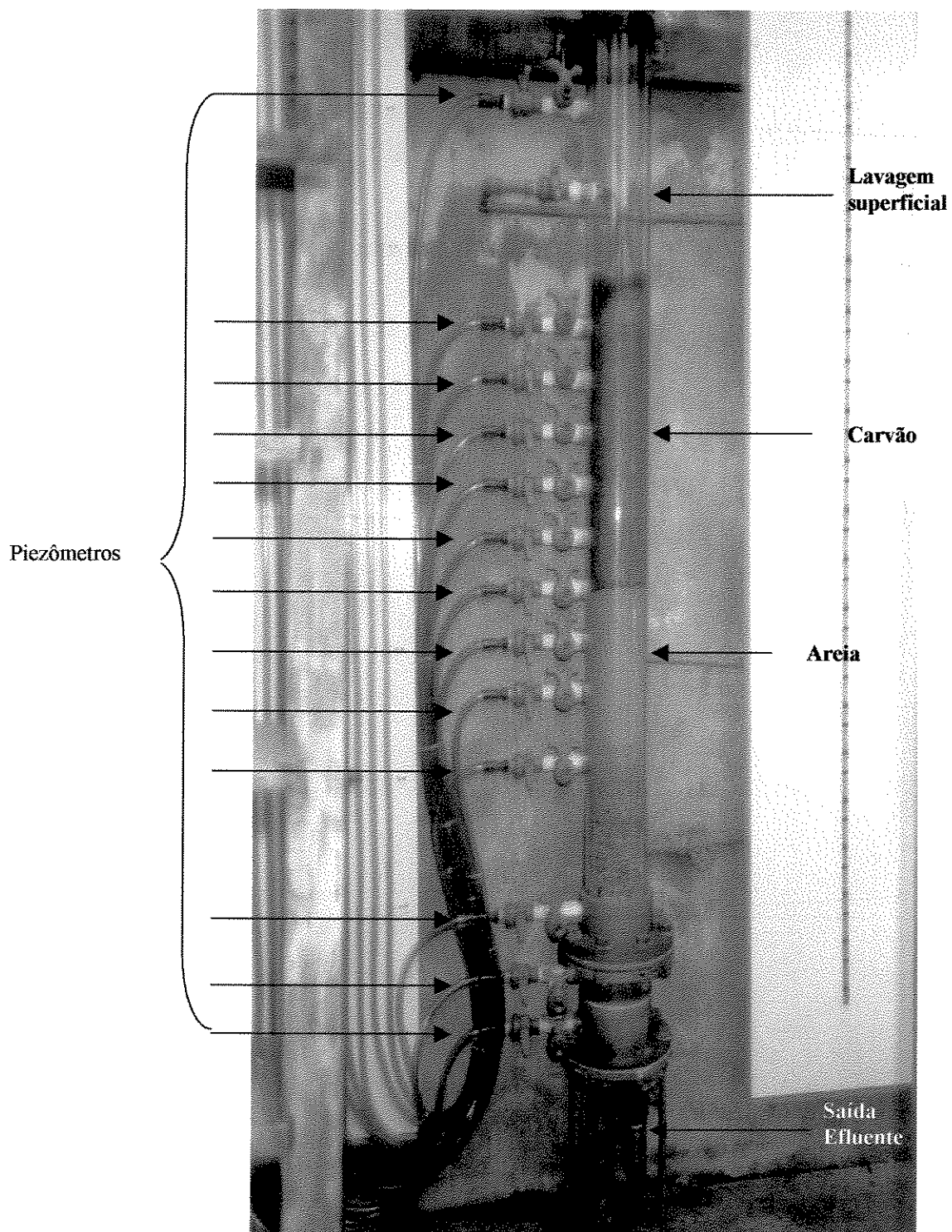


Figura 4.4 – Foto ilustrativa do filtro piloto utilizado nos experimentos.

4.4.5. Metodologia Empregada nos Ensaio de Filtração

O filtro piloto 01 com água afluyente proveniente dos decantadores da ETA Guaraú, operada no sistema convencional de tratamento, e o filtro piloto 02, com água afluyente do pré-floculador da ETA Piloto, operada com parâmetros da tecnologia de filtração direta descendente, tiveram a evolução das carreiras de filtração simultaneamente.

Ao se iniciar cada ensaio comparativo, a água decantada, foi descartada por um período de tempo igual a 2,5 horas, antes de ir para o filtro 01. O período foi necessário, uma vez que este, é o tempo de detenção da água no decantador. Este procedimento fez com que, na unidade piloto, tinha-se uma água bruta que chegasse, praticamente ao mesmo tempo, na área da ETA Guaraú, permitindo a comparação dos valores obtidos nos filtros piloto.

Foi realizado o levantamento dos principais parâmetros da água bruta, que têm influência direta no tratamento da mesma e na produção de lodo gerado no processo. São eles, turbidez, cor aparente, SST, pH e alcalinidade. Além disso, foram quantificados os produtos químicos adicionados.

Os filtros piloto operaram com taxa de filtração constante de $300\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a mesma dos filtros da ETA Guaraú. Para manter esta taxa constante de filtração, de hora em hora, foram medidos, com auxílio de cronômetro e proveta, a vazão efluente de cada filtro piloto.

A carreira de filtração foi monitorada pela evolução de dois parâmetros de controle operacional de filtros em estações de tratamento: turbidez efluente e perda de carga total do leito filtrante.

Foi retirado de operação, para a limpeza e lavagem do filtro, quando ocorria transpasse de turbidez maior que o valor de $0,90\text{uT}$ no efluente do filtro. Este, está abaixo do valor limite estipulado pela Portaria 36/90, que é igual a $1,0\text{uT}$ ou quando, era atingida a perda de carga total limite no limite de 2,50m de coluna de água, sem a ocorrência do transpasse. Acima deste valor de perda de carga, a filtração não permanecia com taxa constante, passando a ser declinante.

Os testes foram divididos em três ensaios. Cada ensaio foi realizado com três repetições. Os ensaios, como mostra a Tabela 4.5, foram diferenciados pelo gradiente de velocidade na etapa de pré floculação do tratamento pelo sistema de filtração direta e também pela presença e/ou ausência de polímero neste tratamento.

Tabela 4.5 – Variações efetuadas nos ensaios realizados do estudo comparativo.

	Tratamento Convencional (ETA Guaraú)	Filtração Direta (ETA Piloto)
Ensaio 01	Coagulação Sulfato de alumínio = 10,6 mg/L pH = 6,3 Pré-cloração Floculação em três estágios: • $G = 80 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 50 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 30 \text{ s}^{-1}$ por 10min Polímero não iônico = 0,011 mg/L Decantação com taxa de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ Filtração – Filtro 01	Coagulação Sulfato de alumínio = 6,0 mg/L pH = 5,3 Pré-floculação: • $G = 100 \text{ s}^{-1}$ por 7,5 min Filtração – Filtro 02
Ensaio 02	Coagulação Sulfato de alumínio = 10,2 mg/L pH = 6,2 Pré-cloração Floculação em três estágios: • $G = 80 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 50 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 30 \text{ s}^{-1}$ por 10min Polímero não iônico = 0,012 mg/L Decantação com taxa de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ Filtração – Filtro 01	Coagulação Sulfato de alumínio = 6,0 mg/L pH = 5,3 Pré-floculação: • $G = 100 \text{ s}^{-1}$ por 7,5 min Polímero não iônico = 0,020 mg/L Filtração – Filtro 02
Ensaio 03	Coagulação Sulfato de alumínio = 10,4 mg/L pH = 6,2 Pré-cloração Floculação em três estágios: • $G = 80 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 50 \text{ s}^{-1}$ por 10min • $G = 30 \text{ s}^{-1}$ por 10min Polímero não iônico = 0,011 mg/L Decantação com taxa de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ Filtração – Filtro 01	Coagulação Sulfato de alumínio = 6,0 mg/L pH = 5,3 Pré-floculação: • $G = 30 \text{ s}^{-1}$ por 7,5 min Filtração – Filtro 02

5. Resultados

Os resultados obtidos, estão subdivididos em duas etapas. A primeira, ensaios de jarros com o mecanismo de coagulação diferenciados, cujos valores de turbidez remanescentes em função das dosagens de coagulante e do pH, estão mostrados em um gráfico de diagrama de coagulação. A segunda etapa dos resultados apresentados, são os testes em filtros piloto. As informações das dosagens de produtos químicos nesta etapa, para a tecnologia de filtração direta, foram obtidas no diagrama de coagulação elaborado anteriormente.

Efetuuou-se o levantamento dos valores dos principais parâmetros da água bruta, durante o período de testes, que tinham influência direta no tratamento da água e na produção de lodo gerado no processo. A Tabela 5.1, mostra os valores médios semanais destes parâmetros, observados no período de testes.

Tabela 5.1 - Valores médios dos parâmetros da água bruta, referente ao período de realização dos testes de jarros e no estudo comparativo da ETA Piloto.

Período Observado	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO₃)
<i>1ªsemana Out/99</i>	10,8	35	8,8	6,9	11,0
<i>2ªsemana Out/99</i>	11,9	35	12,5	6,8	11,0
<i>3ªsemana Out/99</i>	10,7	40	11,9	6,8	11,0
<i>4ªsemana Out/99</i>	10,9	40	9,6	6,8	11,0
<i>1ªsemana Nov/99</i>	11,8	40	15,9	6,8	11,0
<i>2ªsemana Nov/99</i>	11,8	40	16,8	6,7	11,0
<i>3ªsemana Nov/99</i>	12,7	35	11,1	6,8	11,0
<i>4ªsemana Nov/99</i>	15,4	35	12,4	6,8	11,0
<i>1ªsemana Dez/99</i>	12,6	35	8,2	6,8	11,0
<i>2ªsemana Dez/99</i>	12,9	35	9,7	6,7	11,0
<i>3ªsemana Dez/99</i>	11,5	40	9,0	6,7	11,0

5.1. Ensaio de Jarros

As Tabelas de 5.2 a 5.24 e de 5.25 a 5.30 mostram os valores obtidos nos ensaios de jarros voltados para o tratamento convencional (TC) e a tecnologia de filtração direta (FD) respectivamente. É importante destacar que em cada uma dessas tabelas, o número do ensaio representa um jarro com dois litros de água bruta, inicialmente. Nos ensaios foi variado o pH de coagulação na faixa de valores de 4,1 a 7,0. Os parâmetros de análises não realizadas, foram identificados como “n.r.”.

A etapa de coagulação ocorreu com os valores de gradiente de velocidade e tempo de mistura rápida, respectivamente em 800 s^{-1} e 60 segundos. O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio comercial e as dosagens que apresentadas nas tabelas, refere-se ao sal. Para atingir o pH de coagulação nos ensaios, foi adicionado ácido clorídrico ou hidróxido de sódio em quantidade suficiente. O Zeta potencial na água coagulada e o valor de sólidos suspensos totais da água restante no reator foram determinados nos ensaios de maior, menor e dosagem intermediária de coagulante.

Na simulação do tratamento convencional, a etapa de floculação, ocorreu com redução gradativa no valor de gradiente de velocidade, com início de 80 s^{-1} por 10 minutos, depois reduzido para 50 s^{-1} por 10 minutos de agitação, e, por fim 30 s^{-1} por mais 10 minutos de mistura. No início da etapa de floculação, foi adicionado o polímero não iônico à base de poliacrilamida, com dosagem de 0,005 mg/L em todos os ensaios. Após a floculação, na decantação, foi fixada uma taxa de sedimentação de $49\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$.

As análises físico-químicas de pH, cor aparente e turbidez, foram efetuadas nas amostras de água decantada de cada respectivo jarro. O valor do Zeta potencial foi mensurado na água coagulada. A amostragem foi efetuada após a mistura rápida. Tanto as de Zeta potencial como de sólidos suspensos totais, devido às limitações de operação e trabalhos existentes no local, foram selecionado a um valor extremo menor e maior (2,0 e 10mg/L, respectivamente) e um valor médio de dosagem de coagulante igual a 6,0mg/L.

Na simulação da tecnologia de filtração direta descendente, a coagulação química ocorreu de mesma forma que no tratamento convencional. A etapa de pré-floculação, foi iniciada com a dosagem do polímero não iônico à base de poliacrilamida com dosagem de 0,025mg/L. O gradiente de velocidade e o tempo de mistura, foram respectivamente iguais a $80s^{-1}$ e 900 segundos.

Após a pré-floculação, foram efetuadas coletas de água e esta, foi filtrada em papel de filtro Whatmman nº 40. O filtrado, foi avaliado quanto aos parâmetros de pH, turbidez e cor aparente. As análises de Zeta potencial e sólidos suspensos totais, foram efetuadas de mesma forma que os realizados nos ensaios de simulação do tratamento convencional.

Tabela 5.2 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 4,1 – TC.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-3,3	7,2	18	12,4
03	<i>n.r.</i>	5,1	17	<i>n.r.</i>
04	<i>n.r.</i>	4,9	17	<i>n.r.</i>
05	<i>n.r.</i>	4,4	18	<i>n.r.</i>
06	+0,8	4,8	19	13,8
07	<i>n.r.</i>	5,4	17	<i>n.r.</i>
08	<i>n.r.</i>	5,7	18	<i>n.r.</i>
09	<i>n.r.</i>	6,2	17	<i>n.r.</i>
10	+4,6	6,0	20	17,9

Tabela 5.3 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 4,5 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-3,7	7,2	18	11,9
03	<i>n.r.</i>	6,8	22	<i>n.r.</i>
04	<i>n.r.</i>	5,1	16	<i>n.r.</i>
05	<i>n.r.</i>	5,1	16	<i>n.r.</i>
06	+1,0	5,3	17	14,1
07	<i>n.r.</i>	5,8	16	<i>n.r.</i>
08	<i>n.r.</i>	6,0	16	<i>n.r.</i>
09	<i>n.r.</i>	5,9	18	<i>n.r.</i>
10	+4,2	6,2	21	18,9

Tabela 5.4 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,0 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-3,9	6,6	24	12,2
03	n.r.	6,5	22	n.r.
04	n.r.	5,3	22	n.r.
05	n.r.	4,1	21	n.r.
06	+0,4	3,2	22	14,2
07	n.r.	3,5	20	n.r.
08	n.r.	4,0	21	n.r.
09	n.r.	5,1	21	n.r.
10	+4,0	5,9	18	18,0

Tabela 5.5 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,1 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-4,3	7,0	21	12,7
03	n.r.	6,3	20	n.r.
04	n.r.	6,0	20	n.r.
05	n.r.	4,8	21	n.r.
06	+0,4	2,9	17	14,2
07	n.r.	3,4	17	n.r.
08	n.r.	3,9	16	n.r.
09	n.r.	5,8	17	n.r.
10	+3,8	6,1	17	16,4

Tabela 5.6 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,2 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-4,3	6,8	21	11,9
03	n.r.	6,0	21	n.r.
04	n.r.	5,4	21	n.r.
05	n.r.	3,9	20	n.r.
06	+0,5	2,4	18	13,0
07	n.r.	2,9	18	n.r.
08	n.r.	3,5	16	n.r.
09	n.r.	5,3	16	n.r.
10	+3,6	5,8	16	18,1

Tabela 5.7 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,3 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-4,3	6,8	21	12,8
03	n.r.	5,4	20	n.r.
04	n.r.	3,0	18	n.r.
05	n.r.	2,1	20	n.r.
06	+0,5	1,9	18	13,7
07	n.r.	2,6	18	n.r.
08	n.r.	3,2	16	n.r.
09	n.r.	4,8	17	n.r.
10	+3,6	5,9	17	18,3

Tabela 5.8 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,4 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-4,9	6,6	20	17,0
03	n.r.	5,3	21	n.r.
04	n.r.	2,9	20	n.r.
05	n.r.	1,9	18	n.r.
06	+0,0	2,1	19	13,9
07	n.r.	3,4	18	n.r.
08	n.r.	3,8	17	n.r.
09	n.r.	4,0	17	n.r.
10	+3,0	5,7	16	17,0

Tabela 5.9 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,5 – T.C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-5,0	6,7	20	12,2
03	n.r.	5,7	21	n.r.
04	n.r.	3,3	18	n.r.
05	n.r.	2,3	18	n.r.
06	-0,2	2,4	16	14,5
07	n.r.	3,5	16	n.r.
08	n.r.	3,8	16	n.r.
09	n.r.	4,3	15	n.r.
10	+2,8	6,0	15	18,0

Tabela 5.10 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,6 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-5,0	6,9	21	12,4
03	n.r.	5,8	21	n.r.
04	n.r.	3,9	20	n.r.
05	n.r.	3,1	20	n.r.
06	-0,4	3,4	19	13,7
07	n.r.	4,2	14	n.r.
08	n.r.	3,8	14	n.r.
09	n.r.	5,0	15	n.r.
10	+2,0	4,9	15	17,7

Tabela 5.11 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,7 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-8,1	7,1	23	12,0
03	n.r.	5,9	21	n.r.
04	n.r.	3,7	21	n.r.
05	n.r.	3,3	18	n.r.
06	-1,8	3,3	17	13,4
07	n.r.	4,0	20	n.r.
08	n.r.	4,0	19	n.r.
09	n.r.	4,7	20	n.r.
10	+1,2	4,5	17	18,7

Tabela 5.12– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,8 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-8,0	7,1	23	12,9
03	n.r.	6,2	23	n.r.
04	n.r.	5,0	20	n.r.
05	n.r.	4,9	21	n.r.
06	-2,0	5,1	19	12,8
07	n.r.	4,4	19	n.r.
08	n.r.	4,1	18	n.r.
09	n.r.	4,1	18	n.r.
10	+1,1	4,0	17	17,2

Tabela 5.13 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,9 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-9,3	7,0	24	13,0
03	n.r.	6,9	24	n.r.
04	n.r.	6,0	20	n.r.
05	n.r.	5,8	21	n.r.
06	-3,7	4,3	17	13,7
07	n.r.	4,0	17	n.r.
08	n.r.	3,7	18	n.r.
09	n.r.	3,6	16	n.r.
10	+0,3	3,2	17	18,4

Tabela 5.14– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,0 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-10,7	7,1	24	11,9
03	n.r.	7,0	24	n.r.
04	n.r.	6,6	21	n.r.
05	n.r.	5,1	25	n.r.
06	-4,4	4,2	20	14,2
07	n.r.	3,3	16	n.r.
08	n.r.	3,0	16	n.r.
09	n.r.	2,4	15	n.r.
10	-1,9	2,0	14	17,8

Tabela 5.15– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,1 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-10,9	7,0	27	12,9
03	n.r.	6,8	27	n.r.
04	n.r.	6,8	24	n.r.
05	n.r.	5,9	20	n.r.
06	-5,4	3,5	20	14,8
07	n.r.	2,8	20	n.r.
08	n.r.	2,0	16	n.r.
09	n.r.	1,8	15	n.r.
10	-1,5	1,6	15	18,2

Tabela 5.16– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,2 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-11,7	7,1	26	11,9
03	n.r.	7,1	27	n.r.
04	n.r.	6,3	25	n.r.
05	n.r.	5,1	23	n.r.
06	-7,7	3,2	20	15,1
07	n.r.	2,3	20	n.r.
08	n.r.	1,9	18	n.r.
09	n.r.	1,7	16	n.r.
10	-1,1	1,5	16	17,7

Tabela 5.17– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,3 –T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-14,1	6,9	26	12,4
03	n.r.	6,8	26	n.r.
04	n.r.	5,4	21	n.r.
05	n.r.	5,5	21	n.r.
06	-9,0	3,4	20	14,1
07	n.r.	2,0	17	n.r.
08	n.r.	2,0	17	n.r.
09	n.r.	1,9	16	n.r.
10	-1,7	1,8	17	17,6

Tabela 5.18– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,4 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-14,0	7,0	26	12,2
03	n.r.	6,8	27	n.r.
04	n.r.	5,8	25	n.r.
05	n.r.	4,3	25	n.r.
06	-8,4	3,7	19	15,0
07	n.r.	2,2	17	n.r.
08	n.r.	2,1	16	n.r.
09	n.r.	1,7	16	n.r.
10	-2,0	1,9	15	18,3

Tabela 5.19– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,5 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-14,0	6,7	27	12,5
03	n.r.	7,0	27	n.r.
04	n.r.	5,5	25	n.r.
05	n.r.	3,9	24	n.r.
06	-8,8	4,1	25	13,1
07	n.r.	2,9	19	n.r.
08	n.r.	2,4	19	n.r.
09	n.r.	2,0	16	n.r.
10	-2,3	1,7	16	18,4

Tabela 5.20– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,6 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-14,2	6,8	27	12,1
03		6,8	27	
04		5,1	25	
05		4,8	24	
06	-8,9	3,3	25	14,1
07		2,9	18	
08		2,7	18	
09		2,7	16	
10	-2,7	2,5	16	18,0

Tabela 5.21– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,7 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-16,4	6,9	27	11,9
03	n.r.	7,0	28	n.r.
04	n.r.	6,2	26	n.r.
05	n.r.	5,7	25	n.r.
06	-8,9	4,6	25	13,7
07	n.r.	3,8	20	n.r.
08	n.r.	3,8	19	n.r.
09	n.r.	2,9	16	n.r.
10	-5,7	2,9	17	18,4

Tabela 5.22– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,8 –T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-14,5	7,1	28	11,9
03	n.r.	6,8	28	n.r.
04	n.r.	6,0	26	n.r.
05	n.r.	6,0	26	n.r.
06	-9,5	5,3	26	13,1
07	n.r.	4,4	20	n.r.
08	n.r.	4,7	19	n.r.
09	n.r.	3,9	16	n.r.
10	-4,0	3,9	16	18,0

Tabela 5.23– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,9 – T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-15,8	6,9	27	12,0
03	n.r.	6,9	27	n.r.
04	n.r.	6,4	25	n.r.
05	n.r.	5,7	25	n.r.
06	-11,1	5,0	25	14,2
07	n.r.	4,9	21	n.r.
08	n.r.	4,2	22	n.r.
09	n.r.	4,0	21	n.r.
10	-4,4	4,2	22	16,1

Tabela 5.24– Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 7,0 –T. C.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Decantada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	SST (mg/L)
02	-16,6	7,0	27	12,4
03	n.r.	7,0	26	n.r.
04	n.r.	6,8	27	n.r.
05	n.r.	6,9	26	n.r.
06	-12,4	5,9	25	13,0
07	n.r.	5,8	24	n.r.
08	n.r.	6,3	25	n.r.
09	n.r.	6,4	22	n.r.
10	-6,2	5,7	24	15,4

Tabela 5.25 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 4,0 –F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-4,1	5,0	11	9,0
03	n.r.	2,8	11	n.r.
04	n.r.	1,5	10	n.r.
05	n.r.	1,7	10	n.r.
06	+1,6	2,1	10	7,1
07	n.r.	2,1	11	n.r.
08	n.r.	3,7	11	n.r.
09	n.r.	4,0	11	n.r.
10	+5,6	4,1	11	7,4

Tabela 5.26 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 4,5 –F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-3,9	4,8	11	8,5
03	n.r.	2,8	10	n.r.
04	n.r.	1,7	9	n.r.
05	n.r.	1,7	9	n.r.
06	+1,1	2,1	9	6,9
07	n.r.	2,3	9	n.r.
08	n.r.	4,2	11	n.r.
09	n.r.	4,3	11	n.r.
10	+3,8	4,0	11	7,9

Tabela 5.27 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,0 – F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-4,0	4,2	10	9,0
03	n.r.	2,8	10	n.r.
04	n.r.	1,2	8	n.r.
05	n.r.	0,85	8	n.r.
06	+0,5	1,4	8	6,9
07	n.r.	2,9	9	n.r.
08	n.r.	4,0	10	n.r.
09	n.r.	4,1	12	n.r.
10	+3,0	4,5	12	8,6

Tabela 5.28 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 5,5 – F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-6,8	4,0	10	7,8
03	n.r.	3,2	10	n.r.
04	n.r.	0,93	8	n.r.
05	n.r.	0,73	8	n.r.
06	+0,2	1,2	8	4,9
07	n.r.	2,8	8	n.r.
08	n.r.	3,2	9	n.r.
09	n.r.	3,8	10	n.r.
10	+2,8	3,6	9	9,2

Tabela 5.29 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 6,0 – F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-12,3	5,0	10	8,9
03	n.r.	3,2	10	n.r.
04	n.r.	1,4	9	n.r.
05	n.r.	1,2	9	n.r.
06	-3,8	1,9	9	5,1
07	n.r.	2,1	9	n.r.
08	n.r.	2,1	9	n.r.
09	n.r.	2,3	9	n.r.
10	-2,4	1,1	8	7,8

Tabela 5.30 – Resultados de ensaios de jarros com valor de pH de coagulação de 7,0 – F. D.

Sulfato de Alumínio (mg/L)	Água Coagulada	Água Filtrada		
	Potencial Zeta (mV)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	SST (mg/L)
02	-17,1	5,1	10	9,0
03	n.r.	3,8	10	n.r.
04	n.r.	3,0	10	n.r.
05	n.r.	1,6	9	n.r.
06	-8,4	2,2	9	6,6
07	n.r.	1,4	10	n.r.
08	n.r.	0,90	9	n.r.
09	n.r.	0,82	9	n.r.
10	-5,2	0,72	10	8,6

5.1.1. Diagrama de Coagulação

Os valores de turbidez remanescentes em função do valor do pH e da dosagem de coagulante, presentes nas Tabelas de 5.2 a 5.30, geraram através da utilização do programa “*Surfer for Windows*”, versão 3.0, o diagrama de coagulação apresentado na Figura 5.1, o qual demonstra duas regiões com limites de curvas de níveis de turbidez remanescentes distintas, indicando remoções semelhantes.

A região 01, mostrada na Figura 5.1, apresenta os valores de turbidez residual após a etapa de coagulação, floculação e sedimentação, representando uma remoção de turbidez maior que 80% em relação a turbidez média da água bruta, cujo valor foi de 12,1 ut. Nesta região, têm-se os valores de pH variáveis entre 6,1 e 6,6 e dosagem de sulfato de alumínio acima de 9,0 mg/L, típico do tratamento convencional da ETA Guaraú.

A região 02, indicada na Figura 5.1, compreende os valores de pH entre 5,1 e 5,7 e dosagem de sulfato de alumínio entre 4,8 e 6,2mg/L, apresentando remoção de turbidez maior que 93,0% em relação a turbidez média da água bruta, cujo valor foi de 12,1 ut. Esta faixa de variação de valores de pH e de dosagem de sulfato de alumínio, é típica em operação de tratamento de água, que se utilizam o processo da filtração direta. O limite da curva de menor valor de turbidez remanescente, foi utilizado para a obtenção da dosagem de coagulante e do valor de pH de coagulação no tratamento de água, quando utilizada a tecnologia de filtração direta descendente, na ETA piloto.

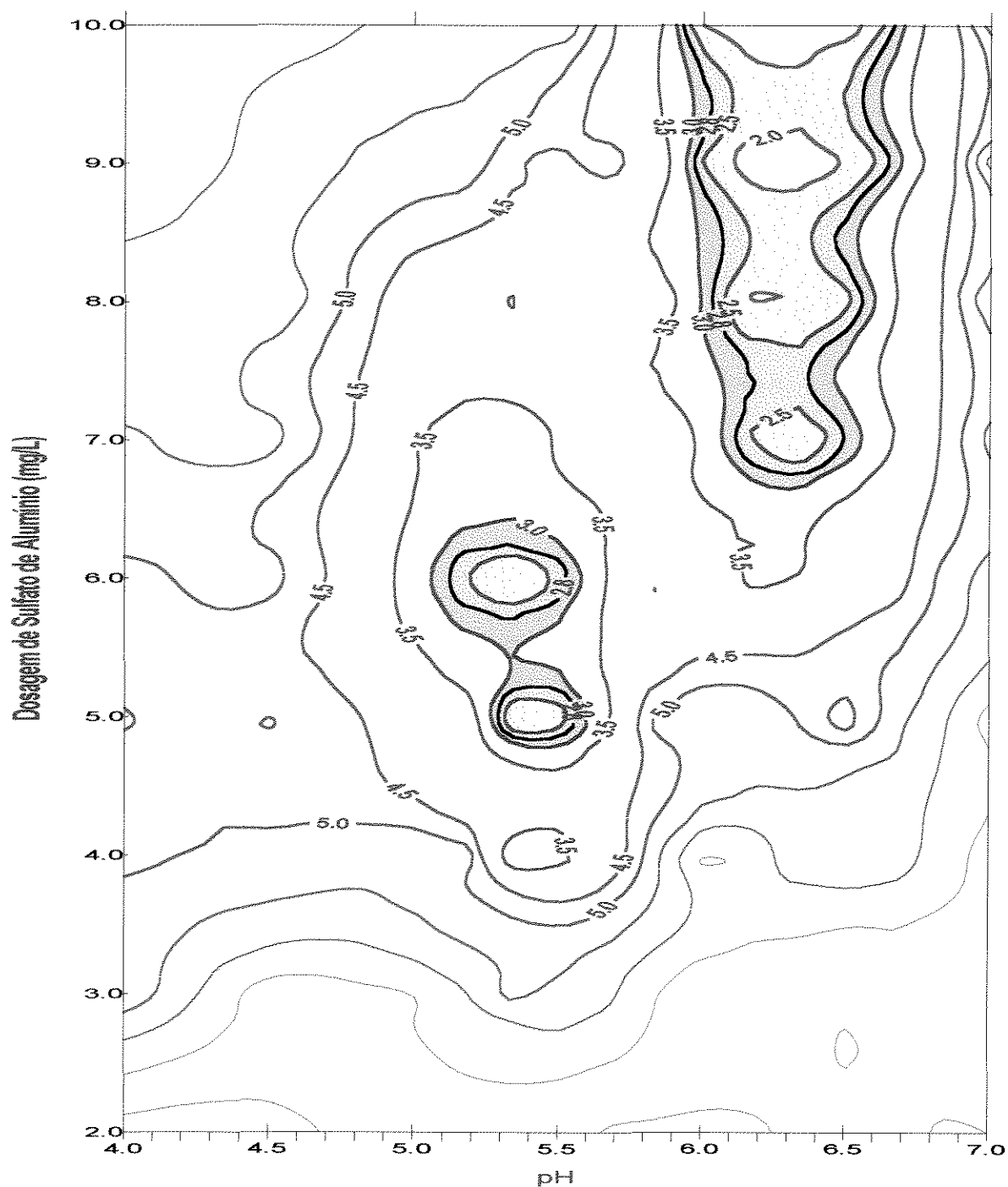


Figura 5.1 – Diagrama de coagulação obtido com valores de turbidez remanescentes das amostras de água oriundas dos ensaios de jarros após a decantação e também das amostras após a filtração em papel de filtro Whatmman nº 40.

5.1.2. Geração de lodo

Nos mesmos ensaios de jarros efetuados para a verificação de dosagens de coagulante e pH de coagulação, após a coleta de água para as análises físico-químicas, foram efetuadas as análises de sólidos suspensos totais.

A Tabela 5.31, mostra os teores de sólidos suspensos totais nos ensaios de jarros que simularam o tratamento convencional e a Tabela 5.32, os ensaios de jarros que simularam a filtração direta. Os valores contidos nessas duas tabelas, foram os valores de máximo, mínimo e média aritmética, dos teores de SST contidos nas Tabelas de 5.2 a 5.24, nas dosagens de sulfato de alumínio em 6,0 e 10 mg/L para a simulação do tratamento por filtração direta e tratamento convencional, respectivamente

Tabela 5.31 – Teores de sólidos suspensos totais, expressos em mg/L obtidos nos ensaios de jarros realizados com a simulação do tratamento convencional, para dosagem de sulfato de alumínio igual a 10,0 mg/L e pH de coagulação variado de 4,1 a 7,0

	Dosagem de sulfato de alumínio
	10 mg/L
<i>SST Máximo (mg/L)</i>	18,9
<i>SST Médio (mg/L)</i>	17,8
<i>SST Mínimo (mg/L)</i>	15,4

Tabela 5.32 – Valores de sólidos suspensos totais, expressos em mg/L obtidos nos ensaios de jarros realizados com a simulação da filtração direta para dosagem de sulfato de alumínio igual a 6,0 mg/L e pH de coagulação variado de 4,0 a 7,0

	Dosagem de sulfato de alumínio
	6,0 mg/L
<i>SST Máximo (mg/L)</i>	7,1
<i>SST Médio (mg/L)</i>	6,3
<i>SST Mínimo (mg/L)</i>	4,9

5.2. Resultados obtidos no estudo dos filtros piloto

A operação dos filtros durante todo o trabalho, produziu dados de evolução de perda de carga, variação de cor aparente, turbidez na água efluente e produção de sólidos. Estes, são resultados da retenção de material flocoento nos vazios dos meios filtrantes e posteriormente removidos durante o processo de lavagem.

5.2.1. Perda de carga no leito filtrante e turbidez efluente nos filtros rápidos descendentes

Para cada um dos ensaios testados, com o auxílio de leituras das colunas dos piezômetros, instalados ao longo do leito filtrante, foi possível determinar as perdas de cargas nos mesmos. Foram elaborados gráficos evidenciando a variação e evolução da perda de carga ocorrida na camada do leito filtrante ao longo do tempo. Foram verificadas também a variação e evolução da turbidez da água efluente do filtro em função do tempo de operação do mesmo.

As Tabelas de 5.33 a 5.38, mostram os dados de variação e evolução da perda de carga ocorrida ao longo da camada do leito filtrante e também os valores de turbidez e cor aparente de amostras de água efluente recolhidas quando da medida de perda de carga, ao longo do tempo, para os filtros pilotos 01 e 02. Essas tabelas contêm os dados para os ensaios 01, 02 e 03, realizados de acordo com a metodologia indicada no item 4.4.5. Nas Tabelas, a coluna piezômetro, indica para qual tomada foi possível medir o nível energético da lâmina líquida, que por diferenças, fornecia a perda de carga ocorrida, do nível superior, até aquele ponto de tomada. As colunas piezométricas podem ser visualizadas nas Figuras 4.3 e 4.4, apresentadas no capítulo de material e métodos.

Tabela 5.33 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 01.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
(b)	Carvão 10 cm	0.02	0.12	0.19	0.33	0.42	0.57	0.80	1.02
(c)	Carvão 20 cm	0.12	0.14	0.27	0.48	0.63	0.89	1.19	1.47
(d)	Carvão 30 cm	0.14	0.17	0.29	0.52	0.70	0.99	1.24	2.07
(e)	Carvão 40 cm	0.17	0.20	0.32	0.57	0.74	1.03	1.37	2.22
(f)	Carvão 50 cm	0.17	0.22	0.36	0.60	0.79	1.10	1.42	2.27
(g)	Carvão + Areia	0.22	0.28	0.42	0.68	0.87	1.19	1.50	2.32
(h)	Areia 20 cm	0.32	0.37	0.49	0.77	0.94	1.28	1.62	2.36
(i)	Areia 30 cm	0.34	0.39	0.54	0.82	1.00	1.33	1.68	2.47
(j)	Seixos	0.44	0.47	0.60	0.89	1.07	1.39	1.72	2.52
(k)	Pedriscos	0.47	0.50	0.62	0.91	1.09	1.41	1.76	2.55
(l)	Pedregulhos	0.47	0.50	0.62	0.92	1.09	1.42	1.76	2.55
(m)	Pedregulhos	0.47	0.50	0.62	0.92	1.09	1.42	1.76	2.55
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	21	25	29
Turbidez (uT)		0.11	0.15	0.15	0.17	0.18	0.21	0.21	0.21
Cor aparente (uH)		2	2	2	3	3	3	3	3

Tabela 5.34 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 01.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	-	-
(b)	Carvão 10 cm	0.02	0.07	0.20	0.24	0.32	-	-	-
(c)	Carvão 20 cm	0.07	0.12	0.22	0.27	0.35	-	-	-
(d)	Carvão 30 cm	0.12	0.22	0.26	0.32	0.40	-	-	-
(e)	Carvão 40 cm	0.14	0.26	0.30	0.35	0.45	-	-	-
(f)	Carvão 50 cm	0.17	0.28	0.32	0.42	0.48	-	-	-
(g)	Carvão + Areia	0.22	0.30	0.35	0.50	0.54	-	-	-
(h)	Areia 20 cm	0.22	0.33	0.40	0.53	0.62	-	-	-
(i)	Areia 30 cm	0.27	0.37	0.42	0.58	0.65	-	-	-
(j)	Seixos	0.42	0.45	0.48	0.64	0.77	-	-	-
(k)	Pedriscos	0.45	0.47	0.57	0.71	0.97	-	-	-
(l)	Pedregulhos	0.45	0.47	0.57	0.71	0.97	-	-	-
(m)	Pedregulhos	0.45	0.47	0.57	0.71	0.97	-	-	-
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	-	-	-
Turbidez (uT)		0.15	0.25	0.51	0.88	1.36	-	-	-
Cor aparente (uH)		2	2	3	5	5			

Tabela 5.35 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 02.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
(b)	Carvão 10 cm	0.04	0.10	0.22	0.36	0.46	0.54	0.84	1.20
(c)	Carvão 20 cm	0.10	0.14	0.30	0.52	0.67	0.89	1.22	1.55
(d)	Carvão 30 cm	0.14	0.17	0.32	0.56	0.79	0.99	1.32	2.13
(e)	Carvão 40 cm	0.17	0.20	0.34	0.62	0.87	1.07	1.41	2.50
(f)	Carvão 50 cm	0.19	0.25	0.38	0.66	1.00	1.22	1.47	2.54
(g)	Carvão + Areia	0.24	0.28	0.43	0.73	1.05	1.27	1.54	2.62
(h)	Areia 20 cm	0.31	0.37	0.52	0.82	1.17	1.35	1.62	2.66
(i)	Areia 30 cm	0.34	0.42	0.58	0.92	1.22	1.47	1.68	2.68
(j)	Seixos	0.44	0.52	0.62	0.94	1.25	1.52	1.74	2.72
(k)	Pedriscos	0.49	0.54	0.67	0.97	1.27	1.54	1.89	2.72
(l)	Pedregulhos	0.49	0.54	0.67	0.97	1.27	1.54	1.89	2.72
(m)	Pedregulhos	0.49	0.54	0.67	0.97	1.27	1.54	1.89	2.72
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	21	25	29
Turbidez (uT)		0.07	0.09	0.12	0.15	0.17	0.20	0.22	0.25
Cor aparente (uH)		2	2	2	3	3	3	3	3

Tabela 5.36 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 02.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
(b)	Carvão 10 cm	0.02	0.07	0.20	0.27	0.32	0.38	0.71	1.10
(c)	Carvão 20 cm	0.09	0.12	0.22	0.32	0.36	0.46	0.94	1.35
(d)	Carvão 30 cm	0.13	0.20	0.27	0.39	0.42	0.54	1.07	1.52
(e)	Carvão 40 cm	0.15	0.22	0.27	0.43	0.47	0.62	1.22	1.58
(f)	Carvão 50 cm	0.17	0.23	0.32	0.48	0.53	0.69	1.29	1.63
(g)	Carvão + Areia	0.22	0.27	0.34	0.54	0.60	0.80	1.47	1.84
(h)	Areia 20 cm	0.27	0.32	0.40	0.62	0.72	0.95	1.52	2.02
(i)	Areia 30 cm	0.32	0.37	0.46	0.74	0.82	1.11	1.59	2.31
(j)	Seixos	0.39	0.47	0.52	0.80	0.90	1.15	1.67	2.52
(k)	Pedriscos	0.46	0.53	0.62	0.82	0.94	1.24	1.70	2.60
(l)	Pedregulhos	0.46	0.53	0.62	0.82	0.94	1.24	1.70	2.60
(m)	Pedregulhos	0.46	0.53	0.62	0.82	0.94	1.24	1.70	2.60
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	21	25	29
Turbidez (uT)		0.09	0.15	0.15	0.19	0.26	0.35	0.49	0.79
Cor aparente (uH)		2	2	2	3	3	3	5	5

Tabela 5.37 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 01, no ensaio 03.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
(b)	Carvão 10 cm	0.04	0.07	0.17	0.22	0.32	0.44	0.77	1.14
(c)	Carvão 20 cm	0.12	0.17	0.29	0.40	0.48	0.76	1.11	1.45
(d)	Carvão 30 cm	0.15	0.20	0.32	0.46	0.53	0.80	1.22	2.01
(e)	Carvão 40 cm	0.17	0.22	0.41	0.54	0.61	0.98	1.28	2.37
(f)	Carvão 50 cm	0.19	0.25	0.45	0.61	0.67	1.11	1.38	2.50
(g)	Carvão + Areia	0.24	0.28	0.49	0.62	0.74	1.14	1.44	2.58
(h)	Areia 20 cm	0.31	0.37	0.52	0.65	0.90	1.24	1.51	2.62
(i)	Areia 30 cm	0.34	0.41	0.59	0.72	1.02	1.37	1.57	2.65
(j)	Seixos	0.37	0.48	0.66	0.87	1.22	1.43	1.67	2.67
(k)	Pedriscos	0.40	0.52	0.70	0.92	1.27	1.52	1.79	2.70
(l)	Pedregulhos	0.40	0.52	0.70	0.92	1.27	1.52	1.79	2.70
(m)	Pedregulhos	0.40	0.52	0.70	0.92	1.27	1.52	1.79	2.70
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	21	25	29
Turbidez (uT)		0.07	0.09	0.11	0.16	0.18	0.19	0.23	0.23
Cor aparente (uH)		2	2	2	3	3	3	3	4

Tabela 5.38 – Variação da perda de carga no leito filtrante, tempo de operação e turbidez efluente do filtro 02, no ensaio 03.

Piezômetro	Camada	Perda de Carga (m)							
(a)	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
(b)	Carvão 10 cm	0.03	0.05	0.12	0.17	0.22	0.28	0.62	1.00
(c)	Carvão 20 cm	0.08	0.11	0.20	0.22	0.31	0.36	0.84	1.28
(d)	Carvão 30 cm	0.10	0.17	0.27	0.34	0.44	0.52	0.97	1.41
(e)	Carvão 40 cm	0.13	0.22	0.31	0.42	0.47	0.60	1.10	1.46
(f)	Carvão 50 cm	0.15	0.23	0.34	0.46	0.52	0.69	1.21	1.52
(g)	Carvão + Areia	0.20	0.27	0.37	0.52	0.60	0.80	1.35	1.74
(h)	Areia 20 cm	0.25	0.30	0.40	0.60	0.72	0.92	1.44	1.87
(i)	Areia 30 cm	0.30	0.35	0.46	0.71	0.79	1.12	1.50	2.22
(j)	Seixos	0.37	0.42	0.51	0.78	0.89	1.15	1.57	2.40
(k)	Pedriscos	0.45	0.52	0.58	0.80	0.92	1.24	1.64	2.51
(l)	Pedregulhos	0.45	0.52	0.58	0.80	0.92	1.24	1.64	2.51
(m)	Pedregulhos	0.45	0.52	0.58	0.80	0.92	1.24	1.64	2.51
Tempo de operação (h)		1	5	9	13	17	21	25	29
Turbidez (uT)		0.12	0.18	0.22	0.32	0.39	0.48	0.67	0.85
Cor aparente (uH)		2	2	3	3	33	5	5	5

Com os dados das Tabelas 5.33 a 5.38, foram construídas as curvas presentes nas Figuras 5.2 a 5.7. A variação do valor de turbidez remanescentes nas amostras de água efluente dos filtros 01 e 02 em função do tempo de operação dos filtros, obtidos nos ensaios 01, 02 e 03, são mostrados nas Figuras de 5.8 a 5.10.

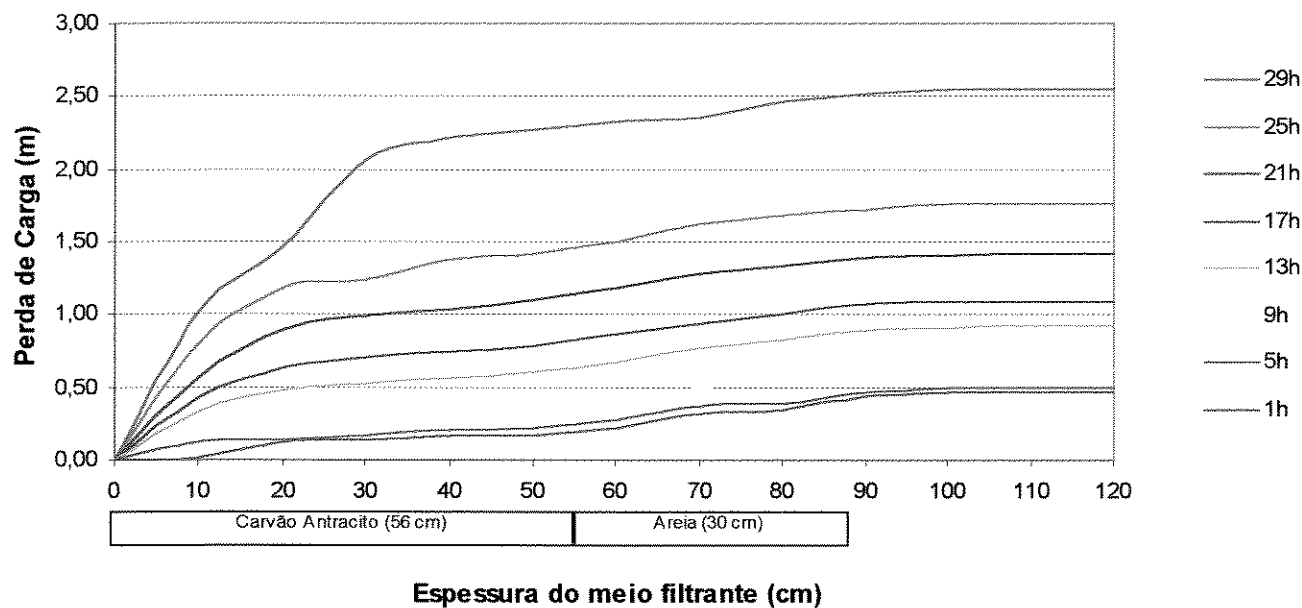


Figura 5.2 – Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, durante o ensaio 01.

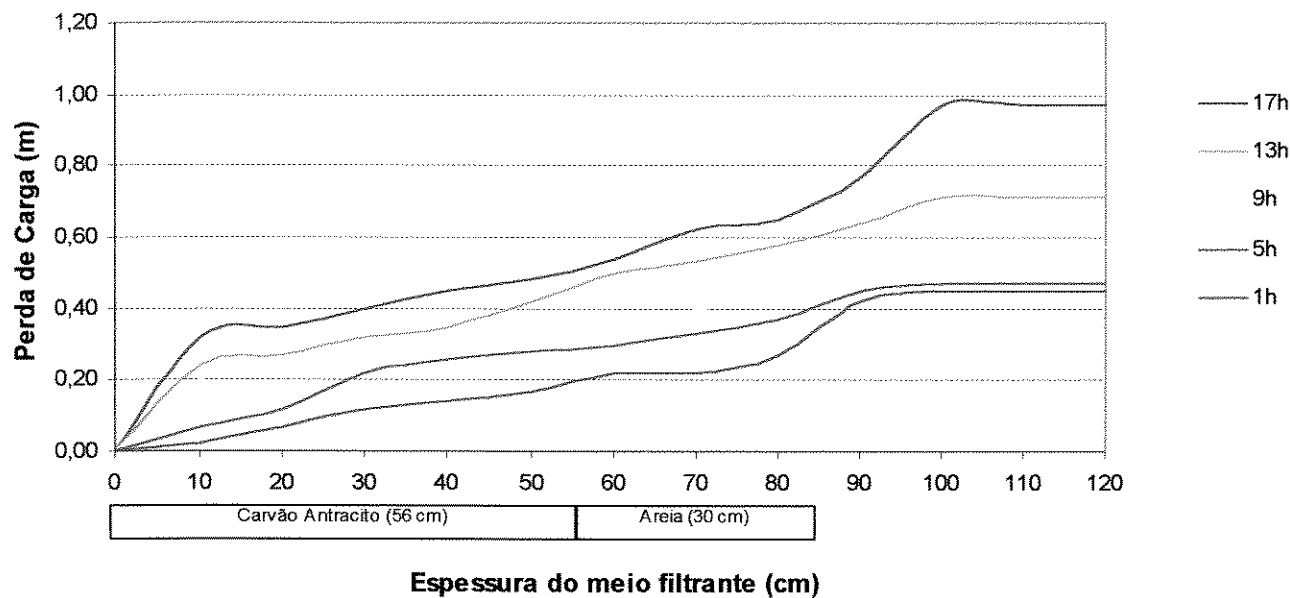


Figura 5.3 – Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, durante o ensaio 01.

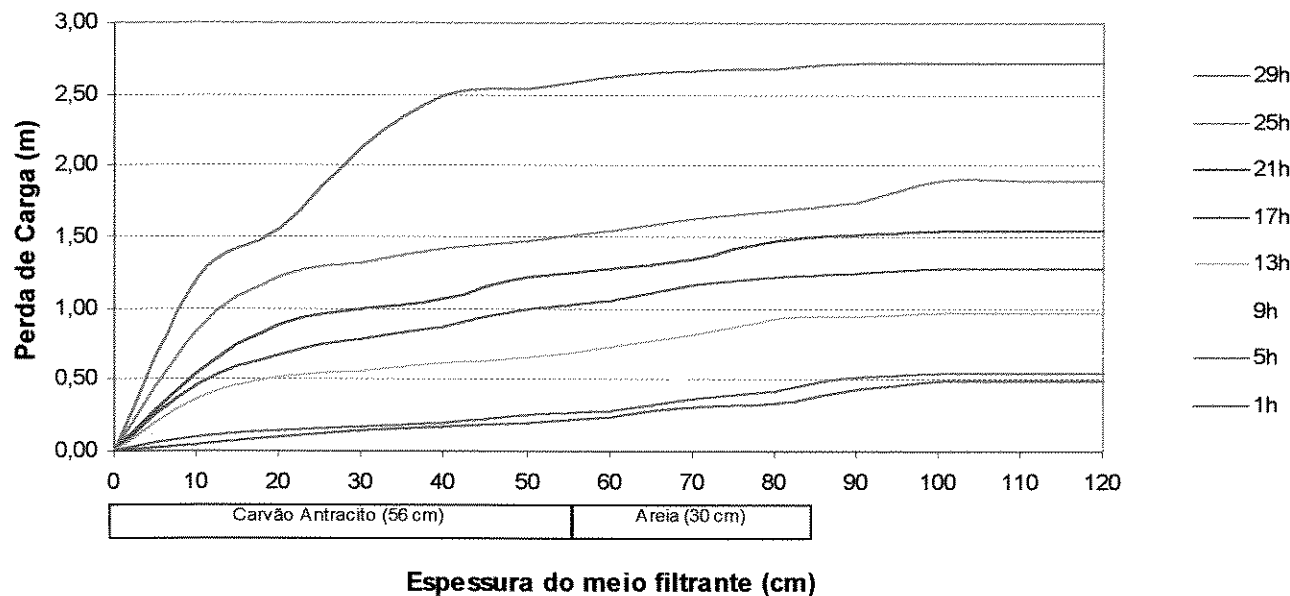


Figura 5.4 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, durante o ensaio 02.

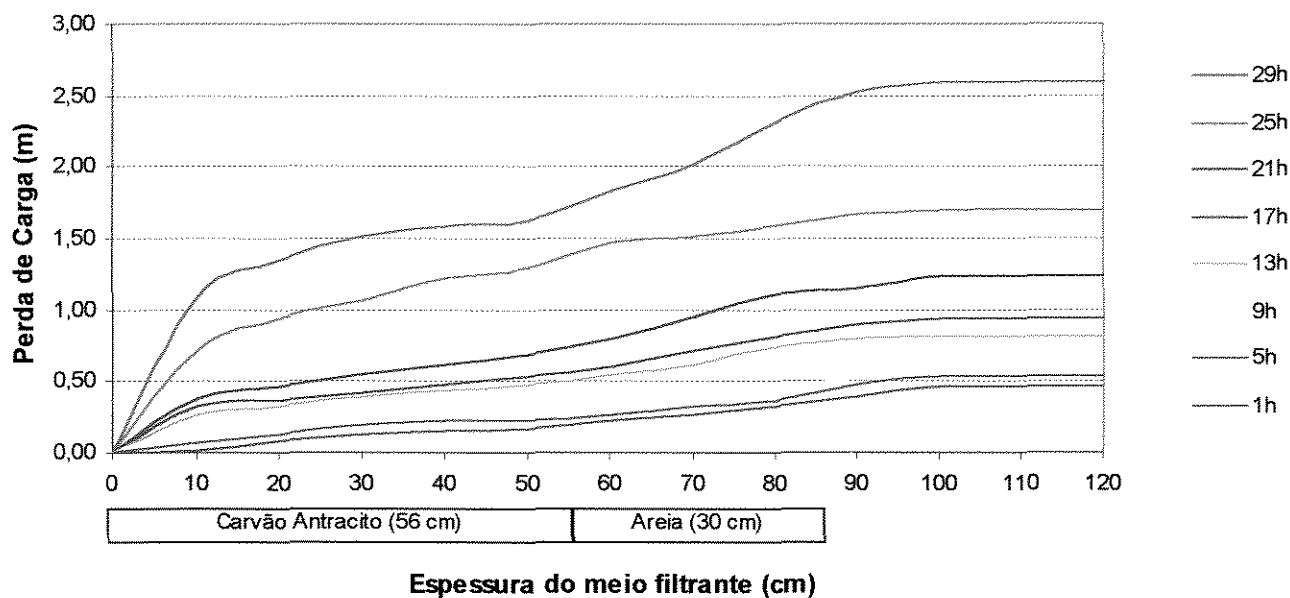


Figura 5.5 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, durante o ensaio 02.

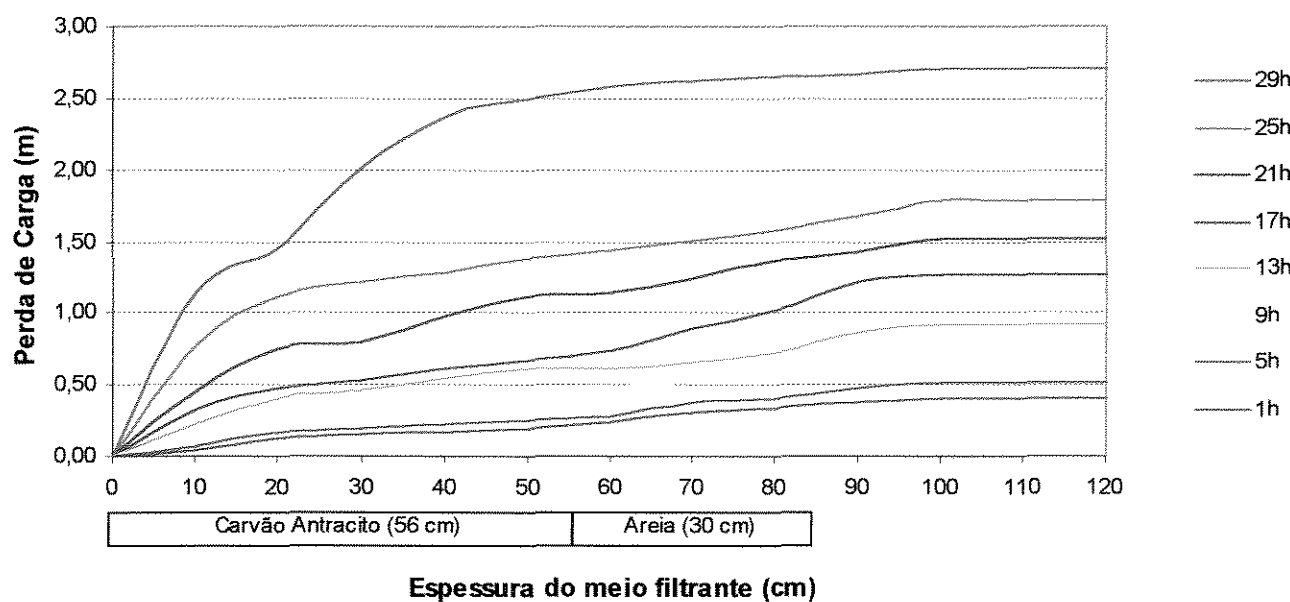


Figura 5.6 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 01, durante o ensaio 03.

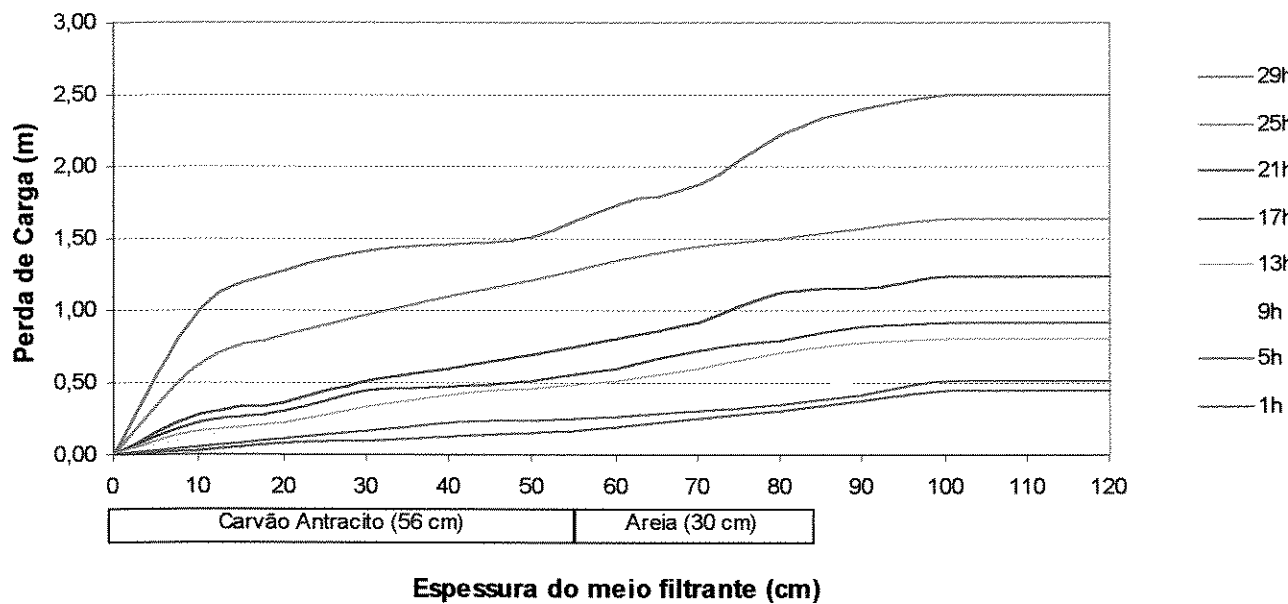


Figura 5.7 - Evolução da perda de carga no leito filtrante do filtro piloto 02, durante o ensaio 03.

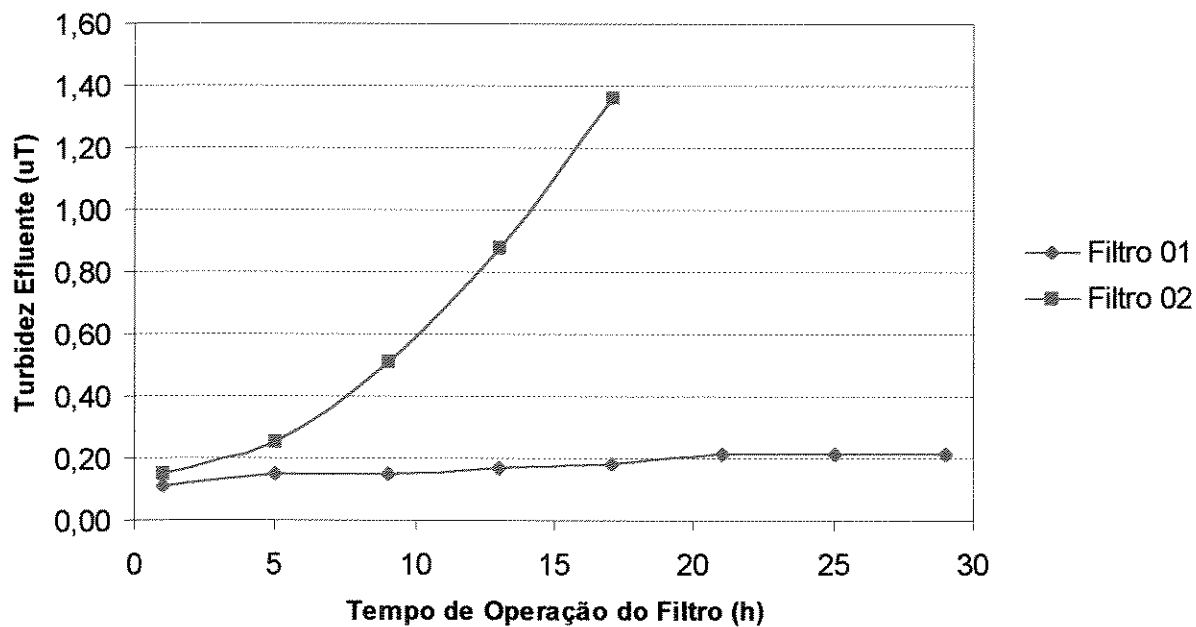


Figura 5.8 – Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, no ensaio 01.

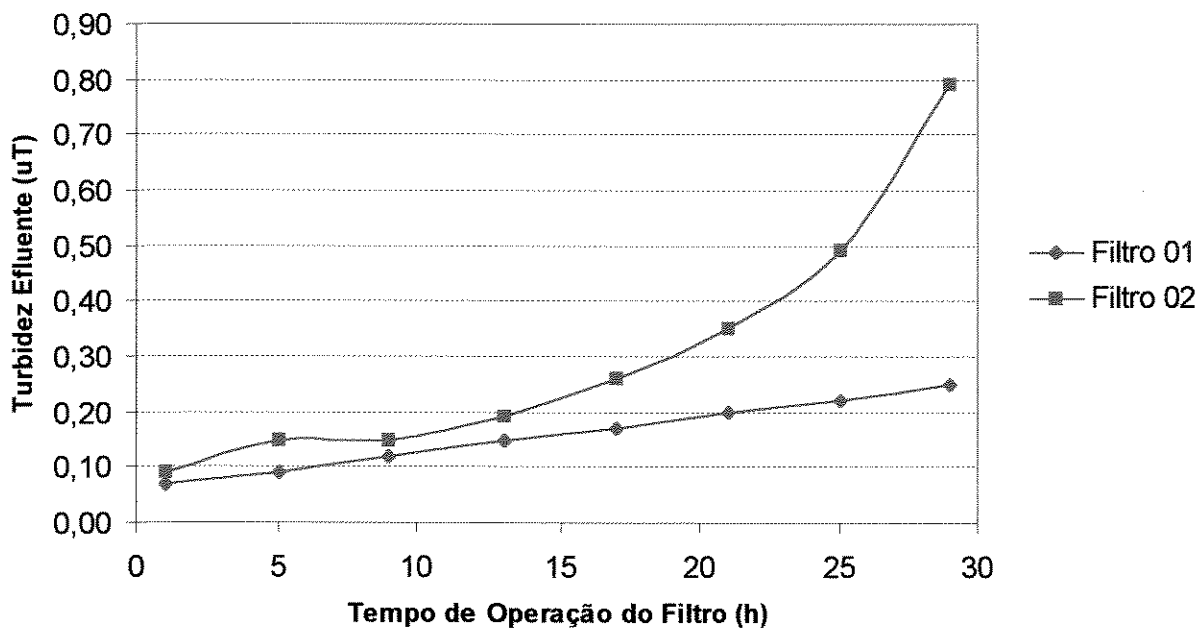


Figura 5.9 - Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, no ensaio 02.

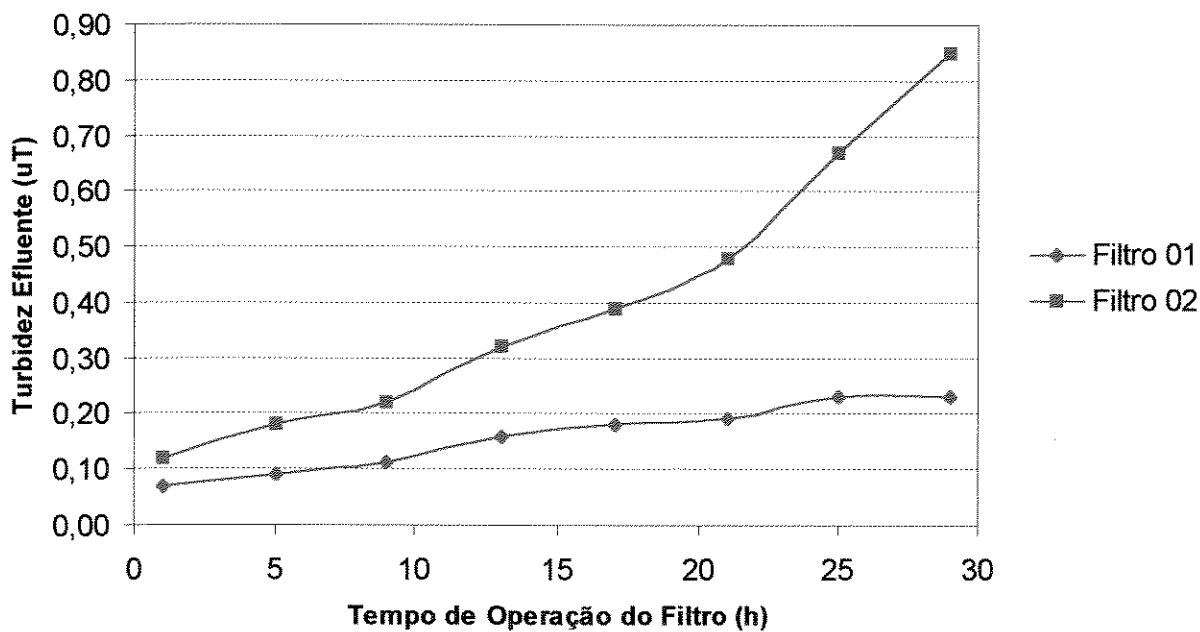


Figura 5.10 - Evolução da turbidez da água efluente dos filtros piloto, no ensaio 03.

5.3. Quantificação de lodo gerado nos dois processos de tratamento através das análises de sólidos suspensos totais

A quantificação de lodo para o sistema convencional da ETA Guaraú, foi baseada em valores analisados em 11 amostras recolhidas durante o período da elaboração deste trabalho. Esta amostragem foi da água bruta, floculada e decantada. A Tabela 5.39, contém os teores máximos e mínimos, de cada uma delas, para o período, bem como a média aritmética de todas as amostras para cada tipo de água. Nessa tabela, também há valores, estimados, de sólidos que ficaram acumulados nos decantadores. Este valor, é o resultado da diferença entre os sólidos presentes na água floculada e o medido na água decantada.

Tabela 5.39 – Teores de sólidos suspensos totais, na água bruta, floculada, decantada e acumulados nos decantadores do sistema de tratamento convencional no período dos ensaios.

	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)		
	Máximo	Médio	Mínimo
<i>Água bruta</i>	16,8	11,4	8,2
<i>Água floculada</i>	21,7	19,0	17,6
<i>Água decantada</i>	6,6	5,9	5,4
<i>Sólido acumulado no decantador</i>	15,1	13,1	12,2

Além do lodo acumulado nos decantadores, o sistema de tratamento convencional, também gera sólidos quando das limpezas e lavagens dos filtros. No sistema de filtração direta descendente, todos os sólidos formados no processo, ficam retidos somente nos poros dos meios filtrantes das unidades.

A tabela 5.40, apresenta os valores de análises de sólidos obtidos na amostra composta das águas de lavagem de filtro, para os filtros pilotos 01 e 02. Estas análises de sólidos, foram realizadas nos ensaios 01, 02 e 03 da Tabela 4.5, apresentada no capítulo de material e métodos.

Tabela 5.40 – Resultados das análises de sólidos suspensos totais nas amostras compostas da lavagem dos filtros piloto, nos diferentes ensaios realizados

Ensaio	Resultado de Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	
	Filtro Piloto 01 Tratamento Convencional	Filtro Piloto 02 Filtração Direta Descendente
01	155,7	59,8
02	179,8	68,9
03	166,7	90,4

5.4. Quantificação dos produtos químicos dosados nos processos de tratamento convencional de água e na tecnologia de filtração direta descendente

Os produtos químicos quantificados nos dois sistemas de tratamento de água foram o sulfato de alumínio e o polímero. Na tecnologia de filtração direta, houve a necessidade de se utilizar ácido clorídrico para atingir o valor de pH de coagulação desejado. A Tabela 5.41, apresenta os valores de dosagens de produtos químicos aplicados nos ensaios 01, 02 e 03.

Tabela 5.41 – Quantidade de produtos químicos utilizados nos processos de tratamento

Ensaio	Tratamento Convencional		Filtração Direta Descendente		
	Sulfato de Alumínio (mg/L)	Polímero (mg/L)	Sulfato de Alumínio (mg/L)	Polímero (mg/L)	Ácido Clorídrico (mg/L)
1	10,6	0,011	6,0	-	9,0
2	10,2	0,011	6,0	0,020	9,0
3	10,4	0,011	6,0	-	9,0

6. Discussões

Os resultados obtidos neste estudo, permitiram a detecção de uma série de informações que geraram colocações tecnológicas possíveis de serem comparadas entre si, possibilitando outros possíveis trabalhos de pesquisas científicas.

6.1. Ensaio de jarros

a) Variação do potencial Zeta em função do pH

Com as amostras que foram ensaiadas para os valores de dosagens de sulfato de alumínio iguais a 2,0, 6,0 e 10mg/L foram realizadas as análises do potencial Zeta nos diferentes valores de pH da água coagulada. Foi observado que para essas três situações, o comportamento da variação do potencial Zeta em função do pH, ocorre de forma semelhante, como informado por AMIRTHARAJAH e MILL, 1982.

A Figura 6.1, construída com os dados das tabelas, 5,2 a 5,24 mostra a variação do potencial Zeta da água coagulada em função do valor do pH na dosagem de 2,0mg/L de sulfato de alumínio. Nesta situação, pode ser verificado que não houve a inversão de cargas das partículas presentes na água bruta.

Com dosagem de 6,0mg/L de sulfato de alumínio, os dados de valores de potencial Zeta presentes na Figura 6.2, mostram que houve a inversão de cargas. Nesta mesma figura, pode ser

verificada, com relativa facilidade, o ponto isoelétrico obtido para os colóides presentes com valor de pH igual a 5,4 e muito próximos dele, para valores de pH entre 5,4 e 5,6. Essa sensibilidade quanto à desestabilização das partículas pode ser notada, quando para a mesma dosagem, o potencial Zeta aumenta, negativamente, com o incremento do pH.

Na variação do potencial Zeta da água coagulada em função do pH, com dosagem de sulfato de alumínio de 10mg/L, o ponto isoelétrico está próximo de valor de pH igual a 5,8, como mostrado no gráfico da Figura 6.3. Mantendo a mesma dosagem do coagulante, acima do valor de pH igual a 6,0, pode ser verificado que os colóides permanecem com sua característica de carga negativa. Abaixo deste valor de pH, pelos resultados observados nesse mesmo diagrama, verifica-se que possivelmente as espécies hidrolisadas positivas do alumínio, se sobrepõem na superfície coloidal, deixando-os com residual de cargas positivas.

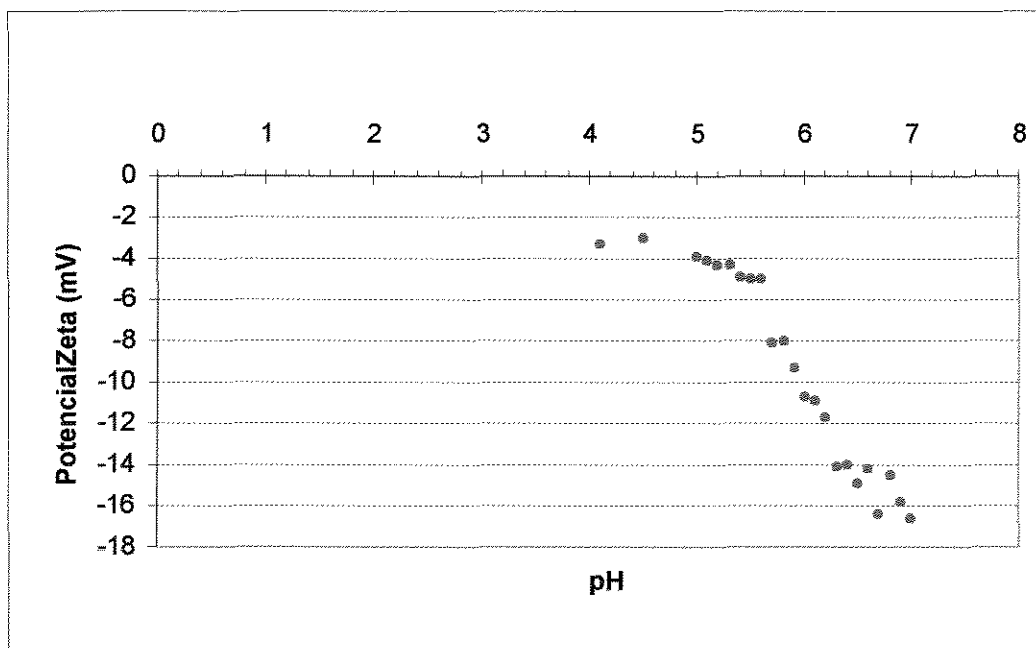


Figura 6.1 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 2mg/L.

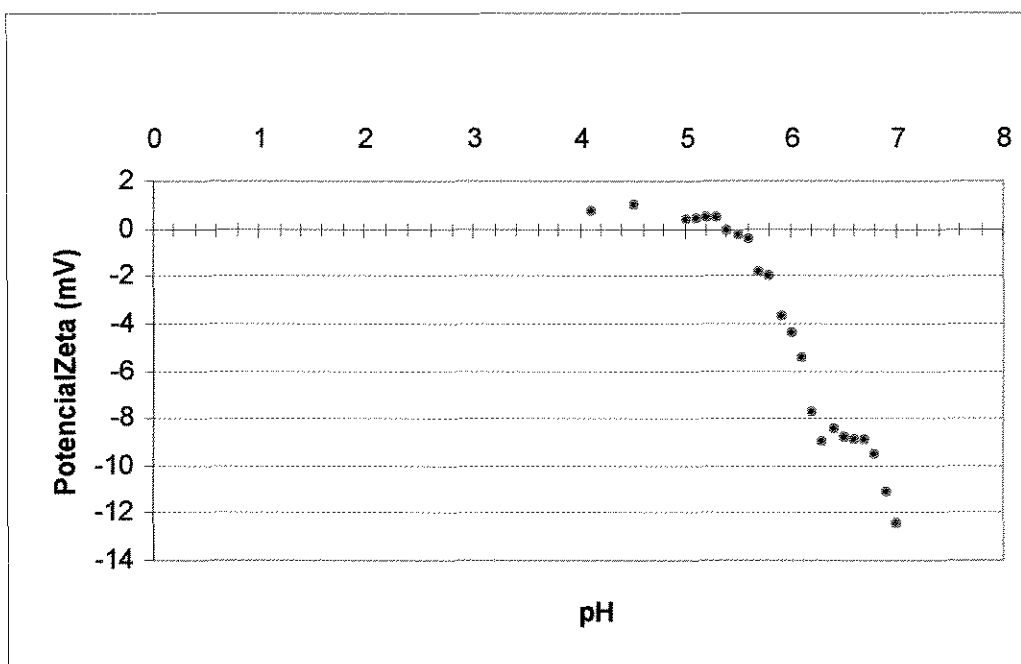


Figura 6.2 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 6mg/L.

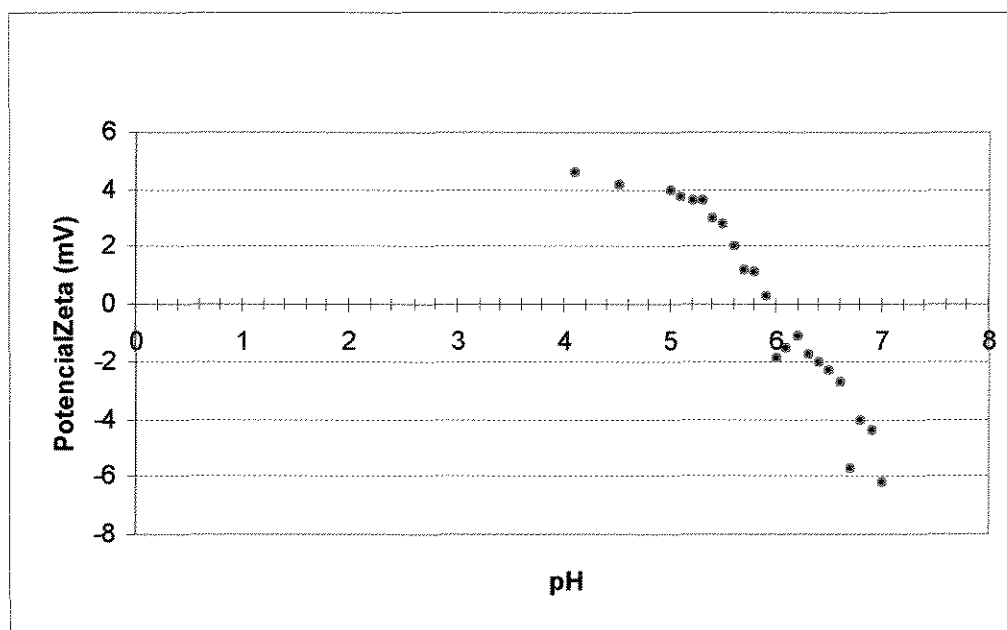


Figura 6.3 – Variação do potencial Zeta em função do pH da água coagulada para dosagem de sulfato de alumínio de 10mg/L.

b) Remoção de turbidez

A menor turbidez remanescente, mostrada no diagrama de coagulação ilustrado na região 02 da Figura 5.1, situa-se nos valores de pH entre 5,0 a 5,5 com dosagens de sulfato de alumínio nos valores de 4,8 e 6,2 mg/L. A comparação destes resultados com o diagrama da Figura 6.2, indica que realmente há uma coerência dos valores obtidos. Em AMIRTHARAJAH e MILL, 1982 a associação da região do diagrama de coagulação, semelhante a este, com os valores do potencial Zeta, verifica-se o local onde ocorre a estabilização das partículas coloidais.

Nos ensaios que originaram a região 01 da Figura 5.1, a turbidez remanescente foi menor, quando se efetuou dosagem de sulfato de alumínio maior que 9,0 mg/L e valores de pH variáveis entre 6,1 e 6,5. Nesta região, associada ao potencial Zeta da água coagulada, verifica-se que o ponto isoelétrico também deve ter sido atingido. Os flocos formados neste ensaio, foram facilmente removidos no tempo de sedimentação. Fato semelhante a este, também foi verificado por Di BERNARDO, 1993.

c) Remoção de cor aparente

Como descrito em EDWARDS (1985), a presença turbidez menor que 30 uT na água bruta, provoca pouca diferença na eficiência da remoção de cor nas amostras. Foi verificado nos valores das Tabelas 5.25 a 5.30, que após a amostra ter sido filtrada em papel de filtro Whatmman nº 40, o parâmetro de cor, se manteve acima de 8 uH nas melhores dosagens de coagulante.

d) Formação de sólidos

As quantificações de sólidos obtidos, de acordo com os dados presentes nas Tabelas de 5.31 e 5.32, evidenciam a menor quantidade de lodo gerado nos ensaios de jarros utilizando a simulação das tecnologias de tratamento, na melhor dosagem de coagulante.

Este tipo de análise, auxilia na quantificação de lodo formado, possibilitando o dimensionamento de sistemas de desidratação do mesmo. Porém PICCOLO (1999), afirma que análises de sólidos suspensos em estações de tratamento de água, não são uma prática rotineira.

6.2. Ensaios em filtros piloto

a) Comparação entre os filtros

Na metodologia, como mostrado na Tabela 4.5, foram efetuados três estudos comparativos.

Analisando a Tabela 5.33 e as curvas originadas dela e apresentada na Figura 5.2, para o ensaio 01, no filtro 01, a evolução de perda de carga, foi bastante acentuada na camada de carvão antracito, em comparação a areia. Após 29 horas de operação, a perda de carga ultrapassou o valor limite e o filtro foi paralisado para a limpeza. A turbidez efluente atingiu o valor máximo de 0,21 uT.

No mesmo ensaio 01, o filtro 02, após 17 horas de funcionamento, apresentou o fenômeno de transpasse de partículas, elevando a turbidez efluente para 1,36 uT. Houve pouca variação na perda de carga no leito filtrante, tanto para o carvão antracito como também para a areia, como pode ser observado na Tabela 5.34 e na análise das curvas da Figura 5.3.

Di BERNARDO (1993), afirma que, se houver penetração profunda das impurezas no meio filtrante, com pequena taxa de crescimento de perda de carga, há grande possibilidade do transpasse, este fato poderá ser melhorado se for utilizada uma aplicação de polímero como auxiliar de floculação. No ensaio 01 deste trabalho, não houve aplicação de qualquer dosagem de polímero. Para efeito comparativo, este ensaio teve seus resultados prejudicados, uma vez que as carreiras de filtração foram significativamente diferentes. No entanto, ficou evidenciado que a tecnologia de filtração direta descendente, para ser utilizada nos filtros com as características dos

existentes na ETA do Guaraú, não deveria ser utilizada sem o uso de polímeros. Por tanto, no ensaio de filtração seguinte, foi utilizado o polímero não iônico comercial, a base de poliacrilamida com dosagem igual a 0,020mg/L. É certo que a dosagem deste polímero aplicado durante os ensaios de jarros foi de 0,050mg/L, porém a intenção inicial era a elevação gradativa desta dosagem.

Para o ensaio 02, no filtro 01, a evolução de perda de carga, foi bastante acentuada na camada de carvão antracito em comparação a areia. Após 29 horas de operação, a perda de carga ultrapassou o valor limite. A turbidez efluente atingiu o valor máximo de 0,25 uT. Os dados apresentados na Tabela 5.35 e a análise da Figura 5.4, mostram esses aspectos.

No filtro 02, já com a utilização do polímero como auxiliar na etapa de floculação, conforme indicado em Di BERNARDO (1993), foi verificado que a frente de impurezas atingia até a camada de areia. A perda de carga total no leito filtrante atingiu seu valor máximo, praticamente, no mesmo intervalo de tempo de operação do filtro 01. Esses resultados são mostrados através dos dados da Tabela 5.36 e as curvas apresentadas na Figura 5.5, sem que a turbidez da água efluente ultrapassasse o valor de referência da Portaria 36/90, ou seja foi menor que 1,0 uT. Os valores de cor aparente ficaram abaixo de 5 uH. Estes valores de cor aparente, também foram menores do que os obtidos com as amostras filtradas, nos ensaios de jarros, presentes nas Tabelas de 5.24 a 5.30.

Como a utilização de polímeros sempre eleva o custo da operação no tratamento de água de abastecimento, foi realizado o ensaio 03.

O ensaio 03 de filtração, para a comparação do trabalho de cada um dos filtros, foi realizado de acordo com a metodologia indicada na Tabela 4.5. A diferença entre a metodologia preconizada no ensaio 02 e ensaio 03, se deve à não utilização de polímero no tratamento de água de filtração direta deste último ensaio, assim como a diminuição do gradiente de velocidade da unidade de pré-floculação. EDZWALD (1987) já tinha obtido menores valores nas taxas de crescimento de perda de carga, durante a carreira de filtração, trabalhando na etapa de pré-floculação, no intervalo de tempo de 5 a 30 minutos e gradiente de velocidade de 20 a 70s⁻¹. Daí,

para o ensaio 03 ter sido usado um valor de gradiente de velocidade igual a 30 s^{-1} no tempo de detenção de 8 minutos. A intenção era, dependendo dos resultados obtidos, elevar a dosagem do polímero, iniciando-a com zero.

Para o ensaio 03, no filtro 01, apresentou a evolução de perda de carga, bastante acentuada na camada de carvão antracito em comparação a areia, mesmo comportamento observado no ensaio 02. Após 29 horas de operação, a perda de carga ultrapassou o valor limite de 2,5m. A turbidez efluente atingiu o valor máximo de 0,23 uT, sendo menor que este durante todo o transcorrer da carreira de filtração, como mostra a Tabela 5.37.

No filtro 02, agora sem polímero e com gradiente de pré-floculação menor, os resultados obtidos neste ensaio, foram bastante semelhantes aos registrados no anterior, o qual operou com a pré-floculação no mesmo tempo de detenção, porém com maior valor de gradiente de velocidade. A frente de impurezas evoluiu até a camada de areia e tempo de operação igual ao filtro 01, como ilustrado nas curvas das Figuras 5.6 e 5.7. A perda de carga total do leito filtrante atingiu seu valor limite antes que houvesse o transpasse de partículas ultrapassando a turbidez de referência. A observação das curvas de variação de perda de carga, apresentados na Figura 5.7, mostram que, praticamente a camada de antracito operou com melhor eficiência do que quando comparado com o ensaio 02, como pode ser visto com as variações das curvas contidas na Figura 5.5.

b) Produtos químicos utilizados e geração de lodo

O sistema convencional de tratamento de água, possui dois locais de acúmulos de lodo, os decantadores e os filtros. Para que haja uma precipitação dos flocos nos decantadores da estação, há a necessidade de se operar a ETA nos valores limites das curvas localizadas na região 01 do diagrama de coagulação mostrado na Figura 5.1. Esta região apresenta uma elevação aproximada de 70% na dosagem, e consequentemente consumo de sulfato de alumínio, quando comparada com a região 02, da mesma figura, onde foi utilizada a informação para a tecnologia de filtração direta estudada. Este efeito pode ser visto na Tabela 5.41, nos valores de dosagem de sulfato de alumínio aplicado durante os testes.

Com relação ao lodo gerado nos processos, o sistema de tratamento convencional de água, a formação é muito maior. A Tabela 6.1, mostra a comparação do lodo gerado e acumulado, entre os dois tipos de tratamentos empregados nos estudos. Esta foi obtida, com o valor médio do lodo acumulado no decantador, dado este presente na Tabela 5.39 e as informações dos sólidos retidos nos filtros piloto do ensaio 03 e mostrado na Tabela 5.40. Houve um acréscimo de aproximadamente 100% massa seca de lodo acumulado no processo de tratamento convencional, quando comparado com a tecnologia de filtração direta descendente.

Tabela 6.1 – Comparação do lodo gerado e acumulado nos diferentes processos de tratamento de água

g matéria seca / m³ tratado	Tratamento Convencional	Filtração Direta Descendente
Acumulado no Decantador	13,1	0
Acumulado no Filtro	166,7	90,4
Total	179,8	90,4

7. Conclusões

Para a água bruta em estudo, com os filtros utilizados na ETA Guaraú e no presente trabalho e com a metodologia empregada pode se concluir que:

a) O valor da dosagem de sulfato de alumínio foi sempre mais elevado na tecnologia que envolvia o tratamento convencional, do que na de tratamento por filtração direta descendente. O tipo de floco formado está diretamente relacionado com a dosagem do coagulante e o pH de coagulação – mecanismo de coagulação. No tratamento convencional há a necessidade dos flocos sedimentarem. Para a tecnologia de filtração direta, há a necessidade dos flocos possuírem tamanho suficiente para ficarem retidos no leito filtrante.

b) A dosagem de polímero é utilizada no tratamento convencional a fim de aumentar a massa específica dos flocos formados melhorando a sedimentação. Na tecnologia de filtração direta, a adição do polímero foi efetuada para diminuir a velocidade de avanço das frentes de impurezas no leito filtrante, aumentando a duração da carreira de filtração. Esta adição pode ser contornada no funcionamento da estação de tratamento, com ajustes operacionais na etapa de floculação, nos gradientes de velocidade.

c) A ETA Guaraú utiliza no seu processo de tratamento, o sulfato de alumínio ferroso no estado líquido, cuja acidez livre é menor que 0,1%. A elevada dosagem do ácido clorídrico na tecnologia de filtração direta pode ser diminuída caso se utilize um coagulante comercial com maior percentual de acidez livre, uma vez que há no mercado esta possibilidade.

d) O controle operacional do valor de pH de coagulação foi fundamental para os parâmetros obtidos. O valor de pH para as duas tecnologias deve ser o da região próximo ao ponto isoelétrico das partículas, medido através do potencial Zeta.

e) Os valores de turbidez e cor aparente do efluente dos filtros pilotos 01 e 02, obtidos durante o trabalho, nos ensaios de filtração 02 e 03 do estudo comparativo das unidades filtrantes, estão de acordo com os limites estipulados pela Portaria 36/90.

f) Não ocorreram diferenças significativas quanto aos tempos de operação, carreiras de filtração, dos filtros pilotos 01 e 02.

g) O processo de filtração direta com adição de sulfato de alumínio igual a 6,0 mg/L, pH de coagulação no valor de 5,3, dosagem de polímero igual a 0,020 mg/L e gradiente de velocidade de 100s^{-1} na pré-floculação, mostrou ser uma opção para substituir o processo convencional.

h) Não se pode simplesmente aplicar a filtração direta, sem um adequado valor de gradiente de velocidade na etapa de pré-floculação, mesmo utilizando a dosagem otimizada dos produtos químicos.

i) A geração de lodo por unidade de volume de água tratada, com a utilização da tecnologia de filtração direta descendente, foi menor quando comparado com a geração obtida do tratamento convencional, verificado através de análises de sólidos suspensos totais.

j) No filtro que utilizou o processo da filtração direta, a camada de antracito, de acordo com o desenvolvimento das curvas de perda de carga, trabalhou menos do que o filtro que recebia água decantada.

k) A camada de areia atuou mais intensamente no filtro com água pré-floculada do que no filtro que trabalhava com água decantada.

l) Há a necessidade de maior atenção operacional quando se tem filtros operando com água pré-floculada, filtração direta, do que os operando com água decantada do tratamento convencional.

8. Recomendações

As análises dos resultados obtidos com o presente trabalho, recomendam:

a) A ETA Guaraú que opera com o tratamento convencional, gastando aproximadamente 70 toneladas de sulfato de alumínio por dia, com a modificação da tecnologia de tratamento, poderia trabalhar com a filtração direta descendente, estimando-se um gasto de 35 toneladas de sulfato de alumínio por dia, visto que as características da sua água bruta, enquadram-se perfeitamente para esse tratamento. Este tipo de alteração de tecnologia de tratamento não é impossível porém envolve uma série de parâmetros políticos-sociais, além dos aspectos tecnológicos que devem ser bem estudados e apreciados.

b) Para a construção de uma outra estação de tratamento de água, utilizando a mesma água bruta que abastece a ETA Guaraú, é recomendada que seja estudada a possibilidade da flexibilização operacional, de um sistema de tratamento de água do tipo convencional com o tratamento pela tecnologia de filtração direta descendente, a fim de possibilitar uma produção mais limpa.

c) Caso ocorra uma transposição de águas de outro rio, para o reservatório de Paiva Castro, modificando a qualidade da água bruta que chega a ETA Guaraú, este estudo deverá ser refeito, tanto a construção do diagrama de coagulação, como também o ensaio na estação piloto, antes ser construída a estação de tratamento com a possibilidade de se operar por filtração direta descendente.

d) Que seja desenvolvido um trabalho de pesquisa para estudar o comportamento da variação do valor do gradiente de velocidade de pré-floculação e o rendimento da unidade de filtração rápida descendente, operada com filtração direta, para esse tipo de água.

e) Que para esse tipo de água, seja realizado um trabalho de pesquisa que estude a aplicação de polímeros na filtração direta, o trabalho de retenção de impurezas bem como suas influências na carreira de filtração.

9. Referências Bibliográficas

- ABNT NB-592 - *Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público*, Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1989.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 1995. 1400p.
- AMIRTHARAJAH, A & O'MELIA, C R. – *Coagulation Process: Destabilization, Mixing and Flocculation* in: Water Quality and Treatment, AWWA, 4th Edition, 1990.
- AMIRTHARAJAH, A. & MILLS, K.M. - *Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation*, V(74), n.4, April 1982, USA.
- ATKINS, P.W. *Physical Chemistry*, Addison-Wesley, México, 1986.
- AWWA & ASCE – *Water Treatment Plant Design*, 3th Edition, 1998.
- BLACK, A. P.; WILLEMS, D. G. *Electrophoretic studies of coagulation for removal of organic color*. *Jour. AWWA*, p. 589-604, vol. 53, May. 1961.
- BRANCO, S. M. , *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*, 2ª edição, São Paulo, 1978
- BRANDÃO, C.C.S., LACERDA, M.R.S., ABREU, M.C. *Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas*. Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25-29 de março, vol. V, pp. 237-259, Lisboa, Portugal, 1996.
- BRASIL, Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução CONAMA nº. 20, Brasília DF, Jun / 1986.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria n. 36 de 19 de janeiro de 1990. Diário Oficial, Brasília, 23 jan. 1990. Seção 1, p. 1651-4.

CAMPOS, J.R. e POVINELLI, J. *Técnicas experimentais em saneamento ambiental*, Apostila da Escola de Engenharia de São Carlos – SP, 1980.

CARDOSO, E.J.B.N.; Tsai, S.M.N. , *Microbiologia do solo*, Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1992.

CASTELLAN, G.W. *Físico-Química*, Livro Técnico, v.2, Rio de Janeiro–RJ, 1986

CETESB, *Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água* , v1 e v2 , 3ª edição, 1987.

CORDEIRO, J. S. *O problema dos lodos gerados nos decantadores de estações de tratamento de água*. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 1993

COSTA, E. R. H. *Aumento da capacidade de estações de tratamento de água através da seleção de coagulantes e auxiliares de floculação especiais*, XVIII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 1995. Anais. Salvador BA, 1995.

COSTA, J., LACERDA, M.R.S., BRANDÃO, C.C.S. *Influência da floculação na remoção de algas pelo processo de filtração direta*. Anais da 47ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - UFMA, 09-14 de julho, vol. II, p. 48, São Luís-ma, Brasil, 1995.

DEMPSEY , B. A. et al. - *The Coagulation of Humic Substances by Means of Aluminium Salts* , JAWWA, vol.76, n.4, p:141, abril 1984.

DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água* - V. I e II. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil, 1993.

DI BERNARDO, L. *Water-supply problems and treatment technologies in developing countries of south america* – Aqua, v.40, n.3, p. 156-162, June 1991.

EDWARDS, A.; AMIRTHARAJAH, A. *Removing color caused by humic acids*. Journal. AWWA, p.50-57, vol. 77, n. 3, Mar. 1985.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W.C.; TAMBINI, S. J. *Organics, polymers, and performance in direct filtration*. Journal of Environmental Engineering, vol. 113, n. 1, p. 167-185, Feb. 1987.

- EDZWALD, J.K. – *Particle Separation Processes in: Treatment Process Selection for Particle Removal*, American Water Works Association / International Water Supply Association, cap.5, p.144-169, Colorado, USA, 1998.
- EDZWALD, J.K., WINGLER, B.J. *Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae*. Journal. Water SRT - Aqua, v.39, pp. 24-35, 1990.
- FERREIRA FILHO, S. S. *Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade*. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro.
- GEHR, R., SWARTZ, C., OFFRINGA, G. *Removal of Trihalomethane precursors from eutrophic water by dissolved air flotation*. Water Research, v.27, n.1, pp. 41-49, 1993.
- GRANDIN, S.R. *Desidratação dos lodos produzidos nas estações de tratamento de água*, 465p. Tese de Mestrado – Escola Politécnica, USP, São Paulo, 1992.
- IVES, K.J. *Capture Mechanisms in filtration – The scientific basis of filtration* NATO ADVANCES STUDY, The Netherlands, 1975
- JAMES, C. R.; O'MELIA, C. R. *Considering sludge production in the selection of coagulants*. Jour. AWWA, vol. 74, n. 3, p. 148-151, Mar, 1982
- JANSSENS, J.G. e BUEKENS, A. *Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment*. Journal of Water Supply Research and Technology – AQUA. V.42, n 5, 1993.
- KETCHUM, L.M. e HIGGINS, T.E., *Automation of phosphorus removal systems*, Journal WPCF, vol 51, n.8, August 1979, p 2139 – 2154.
- KNOCKE, W. R.; HAMON J. R.; DULTN, B. E. *Effects of coagulation on sludge thickning and dewatering*. Journal AWWA, Denver, v. 79, n. 6, p. 89-98, jun. 1987.
- KRASNER, S.W., AMY, G. *Jar-test evaluations of enhanced coagulation*. Journal of American Water Works Association, pag 93-107, October, 1995.
- LACERDA, M.R.S., COSTA, J., BRANDÃO, C.C.S. *Eficiência da filtração direta no tratamento de águas com elevadas concentrações de algas*. 46ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – *Anais* – UFES, Vitória-ES, 1994.

- LATOU, M. G. *Filtração direta – um passo a frente em tratamento de água* – XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – *Anais* – Fortaleza-CE, 1981
- LIBÂNIO, M. - *Adequações de Estações de Tratamento de Água Alicerçadas nos Diagramas de Coagulação*, Revista BIO, ano IV, n.2, p.34-40, maio/setembro 1995.
- LYKLEMA, J. *Surface Chemistry of Colloids in Connection with Stability*, The Scientific Basis of Flocculation – Sijthoff and Noordhoff, 1978.
- MALLEY, J.P., EDZWALD, J.K. *Laboratory comparison of DAF with conventional treatment*. Jour. AWWA, v.83, n.9, pp. 56-61, 1991b.
- MENDES, C.G.N. - *Estudo da Coagulação e Floculação de Águas Sintéticas e Naturais com Turbidez e Cor Variáveis*, Tese de Doutorado, EESC-USP, São Carlos, SP, dezembro 1989.
- PICCOLO, M.A.M., *Correlação entre sólidos em suspensão, cor e turbidez para água captada no Rio Jucu – ES*, 20º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – *Anais* – Rio de Janeiro-RJ, 1999.
- PIOTTO, Z. C., RESENDE, M. B., GONÇALVES, R. F., *Alternativas para tratamento e disposição final dos lodos químicos gerados na potabilização de águas*. In: Assembléia Nacional da ASSEMAE. Brasília, 1997.
- PYPER, R.G. & LOGSDON, G.S., *Slow sand filter design*, in Logsdon, G. S. in: *Slow Sand Filtration*. American Society of Civil Engineers, New York. 1991. p 122-148, 1991
- REALI, M.A.P., GIANOTTI, E.P. *Remoção de algas por flotação: testes de laboratório*. XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – *Anais* – Natal-RN, 1993.
- REALI, M.A.P.; CAMPOS, J.R. - *Batch Flotation Test for Water Colour Removal Optimization*. World Wild Symposium: Pollution in Large Cities – *Anais* – Padova – Itália, 1995.
- RIBEIRO, JT *Estudo de remoção de precursores de THMs para águas de abastecimento*, UNICAMP, Faculdade de Engenharia Civil, Departamento de Saneamento e Ambiente – Tese de Mestrado, Campinas, 1998.
- RICHTER, C.A; AZEVEDO NETTO, J.M. *Variantes envolvidas no processo de filtração direta*. In: Tratamento de água, tecnologia atualizada, 332p. Editora Edgard Blücher, Ltda. São Paulo, 1991.

RIVELLINO, V. *Curso de hidrobiologia*, Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp, São Paulo – SP, 1999

SAWYER, C.N. e Mc CARTY, P.L. *Chemistry for Environmental Engineering*, Mc Graw Hill Book Company, 3ª ed. 1978

SOUZA FILHO, A. G., *Caracterização e clarificação da água de lavagem dos filtros de uma ETA que utiliza cloreto férrico como coagulante primário*. 20º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Anais – Rio de Janeiro-RJ, 1999.

TOLEDO, A.P.P. *Contribuição ao estudo físico-químico de ácido húmico extraído do sedimento*, USP, Tese de Mestrado, 122p, 1972, São Paulo SP

VAN OLPHEN, H. *An introduction to clay colloid chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 1977

VLASKI, A., VAN BREEMEN, A.N., ALAERTS, G.J. *The algae problem in the Netherlands from a water treatment perspective*. Jour. Water SRT - Aqua, v.45, n.4, pp. 184-194, 1996a.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de água residuárias*. Bel Horizonte: Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2ª ed, 1996 v.1, 243p.

WEBER Jr., W.J.; JODELLAH, A.M. *Removing humic substances by chemical treatment and adsorption*. Jour. AWWA, vol. 77, n. 4, p. 132-137, Apr. 1985.