Campus de São Carlos

**AUMENTO DA CAPACIDADE DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA Nº 2 DE VALINHOS – SP,
UTILIZANDO POLÍMERO NATURAL COMO
AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO**

Luiz Carlos Alves de Souza

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Campos

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

AUMENTO DA CAPACIDADE DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA Nº 2 DE VALINHOS – SP, UTILIZANDO POLÍMERO NATURAL COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO

Luiz Carlos Alves de Souza

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 08/10/03

Ass.: *Luiz Carlos Alves de Souza*

DEDALUS - Acervo - EESC

31100043489

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

Orientador : Prof. Dr. José Roberto Campos

São Carlos
2003

Class.	TESE - FESC
Cutt.	57 59
Tombo	T 132/03
Sysno	1315363

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

S729a Souza, Luiz Carlos Alves de
Aumento da capacidade da estação de tratamento de água
n° 2 de Valinhos - SP, utilizando polímero natural como
auxiliar de floculação / Luiz Carlos Alves de Souza. --
São Carlos, 2003.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São
Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Campos.

1. Polímero natural. 2. Aumento da capacidade de
tratamento de águas de ETAs. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **LUIZ CARLOS ALVES DE SOUZA**

Dissertação defendida e julgada em 14-03-2003 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Tit. **JOSÉ ROBERTO CAMPOS** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **MARCO ANTONIO PENALVA REALI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **RICARDO DE LIMA ISAAC**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

Profª. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

*À minha esposa **Elen** pela paciência dedicada
durante a realização deste trabalho;
Aos meus pais.*

AGRADECIMENTOS

Aos professores Dr. José Roberto Campos e Dr. Marco Antonio Penalva Reali pelas orientações e sugestões dadas para realização desse trabalho.

Ao Eng. Luiz Mayr Neto – Presidente do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos pelo apoio e estímulo dados.

Ao Tecnólogo em Saneamento Paulo Cezar Bonon do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos pelas sugestões e apoio dados durante os ensaios e testes feitos na ETA-2.

Ao Tecnólogo em Saneamento Rodrigo Basso e à Química Cláudia Helena Mayer do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos pela inestimável ajuda na realização dos ensaios e testes na ETA-2.

À Eng. Cristina Paschoaletto da UNAERP de Ribeirão Preto pelas análises das amostras feitas com espectrofotômetro de absorção atômica.

À equipe de operadores e auxiliares do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos pela ajuda e amizade demonstrada durante os testes na ETA-2

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	xxviii
LISTA DE SÍMBOLOS e ABREVIATURAS.....	xxxv
RESUMO	xxxvii
ABSTRACT	xxxviii
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 – OBJETIVOS	3
CAPÍTULO 3 – LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO.....	4
3.1- Considerações Iniciais	4
3.1.1- Características Físicas das Águas	6
3.1.2 – Características Químicas das Águas	10
3.1.3 – Principais microrganismos presentes nas Águas.....	15
3.2 – COAGULAÇÃO e FLOCULAÇÃO	24
3.2.1 – Propriedade das Partículas Coloidais e Substâncias Húmicas	24
3.2.1.1 – Introdução	24
3.2.1.2 – Origem das Cargas nas Partículas Coloidais e nas Moléculas de Substâncias Húmicas	26
3.2.1.2.1 – Estabilização Eletrostática	26
3.2.1.2.2 – Estabilização Estérica	30
3.2.2 – Coagulação	32
3.2.2.1 – Mecanismos de Coagulação	33
3.2.2.2 – Coagulação Aprimorada	41
3.2.2.3 – Coagulação/Floculação com Polímeros	47
3.2.3 – Floculação	51
3.2.3.1 – Otimização de Gradientes de Velocidade em Unidades de Floculação	60
3.3 – Sedimentação	63
3.4 – Filtração	66
3.5 – Desinfecção	68
CAPÍTULO 4 – POLÍMEROS NATURAIS: AMIDO.....	70
4.1 – Distinção entre Amido e Fécula	72
4.2 – Estrutura Molecular do Amido	72
4.3 – Algumas Propriedades do Amido	78

4.4 – Modificação do Amido	80
4.5– Resultados de pesquisas e aplicações utilizando o Amido como auxiliar de Flocculação e Filtração.	82
5 – MATERIAIS e MÉTODOS	85
5.1 – Introdução	85
5.2 – Descrição da ETA-2	86
5.3 – Principais Características da Água Bruta e Tratada	88
5.4.1 - Fluxograma de Ensaios e Testes de Campo	89
5.4.2 – Ensaios preliminares : uso de traçador e ensaios de laboratório.....	90
5.4.3 – Instrumentação Utilizada	93
5.4.4 – Testes de Campo	94
5.4.5 – Teste com Solução Traçadora na ETA	94
5.4.6 – Série de Ensaios com Água Coagulada da ETA e com Diversas Dosagens de Polímero Fécula de Mandioca e de Batata	95
5.4.7 – Preparo da Solução de Polímero para Dosagem na ETA	96
5.4.8 – Determinação da Concentração de Metais Pesados nas Diversas Etapas de Tratamento da Água na ETA	99
6 – RESULTADOS e DISCUSSÕES	103
6.1 – Testes com traçador	103
6.2 – Ensaios em “jar-test”	108
6.2.1 – Ensaios de sedimentação em “jar-test” com água floculada da ETA	109
6.4 – Testes com aplicação de polímero na ETA	110
6.5 – Determinação da Concentração de Metais Pesados nas Diversas Etapas de Tratamento da Água na ETA	140
7 – CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES	143
ANEXO A.....	147
ANEXO B.....	220
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	249

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Distribuição dos tamanhos das partículas na água	6
<i>Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)</i>	
Figura 3.2 – Partícula de argila em forma de placa com cargas negativas e cátions adsorvidos.....	7
<i>Fonte : OLPHEN (1977)</i>	
Figura 3.3 – Exemplo de estrutura molecular do ácido fúlvico	8
<i>Fonte: MONTGOMERY (1985)</i>	
Figura 3.4 – Distribuição das espécies de carbonato inorgânico dissolvido em função do pH	11
<i>Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)</i>	
Figura 3.5 – Numero mais provável de coliformes em função da qualidade da água decantada e água filtrada	16
<i>Fonte : DI BERNARDO (1993)</i>	
Figura 3.6 – Relação entre turbidez da água filtrada e a porcentagem de remoção de cistos.....	16
<i>Fonte : DE WALLE et al (1984)</i>	
Figura 3.7 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica	27
<i>Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)</i>	
Figura 3.8 – Interação entre partículas coloidais semelhantes	29
<i>Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)</i>	
Figura 3.9 – Modelo de dispersante polimérico adsorvido, mostrando alças, segmentos e caudas	31
<i>Fonte : LYKLEMA (1978)</i>	

Figura 3.10 – Possibilidades de interações repulsivas devidas a polímeros adsorvidos nas superfícies de partículas coloidais 31

Fonte : GREGORY (1978)

Figura 3.11 – Diagrama de coagulação do ferro à temperatura de 25 °C 36

Fonte : AMIRTARAJAH (1989) apud DI BERNARDO (1993)

Figura 3.12 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com potencial zeta 37

Fonte : AMIRTARAJAH e MILLS (1982)

Figura 3.13 - Modelo conceitual de uma matriz de floco 39

Fonte : BANCHE et al (1999)

Figura 3.14 – Curvas de turbidez residual em função da concentração molar de quatro tipos de coagulantes. Ensaio de coagulação, floculação e sedimentação..... 40

Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

Figura 3.15 – Conceituação básica das duas frações hipotéticas do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) em águas naturais 46

Fonte : EDWARDS (1997)

Figura 3.16 – Agregação e reestabilização de partículas coloidais por polímeros adsorvidos 49

Fonte : GREGORY (1978)

Figura 3.17 – Turbidez residual em função do tempo de floculação para vários valores de gradiente de velocidade..... 54

Fonte : ANDREU-VILLEGAS e LETTERMAN (1976)

Figura 3.18 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação 55

Fonte: ANDREU-VILLEGAS e LETTERMAN (1976)

Figura 3.19 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação, Água tipo I 56

Fonte : MENDES (1989)

Figura 3.20 – Cor aparente remanescente mínima em função do tempo de floculação para velocidade de sedimentação de 2,0 cm/min..... 57

Fonte : MENDES (1989)

Figura 4.1 – Processo de extração da fécula de mandioca 71

Fonte : CEREDA et al (2001)

Figura 4.2 – Esquema de organização dos micélios dentro de um grânulo de amido..... 73

Fonte : SWINKELS (1985)

Figura 4.3 – Estrutura da amilose e amilopectina 75

Fonte : CEREDA et al (1994)

Figura 4.4 – Aparência microscópica de alguns tipos de amido 77

Fonte : SWINKELS (1985)

Figura 4.5 – Propriedades de intumescimento de amidos comuns 79

Fonte:SWINEELS (1985)

Figura 5.1 – Fluxograma de testes para aplicação de polímero natural na ETA-2 90

Figura 5.2 – Esquema demonstrativo da unidade floculação e pontos utilizados para teste com solução traçadora na ETA 95

Figura 5.3 – Esquema da instalação utilizada para preparo e dosagem de polímero na ETA 97

Figura 5.4 – Vista do tanque e agitador para preparo da solução “mãe” de polímero e agitador da solução de processo 97

Figura 5.5 – Detalhe do preparo da solução “mãe” com gelatinização a frio com soda cáustica	98
Figura 5.6 - Detalhe da bomba e barrilete para dosagem da solução de polímero utilizada no processo, com inversor de frequência para controle da dosagem	99
Figura 5.7 – Planta superior das unidades de floculação, decantação e filtração da ETA ..	101
Figura 5.8 – Planta inferior das unidades de floculação, decantação e filtração da ETA	102
Figura 6.1 – Teste com solução traçadora nas câmaras de floculação para determinação do tempo médio de floculação – condutividade em função do tempo de floculação	105
Figura 6.2 – Condutividade em função da relação t/T_o – solução traçadora com aplicação tipo pulso	105
Figura 6.3 – Fração de condutividade remanescente em função da relação t/T_o	106
Figura 6.4 – Relação $F(T)$ em função de t/T_o	106
Figura 6.5 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação da água floculada na ETA	110
Figura 6.6 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação da água floculada na ETA	110
Figura 6.7 – Comparação entre os desempenhos dos decantadores da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 2,0 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$	114
Figura 6.8 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,0 e 1,5 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$	117

Figura 6.9 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,00 e 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d. Ciclo de descarga de fundo do decantador alterado durante o teste	120
Figura 6.10 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de batata com dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “B” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d e vazão 110 L/s; taxa de aplicação 222 m ³ /m ² .d	123
Figura 6.11 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d	126
Figura 6.12 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d	128
Figura 6.13 – Detalhe mostrando a clarificação da água decantada após o início da aplicação de polímero	129
Figura 6.14 – Detalhe do arraste de flocos após a parada da aplicação de polímero	129
Figura 6.15 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem 1,00 mg/L na 3 ^a câmara de floculação. Decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d	131
Figura 6.16 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 0,75 mg/L na entrada do decantador “A” c/ vazão 100 L/s taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d	133
Figura 6.17 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 0,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão 100 L/s; taxa de aplicação 202 m ³ /m ² .d	135

Figura 6.18 – Elevação do nível d'água do filtro 1 em função do tempo de operação sem aplicação de polímero e com aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L..... 137

Figura 6.19 – Turbidez da água filtrada no tanque de contato em função do tempo138

Figura 6.20 – Turbidez da água decantada em função do tempo de operação sem aplicação de polímero e com aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L. decantador operado com vazão de 100 L/s; taxa de aplicação superficial de 202 m³/m².d139

Figura A 1 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 9,50. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min.149

Figura A 2 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 9,50. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.149

Figura A 3 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 9,50. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min 149

Figura A 4 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente inicial / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 9,02. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min151

Figura A 5 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 9,02. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.151

Figura A 6 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 9,02. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min151

Figura A 7 – Relações turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min 153

Figura A 8 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.153

Figura A9 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min 153

Figura A10 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 7,87. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min 155

Figura A11 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente incila em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 7,87. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min155

Figura A12 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 7,87. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min155

Figura A13 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,41. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min157

Figura A14 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,41. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min	157
Figura A15 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,41. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min	157
Figura A16 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,75. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min	159
Figura A17 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,75. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min	159
Figura A18 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,75. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min	159
Figura A19 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,00. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min	161
Figura A20 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,00. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min	161

Figura A21 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,00. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min161

Figura A22 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,24. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min163

Figura A23 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,24. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min163

Figura A24 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,24. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min163

Figura A25 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,76. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min165

Figura A26 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,76. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min165

Figura A27 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,76. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min165

Figura A28 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,35. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....167

Figura A29 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,35. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....167

Figura A30 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,35. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....167

Figura A31 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....169

Figura A32 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....169

Figura A33 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....169

Figura A34 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min171

Figura A35 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....171

Figura A36 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min.....171

Figura A37 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 5,98. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min173

Figura A38 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 5,98. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....173

Figura A39 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 5,98. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min173

Figura A40 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min175

Figura A41 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....175

Figura A42 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 5,95. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min.....175

Figura A43 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min177

Figura A44 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min177

Figura A45 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,03. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min177

Figura A46 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min179

Figura A47 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min179

Figura A48 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min179

Figura A49 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min181

Figura A50 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min181

Figura A51 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 6,54. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min181

Figura A52 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....183

Figura A53 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min183

Figura A54 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.183

Figura A55 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 6,75. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min185

Figura A56 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 6,75. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min185

Figura A57 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 6,75. Velocidade de sedimentação 1,00cm /min185

Figura A58 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min.....187

Figura A59 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....187

Figura A60 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 6,81. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min.....187

Figura A61 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 7,52. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min.....189

Figura A62 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 7,52. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....189

Figura A63 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 7,52. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....189

Figura A64 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 7,44. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....191

Figura A65 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 7,44. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....191

Figura A66 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 7,44. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....191

Figura A67 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....193

Figura A68 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....193

Figura A69 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....193

Figura A70 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....195

Figura A71 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....195

Figura A72 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,18. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....195

Figura A73 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,33. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....197

Figura A74 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,33. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....197

Figura A75 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,33. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....197

Figura A76 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 8,61. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....199

Figura A77 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 8,61. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min199

Figura A78 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e pH de coagulação 8,61. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min199

Figura A79 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 8,60. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min...201

Figura A80 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 8,60. Velocidade de sedimentação 3,50 cm /min.....201

Figura A81 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e pH de coagulação 8,60. Velocidade de sedimentação 1,00 cm /min.....201

Figura A82 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,51. Velocidade de sedimentação 7,00 cm /min.....203

Figura A83 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,51. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....203

Figura A84 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e pH de coagulação 8,51. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....203

Figura A85 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,83. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....205

Figura A86 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,83. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....205

Figura A87 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e pH de coagulação 8,83. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....205

Figura A88 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 7,00 cm/min.....207

Figura A89 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 3,50 cm/min.....207

Figura A90 – Relações entre turbidez final / turbidez inicial e cor aparente final / cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e pH de coagulação 8,63. Velocidade de sedimentação 1,00 cm/min.....207

Figura A91 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”208

Figura A92 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”208

Figura A93 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”209

Figura A94 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”209

Figura A95 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”210

Figura A96 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”210

Figura A97 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”211

Figura A98 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”211

Figura A99 – Relação cor aparente remanescente C e inicial Co em função da dosagem de polímero e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”212

Figura A100 – Relação entre a concentração de ferro total remanescente Fe e inicial Fe_0 em função do pH de coagulação, com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e 1,50 mg/L de polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	212
Figura A101 – Relação entre a concentração de ferro total remanescente Fe e inicial Fe_0 em função do pH de coagulação, com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e 1,50 mg/L de polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	213
Figura A102 – Relação entre a concentração de ferro total remanescente Fe e inicial Fe_0 em função do pH de coagulação, com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e 1,50 mg/L de polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	213
Figura A103 – Relação entre a concentração de ferro total remanescente Fe e inicial Fe_0 em função do pH de coagulação, com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e 1,50 mg/L de polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	214
Figura A104 – Relação entre a concentração de ferro total remanescente Fe e inicial Fe_0 em função do pH de coagulação, com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e 1,50 mg/L de polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	214
Figura A105 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L, velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	215
Figura A106 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L, velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”.....	215

Figura A107 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L, velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”.....216

Figura A108 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L, velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”.....216

Figura A109 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L, velocidade de sedimentação 7,00 cm /min – ensaio em “jar-test”.....217

Figura A110 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....217

Figura A111 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....218

Figura A112 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....218

Figura A113 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....219

Figura A114 – Relação entre a turbidez remanescente T e inicial T_0 em função do pH de coagulação e da dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”.....219

Figura B 1 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de mandioca, com

dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”222

Figura B 2 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de mandioca, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 1,75 cm /min – ensaio em “jar-test”222

Figura B 3 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de mandioca, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 1,16 cm /min – ensaio em “jar-test”223

Figura B 4 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de mandioca, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 0,87 cm /min – ensaio em “jar-test”223

Figura B 5 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 3,50 cm /min – ensaio em “jar-test”225

Figura B 6 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 1,75 cm /min – ensaio em “jar-test”225

Figura B 7 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 1,16 cm /min – ensaio em “jar-test”226

Figura B 8 – Relações entre a turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função dosagem de polímero fécula de batata, com dosagem

de 26 mg/L de cloreto férrico, velocidade de sedimentação 0,87 cm /min – ensaio em “jar-test”226

Figura B 9 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”227

Figura B 10 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”227

Figura B 11 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”228

Figura B 12 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”228

Figura B 13 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”230

Figura B 14 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada com dosagem de 26 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”230

Figura B 15 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 26 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”231

Figura B 16 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca

pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 26 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”231

Figura B 17 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 26 mg/L e velocidade de sedimentação 2,33 cm/min – ensaio em “jar-test” 232

Figura B 18 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 26 mg/L e velocidade de sedimentação 1,75 cm/min – ensaio em “jar-test”232

Figura B 19 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 42 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”234

Figura B 20 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 42 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”234

Figura B 21 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 42 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”235

Figura B 22 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 42 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”235

Figura B 23 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 42 mg/L e velocidade de sedimentação 2,33 cm/min – ensaio em “jar-test”236

Figura B 24 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 42 mg/L e velocidade de sedimentação 1,75 cm/min – ensaio em “jar-test”.....	236
Figura B 25 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 40 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	238
Figura B 26 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 40 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	238
Figura B 27 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 40 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”.....	239
Figura B 28 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de batata pregelatinizada com dosagem de cloreto férrico 40 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”.....	239
Figura B 29 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 40 mg/L e velocidade de sedimentação 2,33 cm/min – ensaio em “jar-test”.....	240
Figura B 30 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 40 mg/L e velocidade de sedimentação 1,75 cm/min – ensaio em “jar-test”.....	240

Figura B 31 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de 34 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	242
Figura B 32 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de 34 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	242
Figura B 33 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”	243
Figura B 34 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca c/ dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”	243
Figura B 35 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 2,33 cm/min – ensaio em “jar-test”	244
Figura B 36 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_0 e cor aparente remanescente e inicial C/C_0 em função da dosagem de polímero fécula de mandioca com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 1,75 cm/min – ensaio em “jar-test”	244
Figura B 37 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 34 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	246
Figura B 38 – Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação e da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de 34 mg/L de cloreto férrico – ensaio em “jar-test”	246

Figura B 39 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_o e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”	247
Figura B 40 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_o e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”	247
Figura B 41 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_o e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 2,33 cm/min – ensaio em “jar-test”	248
Figura B 42 – Relações entre turbidez remanescente e inicial T/T_o e cor aparente remanescente e inicial C/Co em função da dosagem de polímero fécula de batata com dosagem de cloreto férrico 34 mg/L e velocidade de sedimentação 1,75 cm/min – ensaio em “jar-test”	248

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Os doze maiores surtos causados por contaminação nos sistemas de água dos E.U.A	5
<i>Fonte : CRAUN et al (2001)</i>	
Tabela 4.1 – Fração de amilose e amilopectina e grau de polimerização de vários amidos.....	76
<i>Fonte : SWINKELS(1985)</i>	
Tabela 5.1 – Principais características da água e bruta e da água tratada	89
Tabela 6.1 – Resultados do teste com traçador nas câmaras de floculação com suspensão de cal hidratada.	104
Tabela 6.2 – Características da água do ensaio de sedimentação realizado em “jar-test” com amostra de água floculada sem polímero coletada na terceira câmara de floculação da ETA	109
Tabela 6.3 – Resultados do teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 2,00 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Vazão do decantador “B” 65 L/s, sem polímero. Teste realizado entre os dias 16 e 17 de julho de 2002	112
Tabela 6.4 – Resultados do teste com dosagem de polímero de fécula de mandioca 1,00 e 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado entre os dias 21 e 22 de julho 2002.....	115
Tabela 6.5 – Resultados do teste com dosagem de polímero de fécula de mandioca 1,00 e 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado entre os dias 23 e 24 de julho de 2002.....	118
Tabela 6.6 – Resultados do teste com dosagem de polímero de fécula de batata de 1,50 mg/L na entrada do decantador “B” com vazão de 100 e 110 L/s. Teste realizado entre os dias 25 e 26 de julho de 2002.....	121

Tabela 6.7 – Resultados do teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 110 L/s. Teste realizado no dia 06 de agosto de 2002.....	124
Tabela 6.8 – Resultados do teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 13 de agosto de 2002.	127
Tabela 6.9 – Resultados do teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,00 mg/L na 3ª câmara de floculação. Decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 20 de agosto de 2002.	130
Tabela 6.10 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 0,75 mg/L na entrada do Decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 27 de agosto de 2002.....	133
Tabela 6.11 – Teste c/ dosagem de polímero fécula de mandioca 0,50 mg/L na entrada do Decantador “A” c/ vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 27 de agosto de 2002.....	135
Tabela 6.12 – Concentração de metais pesados nas diversas etapas de tratamento da água, no coagulante, alcalinizante, água de lavagem do filtro 2 e descarga de fundo dos decantadores.....	140
Tabela 6.13 – Comparação entre a concentração de metais pesados na água filtrada e o padrão estabelecido pela Portaria 1469 do Ministério da Saúde	141
Tabela 6.14 – Comparação entre a concentração de metais pesados na água bruta com o limite estabelecido pela Resolução nº 20 do CONAMA.....	142
Tabela A 1 – Resultados do ensaio 1 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 9,50. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	148

Tabela A 2 – Resultados do ensaio 2 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 9,02. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min150

Tabela A 3 – Resultados do ensaio 3 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,63. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....152

Tabela A 4 – Resultados do ensaio 4 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 7,87. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....154

Tabela A 5 – Resultados do ensaio 5 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,41. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....156

Tabela A 6 – Resultados do ensaio 6 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,20. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....158

Tabela A 7 – Resultados do ensaio 7 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 28 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,00. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....160

Tabela A 8 – Resultados do ensaio 8 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,24. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....162

Tabela A 9 – Resultados do ensaio 9 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 5,76. Amostras da água decantada coletadas c/ velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....164

Tabela A 10 – Resultados do ensaio 10 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 5,35. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....166

Tabela A 11 – Resultados do ensaio 11 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,03. Amostras da água decantada coletadas c/ velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....168

Tabela A 12 – Resultados do ensaio 12 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 5,95. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....170

Tabela A 13 – Resultados do ensaio 13 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 5,98. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....172

Tabela A 14 – Resultados do ensaio 14 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 5,95. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....174

Tabela A 15 – Resultados do ensaio 15 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 28 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,03. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....176

Tabela A 16 – Resultados do ensaio 16 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,54. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....178

Tabela A 17 – Resultados do ensaio 17 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,54. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....180

Tabela A 18 – Resultados do ensaio 18 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,81. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....182

Tabela A 19 – Resultados do ensaio 19 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,75. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....184

Tabela A 20 – Resultados do ensaio 20 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 28 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 6,81. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....186

Tabela A 21 – Resultados do ensaio 21 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 7,52. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....188

Tabela A 22 – Resultados do ensaio 22 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 7,44. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....190

Tabela A 23 – Resultados do ensaio 23 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,18. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	192
Tabela A 24 – Resultados do ensaio 24 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,18. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	194
Tabela A 25 – Resultados do ensaio 25 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 28 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,33. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	196
Tabela A 26 – Resultados do ensaio 26 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 16 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,61. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	198
Tabela A 27 – Resultados do ensaio 27 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 20 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,60. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	200
Tabela A 28 – Resultados do ensaio 28 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 22 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,51. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	202
Tabela A 29 – Resultados do ensaio 29 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 25 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,83. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	204

Tabela A 30 – Resultados do ensaio 30 em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0,50 a 2,50 mg/L e 28 mg/L de dosagem de cloreto férrico, pH de coagulação 8,63. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.....	206
Tabela B - 1 – Parâmetros do ensaio 1 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio . Dosagem e cloreto férrico 26 mg/L	221
Tabela B - 2 – Parâmetros do ensaio 2 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de batata gelatinizada a frio. Dosagem e cloreto férrico 26 mg/L	224
Tabela B - 3 – Parâmetros do ensaio 3 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de mandioca pregelatinizada . Dosagem e cloreto férrico 26 mg/L	229
Tabela B - 4 – Parâmetros do ensaio 4 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de batata gelatinizada a frio. Dosagem e cloreto férrico 42 mg/L	233
Tabela B - 5 – Parâmetros do ensaio 5 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio. Dosagem e cloreto férrico 40 mg/L	237
Tabela B - 6 – Parâmetros do ensaio 6 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio. Dosagem e cloreto férrico 34 mg/L	241
Tabela B - 7 – Parâmetros do ensaio 7 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA em função da dosagem de polímero fécula de batata gelatinizada a frio. Dosagem e cloreto férrico 34 mg/L	245

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

- I-F(t)** - Fração correspondente do traçador no tempo t
- C** - Cor aparente remanescente (mg PtCo/L)
- C₀** - Cor aparentada água bruta (mg PtCo/L)
- CD** - Coeficiente de arrasto
- C_{Fe}** - Concentração de ferro total remanescente (mg Fe/L)
- C_{Fe0}** - Concentração de ferro total na água bruta (mg Fe/L)
- C_i** - Condutividade correspondente do traçador no “ iésimo” instante
- COD** - Carbono Orgânico Dissolvido
- COND** - Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)
- Cs** - Coeficiente relativo à resistência do floco
- d_i** - Diâmetro i (m)
- d_j** - Diâmetro j (m)
- ds** - Tamanho do floco estável (mm)
- G** - Gradiente de velocidade laminar (s^{-1})
- GEAG** - Gastroenterite aguda
- G_f^{*}** - Gradiente de velocidade ótimo de floculação correspondente ao tempo de floculação T_f (s^{-1})
- G_{fc}^{*}** - Gradiente de velocidade ótimo que tende para o infinito (s^{-1})
- k** - Constante determinada experimentalmente
- k^{*}** - Constante determinada experimentalmente
- k₁** - Constante determinada experimentalmente
- k₂** - Constante determinada experimentalmente
- ka** - Constante de agregação
- kb** - Constante de ruptura
- ℓ** - Coeficiente que depende do modo de ruptura e do tamanho dos turbilhões que causam a ruptura dos flocos
- m** - Constante determinada experimentalmente
- n** - Constante determinada experimentalmente
- N** - Número de partículas ao entrar no reator por unidade de volume (m^{-3})
- N₀** - Número de partículas primárias na entrada do primeiro reator por unidade de volume (m^{-3})

n_i	- Número de partículas de diâmetro 1 (m^{-3})
N_{ij}	- Número de choques, por unidade de tempo, entre n_j partículas de diâmetro d_j e n_i partículas de diâmetro d_i , ambas contidas num volume unitário ($s^{-1}.m^3$)
n_j	- Número de partículas de diâmetro 2 (m^{-3})
N_m	- Número de partículas primárias saindo do último reator por unidade de volume (m^{-3})
N_t	- Número total de partículas ao sair do reator por unidade de volume (m^{-3})
P	- Potência introduzida no sistema ($kg.m/s$)
Rey	- Número de Reynolds
SC	- Sistema comunitário
SNC	- Sistema não comunitário
T	- Turbidez manescente (UNT)
T_0	- Turbidez da água bruta (UNT)
T_f	- Tempo de floculação (s)
T_m	- Tempo médio de floculação (s)
V	- Volume do sistema (m^3)
μ	- Viscosidade dinâmica do líquido ($kg.m/s^2$)

RESUMO

SOUZA, L. C. A. (2002). *Aumento da capacidade da estação de tratamento de água nº 2 de Valinhos – SP, utilizando polímero natural como auxiliar de floculação.* São Carlos, 2003. 253 p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A utilização de polímero natural como auxiliar de floculação pode ser alternativa interessante para o aumento da capacidade de estações de tratamento de água para abastecimento. O polímero natural é um produto de baixo custo, de fácil preparo e aplicação. Por ser produzido em larga escala e utilizado nos mais diversos setores da indústria, o polímero natural apresenta-se como alternativa aos polímeros sintéticos que, de maneira geral, são produtos de elevado custo e produzidos com matéria prima geralmente importada.

No presente trabalho procurou-se demonstrar a eficiência dos polímeros naturais de fécula de batata e de fécula de mandioca na clarificação da água, mediante a realização de ensaios de laboratório e testes de campo — realizados na estação de tratamento ETA-2 de Valinhos (SP) — para diferentes características da água bruta. A gelatinização dos polímeros foi feita à temperatura ambiente, utilizando-se hidróxido de sódio. Para os testes na ETA-2, foram aproveitadas as instalações existentes e executadas pequenas adaptações para aplicação dos polímeros naturais.

Concluiu-se que, apesar de alguns ajustes que devem ser feitos, principalmente nos filtros, é possível utilizar os polímeros naturais na ETA-2 com grande probabilidade de êxito, com vistas ao aumento da capacidade de tratamento. Os resultados demonstraram que, tanto o polímero de fécula de batata como o de fécula de mandioca, foram eficientes como auxiliares de floculação na clarificação da água.

Palavras-chave : polímero natural ; aumento da capacidade de tratamento de água de ETAs.

ABSTRACT

SOUZA, L. C. A. (2002). *Upgrading capacity of water treatment plant n°2 of Valinhos – SP, by natural polymer addition as flocculation aid.* São Carlos, 2003. 253 p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Natural polymer utilization as flocculation aid may be an effective alternative for upgrading the capacity of water treatment plants with low cost, easiers to prepare and apply. As natural polymers are large scale produced and applied in many different industrial sectors, it comes as a fesiabile alternative for synthetic polymers that are generally high cost and made of imported materials.

On this work it was tried to show the efficiency of natural polymers such as potato and manioc starch, for clarifying water by jar-test evaluations and field tests — carried out on water treatment plant WTP-2 of Valinhos (SP - Brazil) — for different characteristics of raw water. The polymer gelatinization was obtained by sodium hydroxide application. For the tests at WTP-2 the existing facilities were utilized and only small adaptations were made to apply natural polymers.

The conclusion was, in despite of needing filters adjustments which must be made on water treatment plant for polymer application, it is possible to utilize the product with high successful probability for upgrading the capacity of water treatment plant. The results showed that even potato as well as cassava starchs were efficient on plant clarified water.

Key-words: natural polymer; upgrading capacity of existing water treatment plants - WTPs

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

A maioria das Estações de Tratamento de Água (ETAs), quando submetidas a aumento de demanda de água tratada ou sobrecarga em decorrência da degradação gradual das condições (características qualitativas) da água afluenta às mesmas, muitas vezes fornece produto com qualidade abaixo dos padrões para abastecimento da população, principalmente quando há limitação de recursos financeiros necessários ao contínuo processo de investimento para aumento da quantidade bem como da qualidade da água para abastecimento. A floculação deficiente resulta na formação de flocos menos densos, que são arrastados para os filtros, provocando redução da duração da carreira de filtração, e ainda, aumentando o consumo de água para lavagem desses filtros e de cloro para posterior desinfecção (CAMPOS, 1972).

Os problemas apontados podem ser superados mediante estudos intensivos da coagulação e floculação, procedendo-se ensaios de laboratório e testes de campo para determinação de dosagens adequadas de coagulantes primários comuns e polímeros de grande cadeia molecular, que no presente estudo foi o (polímero natural) amido.

Polímeros (predominantemente sintéticos) têm sido utilizados em larga escala há pelo menos 30 anos nos países “desenvolvidos”, nos quais ficou demonstrada, após extensivo monitoramento da qualidade da água tratada, que, aparentemente, não há risco à saúde dos consumidores.

Nos projetos mais recentes de Estações de Tratamento de Água são previstas instalações para a utilização de polímeros, que propiciam a redução do volume dos decantadores devido a possibilidade de se operar com taxas de aplicação superficial mais elevadas. Por outro lado, em instalações existentes, pode-se aumentar a produção de água tratada com pequenas adequações e reduzido investimento adicional. É possível ainda obter-se sensível melhoria na qualidade da água tratada, mantendo-se a mesma vazão de tratamento com economia de consumo de coagulantes primários, além de benefícios inerentes que ocorrem na filtração e na desinfecção (CAMPOS, 1972).

No presente trabalho procurou-se estabelecer procedimento para utilização do polímero natural, e tornar evidentes as potencialidades, bem como os resultados

decorrentes da aplicação de polímero natural na Estação de Tratamento de Água ETA-2 da cidade de Valinhos SP, mediante a realização de ensaios em laboratório e testes em campo.

A região abastecida pela ETA-2 de Valinhos SP tem apresentado rápido desenvolvimento com a implantação de muitos loteamentos, conjuntos habitacionais, centros comerciais e outros. A população que habitará em todos estes empreendimentos demandará, em curto prazo, maior volume de água tratada para atendimento de suas necessidades básicas. Desta forma, é conveniente que seja previsto aumento da vazão de água tratada da ETA-2 quer seja pela realização de obras de elevado custo, ou, com aumento da vazão de tratamento utilizando polímero natural como auxiliar de floculação.

Considerou-se viável que, se houver acréscimo da ordem de 20% na vazão de tratamento, postergar-se-á a necessidade de investimentos na ampliação da estação de tratamento por, aproximadamente, 5 anos, permitindo que os recursos financeiros necessários para execução das obras possam ser aplicados em outras áreas igualmente prioritárias, tais como: ampliação da rede coletora e construção de estações de tratamento de esgoto, etc.

CAPÍTULO 2 - OBJETIVOS

O objetivo do presente trabalho foi avaliar as possibilidades de aumento da vazão de tratamento, com o mínimo de execução de obras e instalação de equipamentos, através da utilização do polímero natural (fécula) na Estação de Tratamento de Água (ETA-2) da cidade de Valinhos SP. Desta forma, investigou-se quais são as reais potencialidades e possibilidades da utilização da fécula (de batata e mandioca) como auxiliar de floculação com vistas ao aumento da vazão de tratamento e, ou, a obtenção da melhoria da qualidade final da água tratada, porém, minimizando (ou eliminando) eventuais riscos à saúde dos consumidores. Assim pretendeu-se demonstrar qual é a influência na operação da Estação de Tratamento, com aplicação de polímero natural, mediante a realização de ensaios de laboratório e testes de campo, que foram:

- Comparação entre turbidez e cor aparente (remanescentes) da água decantada através da execução de ensaios em “jar-test” com água coagulada coletada na ETA, com aplicação de diferentes dosagens de polímero de fécula de mandioca e de batata;
- Avaliação do desempenho dos decantadores para diferentes taxas de aplicação superficial, com aplicação de diferentes dosagens de polímero de fécula de mandioca e de batata na ETA, para diferentes valores de turbidez da água bruta;
- Avaliação da duração da carreira de filtração dos filtros

CAPÍTULO 3 – LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO

3.1 - Considerações Iniciais

O presente trabalho envolveu os principais processos e operações unitárias utilizados em estações de tratamento de água, tais como : coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, etc. Assim, em virtude da complexidade dessas operações e processos não foi possível abordá-las em detalhes. Portanto, apenas alguns aspectos gerais foram destacados, dentre os quais podemos citar : coagulação, floculação e aplicação de polímeros naturais como auxiliares de floculação.

O abastecimento de água, com a necessária quantidade bem como qualidade, sempre foi o objetivo dos executores das políticas de desenvolvimento das sociedades modernas. Todavia, não só a quantidade mas também a qualidade têm sido um dos grandes problemas que são diariamente enfrentados pelo mundo moderno, em virtude da crescente deterioração dos mananciais subterrâneos e superficiais causada pelo lançamento inadequado de esgoto sanitário, efluentes industriais e resíduos sólidos nos cursos d'água e no solo e também, por desmatamentos, ocupações inadequadas de áreas de mananciais, etc.

Entretanto, há muito tempo a potabilização da água é objeto de atenção dos homens, pois, manuscrito antigo de 4000 anos já citava um método para o tratamento da água: fervura e imersão por sete vezes de um pedaço de cobre quente (LEOPOLD et al, 1973). Na atualidade, grandes quantidades de produtos químicos são adicionadas à água para remoção de materiais orgânico e inorgânico e eliminação de microrganismos. As estações de tratamento de água que são do tipo completo, trabalham com uma série de processos e operações que visam dar à água, as características físico-químicas e bacteriológicas em conformidade com o Padrão de Potabilidade (no Brasil, Portaria 1469 do Ministério da Saúde).

No Brasil, segundo dados do Ministério da Saúde, 67% dos leitos hospitalares são ocupados por pacientes que contraem doenças causadas por água contaminada. Porém, em virtude da falta de dados mais precisos relacionados com doenças causadas pela ingestão de água com potabilidade duvidosa no Brasil, buscaram-se, neste trabalho, informações da situação de outros países que as dispõem. Dessa forma, são apresentados a seguir, de forma resumida, os dados publicados em 2001 pela American Water Works Association.

Segundo CRAUN et al (2001), de 1971 a 1998 foram registrados nos Estados Unidos, 619 surtos de doenças causadas pelos sistemas de abastecimento de água. A maioria dos surtos ocorreu quando as águas superficiais e subterrâneas naturais se tornaram contaminadas. Houve também surtos causados por contaminantes químicos ou microbianos que entraram no sistema de distribuição ou que foram decorrentes da ação de águas corrosivas para os sistemas prediais. Deficiências existentes nos sistemas de distribuição também contribuíram para o surgimento de casos de doenças contraídas pela ingestão de água, sendo detectadas deficiências, tanto em sistemas que utilizavam águas superficiais quanto sistemas cujas fontes eram águas subterrâneas. A tabela 3.1 apresenta os doze maiores surtos de doenças causadas por contaminação através de água proveniente dos sistemas de distribuição dos Estados Unidos.

Tabela 3.1– Os doze maiores surtos causados por contaminação nos sistemas de água nos EUA. Fonte : CRAUN et al (2001).

Data	Estado	Número de casos	Etiologia	Tipo de Sistema	Fonte de água	Deficiência	Local
1975	Pensylvania	5000	GEAC	SC	Poço	Contaminação no reservatório de distribuição	
1975	Indiana	1400	GEAC	SC	Poço	Contaminação na tubulação de alimentação do reservatório	
1975	Porto Rico	550	GEAC	SC	Poço	Contaminação no reservatório de distribuição	
1976	Nova Yorque	750	Salmonella	SC	Poço	Conexão cruzada	Instalação de suuprimento
1977	California	531	Hydroquinona	SC	Água superficial	Conexão cruzada	Navio parado no porto
1978	Washington	37	Virus Norwalk	SNC	Poço	Conexão cruzada	Escola
1979	Arizona	2000	Giardia	SNC	Poço	Conexão cruzada	Restaurante
1980	Georgia	1500	Virus Norwalk	SC	Poço e nascente	Conexão cruzada	
1983	Utah	1272	Giardia	SC	Nascente	Contaminação por tubulação quebrada	
1983	Washington	750	Salmonella	SC	Poço	Conexão cruzada	Restaurante
1993	Missouri	625	Salmonella	SC	Poço	Contaminação no reservatório de distribuição	
1994	Tennessee	304	Giardia	SC	Sistema misto	Conexão cruzada	Presídio

SC : Sistema Comunitário; SNC : Sistema não Comunitário; GEAG: Gastroenterite Aguda

CRAUN et al (2001) comentam que na década de 1990 maior atenção foi dada para proteção das fontes de águas superficiais contra contaminação microbiana. Como resultado, houve redução do número de surtos atribuídos ao tratamento inadequado de águas superficiais. Todavia, deficiências nos sistemas de distribuição de água continuam a ser a maior causa de surtos, especialmente em sistemas comunitários (vilas, condomínios, etc).

A proteção inadequada e tratamento insuficiente das águas subterrâneas também contribuíram para o surgimento de surtos. Os autores sugerem que para reduzir o risco potencial de surtos, os sistemas de água devem manter pressão adequada ao longo dos mesmos, devem indentificar e reparar vazamentos das redes de esgoto, bem como manter residual de cloro, e freqüentemente monitorar o residual no sistema, adotando um programa rotineiro de prevenção à conexão cruzada.

3.1.1 – Características Físicas da Água

As características físicas de águas superficiais são de fundamental relevância para seleção da tecnologia a ser utilizada em tratamento para consumo humano.

TURBIDEZ

A turbidez é caracterizada pela presença de partículas em estado coloidal, partículas em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plancton e outros microrganismos microscópicos. O comportamento das partículas está intimamente ligado às suas dimensões, distinguindo-se três condições claramente distintas, dependendo da presença de soluções, soluções coloidais ou suspensões (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1990).

A Figura 3.1 mostra a distribuição do tamanho das partículas, moléculas e átomos presentes nas águas

Figura 3.1 – Distribuição dos tamanhos das partículas na água.

Fonte: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

Em lagos, a maior parte da turbidez é devida à matéria coloidal ou à partículas com tamanho extremamente reduzido. Em rios com certo grau de turbulência, a turbidez geralmente é causada pela presença, principalmente, de partículas grosseiras em suspensão. Suspensões colodais de partículas de argila são geralmente as maiores responsáveis pela turbidez das águas superficiais. As argilas comumente encontradas nos mananciais são a caulinita, bentonita, ilita e muscovita. São basicamente formadas por partículas cristalinas de tamanho reduzido, que contêm argilominerais, matéria orgânica, partículas de quartzo, mica, pirita, calcita e outros minerais residuais, podendo conter minerais não cristalizados ou amorfos. Em virtude do tamanho reduzido de suas partículas, as argilas possuem propriedades coloidais. Sob o aspecto morfológico, as partículas de argila apresentam formato de plaquetas, as quais são compostas de lâminas extremamente finas (LEPESH, 1976).

A Figura 3.2 mostra esquematicamente a representação de uma partícula de argila com cargas negativas e cátions adsorvidos.

Figura 3.2 - Partícula de argila em forma de placa com cargas negativas e cátions adsorvidos.

Fonte: OLPHEN (1977)

As cargas existentes na argila atraem e retêm cátions dissolvidos na água, fenômeno denominado de adsorção iônica, conforme ilustrado na Figura 3.2.

COR APARENTE E COR VERDADEIRA

Os compostos orgânicos naturais nas águas são provenientes da

decomposição de plantas e animais, sendo denominados substâncias húmicas. No passado, media-se a cor meramente com vistas a aspectos estéticos, entretanto, com a descoberta de que certos compostos orgânicos são precursores da formação de trihalometanos e organo-halogenados em geral, quando se procede a desinfecção de águas em estações de tratamento, maior atenção é dada à medição da cor.

As substâncias húmicas, de maneira geral, são compostas pelos ácidos húmicos, fúlvicos e himatomelânicos. As dimensões das moléculas dessas substâncias variam em função do pH e com o grau de polimerização (entre 3,5 e 10 nm). A medida da cor depende do pH da amostra, que nesse caso, quanto menor é o valor do pH, maior é o valor da cor (DI BERNARDO, 1993).

Separando compostos orgânicos causadores da cor em diversas águas naturais, BLACK & CHRISTMAN¹ (1963) apud DI BERNARDO (1993), concluíram que a maior parte da cor era devida ao ácido fúlvico (87%), seguido do ácido himatomelânico (11%) e do ácido húmico (2%). A Figura 3.3 mostra uma das estruturas moleculares do ácido fúlvico.

Figura 3.3 – Exemplo de estrutura molecular do ácido fúlvico

Fonte: MONTGOMERY² (1985) apud DI BERNARDO (1993).

¹ BLACK, A.P. & CHRISTMAN, S.A. (1963), *Charcteristics of Colored Surface waters* JAWWA, vol. 55, nº 6, p: 753-770 June apud DI BERNARDO, L. (1993) *Métodos e técnicas de tratamento de água*, v. 1, 496p – Rio de Janeiro: ABES.

² MONTGOMERY, J. M. (1985), *Consulting Engineers, INC. WaterTreatment Principles and Design*. John Wiley & Sons, USA. apud DI BERNARDO, L. (1993) *Métodos e técnicas de tratamento de água*, v. 1, 496p – Rio de Janeiro: ABES.

ODEN apud COMMITTEE REPORT (1979) classificou as substâncias húmicas de acordo com sua solubilidade em diferentes condições, conforme demonstrado no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 – Classificação das substâncias húmicas segundo ODEN

Fonte: COMMITTEE REPORT (1979)

NOME DO GRUPO	DEFINIÇÃO
Ácido húmico	Fração solúvel em NaOH e insolúvel em ácidos minerais e álcool
Ácido fúlvico	Fração solúvel em ácidos minerais e NaOH
Ácido himatomelânico	Fração solúvel em NaOH e álcool; insolúvel em ácidos minerais
Humina	Resíduo da separação dos compostos anteriores (insolúvel em água e NaOH)

Os três ácidos mencionados no Quadro 3.1 possuem a mesma estrutura, porém, diferenciam-se pelo conteúdo dos grupos e pela massa molecular.

POTENCIAL ZETA

O potencial zeta é uma grandeza muito útil na avaliação da estabilidade ou tendência à floculação de sistemas coloidais, uma vez que pode ser considerado uma variável razoável para se medir a magnitude das interações repulsivas entre partículas coloidais.

Quando é aplicada diferença de potencial em uma amostra de água contendo uma suspensão de partículas carregadas negativamente, estas se movem para o eletrodo positivo. O potencial que causa o deslocamento das partículas está associado ao plano de cisalhamento do fluido ao redor das partículas e é denominado de potencial Zeta ou potencial eletrocinético (das partículas coloidais com carga negativa).

A maioria dos colóides na natureza possui carga negativa e a magnitude dessa determina a estabilidade do colóide.

Se a carga das partículas é alta, elas se repelem mutuamente e o colóide é estável. Se as partículas possuem carga resultante próxima de zero, o movimento Browniano

das partículas é transmitido ao colóide — dependendo de seu tamanho — tendo como efeito final a aglomeração das partículas, o que pode levar à floculação (YOKOSAWA, 1996).

3.1.2 - Características Químicas das Águas

ALCALINIDADE, ACIDEZ e pH

A alcalinidade é a capacidade da água neutralizar ácidos; acidez é a capacidade da água neutralizar bases. Estas duas características são baseadas no sistema do ácido carbônico, que é um ácido diprótico fraco e que possui três pontos de equivalência. As principais reações para a temperatura de 25°C são :

Na Figura 3.6 são mostradas as curvas que relacionam as porcentagens constituintes do sistema ácido carbônico para temperatura igual a 25°C e pressão atmosférica de 1 atm. Em função do pH, a alcalinidade pode ser devida a:

- 4,4 < pH < 8,3 : alcalinidade de bicarbonatos
- 8,3 < pH < 9,4 : alcalinidade de carbonatos e bicarbonatos
- 9,4 < pH < 12,3 : alcalinidade de hidróxidos e carbonatos

A alcalinidade é de extrema importância em virtude de exercer influência substancial na coagulação química, considerando que os coagulantes mais utilizados no Brasil, tais como sulfato de alumínio e cloreto férrico, possuem ação diprótica em solução. Se a alcalinidade presente na água for baixa, para que ocorra adequada coagulação pode ser necessário adicionar um alcalinizante para o ajuste do pH, mas por outro lado, se a alcalinidade e pH presentes na água tiverem valores elevados, provavelmente o sulfato de alumínio não seja o coagulante mais indicado para essas condições (DI BERNARDO, 1993).

O pH depende da acidez, que é devida à dissolução do CO₂, que, por sua vez, estará presente somente para valores de pH inferiores a 8,3 e superiores a 4,4. Abaixo desse valor, a acidez se deve à presença de ácidos fortes, que geralmente não estão presentes nas águas. É importante conhecer-se a acidez em virtude da necessidade de condicionar a água final de uma estação de tratamento, que em certos casos pode ser preciso adicionar

alcalinizante para propiciar a estabilidade do carbonato de cálcio e evitar-se, dessa forma, problemas de corrosão das diversas partes que compõem o sistema de abastecimento de água.

Segundo CAMPOS (1972), após o tratamento químico, a alcalinidade da água final nunca deve ser inferior que 6 a 8 mg/L (CaCO_3) para que não haja corrosão das tubulações, acessórios e dispositivos hidráulicos, causando inconvenientes, tais como surgimento de cor e sabor na água, redução da vida útil das tubulações, etc.

Os produtos da corrosão normalmente são óxidos, carbonatos e sulfetos. O fenômeno da corrosão é o mesmo para ligas e metais. A água que apresenta corrosividade, além de causar danos nas tubulações pode, também, contribuir para o surgimento de problemas de ordem estética, riscos à saúde dos consumidores e problemas de ordem econômica.

A corrosão pode ser inibida quando produtos da oxidação formam sólidos estáveis, tais como óxidos, hidróxidos ou carbonatos que aderem à superfície das tubulações e previnem ou retardam o contato direto entre o metal e a água corrosiva, fornecendo, desta maneira, uma barreira contra as reações de corrosão. Esta inibição contra a corrosão é chamada de passivação (CULP, WESNER & CULP, 1986).

Figura 3.4 – Distribuição das espécies de carbonato inorgânico dissolvido em função do pH
T= 25°C; Força Iônica = 0

Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

PARTÍCULAS INORGÂNICAS

As partículas inorgânicas presentes na água são produzidas pela ação natural das chuvas que lavam e carregam os minerais existentes na superfície terrestre, transportando-os para os cursos d'água sob a forma de materiais suspensos e dissolvidos. As partículas inorgânicas podem ser constituídas de óxidos de ferro, sais, siltes, e argilas, tais como bentonita e muscovita. Dependendo da concentração das partículas inorgânicas presentes na água bruta, os efeitos sobre a saúde humana podem ser tóxicos ou até benéficos.

OCORRÊNCIA NATURAL DE MINERAIS

Os minerais podem ocorrer naturalmente nos mananciais através da ação das chuvas que causam a lixiviação do solo no qual estão presentes, ou, através de descargas de efluentes de processos industriais. Entre as diversas fontes desse tipo de contaminação podem ser destacadas as indústrias de mineração, as siderúrgicas, as companhias petrolíferas, as indústrias que usam galvanoplastia, etc.

Argilas, hidróxidos metálicos e outras partículas originárias de jazidas minerais, possuem, tipicamente, tamanho que varia de muitos nanômetros a muitos micrômetros. Em águas superficiais, a maioria dessas partículas está compreendida dentro da faixa de 0,1 a 1 micrômetro. Como resultado de suas características de sedimentação, partículas nessa faixa de tamanho possuem a habilidade de permanecer em suspensão em águas correntes. A dispersão confere à água características de turbidez ou cor. Todavia, WIESNER e KLUTE (1998) sugerem que o risco real que essas partículas oferecem é devido às suas propriedades de adsorção. A grande superfície criada, mesmo por uma pequena concentração de massa de partículas coloidais, fornece abundantes pontos para adsorção de matéria orgânica sintética e natural, metais, e outras substâncias tóxicas. Vírus e bactérias podem também aderir a essas partículas, o que faz com que hoje se reconheça que a contaminação por matéria inorgânica particulada tem a habilidade de “proteger” os microrganismos da inativação por desinfetantes.

PARTÍCULAS ORGÂNICAS

A matéria orgânica é um conjunto de compostos naturais e sintéticos produzidos pela atividade humana nos mais diversos processos industriais, tendo a estrutura química baseada no carbono molecular. Milhões de compostos orgânicos contendo carbono têm sido identificados, incluindo hidrocarbonos, madeira, açúcar, proteínas, plásticos, derivados de petróleo, solventes, pesticidas e herbicidas.

De acordo com TATE e ARNOLD (1990), os compostos sintéticos e naturais estão presentes em águas superficiais, e, tipicamente, são originados das seguintes fontes :

- ❖ Da decomposição da matéria orgânica naturalmente presente no meio ambiente,
- ❖ Das atividades industriais, domésticas e agrícolas,
- ❖ Das reações que ocorrem durante o tratamento e distribuição da água potável.

Os compostos orgânicos podem ter impactos adversos à saúde humana, tais como: toxicidade ou carcinogenicidade e outros quando ingeridos. Adicionalmente, a ocorrência de compostos orgânicos naturais, na maioria das vezes referidos como matéria orgânica natural, podem dar à água bruta características de cor, sabor ou odor. Além disso, os compostos orgânicos podem ser alterados no processo de tratamento resultando em subprodutos da desinfecção tais como THMs e outros.

COMPOSTOS ORGÂNICOS SINTÉTICOS

Os compostos orgânicos artificiais ou sintéticos podem alcançar mananciais através das águas provenientes de áreas urbanas contaminadas ou agrícolas resultantes das chuvas incidentes sobre essas áreas, descarga direta de indústrias e efluentes de estação de tratamentos de esgotos e águas residuárias, e, através de lixiviação de solos contaminados. Muitos contaminantes encontrados em águas de mananciais que possuem efeitos adversos à saúde humana são compostos sintéticos, incluindo: herbicidas e pesticidas, solventes e bifenil policlorados comumente conhecidos como PCBs (TATE e ARNOLD, 1990).

MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL

Na maioria dos mananciais, a grande fração de todas as partículas orgânicas é devida à matéria orgânica natural resultante da degradação de plantas e animais (WIESNER e KLUTE, 1998). A matéria orgânica natural é indesejável nas águas submetidas a tratamento, por uma série de razões, variando desde a presença de cor, até a adsorção de substâncias tóxicas. A matéria orgânica natural também adsorve partículas inorgânicas presentes nas águas, reduzindo as propriedades de sedimentação dessas partículas. AIKEN e COTSARIS (1995) reconheceram — com base em numerosos estudos — a importância da matéria orgânica natural na mobilização de espécies orgânicas hidrofóbicas, metais (chumbo, cádmio, cobre, zinco, mercúrio e cromo), e radionúcleos através do processo de tratamento.

Elevados níveis de certos constituintes da matéria orgânica natural exigem dosagens elevadas de coagulante, com o objetivo de desestabilizar as partículas e de removê-las posteriormente por sedimentação e ou filtração. A matéria orgânica natural está também presente nas águas de mananciais como carbono orgânico coloidal na forma de matéria húmica. As substâncias húmicas têm despertado considerável atenção devido ao potencial de formação de subprodutos da desinfecção (AMIRTARAJAH e O`MELIA, 1990).

CARBONO ORGÂNICO TOTAL

O carbono orgânico total é uma variável que indica, indiretamente, todo o conteúdo de matéria orgânica de uma determinada amostra de água. O carbono orgânico total é medido pela quantidade de dióxido de carbono produzido quando uma amostra de água é atomizada em uma câmara de combustão (STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 20th edition, 1998). O halogênio orgânico total indica a presença de orgânicos halogenados e é uma indicação apropriada de contaminação por produtos químicos sintéticos. Os dois métodos citados são mais econômicos para teste de qualquer um ou todos compostos orgânicos provavelmente a ser encontrados em mananciais.

SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO

A utilização de oxidantes para desinfecção, eliminação de sabor e odor, redução da demanda de coagulante para tratamento de águas de abastecimento, causa, em contrapartida, a formação de subprodutos indesejáveis, principalmente quando há presença de ácidos húmicos ou fúlvicos na água a ser tratada. Esses subprodutos são difíceis de analisar e de remover dos sistemas de tratamento. Os contaminantes formados durante o processo de tratamento incluem os trihalometanos (THMs) e halocetonitrilas. Pesquisas conduzidas desde meados da década de 1970 têm demonstrado que o clorofórmio e outros THMs são compostos químicos que consistentemente ocorrem em concentrações mais elevadas que qualquer outro contaminante orgânico em águas de abastecimento (WIESNER e KLUTE, 1998).

Os THMs são formados na água quando o cloro — que é usado como desinfetante — reage com a matéria orgânica natural, tais como ácidos húmicos provenientes da decomposição da vegetação. O clorofórmio é um dos mais comuns THMs formados neste tipo de reação. Os THMs incluem o triclorometano, ou clorofórmio, o dibromoclorometano, o diclorobromometano e o bromofórmio.

A cloração da água não produz somente THMs, mas também uma variedade de outros compostos orgânicos. Desinfetantes alternativos, tais como as cloraminas, dióxido de cloro e ozônio, também podem reagir com os compostos orgânicos presentes na água e dar origem a subprodutos. Exatamente quais compostos são formados, seus caminhos de formação e seus efeitos sobre a saúde não são bem conhecidos. Para complicar a questão, muitos subprodutos não são detectáveis até mesmo aos mais altamente sofisticados métodos de extração e análise (EPA GUIDANCE MANUAL, 1999).

3.1.3 – Principais microrganismos presentes nas Águas

A água pode ser importante agente transmissor de doenças, tais como cólera, febre tifóide, desintéria bacilar, giardíase, esquistossomose, febre paratifóides e amebíase. Fluorose (excesso de fluor), saturnismo (excesso de chumbo), metahemoglobinemia (elevado teor de nitratos) são doenças de fácil propagação pelas águas.

Os coliformes são bactérias que normalmente habitam os intestinos dos animais superiores de sangue quente. A sua presença indica a possibilidade de contaminação da água por esgoto sanitário. Esses microrganismos têm sido utilizados como indicadores de poluição recente por fezes.

Contudo, de acordo com BRANCO (1989), a relação entre coliformes e organismos patogênicos pode não existir, pois a presença destes sugere a necessidade de um portador na população contribuinte, porém, o número de coliformes fecais ou totais está vinculado à existência de lançamentos de origem orgânica, como por exemplo, esgoto sanitário lançado sem tratamento, não estéril, estranho ao corpo receptor.

Todavia, há uma certa relação entre o número de coliformes e a presença de salmonelas, vírus, etc, baseando-se na probabilidade da presença dos coliformes, ou seja, quanto maior for a concentração destes, maior será a possibilidade da ocorrência de vírus, salmonelas, etc.

Segundo DI BERNARDO (1993), há íntima relação entre turbidez e número de coliformes totais e fecais nos efluentes de filtros rápidos de ETAs, e portanto, atenção especial deve ser dada quando se seleciona a tecnologia para tratamento quando há presença destes microrganismos nas águas destinadas ao consumo humano.

De maneira geral, quanto menor for a turbidez da água filtrada, menor será o número de coliformes e outros organismos. A figura 3.5 apresenta o número mais provável (NMP) de coliformes totais em função da água decantada e filtrada.

A figura 3.6 apresenta a relação entre a turbidez da água filtrada e a porcentagem de remoção de cistos.

Figura 3.5 – Número mais provável de coliformes totais em função da turbidez da água decantada e água filtrada.

Fonte: DI BERNARDO (1993).

Figura 3.6 – Relação típica entre a turbidez da água filtrada e a porcentagem de remoção de cistos.

Fonte : DE WALLE et al (1984)

Outros organismos, tais como alguns tipos de algas, são responsáveis pela geração de toxinas e ocorrência de sabor e odor desagradáveis na água e, também, podem causar distúrbios em filtros provocando a obstrução dos mesmos, reduzindo substancialmente a duração da carreira de filtração. Se estiverem presentes em grande quantidade, determinados tipos de algas podem atarvessar os filtros e causar odor na água tratada, e também, possibilitar a formação de compostos organo-clorados no processo de desinfecção devido à ação do cloro.

Quatro categorias de microrganismos aquáticos contribuem para turbidez da água a ser submetida a tratamento :

- ❖ Protozoários
- ❖ Vírus entéricos
- ❖ Algas
- ❖ Bactérias.

Esses microrganismos são invisíveis a olho nu. Enquanto muitos microrganismos, comumente encontrados em águas de mananciais, não representam riscos a saúde das pessoas, outros, tais como o *Cryptosporidium*, podem ser agentes de infecção e de doenças contagiosas. O isolamento e a identificação de um organismo específico, tal como o *Cryptosporidium*, podem ser difíceis devido ao volume e à variedade de outros microrganismos presentes em uma amostra de água. A maioria das estações de tratamento de água das cidades não possui equipamentos requeridos para identificação de microrganismos patogênicos. Organismos indicadores freqüentemente são utilizados para avaliar contaminação por um constituinte biótico. Coliformes totais são largamente utilizados como indicadores para patogênicos. Enquanto a presença de coliformes não é a prova de que a água contém patogênicos perigosos, a ausência destes geralmente é utilizada como evidência de que a água está livre de patogênicos.

PROTOZOÁRIOS

Protozoários podem se agrupar em colônias ou apresentar-se em simples células. Alguns protozoários são capazes de produzir esporos, um pequeno corpo reprodutor capaz de gerar organismos sob condições favoráveis. Na água, a maioria dos esporos resiste às condições adversas que prontamente destruiriam o organismo mãe. Das dez mil espécies de protozoários, os principais, de interesse na água potável, são *Cryptosporidium parvum*, *Giardia Lamblia* e *E. histolytica*. Quando esses organismos são ingeridos pelos seres humanos, podem causar sintomas que incluem cólicas estomacais, diarreia, febre, vômito e

desidratação. Esses parasitas tipicamente são mais resistentes à desinfecção com cloro do que os coliformes.

O *Cryptosporidium* é um protozoário causador de doenças que se abriga em carapaça dura, denominada ocisto. Tipicamente, o ocisto possui tamanho de 2 a 5 microns; tem forma oval ou redonda, sem cor e quase transparente. Fezes de animais e humanas são as fontes de *Cryptosporidium* em águas superficiais. Normalmente, os ocistos são encontrados em estado dormente no ambiente. Quando ingeridos, os ocistos se abrem para liberar esporozoítos. Nesta nova forma, começa um complexo ciclo reprodutivo. Os esporozoítos invadem o revestimento do trato gastrointestinal e podem causar a doença chamada de Criptosporidiose. A doença pode ser fatal para pessoas com sistemas imunológicos enfraquecidos, incluindo pessoas com AIDS, pessoas sob tratamento quimioterápico, crianças e idosos (CURRENT e GARCIA, 1991). A Criptosporidiose humana foi relatada pela primeira vez em 1976, sendo que surtos causados por água proveniente de sistemas públicos de abastecimento têm motivado numerosos estudos e regulamentações para eficácia da filtração e desinfecção química para remoção e inativação desses protozoários. Dados, embora limitados, sugerem que ocistos de *Cryptosporidium* são resistentes à desinfecção no nível em que é praticada. Enquanto a pesquisa para identificar as técnicas mais apropriadas para inativação estão sendo realizadas, a remoção por tratamento convencional associada a desinfecção por radiação ultravioleta são, atualmente, as técnicas mais efetivas de eliminação do *Cryptosporidium* em águas de abastecimento.

Atualmente, está evidente a necessidade de aprimorar, através de treinamento, bem como dotar de equipamentos, a estrutura existente nos serviços de água, para monitoramento de microrganismos patogênicos potencialmente perigosos para saúde humana. À medida em que cresce a compreensão sobre os riscos inerentes à ingestão de água tratada contendo, por exemplo, ocistos de *Cryptosporidium*, surge, inevitavelmente, a necessidade da adoção de medidas que combatam tais eventos ou permitam, no mínimo, que eles sejam detectados a tempo, de modo que possam ser tomadas medidas para abreviar ou minimizar os problemas causados por tais microrganismos. Entretanto, nos dias atuais ainda parece difícil estabelecer um procedimento que seja confiável para prever problemas referentes à contaminação de águas de abastecimento, tendo-se em vista as dificuldades que ora se contrapõem aos métodos existentes para detecção do *Cryptosporidium* nas águas consideradas potáveis.

Para ilustrar a dificuldade, pode-se citar o exemplo ocorrido em Sydney, na Austrália, entre os dias 21 de julho até 19 de setembro de 1998 (ALLEN et al, 2000). A Companhia de Abastecimento de Água de Sydney experimentou durante aqueles dias uma

crise de confiabilidade concernente à qualidade da água distribuída à população. O evento teve seu início quando altas concentrações de ocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* foram repetidamente observados em amostras de água coletadas do sistema de distribuição, embora nenhum aumento da ocorrência de doenças tenha sido detectado. A concentração de ambos — cistos e ocistos — variou de não detectável até milhares de parasitas por 100 L na água para distribuição. Com base nesses dados de monitoramento, três avisos para fervimento da água foram dados durante um período de 9 semanas, afetando uma população de 2 milhões de pessoas. Um inquérito governamental foi aberto para identificar a causa da contaminação; embora nenhuma doença tenha sido identificada, a crise na água distribuída para cidade de Sydney foi reportada pela mídia do mundo inteiro, tornando-se muito bem conhecida dentro da comunidade responsável pelo abastecimento de água de um enorme número de consumidores pelo mundo afora.

Durante muitas semanas, realizou-se auditoria no laboratório da companhia que era responsável pelos exames na água, logo após o terceiro aviso para que a população promovesse o fervimento da água, revelando que esse tinha problemas de qualidade e confiabilidade, tomando-se como base todos os dados referentes aos protozoários suspeitos. Entre os problemas descobertos pela auditoria havia pobre histórico de dados, pouco ou nenhum treinamento da equipe e falhas na identificação analítica dos dados (por exemplo, inability para recuperar cistos e ocistos das amostras inoculadas, embora reagentes brancos eram positivos) com nenhum esforço para corrigir as deficiências. Na opinião dos autores, um monitoramento com dados de baixa qualidade obrigou as autoridades a alertarem a população, causando insegurança e desconfiança sobre qualidade da água, sendo que na verdade, nenhum problema de qualidade ou aparente risco à saúde pública existiu. Como resultado dos eventos em Sydney, o inquérito fez muitas recomendações envolvendo gerenciamento e planejamento, trocas de responsabilidades da “New South Wales Health Department” considerando os riscos dos alertas à saúde pública, educação comunitária, envio instantâneo de dados sobre monitoramento de protozoários, criação de autoridade independente da Companhia de Água de Sydney bem como de auditoria independente desta. Em junho de 1999 a situação tinha custado à companhia da cidade de Sydney algo em torno de \$ 50 milhões de dólares australianos com expectativa de \$ 50 milhões adicionais quando da implementação das recomendações impostas sobre a companhia. Mesmo enormes somas de dinheiro, contudo, não restabeleceram a confiança na Companhia de Abastecimento de Sydney e naqueles que são os responsáveis por gerenciá-la (ALLEN, et al, 2000).

A maioria dos sistemas públicos de água dos Estados Unidos e Canadá não dispõe de recursos e nem de profissionais especializados para monitoramento de

microrganismos patogênicos tais como *Cryptosporidium* ou *Giardia* rotineiramente ou mesmo ocasionalmente. Dados revelados por pesquisa realizada nos Estados Unidos indicaram que o *Cryptosporidium* e *Giardia* são parasitas que ocorrem de forma freqüente nas águas superficiais. Desta maneira, estratégias para tratamento da água devem ser adotadas visando a remoção ou inativação desses parasitas (ALLEN et al, 2000).

Para melhorar o monitoramento do *Cryptosporidium*, a agência ambiental dos Estados Unidos (USEPA) desenvolveu, em 1998, um método, denominado 1622, para isolamento e detecção de ocistos em água e um método similar para *Giardia*. O método 1622 consiste na filtração, concentração, separação imunomagnética, anticorpo fluorescente, uso de reagentes químicos específicos e avaliação microscópica. O método foi testado em amostras de 11 diferentes águas coletadas no território americano. Os resultados demonstraram que ocistos de *Cryptosporidium* podem ser recuperados de águas correntes utilizando o método 1622. A pesquisa também avaliou a concentração indicadora de bactérias em águas correntes. Os filtros utilizados para recuperação devem cumprir os requisitos estabelecidos pela UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. A recuperação de ocistos em águas coletadas do meio ambiente foi considerada baixa. A turbidez e outras características físico-químicas devem ser consideradas na seleção do filtro a ser utilizado nos exames de amostras de águas naturais. Por causa da baixa freqüência de ocorrência do *Cryptosporidium*, poucas amostras de água examinadas bem como a baixa concentração de ocistos, os autores foram incapazes de discernir qualquer associação entre a concentração de ocistos e indicadores de bactérias *Clostridium Perfringens* e *Escherichia coli*. Os pesquisadores recomendaram a realização de estudos adicionais para o método 1622 proposto, com vistas à melhor caracterização da eficácia do método para exames de águas naturais e a correlação entre a presença e concentração de ocistos de *Cryptosporidium* e indicadores de bactéria fecais SIMMONS et al (2001).

Fezes animais e humanas são também fontes de *Giardia* em águas superficiais. A *Giardia* existe na forma de esporozoíto flagelado, possui tamanho compreendido entre 9 a 21 μm , ou como cisto ovóide, de aproximadamente 10 μm de comprimento por 6 μm de largura. Os cistos podem sobreviver na água de um a três meses. Objetos desse tamanho são facilmente removidos por filtros, com pré-tratamento provido de coagulação e floculação apropriadamente controladas.

Diferentemente da *Giardia* e *Cryptosporidium*, mamíferos não são a fonte de *Entamoeba histolytica* em águas e a potencial contaminação de águas superficiais é considerada baixa (WIESNER e KLUTE, 1998). A faixa de tamanho para protozoários

é de 15 a 25 μm para esporozoítos e de 10 a 15 μm para cistos. Esses organismos são efetivamente removidos por filtração.

CLANCY et al (2000) realizaram experimento, em laboratório, para avaliar a eficácia de inativação de ocistos de *Cryptosporidium parvum*, utilizando radiação ultravioleta. Em virtude do seu pequeno tamanho e resistência ao cloro, os ocistos do *Cryptosporidium parvum* não são efetivamente removidos pelos processos de tratamento convencional e nem inativados por desinfecção química. Para minimizar a possibilidade de contaminação e propagação de doenças, as empresas fornecedoras de água estão interessadas em tecnologias alternativas para uma eficiente inativação de ocistos no processo de tratamento de água. Os autores concluíram que mesmo baixas dosagens de radiação ultravioleta podem ser altamente eficazes na inativação de ocistos de *Cryptosporidium*, revelando-se como um dos métodos mais promissores para reduzir o nível de ocistos em águas de abastecimento.

Os resultados demonstraram que as lâmpadas de média e baixa pressão apresentaram praticamente a mesma eficiência na inativação dos ocistos. Em água com turbidez maior 1 UNT, o desempenho da lâmpada de média pressão não foi afetado, e um alto nível de inativação de ocistos foi alcançado.

LECHEVALLIER e NORTON (1992) examinaram a relação entre *Giardia*, *Criptosporidium*, Turbidez e quantidade de partículas presentes em água bruta e filtrada, visando estabelecê-los como indicadores de eficiência de uma estação de tratamento. Os resultados indicaram que a probabilidade de detecção de cistos e ocistos na água final para abastecimento depende do número de organismos presentes na água bruta. A contagem de partículas se mostrou como indicador útil do desempenho da estação e pode indicar quando um determinado filtro não está operando apropriadamente. O estudo demonstrou que, de maneira geral, indicadores de poluição tais como coliformes, turbidez e quantidade de partículas estão correlacionados com densidades de *Cryptosporidium*, um micróbio contaminante da água. Os autores recomendaram nesse estudo que as estações de tratamento deveriam tentar minimizar os níveis de variações da turbidez e quantidade de partículas da água final das mesmas, que às vezes, são resultado do desempenho falho ou inapropriado de um determinado filtro.

VÍRUS

Os principais patogênicos virais de interesse em água potável são os Vírus Entéricos que causam hepatite A, bem como os vírus rotavirus, os adenovírus, os enterovírus e os reovírus. Os vírus entéricos infectam o trato gastrointestinal dos humanos e são transmitidos através de sistemas públicos de abastecimento. Há indicações que muitos vírus

têm atração por partículas coloidais ou superficiais, e, uma vez agregados, podem ser removidos da água (WIESNER e KLUTE, 1998).

ALGAS

Em águas de abastecimento, o interesse sobre a presença de algas inclui: a habilidade de se reproduzirem em grandes quantidades de matéria orgânica, contribuição para o aumento da turbidez, odor e sabor provocados pela presença das algas e impactos físicos que estas causam no processo de estações de tratamento de águas para abastecimento. Algumas espécies de algas azuis e verdes são conhecidas por produzirem endotoxinas, as quais podem afetar a saúde humana. As algas podem obstruir os filtros causando a redução da duração da carreira de filtração e o aumento do volume necessário à lavagem dos mesmos (WIESNER e KLUTE, 1998). Alguns tipos de algas que obstruem filtros são: *Chlorella*, *Frugilaria*, *Anabeana*, *Palmella*, *Melosira*, *Anacista* e outras.

As Cianobactérias e outros tipos de algas são normalmente espécies de fitoplâncton essenciais ao ambiente aquático. Sob certas condições, usualmente a combinação de alta concentração de nutrientes, calor e condições estáveis, as algas e cianobactérias podem florescer e crescer excessivamente em quantidade. Essas florescências podem se formar em locais utilizados para armazenamento da água potável, e em alguns casos, introduzir toxinas na água ou ainda podem causar sabor e odor na água potável. Algumas cianobactérias produzem e liberam toxinas durante seu ciclo de vida enquanto que outros tipos armazenam a maioria das toxinas internamente até as células começarem a morrer. Quando as toxinas são liberadas para o ambiente aquático podem persistir por muitas semanas e até meses (DRIKAS et al, 2001). Os autores estudaram experimentalmente a remoção em processo convencional de tratamento de água, que revelou, em condições normais de operação, a remoção de 99,9% das algas. Os pesquisadores realizaram, também, estudo em escala piloto em água contendo “*Microcystis aeruginosa*” sendo que o experimento demonstrou que não foi detectado residual desse tipo de alga quando foi aplicada a densidade de 10^5 células por 100 mL, indicando que essa concentração de células pode não causar problemas em águas de abastecimento (DRIKAS et al 2001).

Certas espécies de cianobactérias, as quais são comuns em sistemas de abastecimento de água, são capazes de produzir toxinas potentes, incluindo o grupo da toxinas conhecidas como microcistinas. As microcistinas são hepatopeptídeos cíclicos que contém sete aminoácidos solúveis em água. Batizadas em 1988 como *Microcystis aeruginosa*, esses compostos podem também ser produzidos por outras cianobactérias

incluindo *Anabaena*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Nostoc*, *Anabaenopsis* e a terrestre *Halalosiphon* (WHO et al, (1999)³ apud KARNER et al (2001).

Aproximadamente 60 variações de microcistinas foram isoladas da fluorescência de cianobactérias. Em valor de pH próximo de 7,0, as microcistinas são muito estáveis e podem permanecer até mesmo se fervidas (World Health Organization-WHO et al 1999) apud KARNER et al (2001).

A água tomada contaminada com microcistinas leva ao acúmulo destas nas células do fígado. Isto resulta em aguda hemorragia e pode causar dano ao fígado, e, até mesmo, levar à morte da pessoa (World Health Organization - WHO et al 1999), CARMICHAEL (1994)⁴ apud KARNER (2001).

Em 1996, pacientes de um centro médico da cidade de Caruaru, Brasil, vivenciaram severa hepatite após tratamento de hemodiálise (JOCHIMSEN et al, 1998). Mais de 100 pacientes desenvolveram aguda falha do fígado, e 50 deles morreram. Evidências médicas e químicas apontaram para insuficiência na remoção de toxinas originárias de algas microcistinas pelo sistema de tratamento de hemodiálise.

BACTÉRIAS

As bactérias podem existir em quase qualquer lugar na terra e em praticamente qualquer meio. Algumas são benéficas ao homem, enquanto outras são perigosas e até fatais.

As principais bactérias patogênicas de interesse em águas de abastecimento são: *Salmonella*, *Shigella*, *Yersinia enterocolitica*, enteropatógenas *E. coli*, *Campylobacter jejuni*, *Legionella*, *Vibrio* colérico e *Microbacterium*.

KOOL et al (2000) realizaram investigação sobre a doença (Legionnaire's disease) causada pela bactéria *Legionella*, a qual vive em biofilme sintético ou natural de ambientes aquáticos, reconhecida pela primeira vez em 1976, quando participantes da convenção da Legião Americana foram infectados.

A rota mais freqüente de infecção é através da inalação de aerossol contaminado que normalmente é produzido por torneiras, chuveiros ou torres de resfriamento, que causa pneumonia.

³ WHO (World Health Organization), (1999), *Toxic Cyanobacteria in Water — A Guide to Their public Health Consequences, Monitoring and Management*. E. & FN Spon, London

⁴ CARMICHAEL, W.W, (1994). *Toxins of Cyanobacteria*. Sci. Am., 270:1:78.

De acordo com os autores, embora a doença possa ser disseminada pela água potável, os efeitos dos métodos de desinfecção utilizados pelas estações municipais de tratamento de água sobre a ocorrência da doença causada pela bactéria *Legionella* não têm sido estudados. Os pesquisadores realizaram estudo epidemiológico para o qual foram comparados os métodos de desinfecção da água potável fornecida para hospitais onde ocorreram a doença causada pela bactéria *Legionella*. O estudo demonstrou que os hospitais abastecidos com água desinfetada com cloro livre foram 10 vezes mais susceptíveis a ter infecção causada pela *Legionella* associada à água potável, que os hospitais que utilizaram monoclорamina como desinfetante residual. A bactéria *Legionella* pode sobreviver em águas com baixos níveis de nutrientes, em razão delas filtrarem os nutrientes de grande quantidade de água que atravessa o biofilme no qual elas habitam.

Os resultados desse e de outros três estudos realizados sugerem que a ampliação do uso de monoclорaminas pode evitar, anualmente, milhares de casos de doenças causadas pela *Legionella*. A desinfecção por cloraminas está atualmente recebendo atenção em virtude de ter demonstrado ser mais efetiva contra bactérias existentes nos biofilmes, mantendo o residual, mesmo em pontos distantes do sistema de distribuição e ainda produzir baixo nível de subprodutos da desinfecção, quando comparada com a cloração com cloro livre.

Em estudo feito pelo Centro de Controle de Doenças dos Estados Unidos foi demonstrado que a doença adquirida em hospitais daquele país ocorre com menos frequência em hospitais abastecidos com água contendo cloramina.

3.2 – Coagulação e Floculação

3.2.1 - Propriedades das Partículas Coloidais e Substâncias Húmicas

3.2.1.1 – Introdução

As partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos presentes na água apresentam-se estáveis e possuem carga negativa, o que impede a aproximação das mesmas. Dessa forma é necessário alterar a força iônica do meio por intermédio da adição de sais de ferro ou alumínio ou ainda de polímeros sintéticos, desestabilizando as partículas, caracterizando o fenômeno da coagulação (DI BERNARDO, 1993).

As impurezas que podem ser removidas por coagulação incluem turbidez, bactérias, algas, cor, compostos orgânicos, óxidos de ferro e manganês, carbonato de cálcio e partículas de argila. As argilas são as principais causadoras da turbidez nas águas, porém, não são responsáveis diretas por efeitos perigosos à saúde humana. Entretanto, há algumas

evidências de que as argilas afetam indiretamente a saúde humana através da adsorção, transporte e liberação de constituintes tóxicos orgânicos e inorgânicos, vírus e bactérias. Geralmente, a eficiência de remoção de partículas de argila não é monitorada em tratamento de água, embora muitos estudos realizados em laboratório têm demonstrado a eficácia da coagulação com alumínio sobre suspensões de argila. Conseguiu-se demonstrar que os ácidos húmicos são removidos utilizando-se sais de alumínio, embora significativa fração de ácidos fúlvicos não é removida. Em virtude dos ácidos húmicos reagirem com o cloro na formação de halometanos, a remoção dos mesmos no processo de coagulação é importante passo para limitar-se a produção de potenciais substâncias carcinogênicas durante o processo de desinfecção de águas para abastecimento (CULP, WESNER e CULP, 1986).

Como a coagulação é um processo que desestabiliza as partículas presentes na água a ser tratada, é uma etapa essencial na prática do tratamento para que se obtenha a remoção das partículas, posteriormente, por sedimentação ou flotação e filtração. Muitos contaminantes que representam risco para saúde humana, e, portanto, são de interesse em tratamento de águas, são partículas por si só (como exemplo, organismos patogênicos) ou estão associados com partículas sólidas, como exemplo, certos metais tóxicos e compostos orgânicos solúveis. Desta forma, a coagulação para agregação de partículas é um importante componente no processo de remoção de muitos contaminantes prejudiciais à saúde. As substâncias húmicas reagem ou formam complexos com a maioria dos coagulantes, o que as tornam uma variável razoável para controle da eficácia na remoção de cor utilizando-se sais de ferro e alumínio. Essas substâncias estão presentes em todas águas superficiais e em muitas águas subterrâneas. Elas complexam os metais e podem, também, associar-se com compostos orgânicos solúveis. As substâncias húmicas têm sido apontadas como precursoras na formação de THMs, quando o cloro é usado para oxidação e desinfecção. Tais substâncias adsorvem partículas naturais e agem como agentes estabilizantes em águas superficiais. Por essas razões, considerável atenção deve ser dirigida para remoção de substâncias húmicas pela coagulação em tratamento de água, mesmo quando a remoção da cor não seja o principal objetivo (AMIRTHARAJAH e O`MELIA, 1990).

Alguns tipos de partículas presentes em águas naturais são constituintes do solo local (por exemplo, argilas, siltes, outros detritos terrestres, organismos patogênicos, fibras de amianto), e outras são produzidas por processos biológicos e químicos no manancial (por exemplo, algas, precipitados de carbonato de cálcio, hidróxido ferroso, óxido de manganês, detritos orgânicos aquáticos). O tamanho das partículas pode variar em muitas ordens de magnitude, de poucas dezenas de nanômetros (vírus) a poucas centenas de micrômetros (zooplâncton). A maioria destas partículas pode ser removida por coagulação,

floculação, sedimentação ou flotação e filtração, desde que esses sistemas sejam bem projetados e operados. Elas são derivadas do solo e também são produzidas na água natural e sedimentos por processos químicos e biológicos, tais como a decomposição de vegetação. As substâncias húmicas são polieletrólitos aniônicos, de baixo a moderado peso molecular. Suas cargas são fundamentalmente causadas por grupos carboxílicos e fenólicos, possuem ambos os componentes aromáticos e alifáticos e podem ter superfície ativa. São refratárias e podem persistir por séculos ou mais. Tipicamente, são divididas em mais solúveis, tais como: ácidos fúlvicos e, menos solúveis, ácidos húmicos, com predominância dos ácidos fúlvicos na maioria das águas (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990).

3.2.1.2 – Origem das Cargas nas Partículas Coloidais e nas Moléculas de Substâncias Húmicas

Existem duas formas de estabilidade das partículas e moléculas: estabilidade eletrostática e estabilidade estérica. Dois aspectos são considerados para cada condição de estabilidade: a estrutura da interface sólido-líquido e as forças entre interfaces quando próximas entre si (DI BERNARDO, 1993).

3.2.1.2.1 – Estabilização Eletrostática

DUPLA CAMADA ELÉTRICA

Na água, a maioria das partículas e moléculas de substâncias húmicas possui superfície carregada eletricamente, devido a três fenômenos :

- grupos presentes na superfície sólida, ao reagir com a água, podem receber ou doar prótons;
- grupos superficiais podem reagir na água com outros solutos além de prótons ;
- imperfeições na estrutura da partícula são responsáveis por parcela substancial da carga das argilas minerais.

Devido aos três fenômenos, pelos quais os colóides apresentam-se com carga superficial negativa, há tendência de ocorrer um balanço com íons de carga contrária presentes na água. A carga superficial influencia a distribuição espacial de íons vizinhos na solução circundante, pois causa atração de íons de cargas opostas para superfície e repulsão de íons com carga de mesmo sinal.

O entendimento da dupla camada elétrica é fundamental para qualquer descrição de sistemas coloidais, entretanto, grande dificuldade envolve tal procedimento.

Admitindo-se um modelo simplificado, considera-se a interface como um dispositivo armazenador de carga, similar a um capacitor de placas paralelas. Um modelo mais realista descreve a divisão da dupla camada em duas regiões : camada compacta e camada difusa.

Se a superfície da partícula for negativa, haverá concentração de íons positivos na região da interface líquido-sólido, e se formar a carga negativa da partícula, a dupla camada elétrica, também denominada de camada compacta. Então se aproximarão íons negativos da camada compacta que atrairá íons positivos, dando origem à camada difusa, que envolverá a primeira.

Na realidade, a camada difusa resulta da atração de íons positivos, repulsão eletrostática de íons negativos e difusão térmica.

A figura 3.7 apresenta a configuração esquemática da dupla camada elétrica.

Figura 3.7 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica

Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

A região com elevada concentração de íons positivos próxima à superfície do colóide é denominada camada de Stern, a partir da qual se forma a Camada Difusa, onde a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado Potencial de Nernst. STERN, citado por DI BERNARDO (1993), afirmou que existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente; em seguida, a diminuição resulta exponencial, passando pela fronteira das Camadas Compactas e Difusas, região na qual o potencial elétrico, de acordo com LYKLEMA (1978), é denominado de Potencial Zeta. O conceito deste potencial, como mencionado anteriormente, está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de água contendo colóides negativos de tal forma que certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento.

Não há uma forma experimental direta para medida do potencial de Stern, embora seja possível medir o potencial zeta. Entretanto, o potencial zeta não é necessariamente uma boa indicação do potencial superficial, pois é possível que haja adsorção específica de íons no plano de Stern, o que pode até alterar a magnitude do potencial de Stern e do potencial de superfície. Portanto, é necessário que haja cuidado na interpretação das medidas do potencial zeta, a menos que o eletrólito usado seja classificado como indiferente, que não possui características de hidrólise ou adsorção como ocorre com sais de ferro e de alumínio, o que pode ser verificado avaliando-se a dependência do pH com o potencial zeta.

Segundo WILLIAMS⁵ (1994) apud MARINELLI (1999), se o pH no qual o potencial zeta é zero (ponto isoelétrico) e independe da concentração de eletrólito, então, o eletrólito é denominado indiferente e o ponto isoelétrico pode ser seguramente vinculado ao ponto de carga zero, sendo este, geralmente, uma característica própria da superfície sólida, e a sua variação pode ser tomada como evidência da adsorção específica do eletrólito na superfície.

⁵ WILLIAMS, R. A. (1994). *Characterization of process dispersions*. In: Colloid and surface engineering: application in the process industries. 2ed. Oxford, Butterworth-Heinemann Ltd. Apud MARINELLI, p.s. (1999). *Aplicação de Amidos catiônicos de Milho como Auxiliares de Foculação no tratamento de Água. São Carlos, v.1. Dissertação (Mestrado)*. – Área Interunidades em “Ciência e Engenharia de Materiais”, USP.

INTERAÇÃO ENTRE PARTÍCULAS COLOIDAIS

Quando duas partículas coloidais com características semelhantes se aproximam uma da outra, ocorre interação entre as camadas difusas, fazendo com que haja repulsão devida à força eletrostática entre as mesmas. A energia potencial de repulsão diminui com o aumento da distância a partir da superfície do colóide. A Figura 3.8 mostra esquematicamente a interação entre as energias atrativa e repulsiva que atuam sobre duas partículas coloidais semelhantes.

Figura 3.8 – Interação entre duas partículas coloidais semelhantes

Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

Existem forças atrativas entre as partículas, denominadas Forças de van de Walls. Estas forças surgem de interações dipolo-dipolo, dipolo-dipolo induzido e de dispersão, e são dependentes da estrutura química e da topologia das superfícies de interação. Todavia, as forças exercidas por todas as superfícies são decorrentes dos efeitos de

dispersão, e estão associadas a flutuações na densidade eletrônica de átomos, mesmo aqueles totalmente neutros, que possuem uma média de distribuição eletrônica ao redor do núcleo esfericamente simétrico.

A interação entre as forças de repulsão de origem elétrica e de atração de van der Waals entre partículas que se movem continuamente devido ao movimento Browniano, contribui para a estabilidade do sistema (Figura 3.8). A energia potencial é conhecida como o trabalho necessário para aproximação de duas partículas coloidais semelhantes, partindo-se de uma distância infinita, e é tanto maior quanto menor for a distância entre as partículas.

De acordo com a AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION⁶ (1990) apud DI BERNARDO (1993), “se a força iônica for pequena, a energia resultante é de repulsão, e atinge um valor máximo, denominado de Barreira de Energia, a uma distância próxima àquela em que se tem o plano de cisalhamento. Por isso, o potencial zeta pode fornecer informações sobre o grau de estabilidade de um sistema coloidal. Quando a força iônica é grande, a energia resultante pode ser reduzida a ponto de eliminar a barreira de energia, de modo que as partículas podem se aproximar sem que haja repulsão entre elas”.

3.2.1.2.2 – Estabilização Estérica

A estabilização estérica pode resultar da adsorção de polímeros na superfície das partículas coloidais, que pode ocorrer à uma interação coulombiana (carga – carga), ligações de hidrogênio, interações de van der Waals, ou por uma combinação destas interações.

De acordo com LYKLEMA (1978), o polímero estabelece interações com o solvente e com a superfície do colóide, e como resultado, alguns segmentos da cadeia estarão fixados à superfície, separados por “alças” que se projetam para o meio, terminando com as caudas nos finais das cadeias, estando as alças e as caudas solvatadas conforme o esquema mostrado na figura 3.9.

Os polímeros adsorvidos tanto podem estabilizar como desestabilizar, dependendo, principalmente, da quantidade relativa de polímero e de partículas, da afinidade entre o polímero com a partícula e a água e do tipo e concentração de eletrólitos presentes.

⁶ AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990). *Water Quality and Treatment – A Handbook of Community Water Supplies* MCGRAW-HILL, INC., 4TH edition, USA.

Figura 3.9 – Modelo de dispersante polimérico adsorvido, mostrando alças, segmentos e caudas

Fonte : LYKLEMA (1978)

Quando há interação entre as superfícies de duas partículas recobertas por polímeros, que se encontrem próximos, a repulsão entre elas pode ocorrer de duas formas: compressão e interpenetração, como mostra o esquema das interações apresentado na Figura 3.10.

Figura 3.10 – Possibilidades de interações repulsivas devidas a polímeros adsorvidos nas superfícies de partículas coloidais

Fonte: GREGORY (1978)

Na compressão, com a colisão entre partículas, cada camada de polímero pode ser comprimida, reduzindo o volume disponível para as moléculas adsorvidas e restringindo o movimento dos polímeros, causando assim, a repulsão entre as partículas. Na interpenetração, mais freqüente, as camadas adsorvidas se entrelaçam, aumentando a concentração dos seguimentos dos polímeros nessa região; se os segmentos estendidos dos polímeros forem fortemente hidrofílicos, ocorre, preferencialmente, a interação atrativa entre eles e a água, tendendo à repulsão.

A compressão e interpenetração são processos distintos e ocorrem em conjunto com os efeitos da adsorção de polímero pelas partículas carregadas, bem como devido ao efeito das forças de van der Waals resultantes das interações entre as partículas. Polímeros carregados (polieletrólitos) podem alterar a carga das partículas; polímeros orgânicos podem também reduzir a energia de interação atrativa de van der Waals. A estabilização estérica é largamente empregada na produção industrial de colóides, tais como a de tintas e ceras. Tais substâncias são polieletrólitos aniônicos e podem contribuir para estabilidade das partículas através dos efeitos estéricos (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990).

3.2.2 - Coagulação

Nas estações que utilizam várias operações e processos, a coagulação pode ser considerada como uma das etapas mais importantes do tratamento da água, pois qualquer falha neste estágio certamente provocará comprometimento no desempenho das demais etapas subsequentes.

A coagulação de maneira geral é realizada com sais de ferro ou de alumínio e polieletrólitos catiônicos, e resulta basicamente da ação conjunta de dois fenômenos: desestabilização por adsorção e neutralização, ou por varredura das partículas e transporte para possibilitar o contato entre elas.

O transporte é um fenômeno de natureza física, promovido pela difusão, movimento do fluído, e sedimentação; a desestabilização por adsorção e neutralização ou varredura são processos de natureza química controlados por características físicas e químicas do meio.

STUM e O'MELIA (1968) estudando os mecanismos de coagulação, concluíram que a concentração da superfície coloidal, o pH e a concentração de coagulante são variáveis, comprovadamente importantes para o fenômeno da coagulação.

A coagulação é a interação química entre as espécies hidrolisadas do coagulante e a superfície do colóide ou moléculas de substâncias húmicas, e ocorre em apenas alguns segundos. "Atualmente considera-se a coagulação como o resultado da ação

de quatro mecanismos distintos: a) compressão da camada difusa, ocorre quando íons de mesma carga são repelidos e de carga contrária, atraídos pelos colóides; b) adsorção e neutralização, ocorre através da adsorção do coagulante na interface colóide-água; c) varredura, quando as partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados ; d) adsorção e formação de ponte, quando a coagulação ocorre através dos sítios ionizáveis ao longo da cadeia de compostos orgânicos sintéticos ou naturais ” (DI BERNARDO, 1993).

3.2.2.1 – Mecanismos de Coagulação

COMPRESSÃO DA DUPLA CAMADA

Desde o final do século XIX, sabe-se que um sistema coloidal pode ser desestabilizado pela adição de íons de cargas contrárias às das partículas coloidais. Sais simples, como cloreto de sódio, são considerados “eletrólitos indiferentes” e não têm características de hidrólise ou de adsorção, como ocorre com sais de alumínio ou de ferro.

A introdução de um eletrólito indiferente num sistema coloidal irá causar um aumento na densidade de carga na camada difusa e diminuir a “esfera” de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa DI BERNARDO (1993).

Concentrações elevadas de íons positivos e negativos (força iônica elevada) na água acarretam acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente neutra, necessariamente, tem o seu volume reduzido, de modo tal que as forças de van der Waals resultem dominantes, eliminando a estabilização eletrostática.

Segundo DI BERNARDO (1993), os aspectos mais importantes no fenômeno da compressão da dupla camada são:

- ❖ a quantidade de eletrólitos necessários para conseguir-se a coagulação é praticamente independente da concentração de colóides na água;

- ❖ nesse mecanismo, não é possível causar a reversão de carga dos colóides (reestabilização), para qualquer quantidade de eletrólitos adicionada.

ADSORÇÃO E NEUTRALIZAÇÃO DE CARGAS

Há algumas espécies químicas capazes de serem adsorvidas na superfície das partículas coloidais. Se estas espécies possuírem carga contrária à da superfície dos colóides, haverá desestabilização dos mesmos. A atração entre a superfície e a espécie adsorvida resulta, provavelmente, de interações tais como: ligação de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica.

É importante observar que a intensidade de tais fenômenos é superior aos efeitos eletrostáticos decorrentes da compressão da camada difusa, o que de certa forma esclarece a possibilidade de reestabilização da solução coloidal por reversão de carga superficial, quando ocorre superdosagem do coagulante.

São três as principais diferenças existentes entre os mecanismos de compressão da camada difusa e adsorção – neutralização de cargas :

- ❖ as espécies adsorvíveis são capazes de desestabilizar os colóides em dosagens muito inferiores às necessárias para compressão da camada difusa;

- ❖ a relação existente entre a concentração dos colóides e a quantidade necessária de espécies desestabilizantes por adsorção segue uma relação estequiométrica;

- ❖ é possível a reversão da carga superficial das partículas coloidais através da dosagem excessiva de espécies adsorvíveis.

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas é muito importante quando o tratamento é realizado através de uma das tecnologias 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

Segundo DI BERNARDO (1993), dependendo da quantidade adicionada de sal (coagulante), do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. As partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação para estes precipitados e, desta forma, são removidas por sedimentação. Com sais de alumínio e ferro, podem ser formados os precipitados $\text{Al(OH)}_3(\text{p})$ e $\text{Fe(OH)}_3(\text{p})$.

O mecanismo da varredura é muito utilizado nas estações de tratamento de água nas quais a floculação e sedimentação antecedem à filtração, pois, os flocos resultantes

são de tamanho maior e possuem velocidades de sedimentação relativamente altas, se comparadas às dos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção – neutralização de cargas (DI BERNARDO, 1993).

DI BERNARDO et al (1987) realizaram estudo em água com cor verdadeira 100 uC, turbidez 5 uT e alcalinidade 30 mg/L CaCO_3 e outra com cor verdadeira 5 uC, turbidez 200 uT e alcalinidade 40 mg/L CaCO_3 , coaguladas nos mecanismos de adsorção – neutralização e varredura e concluíram que: a região de adsorção é caracterizada por valores de pH e dosagem de coagulante e pH final que produz resultados satisfatórios é bem mais estreita no mecanismo de adsorção – neutralização, em comparação ao da varredura; as condições de mistura rápida e de floculação não são necessariamente as mesmas quando são diferentes os mecanismos de coagulação. Observou-se que no mecanismo de varredura que o potencial zeta mínimo pode não corresponder às regiões ótimas de coagulação, em virtude do processo em questão não apresentar dependência direta da neutralização das cargas superficiais, como no caso anterior (adsorção/neutralização de cargas).

ADSORÇÃO E FORMAÇÃO DE PONTES

Há muitos tipos de compostos sintéticos e naturais que possuem grande cadeia molecular com propriedade de apresentarem grupos com carga ao longo da cadeia e com características que facilitam a coagulação eficiente. Esses compostos, denominados polieletrólitos, podem ser classificados como aniônicos, catiônicos, anfólitos e não iônicos, dependendo da característica do grupo com carga que apresentam.

Pesquisas realizadas sobre o comportamento desses compostos mostram que é possível desestabilizar os colóides carregados negativamente por polímeros aniônicos e catiônicos. Assim o modelo de compressão da camada difusa e o da adsorção - neutralização não podem ser utilizados para explicar o mecanismo.

Segundo GREGORY (1978), a teoria desenvolvida para explicar o comportamento dos polímeros como coagulantes tem como base a adsorção dos mesmos à superfície das partículas coloidais, seguida pela redução da carga ou pelo “entrelaçamento” das partículas pelos polímeros.

CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS DIVERSOS MECANISMOS DE COAGULAÇÃO

A Figura 3.11 apresenta o diagrama de coagulação do ferro com as regiões dos mecanismos de coagulação para temperatura de 25°C.

Figura 3.11 – Diagrama de coagulação do ferro à temperatura de 25°C

Fonte : AMIRTARAJAH (1989)

Complementando os estudos realizados anteriormente por diversos pesquisadores, AMIRTARAJAH. e MILLS (1982) propuseram metodologia que se baseou nos diagramas de solubilidade do alumínio e ferro com a inclusão do parâmetro Potencial Zeta (da dispersão coloidal e do resultante da interação entre os colóides da dispersão com as espécies hidrolisadas, inclusive o precipitado), além do pH de coagulação, dosagem de coagulante, bem como dos mecanismos de coagulação, metodologia esta que foi e tem sido de grande valia para obtenção de importantes parâmetros de coagulação necessários ao projeto, reforma, ampliação e operação de estações de tratamento de água.

Como resultado dessa pesquisa, os autores propuseram um diagrama que apresenta regiões específicas de ocorrência dos diversos mecanismos de coagulação. A Figura 3.12 apresenta o diagrama de coagulação do sulfato de alumínio proposto pelos pesquisadores.

Figura 3.12 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com potencial zeta (mV).

Fonte : AMIRTARAJAH e MILLS (1982) apud DI BERNARDO (1993)

As regiões destacadas no diagrama representadas como região 1, 2, 3 e 4 indicam os mecanismos predominantes de coagulação.

REGIÃO 1

Na região 1 ocorre a neutralização de carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas de alumínio, que são adsorvidas na superfície dos colóides. O potencial zeta se aproxima de zero, num pH de 4,8, aproximadamente e dosagem de sulfato de alumínio de 10 a 70 mg/L, caracterizando o ponto isoelétrico dos colóides recobertos com as espécies hidrolisadas.

REGIÃO 2

A região 2 é chamada de zona de reestabilização, na qual o potencial zeta é positivo.

REGIÃO 3

AMIRTARAJAH e MILLS (1982) denominaram a região 3 de corona, na qual o mecanismo de coagulação predominante se dá pela neutralização das partículas coloidais pelo hidróxido de alumínio positivo ($\text{Al}(\text{OH})_3(\text{p})$). O ponto isoelétrico é atingido novamente (potencial zeta igual a zero) em um valor de pH de 6,8 aproximadamente, e dosagem de coagulante de 10 mg/L. Essa região é considerada “ideal” para a coagulação quando se tem filtração direta, descendente ou ascendente.

REGIÃO 4

A região 4 é caracterizada pela formação excessiva dos precipitados de hidróxido de alumínio, de modo que as partículas coloidais são aprisionadas nos mesmos. A região é relativamente ampla, com pH variando de 6 a 8, para $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, e dosagens de coagulante superiores a 30 mg/L. A coagulação neste mecanismo é recomendada quando há coagulação, floculação e decantação antecedendo a filtração, pois, os flocos obtidos são removidos facilmente nos decantadores.

BANCHE et al (1999) apud DI BERNARDO (2000) sugerem que o precipitado existe em duas formas principais. A primeira delas é decorrente das partículas primárias cobertas por depósitos de carga positiva, decorrentes das espécies hidrolisadas positivas de sulfato de alumínio. A parte restante, denominada de corpo do precipitado, mostra evidências de mobilidade, coesão e tem carga baixa; essa forma de precipitado é atribuída ao ($\text{Al}(\text{OH})_3(\text{p})$) amorfo, mas também, contém formas de sulfatos. De acordo com os pesquisadores, as partículas primárias são mantidas juntas através das pontes promovidas pelas forças eletrostáticas, e o restante do espaço é formado pelo corpo do precipitado.

Embora o corpo do precipitado contribua para a resistência do floco, BANCHE et al (1999)⁷ apud DI BERNARDO (2000) citam que é necessário destacar que são as pontes decorrentes das partículas primárias que estabilizam a sua estrutura. Desse modo, qualquer fator que afete essa ligação, influenciará a resistência do floco.

⁷ BANCHE, D.H., JOHNSON, C.; PAPAVALOPOULOS, E.; RASSOL, E.; MCGILLIGAN, F.J. (1999). *Sweep coagulation: Structures, Mechanisms and Practice*. J. Water SRT- AQUA v. 48, n° 5 p. 201-210, Oct., UK. Apud DI BERNARDO, A. S. (2000) Influência das condições de aplicação de polímeros catiônicos na eficiência da floculação. São Carlos, Dissertação (Mestrado), USP.

Os principais fatores que afetam a estrutura do floco são: temperatura, mistura rápida e superdosagem.

A Figura 3.13 mostra de forma esquemática, o modelo de uma matriz de floco proposto por BANCHE et al (1999).

Figura 3.13 - Modelo conceitual de uma matriz de floco

Fonte : BANCHE et al (1999)

EFICIÊNCIA DA DESESTABILIZAÇÃO EM FUNÇÃO DOS MECANISMOS DE COAGULAÇÃO

A Figura 3.14 apresenta as curvas de turbidez remanescente após decantação, de acordo com o mecanismo de coagulação predominante (DI BERNARDO, 1993). Na Figura 3.14a são mostrados os resultados da coagulação realizada com os íons Al^{+3} , Ca^{+2} e Na^{+} , e que estão coerentes com a regra empírica de Schulze-Hardy. Todavia, os coagulantes utilizados em tratamento de água não são eletrólitos indiferentes, indicando que além da compressão da camada difusa, podem ocorrer outros fenômenos. Observa-se na Figura 3.14b que é bem menor a dosagem de dodecilamônio (sal de amina de longa cadeia) necessária pra causar o mesmo efeito do Na^{+} .

Figura 3.14 – Curvas de turbidez residual em função da concentração molar de quatro tipos de coagulantes. Ensaio de coagulação, floculação e sedimentação.

Fonte : AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990)

De acordo com os dados mostrados na Figura 3.14b, é provável que as interações coagulante-solvente (sal de amina-água) sejam as responsáveis pela adsorção do coagulante na interface colóide-água. Na Figura 3.14c observa-se o efeito dos sais de alumínio sobre a turbidez residual em ensaios realizados de adsorção-neutralização, reestabilização e varredura. Para o caso de espécies hidrolisadas de alumínio e ferro ou de polímeros catiônicos, é comum ocorrer a adsorção específica, causada pela interação entre coagulante e colóide. A adsorção é o fenômeno que predomina, como pode ser observado nas Figuras 3.14b, 3.14d, nas quais há uma semelhança, em parte.

MECANISMOS DE TRANSPORTE

Para se obter a desestabilização dos colóides, de maneira geral, é necessário que haja os fenômenos da coagulação e floculação de forma sequencial. Mesmo que se conheça a dosagem conveniente de coagulante para uma dada solução coloidal, é necessário que se promova a diluição no meio dispersante, que é conseguida por intermédio de movimentos impostos à massa líquida. Da mesma maneira, atingida a coagulação, a

oportunidade de choque entre as partículas coloidais, para promover a aglutinação das mesmas, dependerá de movimento aplicado à massa líquida.

MOVIMENTO PERICINÉTICO (MOVIMENTO BROWNIANO)

O movimento pericinético consiste na transferência de energia cinética do fluido existente em função da temperatura para as partículas coloidais, na forma de choque entre as moléculas do meio dispersante e os colóides.

MOVIMENTO ORTOCINÉTICO

a-) AÇÃO DA GRAVIDADE

A ação gravitacional promove o transporte vertical e descendente das partículas, entretanto, esse transporte não é feito a uma mesma velocidade para todas as partículas, mas obedece à lei de Stokes, o que proporciona o choque entre as partículas e a sua conseqüente floculação.

b-) MOVIMENTO DO FLUÍDO

Os efeitos dos gradientes de velocidade existentes no interior do fluido, onde há partículas em suspensão, promovem a oportunidade de seu contato e facilitam a floculação.

Se o quociente entre as taxas de floculação ortocinética e pericinética for menor que 1, há indicação de presença de partículas coloidais de pequeno diâmetro, por serem essas sensíveis ao movimento Browniano. No caso contrário, as ações ortocinéticas (gravitacional e movimento do fluido) são mais atuantes, indicando a presença de partículas coloidais de maior diâmetro (DA COSTA, 1992).

3.2.2.2 - Coagulação Aprimorada

TSENG et al (2000) estudaram o efeito do aumento da alcalinidade na redução da turbidez. Nos casos em que alcalinidade é reduzida abaixo de aproximadamente 30 mg/L expressa como CaCO_3 , adiciona-se OH^- (usando cal ou hidróxido de sódio), e desse modo aumenta-se a alcalinidade; antes da dosagem de coagulante, reduz-se a turbidez depois da sedimentação, mas em contrapartida, aumenta-se a demanda de coagulante. A demanda de coagulante, de acordo com os autores, permaneceu uma função linear com o aumento da alcalinidade e a remoção do carbono orgânico dissolvido e não foi fortemente influenciada pela turbidez ou concentração de cálcio abaixo do pH de 7,8, aproximadamente.

Segundo TSENG et al (2000), a dosagem “ótima” de alumínio, para tratamento de águas nos períodos em que ocorrem chuvas fortes, está associada ao carbono orgânico dissolvido (COD) presente na água bruta. Se somente a concentração de COD (e não suas características) se altera com o tempo na água bruta, então se observará uma relação estequiométrica entre a dosagem de alumínio, o COD, a cor, e a absorbância em UV₂₅₄, nos vários níveis de pH. Em ensaio de “jar-test” utilizando o COD isolado, cada mg/L de COD na água bruta, aumenta a dosagem em 2,1 mg/L de alumínio na faixa de 5,7 a 7,3 do pH de coagulação. A dosagem de alumínio é também relativa à alcalinidade da água bruta, ou pelo menos, à alcalinidade aumentada pela adição de OH⁻ proveniente da cal ou da soda cáustica.

A dosagem ótima de OH⁻ pode ser identificada pela redução da turbidez para níveis aceitáveis com o mínimo de produção de lodo e custos adicionais. Os benefícios da adição de cal ou do aumento da alcalinidade antes da coagulação são razoáveis, em águas contendo alcalinidade menor que 30 mg/L.

De acordo com os autores, em tentativas preliminares de aumento de alcalinidade em estações de tratamento convencionais, reduziu-se a turbidez da água decantada, e ainda, houve aumento da duração da carreira de filtração, quando foram tratadas águas com baixa alcalinidade.

A coagulação aprimorada (“enhanced coagulation”) é definida como a adição, em excesso, de coagulante para melhorar a remoção, por tratamento convencional, de precursores de subprodutos da desinfecção, além da necessária remoção da turbidez. Apenas alguns desses subprodutos têm sido identificados, tais como os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos, os quais são suspeitos de serem carcinogênicos aos humanos. Em 1979, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabeleceu o nível máximo de 0,10 mg/L para o total de THMs em água potável.

Mais recentemente, a mesma agência (USEPA) propôs uma norma que reduziu o limite máximo para 0,080 mg/L, além de estabelecer o limite máximo de 0,060 mg/L para os ácidos haloacéticos. Foi anunciado também, que como foram identificados riscos adicionais à saúde, um segundo estágio para norma relativa ao controle de subprodutos da desinfecção seria desenvolvido, no qual os limites máximos seriam revisados. O objetivo da introdução dessa técnica, é que um aumento da remoção de precursores reduziria os riscos, conhecidos ou não, à saúde (CROZES et al, 1995).

Muitos pesquisadores têm demonstrado que o carbono orgânico total presente na água, usado como indicador da matéria orgânica natural, apresenta ampla faixa de respostas ao tratamento com sais de alumínio e ferro. A maioria desses estudos foi

conduzida utilizando sulfato de alumínio comum $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O]$ e de qualidade $(Al_2[SO_4]_3 \cdot 18H_2O)$ como coagulante, mas sais de ferro também têm demonstrado ser eficazes na remoção de carbono orgânico total da água. O cloreto de polialumínio, polímeros catiônicos bem como polímeros aniônicos e não inônicos apresentam bom desempenho para formação de flocos sedimentáveis quando são utilizadas elevadas dosagens de sais de ferro e alumínio.

Tem sido demonstrado que polímeros orgânicos específicos removem a cor quando aplicados em tratamento de água. Todavia, não tem sido demonstrada uma significativa remoção de carbono orgânico total, mas ao contrário, podem até aumentar o nível desse composto na água a ser tratada (EPA GUIDANCE MANUAL, 1999).

A intenção dessa técnica de tratamento, que atualmente está sendo posta em prática nos Estados Unidos da América, é de estabelecer os requisitos para remoção do carbono orgânico total com base na coagulação aprimorada sem a adição de elevadas quantidades de coagulante, e, impor a aplicação de um critério regulatório com o mínimo de custos para o Estado. Para alcançar esses objetivos, um padrão de desempenho baseado na remoção do carbono orgânico total foi desenvolvido para aplicação da coagulação aprimorada, utilizando um sistema de dois passos (ou estágios).

O primeiro estágio requer uma porcentagem específica de remoção do carbono orgânico total do afluente, que demonstre obediência baseada na alcalinidade e no carbono orgânico total presentes no manancial. O segundo passo requer a coagulação aprimorada para sistemas que não podem reunir os critérios do passo 1, ou critérios alternativos de obediência para estabelecer uma porcentagem de remoção alternativa de carbono orgânico total.

Alguns tipos de estações de tratamento, tais como de filtração direta, filtração lenta, e sistema que são abastecidos por águas subterrâneas estão excluídos dos requisitos da coagulação aprimorada pelos seguintes motivos: (1) as suas fontes de água geralmente são de alta qualidade, ou seja, possuem baixo nível de carbono orgânico total, e, (2) os sistemas de tratamento tipicamente não são configurados para permitir uma remoção significativa de carbono orgânico total em virtude da falta de decantadores para retirada por sedimentação desse composto (EPA GUIDANCE MANUAL, 1999).

CROZES et al (1995) realizaram vários estudos em laboratório para avaliar a eficácia da coagulação aprimorada para controle da formação de subprodutos da desinfecção por cloração, e verificar o impacto do ajuste do pH de coagulação na remoção do carbono orgânico total e os custos de operação na estação de tratamento. Os testes foram conduzidos com água de várias fontes superficiais com concentração de carbono orgânico

total variando de 2 a 11 mg/L. De acordo com os autores, o coagulante à base de ferro, tal como o cloreto férrico, foi consistentemente mais eficaz na remoção da matéria orgânica natural que o coagulante com alumínio. O pH de coagulação foi, aparentemente, o fator determinante para a máxima remoção da matéria orgânica natural quando foi utilizado o cloreto férrico como coagulante primário.

Tipicamente, o pré-ajuste do pH para valores de $6,0 \pm 0,2$ aumentou a remoção total da matéria orgânica natural até mais que 65% e reduziu a dosagem de coagulante em mais de 60%. Testes de bancada avaliando a coagulação aprimorada mostraram que os coagulantes inorgânicos foram superiores ao polímero orgânico sintético para coagulação da matéria orgânica natural, em virtude de que um dos principais mecanismos de remoção do carbono orgânico total que envolve a coprecipitação pela adsorção dos hidróxidos metálicos.

A implantação da coagulação aprimorada, sistematicamente, aumentou o custo da coagulação, tradicionalmente otimizada para remoção da turbidez, bem como o custo para ajuste do pH final. Entretanto, em muitos casos, a coagulação aprimorada conduziu à elevação geral dos custos de operação, mas o pré-ajustamento do pH com ácido sulfúrico reduziu os custos devido a redução da dosagem de coagulante, bem como da produção de lodo.

KRASNER e AMY (1995) efetuaram testes com água de diversos mananciais dos Estados Unidos da América, avaliando a afinidade dessas águas à coagulação aprimorada. Ensaio realizado em “jar-test” demonstraram que estes podem ser úteis para determinar os métodos para enquadramento nos critérios estabelecidos naquele país para remoção do carbono orgânico total em águas de abastecimento submetidas a tratamento em estações convencionais.

Para o estudo em questão, os autores seguiram as recomendações estabelecidas para o passo 2 (estágio2) das prescrições da USEPA, para determinar quanto carbono orgânico total pode ser removido de forma prática e razoável.

O protocolo proposto para ensaios em “jar-test” envolve a adição em incrementos de 10 mg/L de sulfato de alumínio comum, até se obter uma queda do pH, o qual depende da alcalinidade afluente e o que é prático de se alcançar. Para faixas de alcalinidade entre 0 a 60, > 60 a 120, >120 a 240 e > 240 mg/L expressa em carbonato de cálcio (CaCO_3), os valores máximos de pH são, respectivamente: 5,5; 6,3; 7,0 e 7,5. O carbono orgânico total é medido em analisador de carbono, dotado de dispositivo de auto-amostragem, em cada amostra de água tratada.

O residual é plotado em função da dosagem de alumínio. O “ponto de retorno da diminuição” é determinado quando não ocorre a redução no residual, para cada incremento de 10 mg/L de alumínio dosado, o que corresponde a 0,3 mg/L de carbono orgânico total, ou seja, a inclinação da reta obtida pelo valor do residual de carbono orgânico total em função da dosagem de alumínio é menor ou igual a 0,3 mg/L de carbono orgânico total por 10 mg/L de sulfato de alumínio dosado.

EDWARDS (1997) estudou a aplicação de modelos semi-empíricos baseados na isoterma de Langmuir para prever a remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) durante a coagulação com alumínio e ferro.

Embora os fatores que influenciam a remoção do carbono orgânico dissolvido durante a coagulação, atualmente, são bem compreendidos, as complexas inter-relações têm impedido a formulação quantitativa bem como aplicação genérica e conceitualmente válida dos modelos.

Conseqüentemente, o estado da arte no campo do tratamento de água permanece dependente da realização de “jar-test”, e a aproximação é confiada ao método da tentativa e erro para determinar as respostas, utilizando-se da módica experiência como guia.

Por causa das características do COD, as quais variam temporária e, espacialmente, da matéria orgânica natural (MON) ou cor, e incluindo a demanda de coagulante, as reações entre estes compostos têm colocado uma formidável barreira para elucidar o entendimento das interações envolvidas entre coagulantes e o COD.

O modelo base da conceituação propõe que todo o COD pode ser dividido em duas frações distintas: o COD que é fortemente complexado, ou adsorvido, pela superfície de hidróxido formada durante a coagulação, e, o COD que não é adsorvido.

A remoção do COD, durante a coagulação aprimorada, é definida pelo equilíbrio adsorvível entre a superfície sólida de hidróxido, ou seja $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou $\text{Al}(\text{OH})_3$, e a fração adsorvível de COD. O grau em que Fe^{+3} e Al^{+3} são quase totalmente insolúveis sobre a faixa de pH [pH 3,0 a 8,0 para $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e pH 5,5 a 8,0 para $\text{Al}(\text{OH})_3$] e a quantidade de superfície adsorvente formada serão proporcionais à dosagem de coagulante.

A isoterma que define o equilíbrio adsorvível entre o COD e a superfície de hidróxido é assumida para depender somente do tipo de coagulante e do pH final. Embora esse equilíbrio pode ser descrito por várias aproximações incluindo Freundlich, Langmuir ou o modelo da camada difusa, mais que 50 tentativas preliminares feitas com cada aproximação mencionada, indicaram a isoterma de Langmuir como a mais promissora.

Figura 3.15 – Conceituação básica das duas frações hipotéticas do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) em águas naturais.

Fonte: EDWARDS (1997)

EDWARDS (1997) concluiu que a concentração de COD que permanece após a coagulação aprimorada pode ser prevista com erro padrão ao redor de 10% ou 0,4 mg/L, tomando-se como base os parâmetros dosagem de coagulante, pH de coagulação, absorvância em UV_{254} e COD na água bruta. O modelo proposto, de acordo com o pesquisador, pode também ser calibrado para um local específico, melhorando o padrão de erro para 4 % ou 0,27 mg/L (aproximadamente 10 % para 90 % de confiança). De acordo com o pesquisador, as diferenças entre dosagens equimolares de coagulantes à base de alumínio e ferro na remoção de COD podem ser atribuídas a: (1) melhor ou igual remoção de COD utilizando-se ferro à dosagens muito elevadas de coagulante, (2) melhor ou igual remoção de COD utilizando-se baixas dosagens de coagulante a base de alumínio, ou (3) a acidez diferente dos coagulantes resulta no melhor desempenho para o coagulante mais ácido.

CARLSON et al (2000) pesquisaram os efeitos secundários da coagulação aprimorada, que, enquanto reduz a formação de subprodutos da desinfecção, possui efeitos secundários sobre o processo de tratamento de água, e que precisam ser considerados.

A implementação da coagulação aprimorada, além de reduzir a formação de subprodutos da desinfecção, afetará o processo de tratamento como resultado das modificações na química da água e no carregamento dos sólidos.

As estações que implementam a coagulação aprimorada terão efeitos secundários, os quais necessitam ser antecipados e minimizados. Os estudos efetuados pelos

autores demonstraram que a coagulação aprimorada pode ser um processo eficaz para redução de subprodutos da desinfecção no sistema de distribuição.

Contudo, a coagulação aprimorada pode afetar os processos, causando os efeitos secundários a seguir:

(1) Aumento da concentração de alguns contaminantes inorgânicos tais como manganês, alumínio, sulfato, cloreto e sódio. (Os efeitos da corrosão causados pelo sulfato e cloreto que podem afetar a corrosividade da água obrigando aos operadores das estações a procederem o monitoramento e controle desses parâmetros).

(2) A coagulação aprimorada afeta a desinfecção pela mudança do pH e alteração de vários constituintes da água. Em uma estação típica operando com pH de 5,5 a 9,5, valores decrescentes de pH melhoram a eficiência do Cl_2 e O_3 , e decresce a eficiência do ClO_2 , e tende a desestabilizar as cloraminas. O inverso é verdadeiro para o aumento do pH durante a coagulação aprimorada.

(3) Diminuição da remoção de partículas e patogênicos pela alteração das condições do coagulante afetando a densidade e fragilidade dos flocos e aumentando a turbidez da água decantada com a coagulação aprimorada. (Em alguns casos pode haver a tendência para produção de flocos menos densos e mais frágeis, os quais podem ser carregados dos decantadores para os filtros e reduzir a duração da carreira de filtração ou causar o transpasse obrigando a proceder a lavagem dos filtros, aumentando o consumo de água para lavagem dos mesmos).

(4) Condicionamento, tratamento e disposição de resíduos que em virtude do aumento da quantidade dos sólidos produzidos quando a dosagem de coagulante é aumentada. (Em alguns casos a natureza dos resíduos poderá ser alterada).

A concentração de metais também poderá ser aumentada, e, com o aumento da dosagem de coagulante, a relação de sólidos naturais e sólidos totais será reduzida.

De acordo com CARLSON et al (2000), nenhum dos efeitos secundários foi severo o suficiente para impedir a utilização da coagulação aprimorada. Nas estações será necessário conduzir monitoramento para todo o processo de tratamento, para mensurar a eficácia da aplicação da coagulação aprimorada e quantificar os efeitos secundários que não foram detectados nos testes preliminares.

3.2.2.3 Coagulação / Floculação com Polímeros

Os polímeros orgânicos sintéticos passaram a ser utilizados mais intensamente em tratamento de água há aproximadamente 30 anos atrás. Os polímeros

catiônicos, não iônicos e aniônicos têm sido utilizados com bons resultados na clarificação de águas para abastecimento. LAMER⁸ e colaboradores (1963) apud AMIRTARAJAH (1990), desenvolveram a teoria da formação de pontes que forneceu uma descrição útil da habilidade dos polímeros com elevado peso molecular para desestabilizar dispersões. GREGORY (1978), mais recentemente sumariou os fundamentos que envolvem a coagulação com polímeros.

A desestabilização com polímeros, pela formação de pontes, ocorre quando segmentos cadeias de polímero adsorvem mais que uma partícula, e desse modo, ligando-as umas às outras. Quando a molécula de polímero entra em contato com uma partícula coloidal, alguns grupos “reativos” do polímero são adsorvidos pela superfície da partícula, deixando outras frações da molécula estendida na solução. Se uma segunda molécula com pontos livres entra em contato, podem ocorrer laços e caudas estendidas. Forma-se, então, um agregado partícula-polímero-partícula que pode servir como ponte para a agregação de outras partículas.

A efetiva formação de ponte requer que os polímeros se estendam longe o suficiente da superfície da partícula para aderir outras partículas, e também disponibilizar superfícies livres para adsorção nos segmentos estendidos. Se polímero em excesso é dosado e adsorvido, as partículas são reestabilizadas pela saturação da superfície e pode ocorrer a estabilização estérica.

A desestabilização e a reestabilização de uma dispersão carregada negativamente por um polímero aniônico estão apresentadas na Figura 3.16 apresentada a seguir.

A utilização de polímeros como auxiliares de coagulação/floculação há muito tempo despertou interesse em tratamento de águas para abastecimento. BAYLIS (1937) relatou que o uso de silicato de sódio modificado por acidificação (sílica ativada) como coagulante ajudou a melhorar a tratabilidade da água proveniente do lago Michigan para abastecimento da cidade de Chicago, quando o alumínio era utilizado como coagulante durante os meses de inverno.

⁸ LAMER, V. K. & HEALY, T. W. (1963) “*Adsorption-Flocculation Reactions of macromolecules at the Solid-Liquid Interface*” *Reviews Pure Applied Chemistry*, vol 13, p. 112. apud AMIRTARAJAH, A. & O'MELIA, C. R. (1990) *Coagulation Processes: Desestabilization, Mixing and Flocculation*. Water Quality and Treatment. A Handbook of Community Water Supplies, AWWA 4th edition p. 269-365, McGRAW-HILL, INC.

Figura 3.16 - (a) agregação e (b) reestabilização de partículas coloidais por polímeros adsorvidos

Fonte : GREGORY (1978)

Passados 30 anos, STUMM e colaboradores (1967) forneceram explicação para o processo. Muitos fatores podem ser importantes, e ambas considerações sobre a termodinâmica e cinética requerem atenção, sendo que os pesquisadores se basearam no diagrama de solubilidade do silicato para explicitar os princípios envolvidos na coagulação com esse produto químico.

A partir do início de década de 1980, foram desenvolvidas espécies polimerizadas de ferro e de alumínio para aplicação em tratamento de águas de abastecimento. No preparo de espécies poliméricas de ferro e de alumínio, soluções concentradas de sais desses metais são parcialmente neutralizadas pela adição de uma base.

Geralmente os polímeros orgânicos são formados por cadeia de pequenas subunidades ou monômeros. Alguns polímeros sintéticos contêm um único monômero, enquanto outros possuem dois ou três tipos diferentes de subunidades. O número total de subunidades de um polímero pode ser variado, produzindo materiais com diferentes pesos moleculares e, se as subunidades são carregadas, com diferentes densidades de carga. As cadeias dos polímeros podem ser lineares ou ramificadas em vários graus.

Se uma unidade monomérica no polímero contém grupos ionizáveis (carboxílico, amina, ou grupos sulfônicos), o polímero é denominado polieletrólito. Dependendo do tipo dos grupos ionizáveis nas unidades monoméricas, o polieletrólito pode ser catiônico, aniônico ou anfólitico que contém ambos os grupos positivo e negativo. Polímeros sem os grupos ionizáveis são denominados não iônicos.

De acordo com VERWEY e OVERBEEK (1948), “ como regra, qualquer polímero adsorve em qualquer superfície ” . Muitos segmentos do polímero podem estar em contato com a superfície simultaneamente como mostrado na figura 3.19. Mesmo uma pequena fração de energia para cada segmento torna-se uma elevada afinidade coletiva para com a superfície, e a sua adsorção pode parecer ser irreversível, sendo que em muitos casos essa adsorção pode ser específica. Podem ser formados vínculos entre grupos funcionais particulares na molécula do polímero e pontos específicos na superfície sólida. Outras propriedades do polímero que interferem no seu desempenho são o peso molecular, densidade de carga e o grau de ramificação. As características da solução são também importantes e, em particular, o pH pode afetar a carga no polieletrólito bem como a carga das partículas sólidas a serem agregadas. Por exemplo, o ácido poliacrílico e a poliacrilamida hidrolizada (um copolímero do ácido acrílico e acrilamida) apresentam-se sem carga no pH abaixo de 4 e carregados negativamente no pH acima deste, por causa da química ácido-base do grupo carboxílico. Polieletrólitos carregados positivamente são os tipos mais utilizados em tratamento de águas de abastecimento. Esses podem funcionar como agentes desestabilizantes por formação de pontes, neutralização de cargas ou ambos. A consequência prática da habilidade dos polímeros catiônicos de se adsorverem a colóides negativos por interações eletrostáticas e químicas, e assim neutralizar a carga negativa das partículas naturais, é que esses compostos químicos não necessitam de peso molecular elevado para serem eficazes na desestabilização das partículas. A maioria dos polímeros catiônicos usados em tratamento de água possui peso molecular menor que um milhão. A sua eficiência é menos afetada, quando comparada com outros polímeros, pelas condições da solução tais como pH, força iônica e dureza.

A maioria das partículas presentes em águas naturais é carregada negativamente, e a repulsão entre essas partículas depende da força iônica da solução. Em soluções diluídas, a camada difusa ao redor das partículas carregadas pode se estender e evitar que as partículas entrem em contato umas com as outras. Os polímeros aniônicos e não iônicos funcionam como desestabilizantes químicos, para tais partículas carregadas negativamente em decorrência da formação de pontes sobre o vazio causado por essa interação repulsiva. Em virtude da espessura da camada difusa em soluções diluídas, somente os polímeros aniônicos e não iônicos de elevado peso molecular são efetivos na formação de pontes.

Segundo GREGORY (1985), em águas salinas, os polímeros de baixo peso molecular podem ser eficientes. Dados limitados sugerem que o peso molecular mínimo necessário para os polímeros não iônicos e aniônicos para serem eficientes é da ordem de um

milhão. Com os polímeros aniônicos, uma concentração crítica é necessária para promover a adsorção pela formação de complexos com os grupos aniônicos na cadeia do polímero e pontos negativos na superfícies das partículas. A concentração crítica de Ca^{+2} para adsorção polímeros aniônicos é da ordem de 1mM (100 mg/L como CaCO_3), o que corresponde à dureza moderada da água.

3.2.3- Floculação

Após a coagulação, a água a ser tratada é encaminhada às unidades de floculação, onde há formação de agregados (flocos) que resultam da colisão entre partículas formadas na etapa anterior (coagulação), mediante o suprimento de energia cinética necessária à promoção do encontro das partículas coloidais, que uma vez agrupadas, formam flocos que são removidos por sedimentação ou flotação e filtração.

Enquanto a primeira etapa (coagulação) se processa em alguns segundos para ser completada, a segunda (floculação) pode se prolongar por horas (STUM e O'MELIA, 1968).

Vários fatores podem influir nas características físicas e no tamanho dos flocos dos quais podem ser destacados:

- ❖ características e número das partículas primárias
- ❖ tipo e dosagem de coagulantes e auxiliares de coagulação utilizados
- ❖ pH de coagulação
- ❖ temperatura do líquido
- ❖ características dos equipamentos de agitação e geometria do reator empregados na floculação
- ❖ intensidade de floculação do líquido
- ❖ período de floculação.

De maneira geral, a operação se realiza inicialmente com a mistura rápida na qual o coagulante é disperso, e dá-se início à coagulação seguida por um período de agitação lenta para promover a formação dos flocos maiores e mais sedimentáveis.

O desempenho das unidades de mistura rápida e de floculação influi na qualidade da água clarificada produzida na estação de tratamento, além de determinar a duração da carreira de filtração dos filtros. O estabelecimento do tempo e do gradiente de velocidade da unidade floculação depende, fundamentalmente, da qualidade da água bruta e da tecnologia de tratamento utilizada na estação (DI BERNARDO et al, 1998).

Segundo SMOLUCHOWSKI (1918), a taxa de colisão entre as partículas para um dado gradiente de velocidade, número e diâmetro de partículas, é dada pela equação:

$$N_{ij} = \frac{G}{6} n_i n_j (d_i + d_j)^3 \quad \text{equação (3.1)}$$

em que :

N_{ij} : número de choques, por unidade de tempo, entre n_j partículas de diâmetro d_j e n_i partículas de diâmetro d_i , ambas contidas num volume unitário ($s^{-1} \cdot m^3$);

G : gradiente de velocidade laminar (s^{-1});

n_i e n_j : são números de partículas de diâmetro 1 e 2, respectivamente, por unidade de volume (m^{-3});

d_i e d_j : são diâmetros i e j , respectivamente (m).

Para expressão do gradiente de velocidade médio G , CAMP e STEIN (1943) sugeriram a seguinte expressão (numa dada trajetória):

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad \text{equação (3.2)}$$

em que :

P : potência introduzida no sistema ($kg \cdot m/s$);

V : volume do sistema (m^3);

μ : viscosidade dinâmica do líquido ($kg \cdot m/s^2$).

Estudos realizados por HUDSON (1965) demonstraram que o tamanho dos flocos tem uma relação inversa com o gradiente de velocidade e que os flocos produzidos sob altos gradientes, embora menores, são mais densos. O autor concluiu, ainda, que, no interior dos reatores ocorre, simultaneamente, a incorporação das partículas primárias em flocos e, por ruptura dos flocos pré-formados.

ARGAMAN (1971) propôs a equação que define as funções de agregação e ruptura promovendo alteração na concentração das partículas primárias em cada um em uma série de m reatores.

$$\frac{N}{Nt} = - \frac{1 + KaGT}{1 + KbG^2 T} \quad \text{equação (3.3)}$$

em que :

K_a : constante de agregação;

K_b : constante de ruptura;

N : número de partículas ao entrar no reator por unidade de volume (m^{-3});

N_t : número total de partículas ao sair do reator por unidade de volume (m^{-3});

G : gradiente de velocidade (s^{-1});

T : período de floculação

Para alteração na concentração da série total de reatores

$$\frac{N_o}{N_m} = \frac{\left(1 + K_a G \frac{T}{m}\right)^m}{1 + K_b G^2 \frac{T}{m} \sum_{i=0}^{m-1} \left(1 + K_a G \frac{T}{m}\right)^i} \quad \text{equação (3.4.)}$$

em que :

N_o : número de partículas primárias na entrada do primeiro reator por unidade de volume (m^{-3});

N_m : número de partículas primárias saindo do último reator por unidade de volume (m^{-3});

T_m : tempo médio de floculação (s);

m : número de reatores em série.

A validade das equações 3.3 e 3.4 foi demonstrada por ARGAMAN e KAUFMAN (1970), que utilizaram floculadores com quatro compartimentos em série, uma suspensão de argila de 25 mg/L e uma dosagem de 25 mg/L de sulfato de alumínio.

As principais conclusões obtidas com a realização dos ensaios foram:

- o aumento do número de reatores de um sistema de floculação conduz à redução do tempo necessário a uma determinada eficiência de floculação.
- para cada eficiência de floculação existirá um tempo mínimo correspondente a um gradiente ótimo de velocidade

Figura 3.17 - Turbidez residual em função do tempo de floculação para diferentes valores de gradiente de velocidade.

Fonte : ANDREU-VILLEGAS e LETTERMAN (1976)

Com o aumento do tamanho dos agregados, as forças de cisalhamento podem romper os flocos. De acordo com ARGAMAN & KAUFMAN (1970), agregação e a ruptura ocorrem simultaneamente, levando a uma só condição de distribuição dos tamanhos dos flocos.

O número de encontros entre partículas por unidade de tempo e volume é resultado da ação do movimento Browniano, do gradiente de velocidade e da sedimentação diferenciada.

KAWAMURA, GRIFFITH e WILLIAMS (1972) concluíram que com o valor ótimo do gradiente de velocidade se obtém redução significativa da turbidez inicial quando o tempo de floculação, características químicas da água, dosagem de coagulante, etc., permanecem constantes.

A influência do tempo de floculação e da dosagem de coagulante sobre o valor ótimo do gradiente de velocidade foi pesquisada por ANDREU-VILLEGAS e LETTERMAN (1976), que realizaram ensaios de floculação em jar-test e propuseram uma

expressão matemática para ajuste dos dados obtidos. A Figura 3.17 apresenta os resultados obtidos pelos pesquisadores.

Figura 3.18 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação

Fonte : ANDREU-VILLEGAS e LETTERMAN (1976)

Posteriormente, DI BERNARDO et al. (1987), complementaram a formulação citada com a introdução do gradiente mínimo de velocidade, abaixo do qual, a eficiência da floculação é reduzida.

Pode-se observar que, para cada valor do gradiente, há um tempo de floculação correspondente que maximiza a remoção da turbidez, todavia, a turbidez residual nunca é nula mesmo que se reduza o gradiente a valores mínimos.

Representando-se em um gráfico as experiências realizadas com diversos tempos de floculação e tomando-se como variável livre o gradiente de velocidade e como variável dependente a turbidez residual, construiu-se o gráfico apresentado na figura 3.18, onde está demonstrado que existe um gradiente de velocidade ótimo o qual está associado a um determinado tempo de floculação, confirmando desta forma, as experiências realizadas por ARGAMAN e KAUFMAN (1970).

Figura 3.19 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação, Água Tipo I.

Fonte : MENDES (1989)

MENDES (1989) estudou em “jar-test” a floculação de dez tipos de águas naturais e sintéticas, constatando que para cada tempo de floculação existia um único gradiente de velocidade para o qual se obteve a melhor remoção de turbidez ou cor da água bruta, constatando ainda que o gradiente de velocidade ótimo de floculação (Gf^*) diminuía com o aumento do tempo de floculação. A figura 3.19 apresenta os resultados do ensaio realizado com água tipo I.

Nos ensaios realizados em “jar-test”, pode-se calcular o gradiente de velocidade ótimo quando o mesmo é mantido constante durante o tempo de floculação.

Diferentemente, em pesquisa realizada por PÁDUA et al (1998), foram determinados os gradientes de velocidade “ótimos” quando os mesmos variam nas câmaras em série, ou nos canais das unidades de floculação com escoamento contínuo das ETAs.

O desempenho das unidades de floculação geralmente pode ser previsto baseando-se nos trabalhos de Smoluchowski, e na conceituação estabelecida para o gradiente de velocidade médio por CAMP & STEIN (1943). Entretanto, questionamentos feitos por CLEASBY (1984) e CLARK (1985) colocaram em dúvida a validade dessas formulações,

todavia, em virtude da simplicidade ainda são amplamente utilizados para estabelecer as condições de projeto e operação das unidades de mistura rápida e de floculação das ETAs (DI BERNARDO, 2000).

Figura - 3.20 Cor aparente remanescente mínima em função do tempo de floculação para velocidade de sedimentação de 2,00 cm/min

Fonte : MENDES (1989)

MENDES (1989) realizou estudos da floculação em “jar-test” com amostras de dez águas de diferentes tipos de água e observou que para todas as águas houve comportamento semelhante. Notou-se que o gradiente “ótimo” de velocidade diminui à medida que aumenta o tempo de floculação. Os resultados da pesquisa efetuada estão resumidos no gráfico apresentado na figura 3.20.

Em todas as amostras de água testadas pelo autor, a curva que relaciona a cor aparente (ou a turbidez) remanescente mínima com o tempo de floculação, considerando-se o gradiente de velocidade otimizado para cada tempo, pôde ser representada pela equação 3.5.

$$(G_f^* - G_{fc})^n T_f = K^* \quad \text{equação (3.5)}$$

em que:

G_f^* : gradiente de velocidade ótimo de floculação correspondente ao tempo de floculação

$T_f(s^{-1})$;

G_{fc}^* : gradiente de velocidade ótimo de floculação tende para o infinito (s^{-1});

T_f : tempo de floculação (s);

n e K^* : constantes determinadas experimentalmente em reatores estáticos.

Pela equação proposta por MENDES (1989), posteriormente à realização dos ensaios que permitam determinar o valor dos coeficientes n e K^* , pode-se calcular o valor do gradiente de velocidade “ótimo”, correspondente a cada tempo de floculação, para ensaios realizados em reatores estáticos. Todavia, a equação sugerida pelo autor não fornece subsídios para calcular o gradiente de velocidade ótimo quando este é variado durante o tempo de T_f , isto é, o G_m^* quando a água já foi pré-floculada, como ocorre no caso das unidades de floculação nas quais se processa o escoamento contínuo das ETAs (DI BERNARDO, 2000).

MENDES (1989) observou que a cor aparente (ou a turbidez) remanescente mínima podia ser prevista, aplicando-se a equação 3.6, desde que no ensaio realizado em reator estático fosse aplicado o gradiente de velocidade G_f^* .

$$(C_f / C_i) \times 100 = K T_f^m \quad \text{equação (3.6)}$$

em que:

C_f : cor aparente (ou turbidez) da água decantada (uC ou uT);

C_i : cor aparente (ou turbidez) da água bruta (uC ou uT);

K e m : constantes determinadas experimentalmente em “jar-test”.

Se os coeficientes de agregação e ruptura e o gradiente de velocidade médio não variarem, a eficiência global do sistema composto por m câmaras em série pode ser expressa pela equação 3.7 proposta por ARGAMAN e KAUFMAN (1970).

$$\frac{n_1^0}{n_1^m} = \frac{\left(1 + K_a G_f \frac{T_f}{m}\right)^m}{1 + K_b G_f^2 \frac{T_f}{m} \sum_{i=0}^{m-1} \left(1 + K_a G_f \frac{T_f}{m}\right)^i} \quad \text{equação (3.7)}$$

BRATBY et al (1977) propuseram a equação 3.8 com a qual pode-se determinar os coeficientes K_a e K_b a partir de ensaios em reatores estáticos. Os pesquisadores comentam que a equação pode ser perfeitamente aplicada a reatores de mistura completa para valores de G_f menores que 100 s^{-1} .

$$\frac{n_0}{n_1} = \left[\frac{K_b}{K_a} G_f + \left(1 - \frac{K_a}{K_b} G_f \right) e^{-K_a G_f T_f} \right]^{-1} \quad \text{equação (3.8)}$$

É possível estimar o tempo de floculação necessário para se obter uma determinada eficiência (n_1^0/n_1^m) no reator de escoamento contínuo, tendo-se como base os resultados obtidos em ensaios realizados em “jar-test”, se forem calculados os coeficientes de agregação (K_a) e ruptura (K_b), referentes a um determinado gradiente de velocidade médio (G_f). Substituindo-se os valores de K_a , K_b e G_f na equação 3.9, determina-se o tempo de floculação (T_f) para o qual é esperada a eficiência (n_1^0/n_1^m) na unidade de mistura completa com m câmaras em série e escoamento contínuo.

A equações apresentadas não permitem estabelecer os gradientes de velocidade que otimizam o desempenho das unidades de floculação, sendo necessário, para este propósito, a realização de ensaios em instalação piloto com escoamento contínuo, associando diferentes gradientes de velocidade nas câmaras. Apesar desse método ser o mais indicado para estabelecer as condições de projeto e operação das unidades de floculação, raramente este recurso é utilizado em virtude dos altos custos e da necessidade de tempo para realização desse tipo de ensaio (DI BERNARDO, 2000).

Segundo AMIRTARAJAH (1990), pouco progresso tem sido alcançado para o entendimento quantitativo do processo de desagregação ou ruptura dos flocos, em comparação com o de agregação de partículas. Em suspensões diluídas e agitadas, a ruptura dos flocos é causada pela interação individual dos flocos com as forças do fluído. O floco é um agregado de partículas primárias confinadas pelas forças intermoleculares e cercadas por uma fração substancial de fluído dentro de sua estrutura.

KAUFMAN e colaboradores (1970) obtiveram significativo avanço na caracterização da ruptura do floco sob o ponto de vista microscópico. Os principais mecanismos geralmente aceitos da desagregação ou ruptura do floco são: (1) erosão da superfície das partículas primárias do floco e (2) fratura do floco para formar agregados menores. Intuitivamente, os processos simultâneos de agregação e ruptura dos flocos resultam no floco de tamanho estável. PARKER et al (1972), em suas análises da ruptura do floco por cada um dos mecanismos acima, definiram o floco de tamanho estável.

Para o modelo da erosão superficial os autores equacionaram as tensões de cisalhamento para resistência de cisalhamento das camadas superficiais, enquanto para o modelo de fratura filamentar a tensão no cordão filamentososo foi equacionada para sua força de estiramento. Logo, o floco de tamanho estável d_s foi derivado como :

$$d_s = C_s G^{-\ell} \quad \text{equação (3.9)}$$

em que :

d_s : tamanho do floco estável (mm^2);

G : gradiente de velocidade médio (s^{-1});

ℓ : coeficiente que depende do modo de ruptura e do tamanho dos turbilhões que causam a ruptura;

C_s : coeficiente relativo à resistência do floco.

Para erosão dos flocos maiores que a microescala de Kolmogoroff η , $\ell = 2$, e para os flocos menores que η , ℓ foi igual a 1. Para o mecanismo de fratura, em ambos os regimes do fluido $\ell = 0,5$. Algumas investigações experimentais feitas por ARGAMAN e KAUFMAN (1970) reportam que o valor do expoente ℓ para ser 1,0, isto é, o tamanho do maior floco é inversamente proporcional a G .

LAGVANKAR e GEMMELL (1968) sugeriram que elevados gradientes de velocidade causam a quebra dos flocos em fragmentos, e esses fragmentos tem densidade mais elevada correspondente ao tamanho do fragmento que à densidade do floco originário.

Numa série de artigos, TAMBO e colaboradores (1979) relataram em extensivos estudos sobre a floculação, seus desenvolvimentos teóricos que sugeriram os valores numéricos para a equação 4.9 tal que ℓ foi $d_s \propto G^{-(0,76 \text{ a } 0,66)}$ para flocos muito menores que a microescala de Kolmogoroff η e $d_s \propto G^{-(0,0 \text{ a } 0,8)}$ quando os flocos foram maiores que η . De acordo com os autores, os valores de ℓ sugerem que a quebra do floco é causada por ambos os mecanismos.

3.2.3.1 – Otimização de Gradientes de Velocidade em Unidades de Floculação

CAMP (1953) sugere a possibilidade de melhorar a qualidade da água decantada quando se realiza a floculação com gradiente de velocidade decrescente ao longo do tempo, em virtude da necessidade de agitar-se de forma mais intensa no início do processo, para aumentar a probabilidade de contato entre as partículas desestabilizadas, para

formar os flocos, reduzindo-se, posteriormente, a agitação para minimizar a quebra ou a ruptura dos flocos formados.

Com o propósito de orientar os projetos nos quais é considerada impraticável a construção de instalações pilotos, BRATBY (1981), utilizando as equações de CAMP (1953), propôs método para “otimizar” os gradientes de velocidade nas unidades de floculação de mistura completa com câmaras em série a partir de ensaios em “jar-test”. O método sugerido utiliza as equações (3.10), e supõe como válida a equação (3.11), na qual está relacionada o coeficiente de ruptura (K_b) com o gradiente de velocidade médio de floculação.

$$\frac{K_b}{K_a} = \frac{1}{G_f \frac{N_0}{N}} \quad \text{equação (3.10)}$$

$$K_b = K_1 \ln G_f + K_2 \quad \text{equação (3.11)}$$

em que :

N_0 : turbidez inicial do sobrenadante após desestabilização e sedimentação sem floculação (uT);

N : turbidez do sobrenadante após floculação e sedimentação (uT);

K_1 : constante determinada experimentalmente;

K_2 : constante determinada experimentalmente (m^2/s).

K_a : coeficiente de agregação

K_b : coeficiente de ruptura

Com base em resultados de ensaios realizados em “jar-test”, BRATBY (1981) determinou para uma certa amostra de água, K_a igual a $1,28 \times 10^{-4}$, K_1 igual a $-4,12 \times 10^{-7}$ e K_2 igual a $-20,6 \times 10^{-7} m^2/s$. Conhecidos K_a , K_1 e K_2 , supondo-se um tempo de detenção igual a 25 min, 3 câmaras em série, concluindo que a combinação de gradientes de velocidade para floculação igual a $80s^{-1}$, $25s^{-1}$, $12,5s^{-1}$, para primeira, segunda e terceira câmara respectivamente, resultava o melhor desempenho desse sistema (maior valor N_0/N_3).

O método proposto pelo autor não estabelece a faixa de valores de gradientes de velocidade a que se aplica, de tal maneira que a sua utilização fica carente de critérios, pois tomando-se um gradiente de velocidade de floculação equivalente a $100 s^{-1}$ nas 3 câmaras, resulta $N_0/N_3 = 7,74$.

PÁDUA et al (1998) desenvolveram um método para determinar os gradientes de velocidade em unidades de floculação com escoamento contínuo a partir da execução de ensaios em reator estático, utilizando ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em “jar-test” sob diferentes condições de tempo e de gradiente de velocidade de floculação.

PÁDUA et al (1998), realizaram experimentos com água coagulada com cloreto férrico em região da varredura. Os resultados dos ensaios de floculação são influenciados pela qualidade da água bruta, tipo e dosagem de coagulante, pH de coagulação, velocidade de sedimentação, utilização de polímeros e condições da mistura rápida. Desta forma, os ensaios devem ser realizados para cada situação específica, dada a influência dos diversos parâmetros listados.

Os autores concluíram que a melhor combinação dos gradientes de velocidades médios foi: $Gf = 55, 30, 20$ e 20 s^{-1} ; para a primeira, segunda, terceira e quarta câmaras de floculação, respectivamente. Com esses valores de gradientes foram obtidos os melhores resultados em termos de turbidez remanescente.

De acordo com BRATBY (1981), embora o gradiente de velocidade determinado em “jar-test” seja válido para projeto das unidades reais, o tempo de detenção hidráulico não pode ser tomado diretamente destes ensaios e aplicados às unidades mecanizadas com escoamento contínuo. Para melhor interpretação dos resultados determinados em ensaios de laboratório, é necessário conhecer a diferença de comportamento entre o “jar-test” e a unidade de mistura completa com escoamento contínuo, de maneira que pode ser necessário realizar ensaios para avaliação do comportamento hidrodinâmico da unidade de floculação da ETA.

Nos reatores de “jar-test”, ao contrário do que se observa nas unidades de floculação das estações de tratamento, não há curto-circuitos, dessa forma se observam discrepâncias, quando se comparam os resultados de laboratório com os observados nas estações de tratamento. Para unidades mecanizadas com escoamento contínuo, o efeito do curto circuito influi de forma decisiva na floculação, sendo necessário majorar o tempo de detenção hidráulico otimizado no reator de “jar-test” para que o desempenho seja próximo do obtido em reator de escoamento contínuo (PÁDUA et al, 1998). Para o caso da unidade de floculação mecanizada, quanto maior o número de câmaras em série, menor será o efeito de curto circuito. Entretanto, por razões de ordem prática e econômica, o número de câmaras em série na unidade de floculação de maneira geral não é superior a quatro (HUDSON, 1981).

3.3- Sedimentação

Em tratamento de águas de abastecimento, usualmente se emprega a sedimentação simples (das partículas presentes na água bruta) e a sedimentação das partículas presentes na água que foi previamente submetida à coagulação e floculação. A sedimentação simples é utilizada para remoção de sólidos que sedimentam sem tratamento químico. É muito comum a utilização de unidades de sedimentação a jusante de unidades de coagulação e floculação com a finalidade de se reduzir a carga de sólidos afluentes às unidades de filtração.

São utilizados, basicamente dois tipos de unidades de sedimentação em tratamento de água:

- Unidades de sedimentação convencional, com escoamento horizontal as quais são constituídas de tanques retangulares, em planta, com profundidade entre 3,0 a 5,0 m, cujas taxas de aplicação superficial se situam, de maneira geral, entre 16 a 40 m³/m².dia.

- Unidades de sedimentação de alta taxa com escoamento “laminar” caracterizadas pela presença em seu interior de placas planas paralelas ou elementos tubulares inclinados, os quais permitem que o escoamento ocorra com baixa turbulência. Essa concepção resulta em unidades eficientes com área de implantação bem inferior à necessária se comparada com sedimentadores convencionais. A taxa de aplicação “superficial” usualmente está compreendida entre 120 e 180 m³/m².dia (CAMPOS et al, 1999).

A separação dos sólidos em suspensão nas unidades de sedimentação é obtida pela ação da gravidade, pois o escoamento nessas unidades é de baixa turbulência promovendo a remoção dos sólidos suspensos (não coloidais) que são instáveis em relação à suspensão devido ao seu tamanho e densidade. A sedimentação é uma técnica utilizada há muito tempo tendo-se em vista a natureza do fenômeno, porém os estudos a esse respeito foram intensificados somente neste século.

As partículas numa suspensão sedimentam de diferentes maneiras, de acordo com a concentração da suspensão e com as características das partículas. As características de sedimentação são classificadas como: a) Sedimentação Tipo 1, de partículas discretas (não floculentas); b) Tipo 2, Sedimentação de partículas floculentas; c) Tipo 3, Sedimentação por zona ou “impedida”; d) Tipo 4, Sedimentação por compressão. No tratamento de águas para abastecimento, de maneira geral ocorrem os tipo de sedimentação 1 e 2, e eventualmente, quando são utilizados clarificadores de contato com manta de lodo, há a sedimentação por zona Tipo 3. Na realidade, os tipos de sedimentação 3 e 4 são de grande

importância quando se estuda a separação de fases em tratamento de águas residuárias (REYNOLDS, 1982).

Para partículas discretas que sedimentam sem alteração de forma, peso ou tamanho, é possível prever-se o comportamento das mesmas desde que o número de Reynolds esteja compreendido entre 2×10^3 e $2,5 \times 10^6$, pois para valores menores o coeficiente de arrasto não é constante. Para valores de Reynolds menores ou iguais a 1, as forças inerciais são desprezíveis ocorrendo, então, a predominância das forças resultantes da ação da viscosidade (CAMP, 1943).

De forma pioneira, CAMP (1946) desenvolveu uma metodologia racional para análise das características de sedimentabilidade de partículas floculentas, cuja modelação matemática permitiu a adaptação dos resultados aos sedimentadores ideais. FAIR, GEYER e OKUM (1968) propuseram uma relação geral (3.12) entre o coeficiente de arrasto (CD) e o número de Reynolds (válida para Reynolds menor que 10.000 e partículas esféricas).

$$CD = \frac{24}{Re_y} + \frac{3}{\sqrt{Re_y}} + 0,34 \quad \text{equação (3.12)}$$

em que :

CD : coeficiente de arrasto;

Rey : número de Reynolds.

De acordo com WEBER (1972) o desempenho real do sedimentador é influenciado por fatores como correntes induzidas pela inércia do líquido afluyente, pela turbulência do escoamento, perturbações na superfície induzidas pelo vento e gradientes de densidade e temperatura, perda de sólidos anteriormente acumulados (arraste), que reduzem a eficiência (teórica) dos sedimentadores. Alguns dos fatores que afetam a eficiência dos sedimentadores podem ser avaliados através do estudo da ocorrência de curto-circuito nessas unidades.

O grau de curto-circuito está relacionado com a magnitude do desvio das condições de escoamento tipo “pistão” (Plug-Flow) exibido pelas partículas presentes no fluido que passam pela unidade. Num reator tipo “Plug-Flow” ideal, todas as partículas são retidas durante um tempo igual à relação volume do reator/vazão (V/Q). Se o escoamento não é totalmente “Plug-Flow”, parte da massa líquida sofrerá curto-circuito e será retida por período inferior à relação V/Q, enquanto outra parte será retida durante período superior à mesma relação. Quando o fluxo de uma unidade se aproxima do tipo “Plug-Flow” ideal,

melhores serão as características da água clarificada. REYNOLDS (1982) demonstrou, mediante a aplicação de traçadores em unidades de sedimentação, que os tanques com forma circular e alimentação central são mais susceptíveis a curto-circuito que os tanques de forma circular com alimentação periférica. Os tanques retangulares são os que mais se aproximam do tempo de detenção teórico (V/Q). Para se evitar tais inconvenientes, deve-se buscar a distribuição mais uniforme possível do afluente na entrada da unidade, bem como a adequada distribuição dos vertedores de saída e a carga (vazão por unidade de comprimento) nos mesmos a fim de se prevenir quanto ao arraste dos flocos para fora da unidade.

Um extraordinário desenvolvimento deu-se no estudo da sedimentação de alta taxa primeiramente com CAMP (1953), que propôs um sedimentador de escoamento horizontal dotado de várias lajes horizontais intermediárias e provido de um dispositivo mecânico para retirada de lodo. Contudo, tal concepção teve êxito limitado face às dificuldades de operação da unidade principalmente quanto à remoção de lodo devido ao dispositivo mecanizado para retirada do lodo ser de complicada operação e manutenção. A altura entre as lajes deveria ser tal para permitir a entrada de uma pessoa, ou, ângulo de inclinação da laje grande o suficiente para permitir o escoamento contínuo do material para o fundo do sedimentador.

Posteriormente, CULP e colaboradores (1967, 1968, 1969) publicaram trabalhos experimentais sobre a sedimentação em dutos com forma circular, quadrada, retangular, etc, nos quais foram estudados vários aspectos, tais como: dimensões dos dutos, ângulo de inclinação com o plano horizontal, taxa de aplicação, tempo de detenção entre outros. Como resultado dessas pesquisas, os autores propuseram um decantador com dutos de plástico com ângulo de inclinação equivalente a 5° com a horizontal. HANSEN e CULP (1967), contudo, observaram que para a limpeza contínua dos flocos — depositados mediante o escoamento oposto ao sentido da água floculada nos dutos — era maior a facilidade de operação da unidade quando o ângulo era de 55° a 60° .

YAO (1970, 1973) apresentou, de forma pioneira, estudos teóricos sobre a sedimentação no interior de dutos, quantificada inicialmente, para situações de perfis de velocidade totalmente desenvolvidos. O perfil de velocidade, a partir da entrada em um duto e para qualquer geometria deste, ocorre desde um perfil de velocidade uniforme até o perfil característico do regime permanente, denominado perfil totalmente desenvolvido. YAO (1970, 1973) demonstrou que o escoamento de interesse prático deveria ser laminar, e propôs uma abordagem analítica precisa, até então.

CUNHA (1989), FADEL e BAUMANN (1990) demonstraram que a sedimentação poderia ocorrer em regime não desenvolvido, na entrada dos dutos. COSTA

NETO (1996), complementando estudos de SOARES (1992), comparou as trajetórias teóricas nos trechos de transição e perfil totalmente desenvolvido em duto inclinado a 60° com a horizontal, comprovando que havia considerável remoção de turbidez devida à sedimentação de flocos no trecho de transição dos dutos. Todas as pesquisas citadas vieram a tornar evidente que a teoria proposta por YAO (1970) superdimensionava as estruturas projetadas.

ALCÓCER (1999) pesquisou teórica e experimentalmente a trajetória de partículas discretas entrando em qualquer posição em relação ao centro, na aresta superior da seção do tubo, comprovando a modelação matemática proposta em estudos realizados pela mencionada pesquisadora. Com esse trabalho foi possível calcular a distância necessária para que uma partícula seja removida no duto, de seção quadrada ou retangular, no trecho de transição e de perfil totalmente desenvolvido.

3.4 - Filtração

O processo de filtração, que geralmente é a última etapa para clarificação em ETAs de concepção mais usual, é um passo essencial para produção de água tratada de alta qualidade.

Os mecanismos de filtração com ação de profundidade têm sido estudados de forma extensiva. Descrições quantitativas sobre os mecanismos de remoção de partículas no processo de filtração têm envolvido formulações matemáticas e teóricas bem como aproximações empíricas com objetivo de analisar, projetar, construir e operar filtros apropriados ao tratamento de água para abastecimento (AMIRTHARAJAH, 1988).

A filtração por ação de profundidade depende fundamentalmente de dois mecanismos que se complementam, ou seja, transporte e aderência. A ação de coar não é suficiente para elucidar como partículas com tamanho ao redor de 1µm são retidas em meio filtrante com vazios intergranulares de aproximadamente 500 µm. O escoamento no meio granular de maneira geral é laminar.

Os mecanismos de transporte predominantes na filtração com ação de profundidade são : impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica. Atualmente, a sedimentação, a interceptação e a difusão têm sido consideradas como os mecanismos de transporte predominantes na filtração (com ação de profundidade). Os mecanismos de aderência são responsáveis pela captura das partículas transportadas para as proximidades dos grãos. A eficiência da aderência depende da superfície dos grãos e das partículas, podendo estas aderirem diretamente aos grãos, ou às partículas anteriormente retidas. Estas podem estar aderidas a espécies hidrolizadas de

alumínio ou ferro, ou ainda polímeros (se utilizados no tratamento), cujas moléculas “estendidas” proporcionam sítios de adsorção para as partículas. A interação entre as forças elétricas e forças de Van der Waals resulta na aderência de natureza eletrostática. A interação química, que em certos casos pode sobrepujar as interações eletrostáticas, ocorre através das ligações de hidrogênio, por troca iônica e adsorção mútua, esta considerada de maior importância (DI BERNARDO, 1993).

Os modernos fundamentos da filtração receberam grande contribuição de IVES (1982), CLEASBY (1981), O’MELIA (1985), DI BERNARDO E CLEASBY (1980), DI BERNARDO (1985, 1986, 1991), HUDSON (1993). Nesse mesmo período, não só a conceituação fenomenológica foi intensamente pesquisada, mas também a operação das unidades de filtração, bem como a composição e granulometria dos meios filtrantes.

O projeto e a operação de unidades de filtração com taxa constante foram amplamente adotados até um passado recente para as estações de tratamento. Da mesma maneira, a maioria dos filtros possuía meio filtrante de areia estratificada, classificada adequadamente (com grãos de vários tamanhos).

Posteriormente, constatou-se que uma camada de carvão antracito de granulometria mais grossa, e espessura entre 0,40 e 0,60m, colocada sobre uma camada de areia de granulometria menor, resultava em aumento substancial na eficiência dos filtros, bem como na melhor qualidade final da água.

Segundo CAMPOS, REALI e DANIEL (1999), mais recentemente, tem-se constatado que a utilização de meios filtrantes dotados de camada única de areia praticamente uniforme com espessura entre 0,60 a 1,0m produzem água de mesma qualidade e possivelmente a custos menores. Os sistemas de filtração operados com taxa declinante também foram grande inovação no campo do tratamento de água para abastecimento.

A concepção desses sistemas permite que sejam utilizados poucos dispositivos para controle dos filtros bem como menor altura da caixa, reduzindo desta forma, o custo para implantação dos mesmos. Em relação à qualidade final da água produzida, pode-se afirmar que esta é, no mínimo, igual ou até melhor que a dos filtros operados com taxa constante. Isto deve-se ao fato de que a qualidade do efluente do filtro operado à taxa declinante tende a melhorar do início para o final da carreira de filtração bem como é reduzida a possibilidade de transpasse.

No Brasil, nos dias atuais, a maioria das estações de tratamento tem sido projetada com sistemas de filtração operados à taxa declinante.

3.5 – Desinfecção

Independentemente do tratamento aplicado à água é necessário desinfetá-la, tendo em vista que a mesma pode se tornar um veículo de transmissão de doenças (doenças de veiculação hídrica). A desinfecção tem por objetivo principal a eliminação dos organismos patogênicos presentes na água atuando como um processo seletivo, ou seja, não destruindo todas as formas vivas e nem eliminando todos os organismos patogênicos sendo diferente, portanto, da esterilização que é a eliminação de todos os organismos vivos presentes na água. Para desinfecção, de maneira geral, são utilizados como oxidantes os agentes químicos cloro, ozônio, permanganato de potássio, iodo, peróxido de hidrogênio, bromo e íons metálicos de cobre e prata. A desinfecção pode ser realizada, também, pelos processos de natureza física tais como radiação ultra-violeta e aquecimento (calor). Dentre os agentes químicos citados, o cloro é o mais utilizado como desinfetante em virtude do baixo custo e elevada eficiência. Contudo, em 1974 e até então, a segura utilização do cloro como agente desinfetante foi colocada em dúvida após a detecção da formação de substâncias tais como trihalometanos (THMs), haloacetônitrilas, halocetonas, ácidos haloacéticos, clorofenóis e outros (CAMPOS, REALI, DANIEL, 1999). Desinfetantes alternativos tais como peróxido de hidrogênio, ozônio, dióxido de cloro, radiação ultra-violeta e a combinação destes não causam a formação de THMs, entretanto, podem dar origem a formação de outras substâncias suspeitas de serem cancerígenas ou tóxicas.

Recentemente, têm sido proposta para algumas estações de tratamento a utilização de dióxido de cloro como desinfetante, o qual age como forte bactericida e virucida, porém, devido ao elevado nível de reatividade e a impraticidade de manutenção de residual no sistema de distribuição, tipicamente, é utilizado após a adição do dióxido de cloro, a cloração (com cloro livre ou cloraminas) com objetivo de manter residual no sistema de distribuição. A adição de dióxido de cloro na desinfecção assegura o controle contra o ressurgimento de bactérias no sistema de distribuição de água.

A grande eficácia do dióxido de cloro comparada com o cloro — notadamente a elevado pH — levou ao aumento do seu uso em processos de desinfecção. Embora as características biocidas do dióxido de cloro sejam conhecidas desde o início da década de 1950 (principalmente sua qualidade antibacterial a elevado pH), sua atividade como redutor de compostos inorgânicos que causam incômodos (manganês e ferro, compostos que causam sabor e odor e substâncias geradas na desinfecção) têm sido seu principal uso. Para pré-oxidação e redução de poluentes orgânicos, são necessárias dosagens entre 0,5 e 2,0 mg/L, com tempo de contato normalmente compreendido entre 15 a 30

minutos, dependendo das características da água; para o caso de pós-desinfecção, de 0,2 a 0,4 mg/L de dióxido de cloro geralmente é necessário. Para estas dosagens, o clorito residual é tal que não se constitui qualquer risco para saúde (AWWA, RESEARCH FOUNDATION, 1993).

Em relação às outras alternativas, no Brasil é pouco freqüente a utilização de ozônio ou radiação ultra-violeta para desinfecção de água para abastecimento; provavelmente pelo elevado custo de implantação e de operação que ainda persiste em tais alternativas.

Em que pese a utilização do cloro no processo de desinfecção de águas que contenham matéria orgânica natural, ácidos húmicos, fúlvicos, etc, que causam a geração de substâncias (sub-produtos da desinfecção) potencialmente carcinogênicas (THMs) ou mutagênicas (haloacetonitrilas), em pesquisa recentemente publicada pela AWWA (JOURNAL AWWA, WATER QUALITY DIVISION DESINFECTION SYSTEMS COMMITTEE, MAY, 2000), cerca de 83,8% de um universo pesquisado de 200 instalações de tratamento utilizam o cloro gasoso para desinfecção nos Estados Unidos. De acordo com os dados apresentados na mesma pesquisa, 8,1% utilizam o dióxido de cloro e 5,6% o ozônio. Em 1978, 91% das instalações utilizavam o cloro gasoso, 1% dióxido de cloro e não há registros da utilização do ozônio naquela época. Ainda com relação à utilização do cloro a mesma pesquisa indica que a metodologia utilizada para controle da cloração em 1978, 37% era feita de forma manual, em 1998, em 56% das instalações a cloração era operada manualmente. Os dados relatados demonstram que, mesmo conhecendo-se os riscos potenciais da utilização do cloro para desinfecção, a modificação nos sistemas de tratamento exigirá grande esforço dos responsáveis pelos sistemas de abastecimento. No futuro, a realização de tal processo com técnicas e ou produtos alternativos visando minimizar a formação de sub-produtos de desinfecção, será, provavelmente, uma exigência das agências governamentais de controle da qualidade da água potável, sem contudo, diminuir a eficiência de redução dos microrganismos patogênicos de águas de abastecimento.

CAPÍTULO 4 – POLÍMEROS NATURAIS : AMIDO

O amido pode ser encontrado em abundância no reino vegetal e extraído de sua fonte com relativa facilidade, pois o amido constitui a maior reserva de carboidratos das plantas. Entre as principais fontes comerciais de amido podem ser citadas : o milho, a mandioca, a batata, o arroz, o trigo, o sagu, etc.

Vários alimentos e bebidas são preparados a partir da fermentação de matérias-primas amiláceas. No Brasil, por suas características climáticas e de solo, os cultivos de raízes sempre foram bastantes populares, desde o início da colonização, bem como eram a base da subsistência do índio.

Havia tecnologia bem sucedida, baseada sobre cultivos amiláceos, os quais proviam a dieta calórica. Buscava-se então a melhor técnica para conservação dos alimentos, principalmente as raízes, que são mais perecíveis, mas buscavam-se, também, alimentos e bebidas com melhor consistência, sabor e aroma. Na época da colonização destacava-se a fermentação pela qual se obtinham alimentos e bebidas de milho e mandioca.

A mandioca (manihot utilissima, Pohl) é originária da América do Sul, e é cultivada praticamente em todo Brasil. Sua importância reside no fato de que suas raízes são comestíveis, possuindo alto teor de amido.

Segundo SPLITTSTOESSER (1977), a raiz de mandioca possui em média de 1,2 a 2,7% de proteína na matéria seca, além de considerável teor de substâncias nitrogenadas não protéicas, solúveis em água. É deficiente em metionina, cistina, tirosina, isoleucina e triptofano; todavia, constitui alimento básico do brasileiro e suas raízes são consumidas diretamente, ou na forma de seus produtos industrializados, sendo estes de fácil obtenção, e a maioria é processada em indústrias rurais. Dentre esses produtos destacam-se a farinha de mandioca, a tapioca, a fécula doce e a fécula fermentada.

Outros alimentos e bebidas são produzidos por fermentação tais como : a puba, a carimã e a farinha d'água. Em todos os produtos fermentados, a matéria-prima é a fécula, acrescida de nutrientes existentes em baixa quantidade nas raízes (CEREDA et al, 2001).

De maneira geral, o processo de obtenção do amido, qualquer que seja a fonte, obedece a uma série de operações fundamentais, porém, existem inumeráveis detalhes relacionados com cada operação envolvida e com cada fonte de amido considerada e, ainda, para cada uma dessas fontes, são conhecidos diversos métodos para a obtenção de seu amido. A figura 4.1 mostra o esquema de produção da fécula de mandioca.

Figura 4.1 Processo de extração da fécula de mandioca.

Fonte: CEREDA et al (2001)

O amido, quando comparado com outros carboidratos, revela-se como um produto relativamente heterogêneo. Basicamente pode-se afirmar que o amido é carboidrato altamente polimerizado, cujo monômero é representado pela glicose.

Segundo CEREDA et al (2001), a legislação brasileira é uma das poucas do mundo que distingue o amido da fécula. Com base nessa legislação, o amido é considerado a fração extraída da parte aérea das plantas e fécula a fração amilácea extraída de raízes, tubérculos e rizomas.

4.1 - Distinção entre Amido e Fécula

A produção de fécula proveniente da mandioca, no Brasil, é avaliada em 300.000 toneladas por ano, obtidas por cerca de 20.000 unidades, entre as de pequeno e médio portes, além de cerca de 75 feculárias modernas, de grande porte. De acordo com a legislação brasileira, a fécula de mandioca é denominada polvilho, que pode ser doce ou azedo. O polvilho azedo é um tipo de amido modificado, apresentando por isso características bem diversas do polvilho doce.

O produto é produzido a partir de raízes por fermentação em água e ação de microrganismos, através de enzimas pectinolíticas e celulolíticas. As raízes se rompem, a polpa torna-se macia e as fibras se soltam facilmente. Além de facilitar a extração, que se faz em condições rústicas, o produto final é seco em forno e apresenta sabor e aroma característicos e agradáveis.

Através desse processo se obtém no Brasil a farinha-d'água, carimã ou mandioca-puba. Muitos desses produtos foram levados para África e adaptados às necessidades e gostos da população local.

4.2 – Estrutura Molecular do Amido

HIRST, PLANT & WILKINSON (1943) estudaram a estrutura molecular dos dois componentes do amido. Os pesquisadores concluíram que tanto a amilopectina quanto a amilose possuem cadeias contendo 24 e 30 unidades de glicopirranose e que a constituição molecular destas frações era basicamente a mesma.

A diferenciação entre as propriedades destas frações se deveria às seguintes características :

- a) estado de hidratação

- b) grau de agregação
- c) disposição das cadeias na formação de micélio

Figura – 4.2 Esquema da organização de micélio dentro de um grânulo de amido.

Fonte: SWINKELS (1985)

SWINKELS (1985) apresentou a concepção da estrutura do grânulo de amido como é apresentado na figura 4.2, na qual é mostrada a organização da formação dos micélio no interior de um grânulo de amido.

CEREDA et al.(2001) constataram que quimicamente o amido, a fécula e a celulose são constituídos de unidades de glicose, unidas por ligações glicosídicas. No amido as ligações ocorrem na forma α - glicosídica e na celulose ocorrem na forma β . As ligações do tipo α são mais fáceis de serem hidrolisadas que as do tipo β , tornando, desta forma, a utilização do amido mais interessante como substrato de processos biossintéticos.

Sob o ponto de vista estrutural, o amido contém outros polímeros, em proporções diferentes dependendo da origem botânica. Dentre os vários tipos de polímeros predominam a amilose, constituída de moléculas de glicose unidas por ligações glicosídicas α - 1,4 que formam configuração retilínea e a amilopectina, polímero de maior peso molecular, no qual as moléculas de glicose em ligações α - 1,4 e α - 1,6 proporcionam configuração espacial ramificada.

Conhece-se há muito tempo que o amido é constituído por estes dois componentes principais (amilose e amilopectina) que apresentam propriedades bastantes distintas.

Na realidade, cada uma dessas frações ainda apresenta sub-frações com propriedades específicas, tornando muito difícil a definição exata desses dois componentes (CAMPOS, 1980). O simples tratamento do amido com água quente permite a solubilização de parte de seus componentes.

A parte solúvel MAQUENNE & ROUX (1943) denominaram amilose e a parte insolúvel amilopectina. A separação das duas frações foi conseguida por GATIN-GRUSENSKA (1930), através do tratamento do amido de batata com solução alcalina diluída, seguida por neutralização e sedimentação. No caso, a amilose seria a parte solúvel e a amilopectina o resíduo sedimentado.

A fécula de mandioca apresenta cerca de 18% de amilose e 82% de amilopectina. No amido de cereais, ocorrem esses mesmos polímeros, mas em proporção diferente. Em geral a amilose ocorre em porcentagens de 20 a 25%. A proporção entre os polímeros é considerada, pela literatura especializada, como a maior responsável pelas diferenças funcionais entre amido e fécula. Os géis de amido são mais “rígidos” enquanto os de féculas são mais viscosos e transparentes.

Além dos carboidratos o amido pode conter teores de substâncias acompanhantes, que podem modificar suas propriedades de maneira drástica. Entre estes compostos podem ser citados os nitrogenados, os lipídeos e os minerais como o fósforo. Os compostos fosfatados do amido em geral são ésteres e são mais freqüentemente ligados à amilopectina.

Quimicamente o amido e a fécula são semelhantes, porém, diferem bastante quanto às propriedades, devido à proporção de amilose e amilopectina.

O amido (hidrato de carbono) é altamente polimerizado, cujo monômero é representado pela glucose. Quando comparado com outros hidratos de carbono, o amido é considerado relativamente heterogêneo.

A Figura 4.3 ilustra as ligações da estruturas da amilose e amilopectina.

Vários pesquisadores desenvolveram estudos com o objetivo de determinar o número de monômeros que compõem as moléculas, ou seja, o grau de polimerização das frações das quais o amido é constituído.

No quadro 4.1 estão apresentados os resultados de algumas pesquisas realizadas.

Na tabela 4.1 estão apresentadas as frações de amilose e de amilopectina e seus respectivos graus de polimerização de diversas fontes de amido.

Figura 4.3 - Estrutura da amilose e da amilopectina

Fonte: CEREDA et al (1994)

Quadro 4.1 – Número de monômeros nas frações de amido.

Fonte : CAMPOS (1980)

		PESQUISADOR							
		KERR	MEYER et al	CAESAR et al	FOSTER & HIXON	HORAN	DUMBROW	FOX	SAMEC
Amilose	Milho	455- 255	275	220	260- 275		375	540	
	Mandioca	1050			460		525		
	Batata	850		980		1850-3700			770
Amilopectina	Milho	1450	1300						
	Mandioca	1300							
	Batata					6000			1450

Tabela 4.1 – Fração de amilose e amilopectina e grau de polimerização (GP) de vários amidos

Fonte : SWINKELS (1985)

Amido	Amilose % (m/m)	Amilopectina % (m/m)	GP médio Amilose	GP médio amilopectina
Milho	28	72	800	2.000.000
Batata	21	79	3000	2.000.000
Trigo	28	72	800	2.000.000
Mandioca	17	83	-	2.000.000
Milho waxy	0	100	-	2.000.000
Sorgo	28	72	-	-
Arroz	17	83	-	-
Sagú	27	73	-	-
Amilomaize	50 – 80	20 – 50	-	-

A associação entre a cadeia polimérica e a água resulta na formação de uma rede intermolecular. Uma concentração de amido maior que 3% produz gel, e quando em soluções diluídas, pode precipitar. A precipitação é uma particularidade da amilose, sendo que associação com a amilopectina é desfeita devido ao caráter altamente ramificado desta última (ORTHOEFER, 1985 apud DI BERNARDO 2000).

Segundo JANE (1995), o tamanho das moléculas, a cadeia longa ramificada de amilopectina, a proporção de amilose e amilopectina são características que afetam as propriedades funcionais do amido. A amilopectina, de longa cadeia ramificada interage mais efetivamente com a amilose, gerando maior viscosidade. Quando a fração de amilose contida no amido aumenta, a viscosidade da pasta de amido também aumenta.

Observado em microscópio o amido aparenta ser constituído de pequenos grãos de cor branca, com tamanho variando entre 2 a 100µm. A forma e tamanho dos grãos são característicos de cada fonte de amido. Na figura 4.4 é apresentada de forma esquemática a aparência de alguns tipos de amidos.

Figura 4.4 - Aparência microscópica de alguns tipos de amido.

Fonte: SWINKELS (1985)

Segundo SWINKELS (1985), os amidos comerciais podem ser divididos em três grupos distintos. O primeiro grupo engloba os tubérculos (batata), as raízes (mandioca,

batata doce) e cerne (sagu); o segundo grupo agrega os cereais comuns (milho, trigo, sorgo e arroz) e o terceiro grupo inclui os amidos “waxy” (milho, sorgo e arroz). Estes amidos são obtidos a partir de cereais, porém, as propriedades físicas dos amidos “waxy” são equivalentes às dos amidos de raízes.

As maiores fontes de comerciais de amido são: o milho, a batata, a mandioca e o trigo. A composição de cada material varia de acordo com alguns fatores tais como: idade, tipo de solo, clima e variedade.

As características do amido variam conforme o tipo de planta da qual o mesmo é derivado. A indústria do amido utiliza uma série de processos e operações fundamentais, independentemente da fonte, para manufaturar o amido com pureza aproximada de 95%.

4.3 - Algumas propriedades do Amido

INTUMESCIMENTO, GELATINIZAÇÃO e RETROGRADAÇÃO

O intumescimento pode ser induzido em temperatura ambiente por muitos agentes, entre os quais, destacam-se os produtos com função base. Provavelmente, o método mais antigo para que ocorra a gelatinização é simplesmente adicionar substância alcalina em concentração suficiente ao amido, sem a necessidade de promover o aquecimento da solução. Esse processo pode produzir massas viscosas que, em muitos casos, podem ser mais densas que as obtidas pela gelatinização por aquecimento e resfriamento até a temperatura ambiente (KERR, 1968).

Segundo CAMPOS (1980), a quebra da estrutura do grão de amido em presença de água quente desenvolve-se em três fases distintas. Durante a primeira fase ocorre apenas um intumescimento limitado e a viscosidade da suspensão não aumenta de maneira sensível. O grão ainda conserva sua aparência e, após secagem, não é possível notar qualquer alteração grosseira.

Quando é ultrapassada uma temperatura próxima a 65° (a temperatura exata depende da natureza do amido), tem início a segunda fase do intumescimento. Nessa fase o grão tem o seu volume aumentado muitas vezes em relação ao seu volume original e a viscosidade da suspensão cresce sensivelmente. O grão perde a sua estrutura inicial, ao mesmo tempo em que ocorre a solubilização de pequena parte de seu conteúdo.

Durante a terceira fase, que ocorre em temperatura mais elevada, verifica-se a evolução mais acentuada dos fenômenos observados durante a segunda fase. O aquecimento prolongado provoca, nessa fase, a redução da viscosidade da solução.

De acordo com CAMPOS (1980), as soluções de amido que permanecem armazenadas na temperatura ambiente e mesmo em temperaturas mais baixas, sofrem o fenômeno de retrogradação. Uma parte do amido se agrega progressivamente e finalmente forma um precipitado microcristalino insolúvel. A amilose de maneira geral apresenta tendência muito mais acentuada para retrogradação que a amilopectina. Uma solução de amilose de milho, com concentração igual a 1%, após poucos dias de armazenamento, tem praticamente todo o soluto sedimentado na forma cristalina, como consequência da retrogradação. A retrogradação pode ser atenuada pela adição à suspensão, de agentes que promovem o intumescimento ou também mantendo-se a temperatura da suspensão acima da temperatura ambiente. A Figura 4.5 apresenta as características de intumescimento de alguns amidos mais comuns.

Figura – 4.5 Propriedades de intumescimento de amidos comuns.

Fonte: SWINKELS (1985)

O amido sob a ação de amilases pode ter suas moléculas fracionadas ou agrupadas. As reações químicas que ocorrem sob a atividade dessas enzimas dependem do pH do meio, da temperatura, do substrato, do tipo específico de enzima, etc.

As fontes mais comuns para preparação de amilases são: pâncreas, malte e certas espécies de fungos e bactérias.

As amilases assumem a função de catalizador em reações que modificam a molécula do amido. De maneira simplificada, pode-se classificar essas enzimas nos seguintes grupos: a) enzimas que liquefazem ou solubilizam o amido sem levar à degradação extensiva da molécula de amido; b) enzimas que promovem a degradação do amido a produtos

classificados como dextrinas, produzindo, também, pequenas quantidades de açúcares; c) enzimas que hidrolisam o amido a uma elevada porcentagem de açúcares, como maltose e dextrose; d) enzimas que fracionam a molécula de amido, introduzindo grupamentos químicos; e) enzimas que promovem o fracionamento das moléculas de amido seguido pelo “rearranjo” dos compostos formados (CAMPOS, 1980).

A ação dos dois últimos tipos de amilase pode, ainda, ser classificada de acordo com as seguintes subdivisões: liquefação, dextrinização e sacarificação.

O amido apresenta possibilidades extraordinárias para exploração industrial, tendo em vista suas propriedades específicas e as reações das quais pode participar para a formação de produtos secundários. Em muitas aplicações o amido ainda é utilizado sem o suficiente conhecimento científico de suas reações específicas. O amido é utilizado direta ou indiretamente na indústria cerâmica, produção de substâncias através da fermentação, (etanol, acetona, ácido láctico, glicerol, ácido glucônico, etc.), produção de antibióticos, indústria de cosméticos, metalurgia, fabricação de explosivos, etc (CAMPOS, 1980).

4.4 - Modificação do Amido

As propriedades físicas dos amidos nativos não modificados e as soluções coloidais produzidas por estes amidos através do aquecimento limitam o uso destes em muitas aplicações comerciais. Dependendo da aplicação, podem ocorrer problemas tais como: repulsão à água pelos grânulos de amido, insolubilidade ou fracasso dos grânulos de amido em intumescer e desenvolver viscosidade em água fria; excesso ou incontrolável viscosidade depois do aquecimento; textura coesiva do amido cozido, particularmente dos amidos “waxy”, de milho, batata e mandioca; perda de claridade e a tendência das soluções de amido preparadas por amidos de milho e trigo e amidos convencionais de cereais, de se tornarem opacas e gelatinosas quando cozinhadas (WURZBURG, 1987).

De acordo com WURZBURG (1987), os amidos modificados foram desenvolvidos para superar as falhas descritas anteriormente, e assim expandir a sua utilização na indústria. A modificação é importante para o contínuo e crescente uso do amido para promover propriedades de espessamento, gelatinização, coesão, adesividade e formação de película.

O objetivo da modificação é alterar as características físicas e químicas do amido nativo para melhorar as suas propriedades. O propósito da reação de modificação essencialmente é : modificar o caráter do grânulo seco, modificar a integridade do grânulo,

alterar as características químicas. Os derivados do amido incluem modificações que alteram algumas das unidades de D-glucopiranosil nas moléculas. As modificações envolvem oxidação, esterificação, eterificação, hidrólise e dextrinização (ORTHOEFER, 1985). Os métodos gerais para a modificação são : modificação por ácido, bleaching ou oxidação, cross-linking ou inibição, substituição ou derivatização.

Os amidos modificados são definidos pela sua origem, tratamentos prévios, pelo conteúdo de amilose e amilopectina, pela massa molecular ou grau de polimerização, tipo de derivativo ou substituto, grau de substituição, forma física e componentes associados.

Segundo WURZBURG (1987), o amido pode ser modificado fisicamente para melhorar sua solubilidade em água e alterar o tamanho da partícula. Pequenas partículas de amido são desejáveis como enchimento de filmes plásticos e produtos cosméticos.

As modificações químicas incluem o entrecruzamento de cadeias, o que leva a um aumento da estabilidade molecular com relação ao cisalhamento mecânico, hidrólises ácidas, submissão às altas temperaturas. A modificação química do amido é baseada na reatividade dos grupos hidroxila.

De acordo com RUTEMBERG SOLAREK (1984), o termo amido derivatizado é relacionado com as modificações que alteram a estrutura química de algumas unidades da molécula D-glucopiranosil. Estas modificações de maneira geral incluem oxidação, esterificação e eterificação.

JANE (1985) afirma que o amido pode ser enzimaticamente modificado para produzir maltodextrina, ciclodextrina, e oligossacarídeos. ORTHOEFER (1985) afirma que a derivatização do amido pode influir no processo de gelatinização e cozimento, característicos do amido granular nos seguintes aspectos : diminuição da retrogradação e tendência à formação de gel de amilose contida no amido, aumento do caráter hidrofílico, propriedades hidrofóbicas. A modificação das propriedades do amido via derivatização é um importante fator para incrementar o uso do amido, pois pode intensificar a capacidade espessante, formação de gel, aderência adesivo e formação de filme.

Um amido derivatizado é descrito de forma completa levando-se em consideração muitos fatores, tais como: fonte da planta (milho, milho tipo waxy, batata, etc), tratamento anterior (hidrólise ácida catalizada), razão amilose/amilopectina, distribuição de massa molar ou grau de polimerização, tipos de grupos substituintes (acetato, hidroxipropila, etc), grau de substituição ou substituição molar, forma física (granular, pré-gelatinizado), presença de componentes associados (proteínas, gorduras, fósforos) ou substituintes naturais (ORTHOEFER, 1985).

Segundo RUTEMBERG & SOLAREK (1984), nos EUA são comumente utilizados para derivatização comercial os amidos de milho, milho “waxy”, mandioca e batata. Outros amidos derivatizados menos disponíveis, tais como sorgo, sorgo “waxy”, trigo, arroz e sagu podem ser oferecidos comercialmente. As suas propriedades, disponibilidades em grandes quantidades e fatores econômicos são parâmetros que podem decidir na seleção do amido que será utilizado para derivatização.

A concentração de amilose ou amilopectina pode ser variada utilizando-se um amido de alto conteúdo de amilose ou um amido que é constituído por praticamente 100% de amilopectina (amido de milho tipo waxy). Frações de amilose ou de amilopectina podem ser isoladas e utilizadas como tal.

Muitos produtos derivatizados comercializados têm um grau de substituição menor que 0,2 tendo ainda como característica a solubilidade em água. O grau de substituição caracteriza o número médio, expresso em base molar, de grupos hidroxila em cada unidade D-glucopiranosil que foram derivatizados. Após a destruição da estrutura granular não é necessário um grau de substituição relativamente alto para possibilitar solubilidade ou dispersibilidade como é necessário com a celulose (RUTEMBERG & SOLAREK, 1984).

4.5 - Resultados de pesquisas e aplicações utilizando o Amido como auxiliar de Floculação e Filtração

Amidos podem ser utilizados na redução de dureza de águas para alimentação de caldeiras, na clarificação de águas para uso industrial e na recuperação de sólidos suspensos de águas residuárias industriais. KERR (1966) afirma que no passado, vários exemplos dessas aplicações de amido foram patenteados.

SHEWOOD, citado por KERR (1968), patenteou um composto consistindo de 50 partes de amido de mandioca, 45 partes de hidróxido de sódio (Na OH a 40 a 45% em solução) misturadas rapidamente e então eram adicionadas 100 partes de carbonato de sódio (Na_2CO_3). Agentes ligantes tais como Na_2HPO_4 , tanino e derivados de lignina também podem ser adicionados. O composto pode ser utilizado com outros produtos químicos empregados no tratamento da água.

Águas barrentas podem ser clarificadas pela adição de uma pasta feita de 20 partes de amido e 50 partes de FeSO_4 para cada um milhão de litros de água. O amido, o qual acelera a taxa de sedimentação da lama em suspensão é feito pela passagem de, por exemplo, amido de batata, com 1% de Na_2CO_3 aquecido sobre roletes e moído até se transformar em

pó. Este processo, segundo KERR (1968), foi patenteado pela indústria alemã Scholten's Chemische Fabriken em 1941.

A clarificação de águas residuárias industriais e a recuperação de sólidos suspensos pode ser realizada pela adição amido pregelatinizado em pó. Um adequado produto pode ser feito sob a forma de gel, tratando o amido a 70 °C com soluções concentradas de cloretos metálicos tais como zinco, cálcio, magnésio ou lítio até a obtenção de uma massa gelatinizada. Uma patente para esse processo, de acordo com KERR (1968), foi obtida por SAMUEL (1939).

Os exemplos apresentados demonstram que há muito tempo técnicos e pesquisadores perceberam as reais potencialidades da aplicação do amido para tratamento de águas para usos em processos industriais.

Várias pesquisas foram realizadas utilizando o amido como auxiliar de floculação e filtração nas quais procurou-se avaliar as vantagens técnico-econômicas da utilização de tal produto para tratamento de águas de abastecimento.

A seguir estão relatados os resultados de algumas pesquisas realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos EESC/USP.

CAMPOS (1980) pesquisou o emprego de amido de batata como auxiliar de floculação de águas para abastecimento, sendo que o autor concluiu que a utilização do amido é viável técnica e economicamente como auxiliar de floculação, mas supôs também que o amido poderia ser utilizado como auxiliar de filtração trazendo resultados interessantes com relação à qualidade da água filtrada. A pesquisa demonstrou que foi possível reduzir a dosagem de coagulante primário reduzindo os gastos mensais com produtos químicos para as águas testadas.

CAMPOS (1984) testou os amidos de milho, mandioca, araruta, cará e arroz, sendo que para esse último, os resultados foram considerados insatisfatórios.

O amido utilizado nos ensaios foi pré-gelatinizado através de duas técnicas diferentes, em alguns ensaios foram feitos com amido pré-gelatinizado por intermédio de aquecimento, enquanto em outros, o amido foi pré-gelatinizado a frio. Para as amostras de águas testadas, verificou-se que o amido pré-gelatinizado por aquecimento, apresentou resultados ligeiramente melhores que o amido pré-gelatinizado a frio.

MENDES (1985) demonstrou através do estudo das influências das dosagens de produtos químicos na filtração direta ascendente, que a utilização do amido de batata como auxiliar de filtração permitiu maior flexibilidade no sistema quanto às variações da qualidade da água afluyente, bem como pode-se evitar a ocorrência de transpasse de sólidos no final da carreira de filtração. O autor relatou ainda que foi possível reduzir a dosagem de

coagulante primário entre 50 e 75% aplicando 1,0 mg/L de amido de batata, e 25% com a adição de 0,50 mg/L do mesmo produto.

CAMPOS e DI BERNARDO (1991) realizaram ensaios em laboratório com amostras de água de mananciais de Presidente Prudente e Taubaté, que forneceram parâmetros para adequação e projeto de estações de tratamento de água. Nos ensaios foram utilizados polímeros sintéticos, amido de batata e araruta, como auxiliares de floculação, sendo que o coagulante primário utilizado foi o sulfato de alumínio. Pelos resultados obtidos desses ensaios, verificou-se que, com a utilização do amido, houve melhoria da qualidade da água tratada, com conseqüente redução do volume de lodo produzido, além da redução do custo com o uso de produtos químicos.

A estação de tratamento de água de São Carlos – SP foi a pioneira no Brasil a utilizar o amido (de batata) como auxiliar de floculação. Foram testados o amido de batata gelatinizado a quente e amido de araruta gelatinizado a frio. Os resultados principais foram a redução da turbidez da água filtrada, de 0,5 e 1,0 para 0,2 e 0,3 UT, bem como houve redução das dosagens ótimas de sulfato de alumínio e hidróxido de cálcio.

Bons resultados foram obtidos por CAMPOS e DI BERNARDO (1991), utilizando o amido como auxiliar de floculação para remoção de cor de águas para abastecimento.

DA COSTA (1992) pesquisou o uso de polímeros naturais como auxiliares de floculação com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio. A autora concluiu que a utilização de polímeros naturais, tais como: amido de batata, de mandioca e de araruta pode ser vantajosa, dependendo da qualidade da água bruta, do tipo e da dosagem de polímero.

DI BERNARDO (2000) estudou a influência das condições de aplicação de polímeros catiônicos na eficiência da floculação concluindo que o amido de milho catiônico proporcionou uma melhora na qualidade da água decantada sendo eficiente, segundo a autora, em razão da sua alta massa molecular, pois o mecanismo de ação predominante deste amido deve ter sido o de adsorção-formação de pontes.

Os trabalhos citados dentre outros, embora realizados sob diferentes condições, são exemplos das potencialidades da utilização do amido para tratamento de águas de abastecimento e como pesquisadores tem procurado, ao longo das duas últimas décadas, demonstrar as vantagens de sua aplicação.

CAPÍTULO 5 - MATERIAIS E MÉTODOS

5.1- Introdução

Com objetivo de avaliar a possibilidade de aumento da vazão de tratamento de água com a aplicação do polímero natural de fécula de batata ou de mandioca na ETA-2, a pesquisa foi efetuada em três etapas :

- determinação do tempo de floculação com aplicação de traçador na ETA;
- ensaios de laboratório em “jar-test”;
- testes de campo.

TESTE COM TRAÇADOR NA ETA

Preliminarmente, realizou-se teste com traçador para determinação do tempo médio de floculação na ETA, que foi utilizado na série de ensaios em “jar-test”, para determinação da dosagem “ótima” de polímero de fécula de mandioca.

✧ ENSAIOS DE LABORATÓRIO

Os ensaios preliminares, bem como os ensaios em “jar-test”, foram realizados em laboratório próprio do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos. Foram testadas diversas dosagens de coagulante e de polímero natural de fécula de mandioca, para diferentes valores de pH de coagulação. Realizou-se também uma série de ensaios com amostras de água coagulada coletada na ETA com aplicação de diferentes dosagens de polímero natural de fécula de batata e de fécula de mandioca, para comparação da influência de cada um dos polímeros como auxiliar de floculação na eficiência da clarificação da água decantada.

TESTES DE CAMPO

Após a determinação da dosagem “ótima” de polímero, obtida nos ensaios de laboratório, foram realizados diversos testes de campo, com aplicação de polímero natural de fécula de batata e de mandioca, para avaliação da influência na operação da ETA, com aumento da vazão (ou da taxa de aplicação) nos decantadores de 82,5 L/s ($167 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) para 100 L/s ($202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Foram feitos vários testes de campo com diferentes dosagens de coagulante e de polímero natural de fécula de batata e de mandioca.

DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NA ETA

Procurou-se determinar a concentração de metais pesados, em todas as etapas de tratamento da água na ETA, e, também, no coagulante e no alcalinizante. As análises foram feitas para avaliar, principalmente, a presença de metais pesados na água de lavagem dos filtros e no lodo dos decantadores, uma vez que será necessário tratar adequadamente esses resíduos, cessando-se, inclusive, o lançamento nas galerias de águas pluviais, como atualmente ocorre. Assim, buscou-se pesquisar um procedimento, ainda que inicial e simplificado, para avaliação da concentração de metais pesados em tais resíduos, e possibilitar a seleção mais adequada do tipo de disposição final que deverá ser empregado em atendimento da legislação e normas técnicas em vigor.

5.2 - Descrição da ETA-2

O projeto (executivo) da ETA-2 foi elaborado em 1986, pela empresa TSE – Técnicas e Serviços de Engenharia S.A. como parte de um pacote de projetos contratados naquela época pelo Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos. Posteriormente, em julho de 1994 deu-se início à execução da obra, a cargo da empresa Sade Vigesa S.A., porém, foram feitas modificações no projeto visando adequá-lo às novas necessidades do serviço de água de Valinhos.

Originalmente, o projeto foi concebido com base na execução de três etapas, cada qual correspondendo à vazão de 150 L/s. Algumas modificações foram introduzidas nas unidades de floculação, decantação e filtração cujo objetivo foi aumentar a capacidade do primeiro módulo para vazão nominal de 170 L/s. O início de operação deu-se em fevereiro de 1996.

A Estação de Tratamento de Água ETA-2 é do tipo convencional, ou seja, no processo são utilizadas a coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e condicionamento, sendo que procurou-se adotar conceitos atualizados em tratamento de água de abastecimento, dentre os quais podem ser citados: operação dos filtros com taxa declinante, meio filtrante dos filtros do tipo camada única de areia, em substituição aos meios filtrantes de dupla camada.

A ETA-2 é dotada das seguintes unidades :

1 calha Parshall com garganta de 0,457m ($W=1,5'$) pré-fabricada em “fiber-glass” para medição de vazão e para mistura rápida de coagulante;

1 unidade de floculação mecanizada, composta por quatro câmaras de 75 m³ (a primeira e a segunda operam em série, seguidas por duas câmaras que operam em paralelo; O volume total das câmaras é de 300 m³, com tempo de detenção teórico de 29 min para vazão de 170 L/s; cada compartimento é dotado de um agitador mecânico do tipo turbina que pode operar com gradiente médio de velocidade entre 20 e 60 s⁻¹ com variador de mecânico de rotação para ajuste local do gradiente de velocidade);

2 decantadores do tipo laminar, cada um com área de 44 m² dimensionados para definir uma taxa de aplicação superficial (virtual) de 167 m³/m².dia para vazão de 170 L/s, equipados com módulos tubulares pré-fabricados em plástico inclinados a 60°, com 0,54m de altura, 2,25m de comprimento tipo “Neptune Microfloc” da Filsan, (a operação de descarga de fundo dos decantadores é feita por intermédio de válvulas instaladas na parte inferior dos poços de lodo do tipo tronco piramidal, sendo automatizadas e controladas por computador);

3 filtros, cada um com dimensões 6,85m de comprimento por 2,80m de largura com área de 19,18 m², de camada única de areia praticamente uniforme com espessura de 1,05m e coeficiente de desuniformidade de menor ou igual a 1,15, tamanho dos grãos entre 0,84 e 1,65mm tamanho efetivo 0,90 a 1,10mm dispostos sobre camada suporte de pedregulho; os filtros são operados com taxa declinante, (a taxa média de filtração é equivalente a 255 m³/m².dia; o fundo (falso) dos filtros é formado por placas pré-moldadas de concreto cada uma com dimensões em planta de 0,915 x 0,665m dotado de 35 bocais de PVC e adequados para lavagem com ar e água, (57 bocais por metro quadrado); a lavagem dos filtros, que também pode ser controlada por computador, é feita primeiramente com a aplicação de ar através de soprador tipo ROOTS durante três minutos, com vazão específica máxima de 1,5 m³/m².min e, posteriormente, a retro-lavagem com água tratada durante cinco minutos com vazão específica máxima de 1,0 m³/m².min; evidentemente, esta combinação permite a economia do volume de água necessária para lavagem dos filtros).

A ETA dispõe, ainda, de corredor de comando e galeria de tubulações anexas aos filtros, casa de química para estocagem, preparo e dosagem de cloreto férrico, cal hidratada e cloro, área coberta anexa à casa de química para estocagem e dosagem de ácido fluossilícico, depósito (isolado) para estocagem, preparo e dosagem de carvão ativado e tanque de contato para desinfecção com volume de 150 m³.

Embora a pré-cloração seja utilizada fundamentalmente com objetivo de desinfecção inicial, ocorre, porém, remoção do ferro e do manganês presentes na água bruta, segundo as seguintes reações:

Ambos os íons (Fe^{+2} e Mn^{+2}) são oxidados pelo cloro livre disponível na pré-cloração, e, portanto, são removidos na forma de precipitados insolúveis na água na sedimentação e ou filtração.

A ETA-2 é dotada de instrumentos que permitem o monitoramento das principais características da água, tais como: vazão, pH de coagulação, dosagem de coagulante, dosagem automatizada de alcalinizante através de bomba tipo parafuso controlada por inversor de frequência, concentração de cloro livre controlada através de dosadores automáticos Wallace & Tiernan, turbidez, pH e concentração de cloro livre da água filtrada, turbidímetro de escoamento contínuo e medidor de pH de processo que monitoram permanentemente a água filtrada, instrumentação para monitoramento do volume de coagulante (cloreto férrico), carvão ativado, cal hidratada, níveis de reservatório, etc.,

Todos os parâmetros citados são reunidos em um computador que conjuntamente com um controlador lógico programável (CLP) auxiliam sobremaneira a operação da ETA-2.

O pH de coagulação é mantido em torno de $8,7 \pm 0,3$ que permite a remoção da maior parte do ferro presente na água bruta, mantendo teor residual ao redor de 0,05 mg $\text{Fe}_{\text{total}}/\text{L}$ na água para distribuição.

Como o pH da água praticamente não é alterado nas etapas de tratamento subseqüentes (floculação, decantação e filtração), não é feita a correção desse parâmetro, uma vez que, após a adição do ácido fluossilícico e pós-cloração no tanque de contato, o pH resultante é de 7,20 a 7,80 na água final para distribuição.

5.3 – Principais características da água bruta e da água tratada

A seguir, são apresentadas na Tabela 5.1 as principais características da água bruta e da água tratada verificadas durante 12 meses consecutivos de 2001.

Tabela 5.1 – Principais características da água e bruta e da água tratada na ETA-2, Valinhos-SP, durante o ano de 2001.

Variável	Água bruta	Água tratada
Temperatura (°C)	14 a 28	14 a 28
Turbidez (UNT)	10 a 500	0,07 a 0,20
pH	6,80 a 7,50	7,20 a 7,80
Cor aparente (mg PTC _o /L)	50 a 2000	1 a 5
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	18 a 32	18 a 32
Dureza total (mg CaCO ₃ /L)	14 a 31	14 a 31
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ /L)	5,70 a 9,00	—
Oxigênio consumido (mg O ₂ /L)	1,0 a 9,40	0,50 a 2,20
DQO (mg O ₂ /L)	27 a 47	—
DBO _{5,20} (mg O ₂ /L)	1,0 a 5,0	—
Flúor (mg F/L)	—	0,60 a 0,80
Gás carbônico (mg CO ₂ /L)	—	0,90 a 5,00
Ferro total (mg Fe/L)	0,70 a 5,00	0,01 a 0,11
Alumínio (mg Al/L)	—	≤ 0,01
Cloretos (mg Cl ⁻ /L)	—	7,50 a 42,0
Sulfatos (mg SO ₄ ⁻ /L)	—	0,03 a 2,30
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	—	0,30 a 2,30
THMs (µg/L)	—	2,7 a 33,3
Dosagem de cloreto férrico (mg/L)	15 - 40	-
Dosagem de cal hidratada (mg/L)	40 - 75	-
Cloro gasoso (mg/L)	3,00 (pré-cloração)	2,00 (pós-cloração)
Carvão ativado (mg/L)	6 - 8	-
Ácido fluossilícico (mg/L)	-	0,60 - 0,80

5.4.1 – Fluxograma de ensaios de laboratório e testes de campo

Para realização do presente trabalho foram estabelecidas três etapas: etapa 1 — determinação da fração de escoamento tipo pistão e do tempo de floculação que foi utilizado na série de ensaios em “jar-test”; etapa 2 — realização de ensaios em “jar-test” com água coagulada da ETA e da série de ensaios em “jar-test” com diversas dosagens de coagulante, de alcalinizante e de polímero natural para diferentes valores de pH de coagulação; etapa 3 — aplicação de dois tipos de polímero com diversas dosagens para diferentes dosagens de coagulante. Nesta última etapa, foi avaliada, também, a influência da aplicação do polímero no desempenho da operação dos filtros.

Na Figura 5.1 está apresentada a sequência de ensaios de laboratório e testes de campo utilizados no presente trabalho.

Figura 5.1 – Fluxograma de ensaios e testes para aplicação de polímero natural na ETA-2

5.4.2 - Ensaios preliminares : uso de traçador e ensaios de laboratório

Preliminarmente, avaliou-se o comportamento hidrodinâmico da unidade de floculação da ETA composta de 4 câmaras sendo duas primeiras câmaras em série seguidas de duas em paralelo, segundo o sentido de escoamento da água do início para o final dessa unidade. O volume total é de, 300m^3 e o tempo médio teórico de detenção de, aproximadamente, 29 min. Para determinação do tempo de floculação utilizou-se solução traçadora (hidróxido de cálcio) que foi aplicada na forma do tipo pulso na entrada da primeira câmara de floculação. Para avaliação do comportamento hidrodinâmico da unidade de floculação tomou-se como parâmetro a condutividade, que foi medida com condutivímetro digital, em amostras coletadas a intervalos de tempo regulares de 2 minutos na saída das duas últimas câmaras, já que estas operam em paralelo.

Para avaliação da eficiência da mistura rápida foi coletada água bruta na entrada da ETA. Foram realizados ensaios em “jar-test” com tempo de floculação de 20 min,

com gradiente de velocidade médio de floculação (Gf) igual a 55 s^{-1} e 30 s^{-1} , ou seja, os mesmos valores que eram utilizados na ETA, com tempo “assumido” de floculação de 15 min e 5min, respectivamente. As dosagens do coagulante e do alcalinizante foram as mesmas que as utilizadas na ETA. Foram feitos ensaios preliminares para avaliação da influência do gradiente de velocidade médio na mistura rápida, sendo aplicados gradientes de velocidade médios correspondentes a 100; 200; 400; 600; 800 e 1000 s^{-1} .

Concluída a floculação, foram coletadas amostras para três tempos de sedimentação que resultaram nas velocidades de sedimentação equivalentes a 5,0; 1,0 e 0,5 cm/min (72,0; 14,4 e 7,2 m/d). Posteriormente foram coletadas amostras e medidas a turbidez e a cor aparente. Como os resultados dos testes preliminares não apresentaram grandes variações entre os diversos gradientes da mistura rápida, foi adotado 600 s^{-1} que representou, aproximadamente, o valor intermediário dos gradientes aplicados na mistura rápida testados preliminarmente.

Foram feitos ensaios em “jar-test” para determinação da dosagem “ótima” de coagulante e auxiliar de floculação (polímero natural). A água bruta foi coletada na entrada da estação e armazenada em tambores que foram mantidos ao abrigo da luz e em permanente agitação. Os ensaios foram feitos com água bruta com turbidez variando entre 210 e 232 UNT e cor aparente entre 870 e 1085 mg PICO/L. Durante os ensaios, o pH e a alcalinidade foram corrigidos — segundo a necessidade adicionando-se cal hidratada ou ácido clorídrico (PA) — uma vez que não era possível executar todos os ensaios em curto espaço de tempo, requerendo, portanto, cuidados para que não houvesse grandes variações nestas características da água bruta. Aguardava-se o tempo de 5s para realização da mistura rápida com gradiente de velocidade de 600 s^{-1} . O tempo de floculação empregado foi de 15 min com gradiente de velocidade médio de 55 s^{-1} e 5 min com 30 s^{-1} . Os gradientes de velocidade médios aplicados na floculação foram os mesmos utilizados na ETA. Os tempos de floculação foram determinados conforme demonstrado no item 5.4.4.

As dosagens empregadas de coagulante foram 16; 20; 22; 25 e 28 mg FeCl_3/L . Para os ensaios o pH de coagulação foi variado de 5,35 a 9,50. As dosagens empregadas de polímero natural foram 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 mg/L. A água decantada foi coletada de maneira a simular as velocidades de sedimentação de 1,17; 3,50 e 7,00 cm/min (16,8; 50,4 e 100,8 m/d, respectivamente), e, posteriormente, foi filtrada em papel filtro Whatman - 40. Nos ensaios foram utilizados o coagulante (cloreto férrico) e alcalinizante (cal hidratada) tais como eram utilizados na ETA. Adicionalmente, foi feita a medição da concentração de ferro total remanescente na água após a filtração em papel filtro Whatman-40.

Para os ensaios em “jar-test” foram seguidos os procedimentos descritos a seguir :

Enchimento dos reatores do “jar-test” com água bruta até o volume de 2 litros;

Adição de alcalinizante para obtenção do pH de coagulação desejado;

Agitação com rotação correspondente ao gradiente de mistura rápida desejado;

Aplicação do coagulante e marcação do tempo de mistura rápida;

Decorrido o tempo de mistura rápida desejado, adicionou-se o polímero natural;

Agitação durante o tempo desejado com gradiente de floculação previamente estabelecido;

Decorrido o tempo de floculação desejado, desligou-se o agitador e coletaram-se as amostras da água decantada a 7 cm da interface após decorrido o tempo de sedimentação correspondente às velocidades de sedimentação estabelecidas. Observou-se: que a água coletada durante os 5 segundos iniciais foi descartada para evitar possíveis interferências devido a formação de depósitos nas mangueiras de coleta; Leitura da turbidez, cor aparente e pH da água decantada; Filtração em papel Whatman-40 e leitura da turbidez remanescente e concentração residual de ferro total.

O gradiente de velocidade médio de floculação foi variado entre 30 e 55 s⁻¹, próximos aos gradientes aplicados no tratamento da água na estação. Foram feitos ensaios com tempos de floculação de 16 e 20 minutos.

O polímero natural era gelatinizado a frio na proporção de 1g de amido diluído com o mínimo de água, 0,2g de soda cáustica (PA), e, após obtida a gelatinização, a solução era diluída em 1 litro de água destilada. O coagulante (cloreto férrico) foi diluído de forma conveniente para facilitar o manuseio e dosagem assim como a cal hidratada. Após a determinação através de “jar-test” das dosagens “ótimas” de coagulante e auxiliar de floculação (polímero natural), foram aplicados na estação dois tipos de polímeros naturais com diferentes dosagens para se comprovar o desempenho no processo de tratamento, com a utilização do coagulante primário em conjunto com o polímero natural (amido) como auxiliar de floculação, para várias taxas de aplicação superficial de sedimentação e filtração, que foram obtidas através da retirada de operação de um dos decantadores e de um ou dois filtros, bem como através da variação da vazão de tratamento. Pretendeu-se desta forma avaliar o desempenho das unidades de sedimentação e filtração operando com várias taxas de aplicação superficial.

O tempo de floculação era alterado de acordo com a vazão afluyente à estação, uma vez que o volume das câmaras de floculação era fixo, portanto, foi determinado através da relação V/Q , bem como dos parâmetros resultantes dos ensaios descritos pelo método proposto por DI BERNARDO, PÁDUA e MOREIRA (1998). Foi possível, também, retirar de operação uma das duas últimas câmaras de floculação mediante o fechamento da adufa de saída destas unidades, permitindo desta forma, reduzir se necessário fosse, o tempo de floculação.

Uma vez estabelecida a dosagem “ótima” de polímero natural como auxiliar de floculação, o mesmo foi aplicado para verificar a influência da sua utilização no processo de tratamento da água.

Os pontos de monitoramento das características da água nas várias etapas de tratamento estão demarcados na Figura C-1, a qual é uma vista geral das unidades que compõem a estação de tratamento. Basicamente, foram monitorados a turbidez, cor aparente, pH, concentração de ferro total, alcalinidade e temperatura.

5.4.3 -Instrumentação Utilizada (do Departamento de Águas e Esgotos de Valinhos- SP)

A aparelhagem empregada no desenvolvimento da pesquisa foi a seguinte:

Turbidímetro Hach 2100P para leitura da turbidez

Medidor de pH tipo potenciômetro Orion 420 A

Equipamento de “jar-test” para determinação da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação, (Jar-test) Nova Ética modelo 218 LDB

Balança semi-analítica Sartorius modelo BP210S

Cronômetro digital

Espectrofotômetro óptico HACH modelo DR 2000

Espectrofotômetro óptico HACH modelo DR 2010

Destilador de água Tecnal modelo TE 178

Termômetro digital Mit Exacta ME 1300K

Turbidímetro de escoamento contínuo HACH modelo 1720C

Monitor de coagulante de escoamento contínuo modelo 1000XR
CHENTRAC

Medidor de pH de escoamento contínuo MODELO EC 1000 HACH

Medidor de vazão ultrasônico para calha Parshall modelo NIVOSONAR
SM-300 NIVETEC

Condutivímetro digital QUIMIS modelo QI 405-P

Vidrarias diversas

5.4.4 - Testes de Campo

Preliminarmente à realização do teste na ETA com solução traçadora, foi feito experimento em laboratório utilizando equipamento de “jar-test”.

Inicialmente foram pesadas pequenas quantidades de cal hidratada Ca(OH)_2 contendo 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9 e 10 mg. A pesagem foi realizada em balança semi-analítica digital.

Coletou-se água bruta na entrada da ETA e encheu-se os jarros do “Jar-test” com 2L com. A temperatura foi de 24 ± 1 °C.

Em seguida ligou-se o agitador e fixou-se a rotação de 67 rpm para que fosse aplicado o gradiente de 55 s^{-1} para a temperatura do teste. A condutividade da água foi medida com condutivímetro digital. O valor inicial foi de $59,4 \mu\text{S/cm}$.

Posteriormente, com o agitador ligado adicionava-se a cal hidratada com as quantidades pesadas em laboratório, até que se estabelecesse diferença perceptível e facilmente mensurável entre a condutividade inicial da água bruta (sem adição de qualquer produto químico) e a condutividade final com a adição da cal hidratada. O valor final obtido foi $110,3 \mu\text{S/cm}$ com a dosagem de 49 mg de cal hidratada em 2L de água, resultando desta forma, na concentração de 24,5 mg/L de cal hidratada.

5.4.5 – Teste com solução traçadora na ETA

O volume total das câmaras de floculação da ETA é de 300 m^3 . Assim, para que houvesse sensibilidade no teste, utilizando solução traçadora à base de cal hidratada, foi necessário dosar, de acordo com o teste feito no “jar-test”, 24,5 mg/L de cal hidratada na água afluyente às câmaras de floculação. O peso da cal utilizada para esse teste foi de $300.000 \text{ L} \times 24,5 \text{ mg/L} \times 10^{-6} = 7,351 \text{ kg}$. A cal foi diluída em 25L de água e a suspensão foi adicionada instantaneamente, ou seja, a aplicação foi do tipo pulso.

Para o teste, a vazão da ETA foi mantida em 165 L/s e nenhum produto químico foi dosado. A condutividade foi medida na saída de uma das duas últimas câmaras de floculação, na saída para o canal de acesso ao decantador. As descargas de fundo dos decantadores foram abertas, bem como, a filtração foi paralisada.

Figura 5.2 – Esquema demonstrativo da unidade de floculação e pontos utilizados para teste com traçador na ETA.

O teste foi realizado à noite, durante horário de baixo consumo de água, e com os reservatórios cheios. A rotação dos agitadores dos floculadores foi mantida a mesma da operação normal da ETA.

A partir do instante da aplicação da solução traçadora, marcou-se o tempo com cronômetro digital, e a cada intervalo de 2 minutos, foi medida a condutividade. A Figura 5.2 apresenta, de forma simplificada, os pontos de aplicação da solução traçadora e de medição da condutividade no teste feito na ETA.

5.4.6 – Ensaios com Água Coagulada da ETA e com diversas dosagens de polímero Fécula de Mandioca ou de Batata.

Realizou-se, também, uma série de ensaios com água coagulada, em amostras que foram coletadas na entrada da primeira câmara de floculação. Nesse ponto todos os produtos químicos utilizados no tratamento estavam sendo dosados, com exceção do fluor. A água era coletada com balde de 18 L e imediatamente levada para o laboratório, e, os ensaios eram iniciados no menor tempo possível.

Os reatores do “jar-test” eram abastecidos, de forma aleatória, com 2L de água coagulada, que era agitada manualmente com bastonete, antes de ser levada para os mesmos.

Os ensaios foram realizados com tempo de floculação de 16 e 20 minutos, e, os gradientes de velocidade médios foram 55 s^{-1} para os primeiros 2/3 do tempo total de floculação e 30 s^{-1} para 1/3 final. Os procedimentos utilizados nessa série de ensaios foram os mesmos da série para avaliação da dosagem “ótima” de polímero.

Foram testados os polímeros : fécula de batata e de mandioca com diversas dosagens; diferentes velocidades de sedimentação e diversos valores de turbidez e cor aparente da água bruta afluyente à ETA.

O preparo da solução de polímero foi feito da mesma forma que o da série de ensaios anterior e sempre utilizando soda cáustica (para gelatinização a frio).

O polímero foi aplicado após 5 segundos do início dos ensaios, com gradiente de velocidade médio de 55 s^{-1} , já que os reagentes estavam dispersos na água coagulada, os quais foram misturados no ressalto hidráulico da calha Parshall. Portanto, a floculação foi feita unicamente com os gradientes inicial e final, aplicados nas unidades de floculação da ETA.

5.4.7 – Preparo da solução de polímero para dosagem na ETA

A instalação utilizada para preparo e dosagem de polímero na ETA está representada de forma esquemática na Figura 5.3. Para preparo da solução “mãe” utilizou-se reservatório de polipropileno com volume útil de 250 L.

Inicialmente, o reservatório era abastecido com 225 L de água tratada. Em seguida ligava-se o agitador, e, então, adicionavam-se 12,5 kg de fécula de mandioca ou batata, conforme o propósito do teste. Aguardavam-se 5 minutos para a completa diluição da fécula.

Após, eram adicionados 2,5 kg de soda cáustica P.A., de forma gradativa. A solução era mantida sob agitação durante 60 minutos, até que se formasse uma massa gelatinosa e homogênea. A fécula de mandioca utilizada foi produzida por Lotus Comércio e Indústria de Produtos de Mandioca. A fécula de batata foi produzida por Agro Industrial Novo 3 Passos Ltda.

Figura 5.3 – Esquema da instalação utilizada para preparo e dosagem de polímero na ETA.

Figura 5.4 – Detalhe mostrando em primeiro plano o tanque e agitador para preparo da solução "mãe" de polímero e agitador da solução de processo. Ao fundo sensor de nível para monitoramento do volume da solução de processo.

Em seguida, a solução "mãe" era transferida para o tanque de processo, no qual a solução era diluída em 5040 litros de água, que correspondia à altura de 1,10m de lâmina no tanque. Após o enchimento do tanque com a solução, ligava-se o agitador, que era mantido em funcionamento até o final do teste, quando, então, a solução era descartada e o tanque era limpo utilizando-se o dreno instalado para esse fim na parte inferior do tanque. A concentração da solução no tanque de processo resultava conforme o seguinte:

Volume total da solução no tanque de processo : 5040 L

Peso da fécula gelatinizada para preparo da solução "mãe" : 12,5 kg

Concentração da solução : 12,5 kg / 5040 L = 0,0025 kg de fécula/L

Para a vazão de tratamento em cada decantador correspondente a 100 L/s e concentração de 1,5 mg/L ou $1,5 \times 10^{-6}$ kg/L de polímero, o volume de solução, medido em 10 segundos, foi calculado de acordo com a equação 5.3 apresentada a seguir :

$$\frac{V \times 0,0025}{\frac{t}{Q}} = 1,5 \times 10^{-6} \quad \text{equação 5.3}$$

em que

V: volume medido na pipeta volumétrica (mL)

t : tempo (s)

Q : vazão de teste (L/s)

$$\frac{V \times 0,0025}{\frac{10}{100}} = 1,5 \times 10^{-6} \text{ , resultando em 600mL medidos em 10 s.}$$

Figura 5.5 – Detalhe do preparo da solução “mãe” com gelatinização a frio com soda cáustica

Para controle da dosagem foi utilizada a válvula instalada no bocal de descarga da bomba a qual permitia que fosse feito um ajuste grosseiro da vazão de dosagem da solução. O ajuste fino era feito utilizando-se inversor que alterava a frequência de alimentação do motor da bomba, e por conseguinte, a rotação da mesma, permitindo que fosse dosada a quantidade da solução para que se obtivesse a concentração desejada de polímero durante o teste. A vazão era medida no ponto de dosagem, utilizando cronômetro digital e proveta de 1000 mL. Conforme o nível da solução no tanque se reduzia ao longo do teste, a vazão da bomba diminuía, então novo ajuste era feito por intermédio do inversor de frequência, com pequenos incrementos na frequência de alimentação do motor. A dosagem era conferida a cada 30 minutos de teste.

Figura 5.6 – Detalhe da bomba e barrilete para dosagem da solução de polímero utilizada no processo, com inversor de frequência para controle da dosagem.

O uso de uma mangueira flexível de 3/4" permitiu que o polímero fosse dosado em vários pontos diferentes desde imediatamente após a calha Parshall até a entrada do decantador, sendo esse último ponto de dosagem o que apresentou melhor sensibilidade e resultado tanto para a fécula de mandioca como para fécula de batata.

Foram realizados diversos testes com várias dosagens e vazões, bem como foram testadas as féculas de mandioca e batata. Os testes, de maneira geral, foram iniciados durante a tarde e prolongados até o início da manhã do dia seguinte. Porém, somente foram iniciados quando havia tendência de queda no consumo de água, observada nas vazões medidas pelo macro-medidores instalados na ETA. As manobras feitas para alteração da vazão nos decantadores causaram elevação da turbidez da água decantada e arraste de flocos para os filtros, reduzindo a duração da carreira de filtração, o que muitas vezes obrigou a lavar os mesmos, reduzindo o volume de água nos reservatórios. Para evitar qualquer risco de descontinuidade no abastecimento, todos os testes foram feitos nos dias de menor consumo, geralmente às terças-feiras, e durante a noite e madrugada. As Figuras 5.7. e 5.8 mostram as plantas superior e inferior das unidades de floculação, decantação e filtração da ETA.

5.4.8 – Determinação da concentração de metais na água das etapas de tratamento e no lodo da ETA

Foram coletadas amostras da água bruta, coagulada, floculada, decantada e filtrada. Amostras da água de lavagem dos filtros e descarga de fundo dos decantadores

também foram coletadas, assim como o coagulante, cloreto férrico, e do alcalinizante, hidróxido de cálcio.

A água de lavagem foi coletada durante a lavagem do filtro 2, após 30 s do início da retrolavagem com água.

A água dos decantadores foi coletada após 5 s do início da descarga. A amostra de 500 mL foi composta com 250 mL de cada decantador.

A água filtrada foi coletada no tanque de contato para desinfecção, porém, antes da aplicação de cloro e ácido fluossilícico. As amostras foram coletadas no dia 6 de maio de 2002 e armazenadas em frascos plásticos de 500 mL. Em seguida, foram encaminhadas, através de serviço de entrega, ao Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP.

No laboratório, as amostras foram preparadas para serem analisadas em espectrofotômetro de absorção atômica.

PLANTA SUPERIOR
ESCALA: 1:50

* PONTOS DE AMOSTRAGEM

PLANTA DE SITUAÇÃO
ESCALA: 1:500

CORTE - 1-1
ESCALA: 1:50

2	CONDICÃO CONSTRUÍDO	12/08/96	DEVITO	
1	REVISÃO GERAL	01/02/95	CEMA	
0	PARA APROVAÇÃO	10/10/94	CEMA	
REV.	DESCRIÇÃO	DATA	POR	APROV.
ESTE DOCUMENTO É DE PROPRIEDADE DO DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DE VALINHOS, E NÃO PODE SER FORNECIDO OU USADO PARA QUALQUER FINALIDADE DIFERENTE DAQUELA PARA A QUAL ESTÁ SENDO FORNECIDO.
CONTRATO:		
		DES. Nº:
DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ESGOTOS DE VALINHOS				
CLIENTE:				
PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE VALINHOS				
ÁREA OU UNIDADE:				
E.T.A. 2				
TÍTULO:				
PLANTA E CORTES DA ETA 2				
PROJ.	ELAB.	REVIS.	APROV.	

Figura 5.7 – Planta superior das unidades de floculação, decantação e filtração da ETA

Figura 5.8 – Planta inferior das unidades de floculação, decantação e filtração da ETA

CAPÍTULO 6 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 - Teste com traçador

No teste com traçador ficou demonstrado que a fração de escoamento tipo pistão resultou em 67%, e, 5% a fração relativa às zonas mortas na unidade de floculação.

O equacionamento apresentado foi o mesmo utilizado por PÁDUA et al (1998), em método proposto para reprodução das condições de floculação de estações de tratamento de água em “jar-test”. Os resultados obtidos demonstram que a fração de escoamento tipo pistão de 67%, e a fração relativa às zonas mortas de 5% estão próximas às obtidas por PÁDUA et al (1998), 70% e 4%, respectivamente.

A alteração feita no presente estudo foi que, em vez de se utilizar cloreto de sódio como traçador, aplicou-se solução de hidróxido de cálcio, uma vez que este produto é utilizado na ETA como alcalinizante para correção do pH de coagulação.

Os dados obtidos através dos testes com solução traçadora sugerem que o tempo teórico é, aproximadamente, 50% maior que o verificado em condições reais, se for considerado o escoamento tipo pistão. Portanto, para realização de ensaios em “jar-test”, é fundamental que seja observado que o tempo real de floculação nas câmaras de floculação das ETAs, de maneira geral, é menor que o tempo teórico obtido simplesmente pela relação V/Q (volume / vazão).

Os resultados apresentados a seguir sugerem que, para a correta avaliação da eficiência da floculação, é de fundamental importância verificar as condições hidráulicas da unidade de floculação, que permitam caracterizar as prováveis interferências causadas por curto-circuitos hidráulicos, que geralmente reduzem o tempo teórico de floculação, e, em muitas situações, podem induzir a erros na avaliação do mesmo, com conseqüentes equívocos na realização e interpretação dos resultados provenientes de ensaios realizados em “jar-test”, quando estes têm por finalidade avaliar as condições operacionais das unidades de floculação da ETA.

Tabela 6.1 – Teste com traçador nas câmaras de floculação c/ suspensão de cal hidratada. Teste com aplicação tipo pulso na entrada da primeira câmara de floculação. Condutividade ($\mu\text{S/cm}$) medida na saída das últimas câmaras de floculação.

t (min)	FLOC A	t/To	F(t)	1-F(t)	COND/COND Acumulada	COND.- COND. Incial	t (min)	FLOC B
	COND ($\mu\text{S/cm}$)					($\mu\text{S/cm}$)		COND ($\mu\text{S/cm}$)
0	63	0,00	0,00	1,00	0,00	0	0	67
1	63	0,04	0,00	1,00	0,00	0	2	67
3	83	0,11	0,02	0,98	20,00	20	4	84
5	98	0,18	0,06	0,94	55,00	35	6	98
7	110	0,25	0,11	0,89	102,00	47	8	109
9	121	0,32	0,17	0,83	160,00	58	10	117
11	126	0,39	0,24	0,76	223,00	63	12	122
13	132	0,46	0,31	0,69	292,00	69	14	125
15	132	0,53	0,38	0,62	361,00	69	16	125
17	131	0,60	0,45	0,55	429,00	68	18	124
19	128	0,67	0,52	0,48	494,00	65	20	121
21	123	0,74	0,58	0,42	554,00	60	22	119
23	117	0,81	0,64	0,36	608,00	54	24	113
25	112	0,88	0,69	0,31	657,00	49	26	109
27	107	0,95	0,74	0,26	701,00	44	28	106
29	102	1,02	0,78	0,22	740,00	39	30	101
31	97	1,09	0,82	0,18	774,00	34	32	97
33	93	1,16	0,85	0,15	804,00	30	34	94
35	89	1,23	0,88	0,12	830,00	26	36	89
37	85	1,30	0,90	0,10	852,00	22	38	86
39	81	1,37	0,92	0,08	870,00	18	40	82
41	79	1,44	0,93	0,07	886,00	16	42	81
43	77	1,51	0,95	0,05	900,00	14	44	78
45	74	1,58	0,96	0,04	911,00	11	46	76
47	72	1,65	0,97	0,03	920,00	9	48	73
49	70	1,73	0,98	0,02	927,00	7	50	73
51	69	1,80	0,98	0,02	933,00	6	52	71
53	68	1,87	0,99	0,01	938,00	5	54	70
55	67	1,94	0,99	0,01	942,00	4	56	68
57	66	2,01	1,00	0,00	945,00	3	58	67
59	65	2,08	1,00	0,00	947,00	2	60	67
61	63	2,15	1,00	0,00	947,00	0	62	65
63	64	2,22	1,00	0,00	948,00	1	64	64
						Somatória 948		

FLOC A e FLOC B: duas últimas câmaras da unidade de floculação as quais operam em paralelo.

A seguir são apresentados os resultados do teste com aplicação da suspensão de cal aplicada na forma de pulso na entrada da unidade de floculação.

Figura 6.1 – Teste com solução traçadora nas câmaras de floculação para determinação do tempo de médio de floculação – condutividade em função do tempo de floculação

Figura 6.2 - Condutividade em função da relação tempo / tempo total t/t_o – solução traçadora com aplicação tipo pulso

Figura – 6.3 – Fração de condutividade remanescente em função da relação t/T_o

Figura – 6.4 – Relação $F(T)$ em função de t/T_o

Os resultados apresentados na Tabela 6.1 foram calculados de acordo com o seguinte, para as medições realizadas na saída da câmara de floculação “FLOC A” :

$$\frac{t}{T_0} \quad \text{Equação 6.1}$$

em que:

t : tempo no qual foi medida a condutividade;

T_0 : tempo total do teste

$$1 - F(t) = \frac{\sum_{i=1}^n C_i}{\sum_{i=1}^m C_i} \quad \text{Equação 6.2}$$

em que :

$1 - F(t)$: fração correspondente do traçador no tempo t ;

C_i : condutividade do traçador no tempo i ;

m : número de amostras coletadas durante o teste;

$n \neq m$

$$- \lg \alpha = \frac{0,434}{(1-p)(1-m)} \quad \text{Equação 6.3}$$

em que :

m : fração correspondente a zonas mortas;

$(1-p)(1-m)$: fração de escoamento do tipo mistura completa;

$p(1-m)$: fração correspondente ao escoamento tipo pistão

Para o teste em questão foram obtidos os seguintes resultados:

Da figura 6.3 a fração de escoamento tipo pistão $p(1-m)$ resultou 0,67

$$\lg \alpha = \frac{\text{Log}(1) - \text{Log}(0,1)}{1,31 - 0,67} = 1,562$$

$$(1-p)(1-m) = \frac{0,434}{1,562} = 0,28 \quad \text{que corresponde a fração de escoamento}$$

tipo mistura completa.

A fração relativa às zonas mortas resultou $m = 0,05$

Para vazão de 170 L/s o tempo (em minutos) médio teórico de floculação

T_d resultou em :

$$T_d = \frac{75 \times 2}{0,170 \times 60} + \frac{75}{\left(\frac{0,170}{2}\right) \times 60} = 29,4 \text{ min}$$

Considerando-se que a fração de escoamento tipo pistão resultou em 0,67, (67%) para a bateria de ensaios em “jar-test”, foi utilizado o tempo de floculação equivalente a $0,67 \times 29,4$ igual a 19,69 min. Adotou-se o tempo total de floculação de 20 minutos para os ensaios em “jar-test” para avaliação do desempenho da ETA, tratando 170 L/s. Para “simular” no “jar-test” as condições para tratar 200 L/s, o tempo total de floculação utilizado foi de 16 minutos.

6.2 – Ensaios em “jar-test”

Nos ensaios realizados em “jar-test”, com resultados apresentados no Anexo A, verificou-se que a turbidez remanescente variou conforme a dosagem aplicada de cloreto férrico e de polímero. Os valores sugerem melhor remoção da turbidez para dosagem de 1,00 a 2,00 mg/L polímero de fécula de mandioca, para a maioria dos ensaios. A cor aparente remanescente também apresentou variações, entretanto, a dosagem de 2,50 mg/L de polímero resultou na elevação da cor aparente, quando comparada com a da amostra sem polímero, para velocidade de sedimentação de 7,00 cm/min (100,8 m/d).

A concentração de ferro total remanescente apresentou menores valores quando o pH de coagulação foi variado de 7,0 a 8,5, aproximadamente, para velocidade de sedimentação de 7,00 cm/min (100,8 m/d). Os resultados da concentração de ferro total remanescente foram similares tanto para a amostra sem polímero como para a amostra com dosagem de 1,50 mg/L de polímero. Para velocidade de sedimentação de 1,00 cm/min (14,4 m/d), praticamente não houve influência do polímero, independentemente da dosagem aplicada.

Em todos os ensaios realizados, houve melhor remoção da turbidez e da cor aparente nas amostras coletadas com velocidade de sedimentação de 1,00 cm/min (14,4 m/d). Para as amostras coletadas com velocidade de sedimentação de 7,00 cm/min (100,8 m/d), a turbidez e a cor aparente remanescentes apresentaram maiores valores.

Os ensaios apresentados no Anexo B foram realizados com água coagulada da ETA. Foram testados polímeros de fécula de mandioca e de fécula de batata. Os ensaios de sedimentação foram feitos em reatores de “jar-test” para várias velocidades de sedimentação. Nesta série de ensaios ficou evidente a influência da aplicação dos polímeros que apresentaram, tipicamente, a mesma eficiência na remoção da turbidez e da cor aparente.

Para todas as velocidades de sedimentação testadas, verificou-se que para dosagens a partir de 1,00 mg/L, tanto de polímero de fécula de mandioca como de fécula de batata, não houve acréscimo significativo da remoção da turbidez e cor aparente.

Os polímeros, testados para os diversos valores de turbidez da água bruta, melhoraram as características de sedimentação dos flocos, tendo como resultado, sensível redução da turbidez e da cor aparente remanescente para velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50; 1,75; 1,16 e 0,87 (100,8; 50,4; 25,2; 16,7 e 12,5 m/d, respectivamente). Nos ensaios realizados, dosagens mais elevadas de polímero, tais como: 3,00; 4,00 e 5,00 mg/L, não apresentaram remoção adicional significativa de turbidez e de cor aparente.

6.2.1 – Ensaio de sedimentação em “jar-test” com água floculada da ETA.

A água floculada era coletada na 3ª câmara de floculação com reator do “jar-test” com máximo cuidado possível, evitando-se quedas para não danificar os flocos formados. Imediatamente após a coleta, se iniciou o ensaio coletando-se amostras de 25 mL a cada 2 minutos para leitura da turbidez e cor aparente remanescente. Antes da coleta, era descartada durante 5 segundos, a água contida na mangueira para evitar-se mistura entre as amostras. Feita a coleta, foram medidas a turbidez e cor aparente remanescente.

As principais variáveis e dosagens de produtos químicos estão apresentadas na tabela a seguir:

Tabela 6.2 – Características da água do ensaio de sedimentação realizado em jar-test em amostra de água floculada (sem polímero) coletada na terceira câmara de floculação da ETA.

Variável	Valor
Turbidez da água bruta (UNT)	21,4
Turbidez da água decantada (UNT)	2,16
PH da água bruta	6,99
Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L)	155
Cor aparente da água decantada (mg PtCo/L)	36
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	26
Temperatura °C	18
Dosagem de cloreto férrico (mg FeCl ₃ /L)	26
Dosagem de hidróxido de cálcio mg Ca(OH) ₂ /L:	42
Dosagem de carvão ativado (mg/L)	8

Figura- 6.5 – Turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação da água floculada na ETA

Figura 6.6 - Cor aparente remanescente em função do tempo de sedimentação da água floculada na ETA

Os resultados dos testes com polímeros naturais de fécula de batata e de mandioca na ETA são apresentados a seguir.

6.4 - Testes com aplicação de polímero na ETA

Várias tentativas foram feitas para se determinar o melhor ponto para dosagem de polímero. O melhor ponto, neste trabalho, foi localizado na entrada do decantador no canal vertical de distribuição logo após a saída da última câmara de floculação. Aparentemente, os gradientes de velocidade médios no canal, bem como nos bocais de distribuição da água existentes na parte inferior do decantador, foram suficientes para promover a mistura e a agregação entre os flocos e o polímero, apesar do reduzido tempo de contato entre os mesmos. Na Figura 6.18 é mostrada a influência da aplicação do

polímero de fécula de mandioca na duração da carreira de filtração do filtro 1. O polímero foi aplicado na entrada do decantador “A” que foi operado com 100 L/s ($202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). A medição da elevação do nível demonstrou que, após 400 min de operação, o nível de água do filtro 1 atingiu 1,12m, praticamente a altura máxima a partir da qual, caso o teste fosse prosseguido, haveria extravazão da água no canal comum de alimentação dos filtros. O teste foi repetido nas mesmas condições, porém, sem a aplicação de polímero. O nível máximo da água no filtro 1 atingiu a 0,62m após 960 min de operação.

Durante a realização dos testes mediu-se a turbidez da água filtrada no tanque de contato para desinfecção. Quando foi aplicado polímero de fécula de mandioca, com dosagem de 1,50 mg/L, a turbidez da água filtrada medida no tanque de contato, permaneceu abaixo de 0,10 UNT. Quando não foi aplicado polímero, conforme mostra a Figura 6.19, a turbidez se manteve abaixo de 0,10 UNT, até 360 min de operação. Após, houve significativa elevação da turbidez que atingiu 0,902 UNT, decorridos 1000 min de operação. Durante os testes mediu-se também a turbidez da água decantada, cujos resultados são apresentados na Figura 6.20. Sem a aplicação de polímero, a turbidez da água decantada variou entre 3,00 UNT a 5,25 UNT. Com aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L, a turbidez da água decantada variou entre 2,00 UNT a 3,05 UNT.

Nos testes realizados, observou-se que na superfície do meio filtrante se formou uma fina camada gelatinosa, sugerindo que uma fração do polímero foi arrastada junto com os flocos de menor densidade, e provavelmente, obstruiu o meio filtrante nas camadas superiores. Assim, pode-se supor que não houve filtração com ação de profundidade, resultando na redução drástica da duração da carreira de filtração, que em alguns testes resultou em 1/3 da normal, já que apenas uma fina camada superior do meio filtrante operou nessas condições. Para reforçar tal evidência, durante as lavagens dos filtros, verificou-se que a limpeza se dava em tempo inferior, ou seja, os filtros normalmente eram agitados, com 2 minutos de aplicação de ar, e em seguida, lavados com água em contracorrente durante 4 minutos. Entretanto, quando se utilizou polímero, foi observado que a limpeza ocorria após 3 minutos de lavagem com água. Assim, os filtros limpavam mais rápido que quando não se utilizava o polímero.

Outra hipótese que pode ser objeto de estudos é que houve estratificação da areia dos filtros, ressaltando que os filtros foram colocados em operação no início de 1996, e desde então, não foram verificadas as condições do meio filtrante dessas unidades. Assim, ao longo dos anos pode ter ocorrido estratificação, levando grãos de menor tamanho para a parte superior do meio filtrante, reduzindo o tamanho dos vazios, fator que pode ter interferido na duração da carreira de filtração, quando foi aplicado o polímero, que nessa

situação com tamanho dos vazios reduzido, pode ter ocorrido obstrução do meio filtrante provocando aumento da perda de carga e conseqüente elevação do nível da lâmina d'água nos filtros, obrigando a proceder a lavagem do filtro que atingisse tais condições operacionais.

É possível que, para utilizar polímero como auxiliar de floculação, seja necessário modificar as características do meio filtrante, passando a utilizar gãos de maior tamanho com coeficiente de desuniformidade próximo ao atual (1,2). Entretanto, somente uma investigação experimental na ETA, em reais condições de operação, poderá fornecer resultados confiáveis, mediante a realização de estudos em filtros pilotos, com diferentes características do meio filtrante.

Tabela 6.3 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 2,00 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Vazão do decantador “B” 65 L/s, sem polímero. Teste realizado entre os dias 16 e 17 de julho de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT)	
	Decantador "A"	Decantador "B"
0	2,21	
60	1,65	
120	2,07	
180	5,27	
270	4,71	1,46
325	4,46	1,60
385	2,51	1,66
445	2,71	1,64
505	2,58	1,54
565	2,69	1,45
625	2,92	1,86
685	2,14	1,80
745	2,52	1,64
805	2,00	1,51
835	3,16	1,62
865	3,46	1,66
895	4,26	1,55
955	4,09	1,57
1015	1,94	1,31
1075	2,16	1,55
1135	2,52	1,58
1195	2,27	1,67
1255	2,53	1,83
1315	3,44	1,63
1340	3,55	

As principais variáveis e características da água na ETA, durante o teste, foram as seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 20,3

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 85

Temperatura (°C) : 18,0

Dosagem de cloreto férrico (mg/L) : 27

Dosagem de cal hidratada (mg/L) : 44

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : 6,89

pH de coagulação : 8,60

Alcalinidade total (mg $CaCO_3$ /L) : 22

Na Figura 6.7 são apresentados os resultados do teste realizado entre os dias 16 e 17 de julho de 2002. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características e variáveis da água e dosagens são apresentadas na Tabela 6.3.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s como normalmente são operados (50% da vazão de tratamento para cada unidade). Nos pontos indicados na Figura 6.7 como “A” e “B” representam o intervalo em que a vazão de cada decantador era 82,5 L/s e não estava sendo dosado polímero.

A partir do momento referente ao ponto “B” foi aumentada a vazão no decantador A para 100 L/s aproximadamente, enquanto que a vazão no decantador B foi reduzida para 65 L/s aproximadamente. Nota-se que houve o imediato aumento da turbidez da água decantada do decantador A cujo valor máximo foi de 5,27 UNT (ponto “C”).

A aplicação de 2,0 mg/L polímero fécula de mandioca foi iniciada (ponto “C”) após 60 minutos da alteração da vazão nos decantadores. O polímero foi dosado somente na entrada do decantador A. Houve rápida redução da turbidez conforme demonstra a Figura 4.4 no intervalo compreendido entre os pontos “C” e “D”, mantendo-se abaixo de 3,00 UNT.

Decorridos 600 minutos, a aplicação de polímero fécula de mandioca foi interrompida (ponto “D”). A turbidez da água decantada aumentou imediatamente após a parada da aplicação de polímero, atingindo 4,26 UNT (ponto “E”). A dosagem de polímero foi reiniciada nesse instante, após 955 min de teste.

A partir do momento correspondente ao ponto “E” houve novamente rápida redução da turbidez da água decantada cujos valores, representados pelo intervalo entre os

pontos “E” e “F”, voltaram a ser iguais, em média, aos do primeiro período de dosagem de polímero representados pelo intervalo entre os pontos “C” e “D”.

Figura 6.7 – Comparação entre os desempenhos dos decantadores da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 2,00 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, Decantador “B” sem dosagem de polímero, vazão 65 L/s taxa de aplicação superficial $125 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

O teste com polímero foi encerrado após 1255 minutos, e a turbidez da água decantada voltou a se elevar, depois que a aplicação de polímero foi interrompida, no momento correspondente ao ponto “F”.

A operação de descarga de fundo foi mantida a mesma, ou seja, não foi alterada sendo que o ciclo foi uma descarga com duração de 30 s a cada 33 min.

As interrupções da dosagem de polímero foram propositais para testar a sensibilidade do processo de tratamento com a adição do polímero, bem como para se verificar se havia afinidade entre o polímero e a água floculada, considerando-se que nos vários ensaios realizados em “jar-test” demonstrados pelas Figuras B-1 a B-43, constatou-se que tanto a fécula de mandioca como a de batata foram eficientes na redução da turbidez da água decantada, principalmente nas altas velocidades de sedimentação dos flocos.

Tabela 6.4 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,00 e 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado entre os dias 21 e 22 de julho de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	2,42	500	3,65
15	2,26	530	5,86
30	1,90	560	6,01
45	1,96	591	7,99
60	1,74	620	7,92
75	1,84	650	9,11
90	7,14	680	9,07
105	8,31	710	12,60
120	14,70	740	1,45
135	12,70	755	1,58
150	13,40	770	1,69
165	9,05	785	2,35
180	1,49	800	2,55
195	1,40	845	2,23
210	1,55	898	2,51
225	2,00	920	2,30
240	2,31	935	2,92
255	2,33	950	2,50
270	2,11	965	2,44
300	2,08	980	2,35
330	2,24	995	2,50
360	2,25	1030	2,74

A Figura 6.8 apresenta os resultados do teste realizado entre os dias 21 e 22 de julho de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens são apresentadas em seguida.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s como rotineiramente são operados. Os pontos indicados na Figura 6.8 como “A” e “B” representam o intervalo em que a vazão de cada decantador era 82,5 L/s e não estava sendo dosado polímero.

A partir do momento referente ao ponto “B” foi aumentada a vazão no decantador A para 100 L/s aproximadamente, enquanto que a vazão no decantador B foi reduzida para 65 L/s aproximadamente. Nota-se que houve o imediato aumento da turbidez da água decantada do decantador A cujo valor máximo foi de 14,7 UNT (ponto “C”).

A dosagem de 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca foi iniciada (ponto “C”) após 78 min da alteração da vazão nos decantadores. O polímero foi dosado somente na entrada do decantador A. Houve rápida redução da turbidez conforme demonstra a Figura 6.8 no intervalo compreendido entre os pontos “C” e “D”, mantendo-se abaixo de 2,50 UNT.

Após 320 min, a dosagem de polímero fécula de mandioca foi interrompida (ponto “D”). A turbidez da água decantada aumentou imediatamente após a parada da dosagem de polímero, atingindo 12,6 UNT (ponto “E”). Durante 240 min o decantador foi operado com 100 L/s ($202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d.}$) e sem a adição de polímero para se verificar qual seria a máxima turbidez da água decantada. A aplicação de polímero foi reiniciada com a dosagem de 1,50 mg/L (ponto “E”).

A partir do momento correspondente ao ponto “E” houve novamente rápida redução da turbidez da água decantada com dosagem de 1,50 mg/L de fécula de mandioca. Após 917 min do início do teste, a dosagem de polímero foi reduzida para 1,00 mg/L, não ocorrendo aumento perceptível da turbidez, indicando que essa dosagem pode ser aplicada quando as condições de operação bem como a qualidade da água bruta assim o permitirem.

A operação de descarga de fundo do decantador não foi alterada sendo feita a cada 33 min e com duração de 30s. Ressalta-se que o sistema de descarga é automático e o ciclo pode ser alterado de acordo com as características da água em tratamento.

As principais variáveis e características da água na ETA durante o teste foram as seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 142

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 694

Temperatura (°C) : $18,3 \pm 1$

Figura 6.8 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,00 , e 1,50 mg/L na entrada do decantador com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Dosagem média de cloreto férrico (mg/L) : 34

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cal hidratada (mg/L) : 57

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : $6,66 \pm 0,2$

pH de coagulação : $8,65 \pm 0,2$

Alcalinidade total média ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$) : 22

Tabela 6.5 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,00 e 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s (taxa de aplicação superficial de 202 m³/ m².d.). Teste realizado entre os dias 23 e 24 de julho de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	2,50	300	5,13
10	8,32	320	3,67
20	17,70	340	3,68
30	21,80	360	3,56
40	4,89	380	4,04
50	1,94	400	4,46
60	1,69	420	4,35
70	1,48	450	5,04
80	2,43	480	4,53
90	2,19	510	4,44
100	2,52	540	3,98
110	3,45	570	3,88
120	3,31	600	3,11
135	3,08	630	4,57
150	3,60	660	5,08
165	3,06	680	4,37
180	4,02	705	2,41
195	4,52	720	2,60
210	2,86	750	4,52
225	3,87	780	3,34
240	3,18	795	3,45
260	3,38	825	3,76
280	3,70	840	3,70

A Figura 6.9 apresenta os resultados do teste realizado entre os dias 23 e 24 de julho de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens estão apresentadas a seguir.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s, como é rotineiramente feita a operação, ou seja, cada decantador opera com 50% da vazão de tratamento da ETA. No momento representado pelo ponto indicado na Figura 6.9 como “A”, é indicada a turbidez da água decantada para a vazão de 82,5 L/s, sem aplicação do polímero.

A partir do instante representado pelo ponto “A”, foi aumentada a vazão no decantador A para 100 L/s, enquanto que a vazão no decantador B foi reduzida para 65 L/s. Nota-se que houve imediato aumento da turbidez da água decantada do decantador A cujo valor máximo foi de 21,8 UNT (ponto “B”).

A aplicação de 1,50 mg/L polímero de fécula de mandioca foi iniciada (ponto “B”) após 30 min da alteração da vazão nos decantadores. O polímero foi aplicado somente na entrada do decantador A. Houve rápida redução da turbidez, conforme demonstra a Figura 6.9, no intervalo compreendido entre os pontos “B” e “C”, mantendo-se abaixo de 5,00 UNT.

Após 630 min, a aplicação de polímero fécula de mandioca foi interrompida (ponto “C”). A turbidez da água decantada aumentou após a parada da dosagem de polímero, atingindo 5,08 UNT, correspondente ao momento representado pelo ponto “D”.

Durante 50 min o decantador operou com 100 L/s e sem a adição de polímero para se verificar qual seria a máxima turbidez da água decantada. A aplicação de polímero foi reiniciada com dosagem de 1,50 mg/L, representado pelo ponto “D”.

A partir do momento correspondente ao ponto “D”, houve, novamente, redução da turbidez da água decantada com dosagem de 1,50 mg/L de fécula de mandioca. Após 780 min do início do teste a dosagem de polímero foi reduzida para 1,00 mg/L não ocorrendo aumento perceptível da turbidez.

A operação de descarga de fundo do decantador foi alterada, sendo feita a cada 33 min, e, com duração de 30 s, até os 165 min iniciais do teste. Após 180 min foi alterado o ciclo de descarga do decantador para uma descarga com duração de 20 s a cada 18 min.

Outra alteração foi feita após 260 min, para descargas com duração de 20 s a cada 15 min. Decorridos 480 min do início do teste, o ciclo de descarga foi novamente modificado para o mesmo do início do teste, ou seja, uma descarga de 30 s a cada 33 min.

Figura 6.9 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca

com dosagem de 1,00 , e 1,50 mg/L, na entrada do decantador com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{d}$. Ciclo de descarga de fundo do decantador alterado durante o teste.

Após 780 min, tempo correspondente ao momento representado pelo ponto “E”, a dosagem de polímero foi reduzida para 1,00 mg/L, sendo que não houve praticamente alteração da turbidez da água decantada.

As principais variáveis e características da água na ETA, durante o teste foram as seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 142

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 694

Temperatura (°C) : $18,3 \pm 1$

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L) : 34

Dosagem média de cal hidratada (mg/L) : 57

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : $6,66 \pm 0,2$

pH de coagulação : $8,65 \pm 0,2$

Alcalinidade total média (mg $CaCO_3/L$) : 19

Tabela 6.6 – Teste com dosagem de polímero fécula de batata de 1,50 mg/L na entrada do decantador “B” com vazão de 100 e 110 L/s. Teste realizado entre os dias 25 e 26 de julho de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	3,36	425	5,10
5	11,50	435	2,69
10	16,20	440	2,27
15	16,10	445	2,73
20	7,21	450	3,82
25	4,21	455	3,85
30	3,24	460	3,64
35	3,58	470	3,91
40	4,18	480	4,93
50	3,91	490	4,05
60	5,25	500	3,37
70	4,93	510	4,11
80	5,31	541	4,03
95	4,51	570	3,97
110	5,20	640	4,28
125	4,58	655	6,30
140	4,49	660	5,49
155	4,51	665	5,86
170	5,45	670	5,54
185	4,55	680	4,43
200	4,82	685	5,27
215	4,30	690	5,47
240	4,80	695	4,56
300	3,79	700	5,00
330	3,83	705	4,74
360	4,47	710	6,00
380	5,08	715	6,41
390	4,65	720	8,28
400	7,22	730	5,31
410	6,64	740	5,03
415	7,02	750	4,61

A Figura 6.10 apresenta os resultados do teste realizado entre os dias 25 e 26 de julho de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens estão apresentadas a seguir.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s como nos testes anteriores. No momento representado pelo ponto indicado na Figura 6.10 como “A”, é indicada a turbidez de 3,36 UNT da água decantada para a vazão de 82,5 L/s, sem aplicação de polímero.

A partir do instante representado pelo ponto “A” foi aumentada a vazão no decantador B para 110 L/s, enquanto que a vazão no decantador A foi reduzida para 55 L/s. Houve o imediato aumento da turbidez da água decantada do decantador B cujo valor máximo foi de 16,2 UNT, momento representado pelo ponto “B”.

A dosagem de 1,50 mg/L polímero fécula de batata foi iniciada (ponto “B”) após 10 minutos da alteração da vazão nos decantadores. O polímero foi dosado somente na entrada do decantador A. Houve rápida redução da turbidez conforme demonstra a Figura 4.17 no intervalo compreendido entre os pontos “B” e “C”, mantendo-se abaixo de 5,50 UNT.

Após 80 min, a vazão foi reduzida para 100 L/s e a dosagem de polímero fécula de batata foi de 1,65 mg/L, instante representado pelo ponto “C”. A turbidez da água decantada apresentou tendência de redução, permanecendo, em média, 4,50 UNT, no intervalo situado entre os pontos “C” e “D”.

A partir do momento correspondente ao ponto “D”, e decorridos 360 min do início do teste, a aplicação de polímero foi interrompida, e, então, a turbidez aumentou para 7,22 UNT (ponto “E”). A aplicação de polímero foi reiniciada, com dosagem de 1,50 mg/L momento correspondente ao ponto “E”.

A partir do instante representado pelo ponto “E” houve novamente redução da turbidez da água decantada com dosagem de 1,50 mg/L de fécula de batata, ficando, em média, em torno de 4,00 UNT.

Após 640 min do início do teste, a vazão foi novamente aumentada para 110 L/s, a dosagem de polímero foi reduzida para 1,35 mg/L, momento correspondente ao ponto “F”. A turbidez se elevou para 6,30 UNT. Após 630 min a vazão foi reduzida para 100 L/s e a aplicação de polímero voltou a ser com dosagem de 1,50 mg/L, instante representado pelo ponto “G”. A partir desse instante a turbidez voltou a apresentar tendência de redução.

Decorridos 700 min do início do teste, a aplicação de polímero foi interrompida novamente (ponto “H”), e o decantador operou por 20 min nessa condição sendo que houve novo aumento da turbidez da água decantada, atingindo 8,28 UNT.

Figura 6.10 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de batata com dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “B” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d.}$ e vazão de 110 L/s, taxa de aplicação superficial $222 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d.}$.

O polímero voltou a ser dosado com 1,50 mg/L, instante representado pelo ponto “I”. A partir desse instante a turbidez voltou a se reduzir, chegando a 4,61 UNT, quando o teste foi terminado. Ressalta-se que não se aguardou que a turbidez se estabilizasse para retornar com a aplicação de fécula de batata, pois, já estava amanhecendo o dia (5:20 hs de 26 de julho de 2002), e a ETA deveria retornar nas condições rotineiras de operação.

A operação de descarga de fundo do decantador foi mantida como de rotina da ETA, sendo feita a cada 33 minutos e com duração de 30 segundos

As principais variáveis e características da água na ETA durante o teste foram os seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 129

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 614

Temperatura (°C) : 17,8 ± 1

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L) : 34

Dosagem média de cal hidratada (mg/L) : 53

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : 6,97 ± 0,2

pH de coagulação : 8,65 ± 0,2

Alcalinidade total média (mg $CaCO_3/L$) : 23

Tabela 6.7 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 110 L/s. Teste realizado no dia 6 de agosto de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	1,95	240	2,79
10	3,32	250	3,05
20	3,48	310	2,61
30	3,65	320	2,59
40	3,27	330	2,67
50	3,48	340	2,66
60	2,21	360	2,98
70	2,88	370	3,20
80	2,94	380	3,67
90	4,17	390	3,15
100	3,69	400	3,30
110	3,05	410	3,88
120	4,09	420	4,45
130	4,60	430	4,36
160	4,75	440	4,07
170	3,63	450	2,84
180	3,16	460	2,30
190	3,14	470	2,24
200	2,59	480	2,92
210	1,84	490	3,00
220	1,53	500	2,45

Na Figura 6.11 são mostrados os resultados do teste realizado no dia 6 de agosto de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens são apresentadas a seguir.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s, como nos testes anteriores. No ponto correspondente ao momento indicado na Figura 6.11 como “A”, a turbidez era 1,95 UNT da água decantada para vazão de 82,5 L/s e não estava sendo dosado polímero.

A partir do instante representado pelo ponto “A”, foi aumentada a vazão no decantador A para 100 L/s, enquanto que a vazão no decantador B foi reduzida para 65 L/s. Houve o aumento da turbidez da água decantada do decantador A cujo valor máximo foi de 3,65 UNT.

A aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L foi iniciada no momento correspondente ao ponto “B”, após 45 min da alteração da vazão nos decantadores. O polímero foi aplicado somente na entrada do decantador A. Houve rápida redução da turbidez conforme demonstra a Figura 6.11, no intervalo compreendido entre os pontos “B” e “C”, mantendo-se abaixo de 3,50 UNT.

Após 90 min do início do teste, fortes ventos e chuva causaram perturbações no decantador com conseqüente elevação da turbidez da água decantada, instante representado pelo ponto “C”. A aplicação de polímero foi interrompida, e, então, a turbidez aumentou para 4,75 UNT, instante representado pelo ponto “C”.

A aplicação de polímero foi reiniciada após 190 min, porém, o ponto de aplicação do polímero foi mudado para 3ª câmara de floculação, e mantida com 1,50 mg/L, momento representado pelo ponto “D”.

A partir do instante representado pelo ponto “D”, houve novamente redução da turbidez da água decantada com dosagem de 1,50 mg/L de fécula de mandioca, ficando, em média, em torno de 3,00 UNT, com valor mínimo medido após 220 min de teste.

Decorridos 390 min, a dosagem de polímero foi interrompida, e a partir desse instante, representado pelo ponto “E”, houve elevação da turbidez da água decantada até 4,45 UNT.

A partir do retorno da dosagem de polímero, momento correspondente ao ponto “F”, a turbidez apresentou tendência de redução atingindo o valor mínimo de 2,24 UNT, e permaneceu abaixo de 3,50 UNT. O teste foi terminado após 510 min, e a operação da ETA retornou às condições de rotina.

A operação de descarga de fundo do decantador foi mantida como na operação normal da ETA, sendo feita a cada 33 min e com duração de 30 segundos.

Figura 6.11 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$

As principais variáveis e características da água na ETA durante o teste foram as seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 154

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 720

Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) : $19,5 \pm 1$

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L) : 34

Dosagem média de cal hidratada (mg/L) : 63

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : $6,55 \pm 0,2$

pH de coagulação : 8,60 $\pm$ 0,2

Alcalinidade total média (mg CaCO₃/L) : 17

Tabela 6.8 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 13 de agosto de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	1,65	390	4,70
10	1,78	400	5,02
20	4,79	410	4,62
30	5,27	420	3,54
40	4,14	430	2,17
50	3,24	440	1,85
60	2,76	450	1,92
70	1,79	470	2,42
80	1,79	480	1,92
90	1,95	490	2,20
100	2,32	500	1,99
110	2,24	520	1,81
120	2,63	540	2,73
130	2,30	560	2,08
140	2,53	580	2,23
160	2,45	600	2,52
220	2,49	630	2,43
230	2,54	660	2,39
310	2,62	690	1,90
320	2,48	720	2,70
330	2,02	750	1,99
340	2,60	760	2,24
350	2,42	770	3,14
360	3,10	780	4,49
370	3,00	790	3,99
380	4,86	800	4,56

A Figura 6.12 apresenta os resultados do teste realizado no dia 13 de agosto de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens estão apresentadas a seguir.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s, como nos testes anteriores. No ponto correspondente ao momento indicado na Figura 6.12 como “A”, a turbidez era 1,78 UNT da água decantada para a vazão de 82,5 L/s, sem aplicação de polímero.

A partir do instante representado pelo ponto “A”, foi aumentada a vazão no decantador “A” para 100 L/s, enquanto que a vazão no decantador “B” foi reduzida para 65 L/s. Houve aumento da turbidez da água decantada do decantador “A” cujo valor máximo foi de 5,27 UNT.

A aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L foi iniciada no momento correspondente ao ponto “B”, após 50 min da alteração da vazão nos decantadores.

O polímero foi aplicado somente na 3ª câmara de floculação que precede o decantador “A”. Houve rápida redução da turbidez conforme demonstra a Figura 6.12, no intervalo compreendido entre os pontos “B” e “C”, mantendo-se, em média, próxima a 2,50 UNT.

Figura 6.12 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial 202 m³/m².d.

Figura 6.13 – Detalhe de parte do decantador mostrando a clarificação da água decantada após o início da aplicação de polímero.

A aplicação de polímero foi interrompida após 340 min, instante representado pelo ponto “C”, que provocou aumento da turbidez para 4,75 UNT.

A aplicação de polímero foi reiniciada após 410 min, instante representado pelo ponto “D”. Houve novamente redução da turbidez da água decantada com dosagem de 1,50 mg/L de fécula de mandioca, ficando, em média, em torno de 2,25 UNT com valor máximo de 2,70 UNT, e, mínimo de 1,90 UNT, durante todo o teste.

Decorridos 750 min, a aplicação de polímero foi interrompida, e a partir do instante representado pelo ponto “E”, houve elevação da turbidez da água decantada, até 4,56 UNT, e o teste foi encerrado após 800 min.

Figura 6.14 – Detalhe do arraste de flocos após a parada da aplicação de polímero

A operação de descarga de fundo do decantador foi mantida como na operação normal da ETA sendo feita a cada 33 min e com duração de 30 s.

Os principais parâmetros operacionais e características da água na ETA durante o teste foram os seguintes :

Turbidez da água bruta (UNT) : 44,8

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L) : 219

Temperatura (°C) : 20,0 ± 1

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L) : 28

Dosagem média de cal hidratada (mg/L) : 47

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta : 6,74 ± 0,2

pH de coagulação : 8,65 ± 0,2

Alcalinidade total média (mg $CaCO_3$ /L) : 22

Tabela 6.9 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 1,00 mg/L na 3ª câmara de floculação. Decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 20 de agosto de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	1,62	450	2,38
20	2,23	480	2,33
30	2,24	510	2,25
40	2,61	540	2,47
60	2,32	570	2,30
70	2,39	600	2,58
90	2,44	630	2,32
100	2,99	660	2,54
110	2,50	690	2,65
120	2,42	720	2,63
150	4,78	750	2,59
170	3,23	780	2,79
180	2,78	810	2,58
200	2,63	860	2,17
220	2,15	882	3,02
240	2,31	892	3,51
270	2,66	902	2,97
300	2,76	912	3,33
330	2,64	920	3,31
390	2,78	925	3,42
420	2,11

Figura 6.15 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 1,00 mg/L na 3ª câmara de floculação. Decantador “A” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$

Na Figura 6.15 são apresentados os resultados do teste realizado no dia 20 de agosto de 2002 na ETA. A vazão de tratamento era 165 L/s e as principais características da água e dosagens estão apresentadas a seguir.

Inicialmente, a vazão em cada decantador era de 82,5 L/s como nos testes anteriores. Nesse teste a vazão foi aumentada de forma lenta e gradual para evitar arraste dos flocos com conseqüente aumento da turbidez da água decantada. O polímero foi aplicado já no início do teste e não houve elevação significativa da turbidez.

Após 150 min de teste, instante representado pelo ponto “A”, fortes ventos causaram perturbações no decantador e, conseqüentemente, houve considerável elevação da

turbidez, chegando a 4,78 UNT; porém, a aplicação de polímero não foi interrompida. Aos 200 min de teste a turbidez voltou a apresentar os mesmos valores que tinham sido medidos antes da anomalia causada pelos ventos.

A dosagem de 1,00 mg/L de polímero de fécula de mandioca não foi interrompida durante todo o teste. A turbidez permaneceu, em média, em torno de 2,50 UNT, com valor máximo de 3,00 UNT e mínimo de 2,11 UNT.

Decorridos 860 min de teste, momento correspondente ao ponto “B”, a aplicação de polímero foi interrompida, e, a partir desse instante, houve elevação da turbidez da água decantada até 3,51 UNT. O teste foi encerrado após 920 min.

A operação de descarga de fundo do decantador foi modificada para esse teste, sendo feita a cada 10 min com duração de 10 s.

Foi avaliada a influência da dosagem de polímero sobre a operação dos filtros, pois, nos testes anteriores foi necessário lavar os filtros, que apresentaram aumento da perda de carga, com a conseqüente elevação do nível da água. Foi lavado um filtro após 370 min de teste. Um segundo filtro foi lavado após 875 min de teste.

Sob condições de rotina, os filtros não são lavados durante o dia. Assim pode-se supor que a dosagem de 1,00 mg/L de polímero de fécula de mandioca causou redução na duração da carreira de filtração, como nos testes anteriores, entretanto, provavelmente devido aos cuidados tomados no início do teste — manobra lenta na comporta para aumento da vazão e aplicação do polímero antes de aumentar a vazão no decantador — houve necessidade de lavar dois filtros, diferentemente dos outros testes realizados, nos quais chegou-se a lavar quatro filtros.

Os principais parâmetros operacionais e características da água na ETA durante o teste foram os seguintes:

Turbidez da água bruta (UNT): 37,3

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L): 165

Temperatura (°C): 20,5 ± 1

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L): 27

Dosagem média de cal hidratada (mg/L): 43

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta: 6,94 ± 0,2

pH de coagulação: 8,35 ± 0,2

Alcalinidade total média (mg CaCO₃/L): 26

Tabela 6.10 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 0,75 mg/L na entrada do Decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 27 de agosto de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
0	2,52	480	2,10
12	2,67	510	2,93
30	2,76	540	2,42
60	3,14	570	2,08
90	3,40	600	2,76
120	2,77	630	2,27
150	3,38	660	2,23
180	2,81	679	2,90
210	2,77	684	3,32
240	2,47	689	3,50
270	2,59	694	3,90
300	3,12	699	3,89
330	2,55	704	4,31
360	2,64	709	3,94
390	2,80	714	4,17
420	2,48	719	4,27
450	2,07

Figura 6.16 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero fécula de mandioca com dosagem de 0,75 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial 202 m³/m².d.

Na Figura 6.16 são apresentados os resultados dos testes realizados no dia 27 de agosto de 2002 com polímero fécula de mandioca com dosagem de 0,75 mg/L na entrada da do decantador “A”.

Nesse teste, repetiu-se o procedimento do teste anterior. Assim, a vazão foi aumentada de forma lenta e gradual para evitar arraste dos flocos com conseqüente aumento da turbidez da água decantada. O polímero foi dosado já no início do teste e não houve elevação significativa da turbidez da água decantada.

O teste foi realizado durante aproximadamente 720 min sempre com 0,75 mg/L de dosagem de polímero fécula da mandioca.

No início do teste foi lavado um filtro. Após 240 min foi necessário lavar outro filtro, pois houve elevação do nível de água, evidenciando aumento da perda de carga no meio filtrante. Após 480 min, a perda de carga novamente se elevou, obrigando proceder a lavagem de mais um filtro.

A operação de descarga de fundo do decantador obedeceu a mesma conduta do teste anterior, sendo feita a cada 10 min, com duração de 10 s.

A turbidez da água decantada durante o teste se manteve, em média, em torno de 2,50 UNT, com valor máximo de 3,40UNT e mínimo de 2,07 UNT.

Os principais parâmetros operacionais e características da água na ETA durante o teste, foram os seguintes:

Turbidez da água bruta (UNT): 27,5

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L): 158

Temperatura (°C): 20,7 ± 1

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L): 27

Dosagem média de cal hidratada (mg/L): 42

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta: 6,79 ± 0,2

pH de coagulação: 8,46 ± 0,2

Alcalinidade total média (mg $CaCO_3$ /L): 26

Tabela 6.11 – Teste com dosagem de polímero fécula de mandioca 0,50 mg/L na entrada do Decantador “A” com vazão de 100 L/s. Teste realizado no dia 10 de setembro de 2002.

Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada	Tempo (min)	Turbidez (UNT) Água decantada
20	2,33	490	2,58
40	2,34	520	3,04
60	2,38	550	2,82
80	2,55	580	3,77
100	2,35	610	2,97
120	1,93	630	2,74
150	2,63	645	2,78
190	2,55	655	3,56
220	2,51	665	4,45
250	2,62	675	5,22
280	2,40	685	4,96
310	2,59	695	3,79
340	3,14	705	3,40
370	3,10	715	3,48
400	2,79	725	3,56

Figura 6.17 – Desempenho do decantador da ETA. Teste com polímero de fécula de mandioca com dosagem de 0,50 mg/L na entrada do decantador “A” com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Na figura 6.17 são apresentados os resultados dos testes realizados no dia 10 de setembro de 2002 com polímero de fécula de mandioca, com dosagem de 0,50 mg/L na entrada da do decantador “A”.

Nesse teste repetiu-se o procedimento do teste anterior. Assim, a vazão foi aumentada de forma lenta e gradual para evitar arraste dos flocos, com conseqüente aumento da turbidez da água decantada. O polímero foi aplicado já no início do teste e não houve elevação significativa da turbidez da água decantada.

O teste foi realizado durante aproximadamente 725 min; sempre com 0,50 mg/L de dosagem de polímero fécula da mandioca.

No início do teste foi lavado um filtro. Após 455 min foi necessário lavar outro filtro, pois, houve elevação do nível de água evidenciando aumento da perda de carga no meio filtrante. A dosagem de polímero foi interrompida após 635 min de teste. Após 755 a perda de carga novamente se elevou, obrigando proceder a lavagem de mais um filtro.

A operação de descarga de fundo do decantador foi similar a do teste anterior sendo feita a cada 10 min com duração de 10 s.

A turbidez da água decantada durante o teste se manteve, em média, em torno de 2,80 UNT, com valor máximo de 3,77 UNT e mínimo de 1,93 UNT.

Os principais parâmetros operacionais e características da água na ETA durante o teste foram os seguintes:

Turbidez da água bruta (UNT): 26,5

Cor aparente da água bruta (mg PtCo/L): 150

Temperatura (°C): $19,6 \pm 1$

Dosagem média de cloro gasoso na pré-cloração (mg/L) : 3

Dosagem média de cloreto férrico (mg/L): 27

Dosagem média de cal hidratada (mg/L): 41

Gradiente de velocidade médio (s^{-1}) : 1ª câmara 55; 2ª câmara 40; 3ª câmara 30

pH da água bruta: $6,90 \pm 0,2$

pH de coagulação: $8,56 \pm 0,2$

Alcalinidade total média (mg $CaCO_3$ /L): 25

A seguir, na Figura 6.18, são apresentados os resultados do teste realizado no dia 23 de setembro de 2002, que teve como objetivo avaliar a elevação do nível de água no canal comum de alimentação dos filtros, com o decantador “A” operando com vazão de 100

L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, e, o decantador “B”, operando com vazão de 65 L/s ($131 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) sem aplicação de polímero. A Figura 6.18 também apresenta a evolução da elevação do nível da água no filtro 1, em função do tempo de operação quando foi dosado $1,50 \text{ mg/L}$ de polímero de fécula de mandioca, na entrada do decantador “A” operando com vazão de 100 L/s , taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, e o decantador “B”, operando com vazão de 65 L/s ($131 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$).

Figura 6.18 – Elevação do nível do filtro 1 em função do tempo de operação sem aplicação de polímero, e, com $1,50 \text{ mg/L}$ de polímero de fécula de mandioca na entrada do decantador “A” sendo operado com vazão de 100 L/s , taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Na Figura 6.18 está evidente a diferença da elevação do nível da água no filtro 1 com $1,50 \text{ mg/L}$ e sem aplicação de polímero na entrada do decantador “A”. A maior elevação no nível de água no filtro com dosagem de $1,50 \text{ mg/L}$ de fécula de mandioca (na entrada do decantador “A”) sugere que o polímero causou colmatção muito mais rápida do meio filtrante quando comparada com a elevação sem a aplicação do polímero. Como

resultado do maior grau de colmatação do meio filtrante, tipicamente, em todos os testes realizados com aplicação de polímero, foi necessário lavar os filtros com maior frequência que a de rotina.

Em outro teste realizado, foi medida a turbidez no tanque de contato para desinfecção, comparando-se a turbidez da água filtrada sem a aplicação de polímero e com 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca aplicado na entrada do decantador “A”, operado com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Como nos testes anteriores, o decantador “B” foi operado com 65 L/s ($131 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Os resultados do teste são apresentados na Figura 6.19 mostrada a seguir.

Figura 6.19 – Turbidez da água filtrada no tanque de contato em função do tempo de operação sem aplicação de polímero, e com 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca na entrada do decantador “A”, sendo operado com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Decantador “B” operado com 65 L/s ($131 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$).

Observa-se que, quando foi aplicado polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L, a turbidez da água filtrada, medida no tanque de contato, permaneceu abaixo de 0,10 UNT. Verificou-se o mesmo em todos os testes realizados quando foi aplicado polímero, independentemente deste ser de fécula de mandioca ou de

batata, bem como da dosagem, que foi variada entre 0,50 a 2,00 mg/L. Por outro lado, quando não foi aplicado polímero, a turbidez, medida no tanque de contato, aumentou a partir de 360 min de teste, chegando próxima ao limite máximo permitido de 1,00 UNT. Esse teste evidenciou a necessidade de se utilizar polímero como auxiliar de floculação, pois, em caso contrário, haverá significativo aumento da turbidez da água filtrada, caso se pretenda aumentar a vazão de tratamento da ETA, com conseqüente piora da qualidade da água a ser distribuída para os consumidores.

Figura 6.20 – Turbidez da água decantada em função do tempo de operação sem aplicação de polímero, e com 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca na entrada do decantador “A” sendo operado com vazão de 100 L/s, taxa de aplicação superficial $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

A Figura 6.20 apresenta os resultados do teste realizado nos dias 23 e 24 de setembro de 2002, nos quais foram comparados os desempenhos do decantador “A” com

aplicação de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 1,50 mg/L, e sem aplicação de polímero.

Observa-se que a clarificação da água decantada foi muito melhor quando foi aplicado o polímero, se comparada com a clarificação obtida sem aplicação do mesmo. A turbidez da água decantada, em média, foi de 3,75 UNT para o teste sem polímero. Para o teste com dosagem de 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, obteve-se, em média, turbidez de 2,75 UNT.

6.5 – Determinação da concentração de metais pesados nas diversas etapas de tratamento da água na ETA.

As análises feitas para determinação da concentração de metais pesados na água nas diversas etapas de tratamento indicaram que há diferenças substanciais na concentração dessas substâncias, havendo maior concentração no lodo proveniente da descarga do decantador e na água de lavagem dos filtros. O cloreto férrico e o hidróxido de cálcio apresentaram elevadas concentrações de metais pesados, com excessão do arsênio. Na Tabela 6.12 são apresentados os resultados das análises feitas. Os dados sugerem que o coagulante e o alcalinizante utilizados para tratamento são fontes de metais pesados, podendo contaminar a água durante o tratamento da mesma.

Tabela 6.12 – Concentração de metais pesados na água das diversas etapas de tratamento, no coagulante, no alcalinizante, na água de lavagem do filtro 2 e na descarga de fundo dos decantadores.

Amostra	Hg	Ba	Cu	Mn	Ni	Cr tot	Zn	As
	(µg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Água Buta	3,952	0,168	0,045	0,064	0,170	0,147	0,058	0,001
Água Coagulada	0,624	0,121	0,045	0,116	0,117	0,205	0,162	0,054
Água Floculada	114,4	0,163	0,051	0,122	0,161	0,220	0,201	0,019
Água Decantada	0,290	0,197	0,073	0,023	0,185	0,122	0,056	0,024
Água Filtrada	0,309	0,136	0,057	0,013	0,220	0,023	0,119	0,026
Cloreto Férrico (a 42%)	69,96	0,882	0,883	21,21	2,276	4,166	93,31	0,022
Hidróxido de Cálcio (a 5 %)	30,24	1,794	0,264	2,264	0,893	2,637	5,390	0,001
Descarga do Decantador	50,80	1,073	0,083	6,561	0,350	1,770	13,56	0,052
Lavagem de Filtro	3,525	0,617	0,141	2,700	0,169	1,620	6,197	0,001

O coagulante e o alcalinizante apresentaram elevadas concentrações de metais, indicando que podem ser fontes de contaminação destes compostos nas águas para abastecimento, dependendo das condições e características de operação da estação de tratamento, e independentemente da qualidade da água bruta.

Os dados demonstram que as águas de descarga de fundo dos decantadores e de lavagem dos filtros apresentaram elevados teores de metais, sugerindo que devem ser objeto de cuidadosos estudos, tendo-se em vista que a atual legislação proíbe o lançamento de águas com tais características em galerias de águas pluviais, ou diretamente em cursos d'água. A caracterização do lodo é outro aspecto importante que deverá ser levado em consideração quando se pretender destinar adequadamente os resíduos resultantes da desidratação das águas de descarga dos decantadores e lavagem dos filtros, uma vez que os mesmos, inevitavelmente, terão concentrações de metais pesados, implicando, portanto, na necessidade de determinação da concentração desses contaminantes, para posterior definição da disposição mais apropriada para do lodo dresidratado.

Os resultados das análises da concentração de metais no coagulante e no alcalinizante sugerem que é necessário estabelecer um padrão máximo para concentração dessas substâncias em tais produtos, visando-se garantir a qualidade da água final para distribuição, assim como minimizar as prováveis dificuldades quanto à disposição final do lodo produzido na ETA. Desta forma, devem ser tomadas iniciativas junto aos fornecedores de coagulante e alcalinizante para desenvolver um programa de qualidade, o qual deve ter como objetivo primordial, estabelecer especificações com padrões máximos para concentração de metais pesados nesses produtos, dentro de limites economicamente viáveis.

A Tabela 6.13 apresenta a comparação entre as concentrações de metais pesados presentes na água filtrada com o padrão estabelecido pela Portaria nº 1469 do Ministério da Saúde.

Tabela 6.13 – Comparação entre as concentrações de metais pesados na água filtrada com o padrão da Portaria 1469 do Ministério da Saúde.

Amostra	Hg (µg/L)	Ba (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Cr tot (mg/L)	Zn (mg/L)	As (mg/L)
Portaria 1469	1,0	0,7	2	0,1	-	0,05	5,0	0,01
Água filtrada	0,309	0,136	0,057	0,013	0,22	0,023	0,119	0,026

Apesar da presença de metais pesados no coagulante e no alcalinizante, a água filtrada apresenta concentrações destes contaminantes dentro dos limites estabelecidos na Portaria 1469 de 2000 do Ministério da Saúde, conforme demonstrado na Tabela 6.13.

Comparando-se a concentração dos metais analisados na água bruta com o padrão estabelecido pela Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, observa-se que, em relação ao mercúrio e ao níquel, a concentração destes metais está acima do limite estabelecido, considerando-se que o Rio Atibaia está, atualmente, enquadrado na classe 2. A Tabela 6.14 apresenta a comparação entre as concentrações dos metais analisados na água bruta e os limites estabelecidos na Resolução nº 20 do CONAMA.

Tabela 6.13 – Comparação entre a concentração de metais pesados na água bruta com o limite estabelecido pela Resolução nº 20 do CONAMA para cursos d'água classe 2.

Amostra	Hg (µg/L)	Ba (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Cr tot (mg/L)	Zn (mg/L)	As (mg/L)
CONAMA 20	0,2	1,0	0,2	0,1	0,025	-	0,18	0,05
Água bruta	3,952	0,168	0,045	0,064	0,170	0,023	0,058	0,001

As concentrações de mercúrio e de níquel superiores aos limites da resolução nº 20 do CONAMA, sugerem que há contaminação na água do rio Atibaia por detritos de natureza industrial.

CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Ensaio preliminares

O teste feito com traçador na unidade de floculação indicou que a porcentagem relativa ao escoamento tipo mistura completa resultou em 28%, demonstrando que há curto-circuito nas câmaras de floculação. A fração de escoamento tipo pistão resultou em 67%, e 5% a fração relativa às zonas mortas. Estes resultados indicaram que o tempo de floculação utilizado para ensaio em “jar-test” deveria ser de 19,69 min. O tempo de floculação adotado na série de ensaios foi de 20min ligeiramente superior, para facilitar a execução dos ensaios.

A série de ensaios em “jar-test”, para avaliação das dosagens “ótimas” de coagulante e de polímero, demonstrou que, para água bruta com turbidez de 210 a 232 UNT e cor aparente de 890 a 1085 mg PtCo/L, dosagens de 25 a 28 mg/L de cloreto férrico, resultaram em menores valores de turbidez e cor aparente remanescentes da água decantada.

O polímero de fécula de mandioca gelatinizado a frio apresentou melhores resultados na clarificação da água decantada quando foram aplicadas dosagens entre 1,00 e 2,00 mg/L. Para a maioria dos ensaios realizados em “jar-test”, concluiu-se que as dosagens de 28 mg/L de cloreto férrico e de 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca apresentaram os melhores resultados na remoção da turbidez e da cor aparente, para aquela água em estudo.

Maior eficiência na remoção de ferro total foi obtida quando aplicou-se a dosagem de 28 mg/L de cloreto férrico, para o pH de coagulação de 6,8 a 8,3 sugerindo que, mesmo não medindo o potencial zeta durante os ensaios, o mecanismo de coagulação, provavelmente, foi predominante na região da varredura. Foi observado que, com base em dados levantados nos boletins diários, para água bruta com turbidez entre 210 e 232 UNT, a dosagem aplicada de coagulante na ETA é aproximadamente 25% superior que a obtida nos ensaios em “jar-test”, quando foi aplicado polímero com dosagem de 1,50 mg/L, para obter-se água decantada com turbidez e cor aparente similares. Não houve sensível diferença na remoção do ferro total entre os ensaios feitos sem aplicação de polímero e quando foi dosado 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca. Os resultados indicaram que a remoção do ferro total dependeu da dosagem de coagulante aplicada e do pH de coagulação, assim como da dosagem de cloro gasoso na pré-cloração.

Na série de ensaios realizada com água coagulada da ETA, pode-se constatar a influência da aplicação do polímero de fécula de mandioca ou de fécula de batata, quando os mesmos foram testados em “jar-test” com água coagulada da ETA. Os melhores resultados na remoção da turbidez e da cor aparente foram obtidos com dosagens de polímero a partir de 1,00 mg/L, para as diversas velocidades de sedimentação testadas. Concluiu-se que, com base nos dados demonstrados na série de ensaios realizada com água coagulada da ETA, os polímeros de fécula de mandioca e de fécula de batata apresentaram, praticamente, a mesma eficiência na remoção da turbidez e da cor aparente, para todas as amostras de água testadas. Dosagens maiores que 2,00 mg/L, tanto de polímero de fécula de mandioca como de fécula de batata, não apresentaram remoção adicional significativa de turbidez e de cor aparente, sugerindo que a melhor dosagem deve estar entre 1,00 e 2,00 mg/L.

Aplicação de polímeros naturais na ETA

Em todos os testes realizados, com exceção dos três últimos, a turbidez da água decantada, após o início da aplicação do polímero, apresentou redução extremamente rápida, observando-se, inclusive, que atingia um valor inicial mínimo, e posteriormente, se elevava, no decorrer dos testes, para um patamar pouco superior. Tal comportamento, observado em todos os testes realizados (com exceção dos três últimos), sugere que, com a aplicação de polímero, deve-se estudar outro ciclo e tempo de descarga de fundo do decantador, para otimização do desempenho do mesmo, pois o polímero aumenta a quantidade de flocos formados, e, provavelmente, a densidade dos mesmos. Assim, possivelmente maior volume de lodo por unidade de tempo deve se formar na parte inferior do decantador (poço de lodo), ou lodo com maior densidade é acumulado, forçando a saída do lodo depositado previamente, o qual é arrastado causando aumento da turbidez da água decantada, sugerindo que a operação de descarga de fundo do decantador deve ser diferente da realizada (sob condições de rotina) quando não se utiliza o polímero.

Concluiu-se que, caso houver utilização de polímero, novos estudos devem ser realizados para avaliação do ciclo e duração da descarga de fundo do decantador, visando minimizar a turbidez da água decantada.

Os testes demonstraram que tanto o polímero de fécula de batata como de fécula de mandioca foram eficientes na floculação e sedimentação. Concluiu-se que a fécula de mandioca, por ser de menor custo, é a mais indicada para melhoria do desempenho dos floculadores e decantadores da ETA. Quando foi aumentada a taxa de decantação, ou vazão

no decantador, o ponto de aplicação do polímero não teve grande influência no desempenho do decantador, apresentando, praticamente, o mesmo desempenho quando o polímero foi dosado na 3ª câmara de floculação, ou na entrada do decantador.

Sob condições de operação de rotina, com a vazão de 82,5 L/s para cada decantador, taxa de decantação $167 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, não foi observada melhoria significativa da turbidez ou cor aparente da água decantada, sugerindo que o comportamento do decantador, aparentemente, para baixas velocidades de sedimentação dos flocos, é o mesmo do verificado nas baterias de ensaios em “jar-test”, onde se constatou pouca variação entre a turbidez da água decantada com e sem aplicação de polímero, independentemente do tipo utilizado.

Nos testes realizados, concluiu-se que a operação dos filtros foi fortemente influenciada com a aplicação de polímero com dosagens entre 0,50 a 2,00 mg/L, tanto para o polímero de fécula de batata como de fécula de mandioca. Houve drástica redução na duração da carreira de filtração, mesmo com dosagens menores tais como: 0,50; 0,75 e 1,00 mg/L de polímero. Por outro lado, mesmo com aumento da vazão do decantador “A” de 85 L/s para 100 L/s ($167 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, respectivamente), a turbidez da água filtrada medida no tanque de contato para desinfecção não aumentou, mantendo-se abaixo de 0,10 UNT. Nesse aspecto, o polímero influenciou de forma positiva a filtração, evitando, aumento da turbidez com conseqüente redução da qualidade da água final para distribuição.

Os testes realizados comprovaram a influência da aplicação do polímero sobre a água filtrada. Os resultados demonstram que, para aumentar a vazão de tratamento da ETA, será necessário compatibilizar o meio filtrante para que o mesmo opere com maior duração da carreira de filtração com aplicação de polímero. Assim, estudos específicos devem ser realizados sobre a granulometria da areia do meio filtrante, para aumentar a duração da carreira de filtração, sem, contudo, aumentar a turbidez da água filtrada, com aplicação de polímero.

Os dados indicam que é possível aumentar em 20% a vazão de tratamento da ETA, porém, será necessário utilizar polímero como auxiliar de floculação, com vistas a melhorar a sedimentabilidade dos flocos, e evitar o arraste destes para os filtros, com conseqüente aumento da turbidez da água filtrada. Testes adicionais devem ser realizados com objetivo de avaliar a possibilidade de reduzir a dosagem de cloreto férrico, utilizando polímero como auxiliar de floculação, uma vez que poderá haver economia em relação a aquisição de produtos químicos, ou seja, menores quantidades de coagulante e de alcalinizante. Provavelmente, será possível obter a água tratada com a mesma qualidade que é

produzida atualmente, porém, com menores custos, considerando que o polímero de fécula de mandioca, geralmente, é de baixo custo em virtude de ser produzido em larga escala. A vazão máxima de tratamento para cada decantador não poderá ultrapassar 110 L/s (taxa 222 m³/m².d), ou 220 L/s para a ETA, pois haverá afogamento dos canais de coleta, que provavelmente, causará queda da qualidade da água decantada.

Concentração de metais na água nas etapas de tratamento da ETA

As análises realizadas para determinação da concentração de metais pesados na ETA revelaram que o coagulante e o alcalinizante continham elevados teores de metais pesados, com exceção do arsênio. Concluiu-se que é necessário implantar um padrão mínimo de qualidade para o coagulante e para o alcalinizante, estabelecendo valores máximos para concentração de metais pesados presentes nesses produtos químicos. Devem-se buscar padrões de qualidade na literatura especializada, e, em empresas que, eventualmente, já dispõem de critérios específicos para aquisição e recebimento de coagulante e alcalinizante e demais produtos químicos utilizados no tratamento da água para abastecimento.

Outro aspecto que deve receber especial atenção refere-se à destinação da água de lavagem dos filtros e da descarga de fundo dos decantadores. Tais resíduos, obviamente, contêm elevadas concentrações de metais pesados, conforme constatado nesta pesquisa. A atual legislação proíbe o lançamento de água proveniente da lavagem de filtros e de descarga de decantadores em galerias de águas pluviais ou em cursos d'água. Portanto, é necessário que seja realizado estudo de caracterização para determinação da disposição adequada do lodo proveniente dos resíduos líquidos.

Para atendimento da legislação ambiental, será necessário implantar na ETA um sistema para tratamento da água de lavagem dos filtros e da água de descarga de fundo dos decantadores, bem como do lodo. Deverá ser realizado estudo de caracterização para determinação da adequada disposição final.

A água bruta apresentou elevadas concentrações de mercúrio e de níquel, para as amostras analisadas, sugerindo que há contaminação por detritos de origem industrial. Concluiu-se que é necessário realizar análises mais detalhadas, e, em maior quantidade, para identificar as concentrações, bem como a amplitude em que se apresentam, para, posteriormente, tomar medidas que visem o reenquadramento da água do rio Atibaia na classe 2, especificamente em relação aos metais que apresentaram concentrações superiores aos limites estabelecidos na Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente — CONAMA.

ANEXO A – Série de ensaios em “jar-test” com diversas dosagens de coagulante, alcalinizante e polímero fécula de mandioca para diferentes valores do pH de coagulação.

Tabela A 1 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST - 1

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 232

Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) :

1085

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) :

5,75

pH de coagulação :

9,50

Dosagem de cloreto férrico : 16 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 30 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) :

600

TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) :

45

TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) :

30

TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	70,7	77,9	60,3	45,4	43,9	59,3
COR (mg/L PtCo)	215	200	215	112	149	211

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	14,4	7,4	13,8	11,2	8,7	17,4
COR (mg/L PtCo)	30	11	20	37	20	41

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,9	3,4	5,0	3,9	6,5	4,3
COR (mg/L PtCo)	10	1	7	1	6	3

Figura A - 1 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente final/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 2 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente final/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 3 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente final/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A – 2 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min

ENSAIO EM JAR TEST- 2 T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 232 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 1085

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 9,02

Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 30 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	41,2	43,1	37,3	34,0	45,5	46,2
COR mg/L (PtCo)	142	131	104	87	128	148

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ	6,4	7,6	6,0	8,1	4,5	4,5
COR	5	13	11	6	9	21

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,3	2,8	2,6	2,6	3,0	2,2
COR mg/L (PtCo)	0	0	3	0	9	0

Figura A - 4 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 5 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 6 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A – 3 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST - 3

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 232 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 1085

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,63

Dosagem de cloreto férrico : 22 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 30 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	52,5	39,3	31,2	31,5	35,8	36,2
COR mg/L (PtCo)	191	142	107	102	179	143

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	10,7	4,8	6,5	3,2	4,2	7,8
COR mg/L (PtCo)	20	11	12	0	1	14

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,4	2,0	2,7	2,0	3,2	4,4
COR mg/L (PtCo)	0	0	0	0	9	0

Figura A - 7 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 8 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 9 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A – 4 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST - 4

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 232

Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 1085

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 7,87

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 30 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600

TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45

TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30

TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	32,9	29,7	16,8	22,8	22,5	22,8
COR mg/L (PtCo)	113	86	65	45	80	77

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,5	6,0	3,4	5,1	5,4	5,9
COR mg/L (PtCo)	6	5	5	0	1	70

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,3	1,8	2,4	1,9	1,9	3,2
COR mg/L (PtCo)	0	0	0	0	9	0

Figura A - 10 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 11 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 12 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A – 5 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-5

T (°C) : 20±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210

Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L): 5,75

pH de coagulação : 6,41

Dosagem de cloreto férrico : 22 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 20 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	36,4	52,6	37,9	20,8	36,5	36,5
COR (mg/L PtCo)	171	193	155	141	111	163

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	7,0	6,6	3,3	4,9	5,2	6,6
COR (mg/L PtCo)	47	30	17	33	19	33

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	1,8	1,7	1,1	2,1	1,2	8,4
COR (mg/L PtCo)	5	7	4	16	6	12

Figura A – 13 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 14 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 15 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 6– Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST - 6

T (°C) : 20±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,20

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 20 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) ; 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	38,4	42,9	33,9	28,8	74,1	52,5
COR (mg/L PtCo)	140	128	145	121	142	202

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	14,5	9,1	8,0	7,4	12,5	14,3
COR (mg/L PtCo)	25	23	6	40	26	33

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,5	2,1	1,2	2,5	3,3	3,9
COR (mg/L PtCo)	0	0	0	2	6	2

Figura A - 16 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 17 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 18 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -7 -Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-7

T (°C) : 20±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,00

Dosagem de cloreto férrico : 28 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 20 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	41,7	29,4	24,3	26,7	24,4	47,1
COR (mg/L PtCo)	134	117	90	86	83	140

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,7	5,6	2,2	5,9	3,3	5,5
COR (mg/L PtCo)	9	11	6	7	8	7

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	1,3	2,2	2,3	2,7	2,1	2,5
COR (mg/L PtCo)	0	0	5	3	0	0

Figura A - 19 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 20 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 21 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 8 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-8
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

T (°C) : 20±1

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,24

Dosagem de cloreto férrico : 16 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 10 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	44,4	71,7	33,3	90,8	95,8	101,0
COR (mg/L PtCo)	199	129	160	94	116	151

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	13,2	8,2	15,9	7,8	10,2	14,5
COR (mg/L PtCo)	15	9	49	13	15	22

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,1	5,6	2,3	3,7	2,9	5,6
COR (mg/L PtCo)	0	3	0	5	1	7

Figura A - 22 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 23 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 24 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 9 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-9

T (°C) : 20±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 5,76

Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 10 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	21,7	20,8	23,2	23,9	37,4	46,8
COR (mg/L PtCo)	60	58	50	63	101	96

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,7	5,7	4,1	4,4	4,3	7,8
COR (mg/L PtCo)	7	11	3	14	4	9

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,7	2,8	3,2	2,2	4,0	2,9
COR (mg/L PtCo)	2	11	9	0	2	0

Figura A - 25 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 26 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 27 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A – 10 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-10

T (°C) : 20±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 210 Alcalinidade total : 23,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 890

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 5,35

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 10 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	80,8	105,0	102,0	62,7	31,7	89,0
COR (mg/L PtCo)	474	539	630	430	147	544

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	61,4	71,6	69,9	36,5	13,2	72,6
COR (mg/L PtCo)	396	467	474	256	104	480

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	55,7	69,8	71,3	34,8	11,9	68,9
COR (mg/L PtCo)	381	466	476	275	108	484

Figura A – 28 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 29– Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 30 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -11 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-11

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,03

Dosagem de cloreto férrico :16 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 8 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	43,8	26,2	25,6	20,4	28,3	82,8
COR (mg/L PtCo)	117	108	85	65	63	63

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,7	9,1	4,1	3,7	3,0	4,3
COR (mg/L PtCo)	11	19	20	11	11	17

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,6	2,5	2,5	2,2	2,2	3,3
COR (mg/L PtCo)	17	15	15	14	16	14

Figura A -31 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 32 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 33 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 12 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-12

T°(C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 5,95

Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 12 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	31,0	26,2	28,1	15,6	20,9	19,4
COR (mg/L PtCo)	96	69	56	29	56	76

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,8	4,2	2,7	4,6	5,2	4,4
COR (mg/L PtCo)	23	32	14	33	26	21

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,1	3,2	2,0	3,8	3,9	2,2
COR (mg/L PtCo)	14	17	15	54	18	14

Figura A -34 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm /min

Figura A - 35 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm /min

Figura A - 36 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm /min

Tabela A -13 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-13		T (°C) :	22±1	
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA				
TURBIDEZ INICIAL (UNT) :		216	Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO ₃)	
COR APARENTE INICIAL (mg/L PTC _o) :		870		
FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) :		5,75		
pH de coagulação :		5,98		
Dosagem de cloreto férrico :22 mg/L				
Dosagem de cal hidratada : 16 mg/L				
GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s ⁻¹) :		600	TEMPO (s):	5
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		45	TEMPO (min):	15
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		30	TEMPO (min):	5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	53,0	46,3	41,7	34,6	36,8	54,1
COR (mg/L PtCo)	111	123	63	88	121	130

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,0	9,0	3,8	2,1	4,7	2,9
COR (mg/L PtCo)	29	19	20	14	16	14

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,3	1,8	2,5	4,1	1,7	1,7
COR (mg/L PtCo)	15	16	14	11	20	15

Figura A - 37 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – $V_s: 7,00 \text{ cm/min}$

Figura A - 38 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – $V_s: 3,50 \text{ cm/min}$

Figura A - 39 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – $V_s: 1,00 \text{ cm/min}$

Tabela A -14 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-14 T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 5,95

Dosagem de cloreto férrico :25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 19 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	41,5	28,7	26,6	30,6	17,1	37,5
COR (mg/L PtCo)	122	139	46	88	126	83

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,3	7,1	3,9	3,2	3,6	4,1
COR (mg/L PtCo)	24	28	13	16	17	18

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,5	3,6	3,3	2,6	2,7	1,8
COR (mg/L PtCo)	18	57	16	16	14	17

Figura A - 40 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 41 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 42 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 15 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-15		T (°C) :	22±1	
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA				
TURBIDEZ INICIAL (UNT) :		216	Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO ₃)	
COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) :		870		
FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) :		5,75		
pH de coagulação :		6,03		
Dosagem de cloreto férrico :28 mg/L				
Dosagem de cal hidratada : 23 mg/L				
GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s ⁻¹) :		600	TEMPO (s):	5
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		45	TEMPO (min):	15
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		30	TEMPO (min):	5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	28,5	40,8	27,4	38,4	31,2	58,5
COR (mg/L PtCo)	70	93	77	78	102	118

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	6,5	4,5	4,5	3,0	3,6	6,2
COR (mg/L PtCo)	15	23	19	19	17	28

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,3	1,7	3,0	2,1	1,9	5,4
COR (mg/L PtCo)	13	15	13	15	12	14

Figura A - 43 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 44 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 45 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -16 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR-TEST-16
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA

T(°C) : 22±1

TURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,54

Dosagem de cloreto férrico :16 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 16 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15

GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	79,3	57,2	66,4	59,9	52,5	80,7
COR (mg/L PtCo)	178	218	157	186	209	228

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	9,2	12,4	9,7	9,6	3,4	13,8
COR (mg/L PtCo)	49	38	51	34	25	46

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,5	6,2	5,9	4,3	2,9	3,1
COR (mg/L PtCo)	25	25	26	23	20	25

Figura A - 46 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 47 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 48 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -17 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-17		T (°C) :	22±1	
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA				
TURBIDEZ INICIAL (UNT) :		216	Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO ₃)	
COR APARENTE INICIAL (mg/L PTC _o) :		870		
FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) :		5,75		
pH de coagulação :		6,54		
Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L				
Dosagem de cal hidratada : 21 mg/L				
GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s ⁻¹) :		600	TEMPO (s):	5
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		45	TEMPO (min):	15
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		30	TEMPO (min):	5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	38,8	36,6	32,4	28,9	29,6	55,7
COR (mg/L PtCo)	145	137	96	112	108	223

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,0	12,3	4,7	5,5	3,7	7,2
COR (mg/L PtCo)	20	31	20	32	20	45

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,0	3,3	3,2	3,0	2,2	1,3
COR (mg/L PtCo)	19	21	23	22	19	15

Figura A - 49 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 50 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 51 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 18 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,5 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR-TEST-18

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,81

Dosagem de cloreto férrico : 22 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 26 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO (s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO (s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	37,5	33,3	36,8	58,4	30,5	53,0
COR (mg/L PtCo)	99	107	169	161	102	165

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	7,8	3,2	6,0	3,4	2,7	2,7
COR (mg/L PtCo)	39	18	34	31	23	30

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,7	2,1	1,4	1,9	1,5	1,7
COR (mg/L PtCo)	24	21	20	25	19	22

Figura A – 52 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 53 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A – 54- Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -19 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-19

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,75

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 30 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	46,1	50,9	33,6	33,6	15,7	39,3
COR (mg/L PtCo)	147	133	135	143	102	173

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,7	5,0	5,2	4,6	3,5	6,0
COR (mg/L PtCo)	33	34	35	40	30	38

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	1,8	3,2	4,0	2,8	4,2	2,6
COR (mg/L PtCo)	23	27	25	25	29	28

Figura A - 55 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 56 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 57 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A -20 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-20

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 216 Alcalinidade total : 25,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 870

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 6,81

Dosagem de cloreto férrico : 28 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 35 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	46,8	41,3	35,2	28,0	33,2	46,0
COR (mg/L PtCo)	183	175	152	146	145	176

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	6,6	6,4	5,1	7,6	8,5	11,2
COR (mg/L PtCo)	32	26	20	19	22	45

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,9	4,1	3,0	1,7	4,8	3,2
COR (mg/L PtCo)	16	11	9	7	119	12

Figura A - 58 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 59 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 60 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Figura A - 61 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 62 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 63 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 22 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-22

T (°C) : 22±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PTCO) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 7,44

Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 25 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	16,1	17,6	20,6	17,6	21,0	23,0
COR (mg/L PtCo)	53	81	44	80	57	66

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,6	4,0	5,4	2,7	4,0	4,5
COR (mg/L PtCo)	51	20	16	19	13	18

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,7	1,9	2,1	2,9	2,9	2,2
COR (mg/L PtCo)	13	13	9	18	15	14

Figura A - 64 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm /min

Figura A - 65 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm /min

Figura A - 66 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm /min

Tabela A - 23 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-23

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,18

Dosagem de cloreto férrico : 22 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 29 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	44,4	46,4	22,9	36,9	30,7	27,6
COR (mg/L PtCo)	125	101	114	109	134	146

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,3	6,6	4,4	7,9	8,1	13,5
COR (mg/L PtCo)	25	29	25	30	37	57

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,3	2,9	2,9	2,9	3,3	3,0
COR (mg/L PtCo)	72	16	47	16	21	21

Figura A - 67 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 68 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 69 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 24 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-24

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,18

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 33 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s) : 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	44,9	16,8	15,9	24,1	20,6	24,7
COR (mg/L PtCo)	189	121	101	106	123	126

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	7,7	3,7	3,1	5,3	5,4	7,9
COR (mg/L PtCo)	36	31	29	29	30	38

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,9	2,1	1,6	3,1	3,4	4,5
COR (mg/L PtCo)	34	24	27	30	50	27

Figura A - 70 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 71 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 72 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 25 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-25

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,33

Dosagem de cloreto férrico : 28 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 37 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	61,6	50,3	24,7	25,5	29,7	35,7
COR (mg/L PtCo)	245	141	203	173	173	323

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	6,3	4,9	3,4	6,2	5,9	6,0
COR (mg/L PtCo)	37	49	33	34	31	32

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,0	2,1	3,7	3,3	5,2	6,0
COR (mg/L PtCo)	29	25	27	28	225	26

Figura A - 73 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 74 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 75 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 26 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-26		T (°C) :	24±1	
POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCA				
TURBIDEZ INICIAL (UNT) :		221	Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO ₃)	
COR APARENTE INICIAL (mg/L PTC _o) :		980		
FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) :		5,75		
pH de coagulação :		8,61		
Dosagem de cloreto férrico : 16 mg/L				
Dosagem de cal hidratada : 26 mg/L				
GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s ⁻¹) :		600	TEMPO (s):	5
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		45	TEMPO (min):	15
GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s ⁻¹) :		30	TEMPO (min):	5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	51,2	58,2	41,3	43,5	48,8	95,2
COR (mg/L PtCo)	193	200	170	192	159	248

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	12,5	10,8	7,0	4,7	5,9	11,5
COR (mg/L PtCo)	41	41	31	29	40	54

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,8	4,6	3,8	3,9	3,8	7,1
COR (mg/L PtCo)	31	24	27	28	31	31

Figura A - 76 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 77 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 78 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 27 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-27

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,60

Dosagem de cloreto férrico : 20 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 29 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	49,9	45,8	31,4	25,6	49,7	54,7
COR (mg/L PtCo)	176	208	171	129	165	186

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	7,2	7,1	5,3	4,5	7,3	4,8
COR (mg/L PtCo)	30	37	29	41	43	30

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,2	3,4	3,2	2,6	3,5	4,0
COR (mg/L PtCo)	22	24	25	22	32	34

Figura A - 79 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – V_s : 7,00 cm/min

Figura A - 80 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – V_s : 3,50 cm/min

Figura A - 81 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – V_s : 1,00 cm/min

Tabela A - 28 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-28

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,51

Dosagem de cloreto férrico : 22 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 32 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	71,3	69,3	59,6	59,7	76,4	62,9
COR (mg/L PtCo)	211	172	231	170	179	202

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	5,4	7,4	4,7	11,7	4,9	7,8
COR (mg/L PtCo)	38	38	32	53	36	30

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	2,0	1,5	1,1	2,3	1,3	2,9
COR (mg/L PtCo)	21	21	16	18	20	21

Figura A - 82 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 83 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 84 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente final em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 29 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-29

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,83

Dosagem de cloreto férrico : 25 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 36 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	74,6	47,6	44,2	71,0	43,0	51,3
COR (mg/L PtCo)	185	237	187	234	397	349

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	11,7	8,7	9,6	10,8	12,4	12,7
COR (mg/L PtCo)	60	57	71	61	80	43

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	4,3	3,8	4,2	4,2	2,5	4,0
COR (mg/L PtCo)	31	24	25	28	18	24

Figura A - 85 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 86 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 87 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Tabela A - 30 – Ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca com dosagens de 0 a 2,50 mg/L. Amostras da água decantada coletadas com velocidades de sedimentação de 7,00; 3,50 e 1,00 cm/min.

ENSAIO EM JAR TEST-30

T (°C) : 24±1

POLÍMERO FÉCULA DE MANDIOCATURBIDEZ INICIAL (UNT) : 221 Alcalinidade total : 34,0 mg/L (CaCO₃)

COR APARENTE INICIAL (mg/L PtCo) : 980

FERRO TOTAL INICIAL (mg/L) : 5,75

pH de coagulação : 8,63

Dosagem de cloreto férrico : 28 mg/L

Dosagem de cal hidratada : 40 mg/L

GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA (s⁻¹) : 600 TEMPO (s): 5GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 45 TEMPO (min): 15GRADIENTE DE FLOCULAÇÃO(s⁻¹) : 30 TEMPO (min): 5

Dosagem de polímero (mg/L)	0,0	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50
Vs = 7,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	78,5	55,4	56,4	47,9	45,1	73,2
COR (mg/L PtCo)	214	229	229	164	242	274

Vs = 3,50 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	8,7	10,1	14,4	9,0	10,5	9,8
COR (mg/L PtCo)	41	40	42	19	30	31

Vs = 1,00 cm/min						
TURBIDEZ (UNT)	3,0	2,2	3,8	3,0	3,5	2,9
COR (mg/L PtCo)	9	9	10	11	10	13

Figura A - 88 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 7,00 cm/min

Figura A - 89 - Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 3,50 cm/min

Figura A - 90 – Relações turbidez final/turbidez inicial e cor aparente inicial/cor aparente inicial em função da dosagem de polímero fécula de mandioca – Vs: 1,00 cm/min

Figura A – 91 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 28 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A – 92 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 25 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A – 93 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 22 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A – 94- Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 20 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 95 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 96 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 16 mg/L e velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 97 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 25mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A -98 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 22mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 99 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 20mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 100 - Relação entre cor aparente remanescente e cor aparente inicial C/Co em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca e pH de coagulação com dosagem de cloreto férrico 28mg/L e velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 101 - Relação entre concentração de ferro remanescente total e ferro total inicial Fe/Fe_0 em função do pH de coagulação c/ dosagem de 16 mg/L de cloreto férrico e 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 102 - Relação entre concentração de ferro remanescente total e ferro total inicial Fe/Fe_0 em função do pH de coagulação c/ dosagem de 20mg/L de cloreto férrico e 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 103 - Relação entre concentração de ferro remanescente total e ferro total inicial Fe/Fe_0 em função do pH de coagulação c/ dosagem de 22mg/L de cloreto férrico e 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 104 - Relação entre concentração de ferro remanescente total e ferro total inicial Fe/Fe_0 em função do pH de coagulação c/ dosagem de 25mg/L de cloreto férrico e 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 105 - Relação entre concentração de ferro remanescente total e ferro total inicial Fe/Fe_0 em função do pH de coagulação c/ dosagem de 28mg/L de cloreto férrico e 1,50 mg/L de polímero de fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 106 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 16mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 107 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 20mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 108 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero e fécula de mandioca com dosagem de 22mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 109 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 25mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 110 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 28mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 111 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 20mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 112 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 22mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 113 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 25mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

Figura A - 114 - Relação entre turbidez remanescente e turbidez inicial T/T_0 em função da dosagem de polímero de fécula de mandioca com dosagem de 28mg/L de cloreto férrico e em função do pH de coagulação, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min – ensaio em “jar-test”

ANEXO B – Série de ensaios em “jar-test” com diferentes valores de Turbidez e diversas dosagens de polímero Fécula de Batata e de Fécula de Mandioca. Ensaios realizados com água coagulada da ETA.

Tabela B - 1 – Ensaio 1 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de mandioca gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 20/04/2002:

Turbidez da água bruta : 19,6 UNT

Turbidez da água decantada : 1,85 UNT

Cor aparente da água bruta : 134 mg PtCo/L

Cor aparente da água decantada : 4 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 26 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$) : 43,5 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 5 mg/L

Ferro Total na água bruta : 1,34 mg/L

Ferro Total na água decantada : 0,80 mg/L

Temperatura : 23,9°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 7,10

pH da água decantada : 8,47

Alcalinidade total da água bruta : 29 mg/L CaCO_3

Condutividade da água bruta : 81,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Tempo de floculação:

16 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 2; 4; 6 e 8 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 3,50; 1,75; 1,16 e 0,87 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de mandioca) 1,00; 2,00; 3,00; 4,00 e 5,00 mg/L

Figura B - 1 – Relações Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 2 – Relações Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero - ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

Figura B - 3 – Relações Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero - ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 1,16 cm/min

Figura B - 4 – Relações Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero - ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca, velocidade de sedimentação 0,87 cm/min

Tabela B - 2 - Ensaio 2 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de batata gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 27/04/2002:

Turbidez da água bruta : 18,6 UNT

Turbidez da água decantada : 1,96 UNT

Cor aparente da água bruta : 128 mg PtCo/L

Cor aparente da água decantada : 20 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 26 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio (Na(OH)_2) : 42 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 5 mg/L

Ferro Total na água bruta : 1,22 mg/L

Ferro Total na água decantada : 0,77 mg/L

Temperatura : 22,4°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 7,02

pH da água decantada : 8,08

Alcalinidade total da água bruta : 26 mg/L CaCO_3

Alcalinidade total da água decantada : 32 mg/L CaCO_3

Condutividade da água bruta : 81,5 $\mu\text{S/cm}$

Condutividade da água decantada : 170,9 $\mu\text{S/cm}$

Tempo de floculação:

16 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 2; 4; 6 e 8 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 3,50; 1,75; 1,16 e 0,87 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de batata) 1,00; 2,00; 3,00; 4,00 e 5,00 mg/L

Figura B - 5 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 6 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

Figura B - 7 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 1,16 cm/min

Figura B - 8 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata, velocidade de sedimentação 0,87 cm/min

Figura B - 9 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca

Figura B - 10 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata

Figura B - 11 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca

Figura B - 12 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata

Tabela B – 3 - Ensaio 3 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de mandioca pregelatinizada

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 12/07/2002:

Turbidez da água bruta : 29,5 UNT

Turbidez da água decantada : 2,85 UNT

Cor aparente da água bruta : 180 mg PtCo/L

Cor aparente da água decantada : 21 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 26 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$) : 47 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 9 mg/L

Ferro Total na água bruta : 1,45 mg/L

Ferro Total na água decantada : 0,80 mg/L

Temperatura : 16,8°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 6,68

pH da água decantada : 8,14

Alcalinidade total da água bruta : 23 mg/L CaCO_3

Tempo de floculação:

16 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 1; 2; 3; e 4 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 7,00; 3,50; 2,33; 1,75 e 1,16 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de mandioca pregelatinizada em pó) 0,50; 1,00; 1,50; 2,00 e 2,50 mg/L

Figura B - 13 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada em pó

Figura B - 14 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada em pó

Figura B - 15 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min

Figura B - 16 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 17 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada, velocidade de sedimentação 2,33 cm/min

Figura B - 18 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca pregelatinizada, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

Tabela B – 4 - Ensaio 4 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de batata gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 24/07/2002:

Turbidez da água bruta : 322 UNT

Turbidez da água decantada : 3,85 UNT

Cor aparente da água bruta : 1712 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 42 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$) : 74 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 9 mg/L

Ferro Total na água bruta : 3,22 mg/L

Temperatura : 19,2°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 6,71

pH da água decantada : 8,80

Alcalinidade total da água bruta : 21 mg/L CaCO_3

Tempo de floculação:

12 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 1; 2; 3 e 4 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 7,00; 3,50; 2,33; 1,75 e 1,16 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de batata gelatinizada a frio) 0,50; 1,000; 1,50; 2,00 e 2,50 mg/L

Figura B - 19 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio

Figura B - 20 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio

Figura B - 21 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio velocidade de sedimentação 7,00 cm/min

Figura B - 22 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 23 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio velocidade de sedimentação 2,33 cm/min

Figura B - 24 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

Tabela B – 5 - Ensaio 5 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de mandioca gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 24/07/2002:

Turbidez da água bruta : 322 UNT

Turbidez da água decantada : 3,85 UNT

Cor aparente da água bruta : 1712 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 40 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$): 74 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 9 mg/L

Ferro Total na água bruta : 3,22 mg/L

Temperatura : 19,2°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 6,71

pH da água decantada : 9,10

Alcalinidade total da água bruta : 21 mg/L CaCO_3

Tempo de floculação:

12 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 1, 2, 3, e 4 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 7,00, 3,50, 2,33, 1,75, e 1,16 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de mandioca gelatinizada a frio) 0,50, 1,00, 1,50, 2,00 e 2,50 mg/L

Figura B - 25 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio

Figura B - 26 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio

Figura B - 27 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min

Figura B - 28 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 29 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 2,33 cm/min

Figura B - 30 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 1,75cm/min

Tabela B 6 - Ensaio 6 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de mandioca gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 25/07/2002:

Turbidez da água bruta : 129 UNT

Turbidez da água decantada : 3,30 UNT

Cor aparente da água bruta : 614 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 34 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$) : 53 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 9 mg/L

Ferro Total na água bruta : 1,71 mg/L

Temperatura : 17,8°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 6,97

pH da água decantada : 8,50

Alcalinidade total da água bruta : 23 mg/L CaCO_3

Tempo de floculação:

12 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 1; 2; 3 e 4 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 7,00; 3,50; 2,33; 1,75, e 1,16 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de mandioca gelatinizada a frio) 0,50; 1,00; 1,50; 2,00 e 2,50 mg/L

Figura B - 31 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio

Figura B - 32 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio

Figura B - 33 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min

Figura B - 34 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 35 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 2,33 cm/min

Figura B - 36 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de mandioca gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

Tabela B 7 - Ensaio 7 em “jar-test” com amostra de água coletada no final do canal de água coagulada da ETA.

Polímero: fécula de batata gelatinizada a frio

Dosagens de produtos químicos utilizados na ETA.

Principais características da água na ETA em 25/07/2002:

Turbidez da água bruta : 129 UNT

Turbidez da água decantada : 3,30 UNT

Cor aparente da água bruta : 614 mg PtCo/L

Dosagem de cloreto férrico (FeCl_3) : 34 mg/L

Dosagem de hidróxido de cálcio ($\text{Na}(\text{OH}_2)$) : 53 mg/L

Dosagem de carvão ativado : 9 mg/L

Ferro Total na água bruta : 1,71 mg/L

Temperatura : 17,8°C

Vazão de tratamento : 165 L/s

pH da água bruta : 6,97

pH da água decantada : 8,50

Alcalinidade total da água bruta : 23 mg/L CaCO_3

Tempo de floculação:

12 min; gradiente de velocidade médio : 55 s^{-1}

4 min; gradiente de velocidade médio : 30 s^{-1}

Amostras de 25 mL coletadas após 1; 2; 3 e 4 min a 7 cm da superfície da água

Velocidades de sedimentação equivalentes a 7,00; 3,50; 2,33; 1,75, e 1,16 cm/min

Dosagens de polímero natural (fécula de batata gelatinizada a frio) 0,50; 1,00; 1,50; 2,00 e 2,50 mg/L

Figura B – 37 – Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio

Figura B 38 – Cor aparente remanescente em função da dosagem de polímero e do tempo de sedimentação – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio

Figura B - 39 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 7,00 cm/min

Figura B - 40 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 3,50 cm/min

Figura B - 41 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 2,33 cm/min

Figura B - 42 – Relações entre Turbidez remanescente e inicial T/T_o e Cor aparente remanescente e inicial C/C_o em função da dosagem de polímero – ensaio em “jar-test” com polímero fécula de batata gelatinizada a frio, velocidade de sedimentação 1,75 cm/min

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIKEN, G. and COTSARIS, E. (1995) – “Soil and Hydrology: Their effect on NOM”. Journal of AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1:36-37.

ALLEN, M. J.; CLANCY, J. L.; RICE, E. W. (2000) – *The challenge of pathogen research*. Journal of AWWA, p. 63 – 76, Sep, USA.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1990) AWWA – *Water Quality and Treatment – A Handbook of Community Water Supplies*, 4th edition, USA, McGraw-Hill.

AMIRTHARAJAH, A. (1988) *Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration*. Journal of AWWA, p. 36 – 46, Dec, 1988 USA.

AMIRTHARAJAH, A. and C.R. O'MELIA (1990) – “Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation.” *Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies*. Fourth Edition. AWWA. F.W. Pontius, editor, McGraw-Hill, New York.

ANDREOLI, C. V. (2001) Coordenador – *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Projeto PROSAB 2, 257p. Rio de Janeiro, ABES.

ARGAMAN, Y. & KAUFMAN, W.J. (1970) – Turbulence and flocculation. Jour. Envir. Engrg, ASCE, v 96, n. SA2, p. 223-241, Apr, USA.

AWWA WATER QUALITY DIVISION DESINFECCION SYSTEMS COMMITTEE (2000) *Disinfection at large and medium – size systems*. Journal of AWWA, p. 32-43, May, USA.

BANCHE, D.H. JOHNSON, C.; PAPAVALOPOULOS, E; RASOOL, E.; MCGILLIGAN, F. J. (1999). *Sweep Coagulation: Structures, Mechanisms and Practice*. J. water SRT – AQUA, v. 48, n° 5, p. 201-210, Oct, UK.

BRANCO, S.M. (1989). Considerações sobre a nova legislação Brasileira de Águas. *Revista DAE* v. 49, n° 157, p. 185-187, out-dez, Brasil.

CAMP, T.R. & STEIN, P.C. (1943) – Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Motion. J. Boston Society Civil Engineers, 219-237, Oct, USA.

- CAMPOS, J. R., REALI, M. A. P., DANIEL, L. A. (1999) - *Conceitos gerais sobre Técnicas de Tratamento de Águas de Abastecimento, Esgotos Sanitários e Desinfecção*, São Carlos, 47p.
- CAMPOS, J. R.; DI BERNARDO, L. (1991). *Uso de polímeros naturales en el tratamiento de aguas para abastecimiento*. Cali, Colombia, CINARA.
- CAMPOS, J.R. (1972) - Ensaio sobre a Aplicação de Polietrólitos na Floculação de Águas de Abastecimento. São Carlos, 97p. Dissertação de (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R. (1980) - *Emprego do amido de batata como auxiliar de floculação de águas para abastecimento*. São Carlos, 179p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R. (1984) - *Comparação da eficiência de amido de diversas fontes naturais, quando empregado como auxiliar de floculação de águas para abastecimento*. Revista DAE, v. 44, n° 137, 144 - 149, jun. Brasil.
- CARLSON, K.; VIA, S.; BELLAMY, B.; CARLSON, M. (2000) - *Secondary effects of enhanced coagulation and softening*. Journal of AWWA, p. 63 - 75, Jun, USA.
- CARLSON, M & HARDY, D. (1998) - *Controlling DBPs with monochloramine*, Journal of AWWA, p. 95-106, Feb, USA.
- CHLORINE DIOXIDE (1993). *Drinking water issues*, 2nd International Symposium, Huston TX, AWWA Research Foundation, USA.
- CLANCY, J. L.; BUKHARI, Z.; HARGY, T. M.; BOLTON, J. R.; DUSSERT, B. W. MARSHALL, M. M. (2000) - *Using UV to inactivate Cryptosporidium*. Journal of AWWA, p. 97 - 104, Sep, USA.
- COMMITTEE REPORT (1979) - *Organics removal by coagulation: A review and research needs*. Journal of AWWA, Denver, Colorado, v. 71, n° 10, 588-603, Oct.
- COSTA, E. R. H. (1992) - *Estudo do uso de polímeros naturais como auxiliares de floculação com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio*. São Carlos, 208p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CRAWN, G. F. & CALDERON, R. L. (2001) - *Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies*. Journal of AWWA, p. 64 - 75, Sep, USA.
- CROZES, G.; WHITE, P.; MARSHALL, M. (1995) - *Enhanced coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs*, Journal of AWWA, p. 78-89, Jan, USA.
- CULP, G. L., WESNER, G. M., CULP, R. L (1986), *Handbook of Public Water Systems*, 1.113p. Van Nostrand Reinhold Company.

CUNHA Jr., N. P (1992) – *Estudo comparativo de filtros de camada simples de areia e de dupla camada*. São Carlos, 217p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CUNHA, F. H. R (1989) - *Estudo do comportamento hidráulico e da eficiência na sedimentação de alta taxa*. São Carlos 155p v1. Dissertação (Mestrado) -Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo.

CURRENT, W. L. and GARCIA, L. S. (1991) *Cryptosporidiosi*. Clinical Microbiological Reviews. 4(3): 325, USA.

DAVIS, M. L. & CORNWELL, D. A. (1991) *Introduction to Environmental Engineering*, 822p. McGraw-Hill.

DI BERNARDO A. S. (2000) *Influência das condições de aplicação de polímeros catiônicos na eficiência da floculação*. São Carlos, 207p. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DI BERNARDO L. & DI BERNARDO A. S (1998), *Utilización de polímeros sintéticos y naturales como ayudantes de floculación una nueva metodología en base al diagrama de coagulación*, XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, Lima Peru.

DI BERNARDO, L. (1993) - *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*, vols. 1 e 2. ABES, Rio de Janeiro.

DI BERNARDO, L., PÁDUA, V. L., MOREIRA, A.M.R. (1998) *Metodologia para la Reproduccion de Las Condiciones de floculacion en Jar Test*, XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, Lima Peru.

DI BERNARDO, L; GUIMARÃES, A. F.; MENDES, C.G.N. (1987), *Coagulação, Floculação de Água com Turbidez ou Cor Elevada*. Revista DAE, v. 47, nº 150, p. 227 – 239, Brasil.

DRIKAS, M.; CHOW, W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. (2001) – *Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria*. Journal of AWWA, p. 100 – 111, Feb, USA.

E. J. W. VERWEY and J. Th. G. OVERBEEK (1948) – *Theory of Stability of Lyophobic Colloids*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

EDWARDS, M. (1997) – *Predicting DOC removal during enhanced coagulation*. Journal of AWWA, p. 78 – 89, May, USA.

HORVÁTH, I. (1994), - *Hydraulics in water and Wastewater Treatment Technology*. John Wiley & Sons, 319p Uk.

- KARNER, D. A.; HARRINGTON, G. W.; BARNUM, R. P. (2001) – *Microcystin algal toxins in source and finished drinking water*. Journal of AWWA, p. 72 – 81, Aug, USA.
- KERR, R.W. (1968) – *Chemistry and Industry of Starch*. Academic Press Inc., Publishers 2th edition 719p. USA.
- KOOL, J., L.; CARPENTER, J. C., FIELDS, B. S. (2000) – *Monochloramine and legionnaires' disease*. Journal of AWWA, p. 88 – 96, Sep, USA.
- KRASNER, S. W.; AMY, G. (1995) - *Jar-test evaluations of enhanced coagulation*. Journal of AWWA, p. 93-107, Oct, 1995, USA.
- LEPESH, IGO F. (1976) – *Solos, formação e conservação*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 158 p. (Prisma Brasil, n. 31).
- LIMA, U. A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W.; SCHMIDELL, W. (2001) - *Biotechnologia Industrial – Processos Fermentativos e Enzimáticos* v. III, 1 edição, Edgard Blücher, SP, Brasil.
- MARINELLI, P.S. (1999) - *Aplicação de amidos catiônicos de milho como auxiliares de Floculação no Tratamento de Água*. São Carlos, v.1. Dissertação (Mestrado) – Área Interunidades em “Ciência e Engenharia de Materiais”, Universidade de São Paulo.
- MENDES, C. G. D. N (1985) – *Estudo das influências das dosagens de produtos químicos na filtração direta ascendente*. São Carlos, 117p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MENDES, C.G.N. (1989) - *Estudo de coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis*. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE (2000) – *Norma de qualidade da água para consumo humano*. Portaria nº 1469 de 29 de dezembro de 2000, Brasil.
- MINISTÉRIO DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE - *Classificação de águas doces, salobras e salinas no território nacional*. RESOLUÇÃO Nº 20 DO CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 18-6-1986, Brasil.
- NETO, J. I. C. (1996) - *Sedimentação de partículas discretas em dutos utilizados na decantação de alta taxa considerando escoamento laminar nos trechos de transição e de perfil desenvolvido*. São Carlos 118p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo.
- PAIXÃO, G. C. (1996) *Estudo da coagulação – floculação – sedimentação de água com turbidez ou cor elevada, utilizando polímero sintético como auxiliar de floculação*. São Carlos 185 p. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

- PELCZAR Jr., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. (1996) – *Microbiologia - Conceitos e Aplicações* vs 1 e 2, 2ª edição, MAKRON Books, SP, Brasil.
- REALI, M.A.P. (1999) Coordenador - *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Projeto PROSAB, 250p. Rio de Janeiro, ABES.
- REYNOLDS, T. D (1982) *Unit Operations and Processes in Invironmental Engineering*, 576p. PWS Publishers.
- RICHTER, C. A. & NETTO J. M. A. (1991) *Tratamento de Água Tecnologia Atualizada*, 332p. Edgard Blücher , SP, Brasil.
- SIMMONS III, O. D.; SCHAEFER III, F. W.; FRANCY, D. S.; HEANEY, C. D. (2001) – *Evaluation of USEPA method 1622 for detection of Cryptosporidium oocysts in stream waters*. Journal of AWWA, p. 78 – 87, Jan, USA.
- SMITH, J. E. (1991), *Upgrading Existing or Designing New Drinking Water Treatment Facilities*, 384p. Noyes Data Corporation, USA.
- TATE, C. H. and ARNOLD, K. F. (1990) – *Health and Aesthetic Aspects of Water Quality*. Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies. Fourth Edition. F.W. Pontious, editor. AWWA, McGraw-Hill, New York.
- TSENG, T.; SEGAL, B. D.; EDWARDS, M. (2000) – *Increasing alkalinity to reduce turbidity*. Journal of AWWA, p. 44 – 54, Jun, USA.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1990). *Technologies for Upgrading Existing or Designing New Drinking Water Treatment Facilities* Office of Drinking, 1990, 209p., USA.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1999) – *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual* USA.
- WHITE, M.C.; THOMPSON, J. D.; HARRINGTON, G. W.; SINGER, P. C. (1997) *Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance*. Journal of AWWA, p. 64-77, May, USA.
- WIESNER, M.R. and R. KLUTE, 1998. Properties and Measurements of Particulate Contaminants in Water. *Treatment and Process Selection for particle Removal*. J.B. McEwen, editor. American Water Works Association Research Fund and International Water Supply Association, Denver, Co. USA.
- YOKOSAWA, M. M. (1996) - *Atuação de polímeros na estabilização de dispersões de alumina*. São Carlos, Dissertação (Mestrado) – Área Interunidades em “Ciência e Engenharia de Materiais” Universidade de São Paulo.