



MARLON CAIANELO DIAS CAMPOS

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO DE
ÀGUA DE LAVAGEM DE FILTROS NA
QUALIDADE DA ÀGUA PARA CONSUMO
HUMANO**

Campinas

2014



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

MARLON CAIANELO DIAS CAMPOS

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO DE ÀGUA DE
LAVAGEM DE FILTROS NA QUALIDADE DA ÀGUA
PARA CONSUMO HUMANO**

Dissertação de mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. RICARDO DE LIMA ISAAC

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE A VERSÃO
FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO
ALUNO MARLON CAIANELO DIAS CAMPOS
E ORIENTADA PELO PROF. DR. RICARDO DE
LIMA ISAAC.

ASSINATURA DO ORIENTADOR

**Campinas
2014**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

C157i Campos, Marlon Caianelo Dias, 1986-
Influência da recirculação de água de lavagem de filtros na qualidade da
água tratada para consumo humano / Marlon Caianelo Dias Campos. – Campinas,
SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Ricardo de Lima Isaac.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Tratamento de água. 2. Água - Estações de tratamento. 3. Ácidos
orgânicos. I. Isaac, Ricardo de Lima, 1962-. II. Universidade Estadual de
Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Influence of recirculation of water to wash filters in treated water
quality for human consumption

Palavras-chave em inglês:

Water treatment

Water treatment plants

Organic acids

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Ricardo de Lima Isaac [Orientador]

Carlos Gomes da Nave Mendes

Denis Miguel Roston

Data de defesa: 29-01-2014

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**Influência da recirculação de água de lavagem de filtros na
qualidade da água tratada para consumo humano**

Marlon Caianelo Dias Campos

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac
Presidente e Orientador/FEC-UNICAMP



Prof. Carlos Gomes da Nave Mendes
FEC-UNICAMP



Prof. Dr. Denis Miguel Rostor
FEAGRI-UNICAMP

Campinas, 29 de Janeiro de 2014

RESUMO

A recirculação de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água do tipo convencional (ETA) pode representar economia significativa tanto do recurso hídrico quanto de energia, aspecto fundamental do ponto de vista da sustentabilidade. Contudo, se praticada sem critério, tal prática operacional pode representar risco à saúde do consumidor. O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o impacto da recirculação da água de lavagem de filtros (ALAF) na qualidade da água tratada. O trabalho desenvolveu-se na ETA-3 de Campinas-SP que capta do manancial superficial (rio Atibaia), utiliza pré-cloração e policloreto de alumínio como coagulante no processo de tratamento. Investigou-se em escala de bancada (Jar-test) o impacto da aplicação de taxas de recirculação equivalentes a 2, 4, 6, 8 e 10 % em volume de ALAF em relação ao volume total de água tratada na formação de subprodutos de desinfecção (trihalometanos e ácidos haloacéticos). Os parâmetros carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), UV₂₅₄, turbidez, cor (aparente e verdadeira) e metais (alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, zinco e níquel) foram também avaliados. Em geral, as diferentes taxas de recirculação de ALAF não provocaram inadequações quanto ao padrão de potabilidade para os parâmetros: cor, turbidez, metais (bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, zinco e níquel) e trihalometanos. Quanto aos ácidos haloacéticos, porém, notou-se que não se atendeu ao valor limite estabelecido na legislação e que o aumento da taxa de recirculação provocou a elevação da concentração deste subproduto da desinfecção na água tratada.

Palavras chave: tratamento de água, resíduos de ETA, ácidos haloacéticos

ABSTRACT

Filter backwash water recycling at conventional water treatment plants (WTP) certainly contributes to water and energy resources rational use, essential for sustainability. However, if practiced without criteria, such operational practice may pose a risk to users' health. The overall objective of this research was to evaluate the impact of recirculating filter backwash water on filtered water quality. The work was carried out at Campinas WTP, Sao Paulo State, Brazil. The plant treats surface raw water from Rio Atibaia (pre-chlorination, polyaluminum chloride as main coagulant). It was investigated in lab scale (jar-test) the effect of applying recirculation flowrate corresponding to 2, 4, 6, 8 and 10 % volume of backwash water ratio to total volume of treated water on the formation of disinfection byproducts (trihalomethane, THM and haloacetic acids, HAA). Metals content (aluminum , barium, cadmium, lead, copper, chromium , manganese, zinc and nickel), total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) , UV_{254} , turbidity, apparent and true color were also evaluated . In general, tested recirculation rates did not cause filtered water quality mismatches to drinking water standards for the parameters: color, turbidity, metals (barium, cadmium, lead, copper, chromium, manganese, zinc and nickel) and THM. However, for HAA it was found that recycling led to concentration values upper than the maximum contaminant level in Brazilian drinking water standards. Increasing the rate, higher was the concentration of this disinfection by-product in treated water.

Keywords : water treatment , water treatment plant residuals, halo acetic acids

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo geral	3
2.2. Objetivos específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. Água	5
3.2. Sustentabilidade	6
3.3. Impactos do lançamento de água de lavagem de filtros nos corpos d'água.....	7
3.4. Tratamento de água.....	9
3.5. Matéria Orgânica Natural	15
3.6. Desinfetante no tratamento de água.....	19
3.7. Formação de subprodutos da desinfecção em água tratada	22
3.8. Fatores que influenciam na formação de subprodutos	25
3.8.1. pH	25
3.8.2. Tempo de contato e da temperatura	26
3.8.3. Dosagem de cloro.....	26
3.8.4. Concentração e características dos precursores de Trihalometanos	27
3.8.5. Brometos	29
3.8.6. Toxicidade dos subprodutos	29
3.9. Principais características de um agente oxidante	32
3.10. Elementos-Traço	32
3.10.1. Alumínio.....	33
3.10.2. Ferro	34
3.10.3. Manganês	36
3.11. Metais pesados	37
3.11.1. Bário	39
3.11.2. Cádmio	39
3.11.3. Cromo.....	40
3.11.4. Cobre	41
3.11.5. Chumbo	42
3.11.6. Níquel	43
3.11.7. Zinco	44
3.11.8. Dureza Total	45
3.12. Lavagem de Filtros	46

3.13.	Água de Lavagem de Filtros.....	49
3.14.	Características das águas de lavagem de filtros.....	52
3.14.1.	Características físicas e químicas.....	52
3.14.2.	Concentração de sólidos.....	52
3.14.3.	Concentração de metais.....	53
3.14.4.	Turbidez.....	53
3.15.	Características microbiológicas.....	54
3.16.	Quantificação de água de lavagem de filtro em relação ao volume da água tratada	56
3.17.	Recirculação de água de lavagem de filtros	57
3.18.	Tratamento de água de lavagem de filtros.....	57
3.18.1.	Equalização de vazões.....	58
3.18.2.	Sedimentação.....	59
3.19.	Práticas e critérios de recirculação de água de lavagem de filtros	63
3.20.	Benefícios da Recirculação da Água de Lavagem do Filtro	66
4.	<i>MATERIAL E MÉTODOS.....</i>	69
4.1.	Manancial e Estação de Tratamento de Água.....	69
4.2.	Descrição das amostras e pontos de coleta	72
4.3.	Análises Físico-Químicas da Água	74
4.4.	Ensaio de laboratório	77
5.	<i>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</i>	85
5.1.	Caracterização da água tratada nos ensaios de bancada.....	85
5.2.	Ensaio de filtração	87
5.3.	Teste preliminar em reator estático (Jar-test).....	89
5.4.	Cloro.....	93
5.5.	Potencial Hidrogeniônico.....	95
5.6.	Dureza	96
5.7.	Cor	97
5.8.	Metais.....	99
5.8.1.	Alumínio.....	99
5.8.2.	Bário	101
5.8.3.	Cádmio	102
5.8.4.	Chumbo.....	103
5.8.5.	Cobre	103
5.8.6.	Cromo.....	104

5.8.7.	Ferro	105
5.8.8.	Manganês	106
5.8.9.	Zinco	107
5.9.	Turbidez	108
5.10.	Carbono Orgânico Total e Dissolvido.....	113
5.11.	Padrão Microbiológico	118
5.12.	Absorvância em 254 nm	121
5.13.	Trihalometanos	123
5.14.	Ácidos Haloacéticos.....	129
6.	CONCLUSÕES	133
7.	RECOMENDAÇÕES.....	135
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	137

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, saúde e por mais esta conquista.

Aos meus queridos pais, Milton e Roseli, e à minha irmã Mayara, pela torcida, carinho, preocupação e apoio prestados durante todo este período. Sempre me motivando nas decisões tomadas em minha vida profissional, pessoal e acadêmica.

Aos meus familiares, especialmente a minha tia Ysiane, pelo apoio e pela força.

Ao meu orientador Ricardo, pela oportunidade, confiança, amizade e dedicação com orientações neste trabalho.

A todos os amigos, colegas e funcionários da SANASA que contribuíram para o meu crescimento pessoal e profissional, principalmente aos amigos: Marcel, Leonelson, Roberta e Leandro pela convivência e ajuda nos experimentos.

Aos técnicos do LABSAN Fernando, Ligia e Enelton pela paciência e ajuda constante nos laboratórios e pelo apoio naquilo que foi necessário.

Aos colegas de pós-graduação Mario, Leonardo, Jorge, Denise, Jennifer e Gabriela, pela companhia, amizade, conselhos e apoio.

Ao apoio institucional da Universidade Estadual de Campinas.

A CAPES pelo apoio financeiro na concessão da bolsa.

E a todas as pessoas, que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento e conclusão desse trabalho.

“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”

Chico Xavier

i. LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação da Sustentabilidade em Projetos de Saneamento (GALVIS et al. 1997).	7
Figura 2: Mortalidade nas comunidades bentônicas de invertebrados (<i>T. dissimilis</i>) pela adição de Sulfato de Alumínio (concentrações em mg/L) . Adaptado de Lamb e Balley (1981)	8
Figura 3: Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (DI BERNARDO; DANTAS, 2005)..	10
Figura 4: Estrutura possível da molécula de ácido húmico (ROSA, 2001, apud ROSALÉM, 2007).....	17
Figura 5: Remoção de Carbono orgânico total em função do UV ₂₅₄ (FERREIRA FILHO, 2001).....	18
Figura 6: Fórmulas estruturais dos principais THM detectados em águas tratadas (RECKHOW; SINGER, 1985).	23
Figura 7: Modelo conceitual generalizado para a formação de substancias húmicas a partir dos Ácidos Fúlvicos (RECKHOW; SINGER, 1985).....	24
Figura 8: : Variação de turbidez e da concentração de sólidos totais suspensos durante a lavagem do filtro (SOUZA FILHO, 1998).....	48
Figura 9: Turbidez da Água de Lavagem dos Filtros, conforme procedimentos específicos de lavagem (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2006).	49
Figura 10: Ilustração da equalização de vazões de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).....	59
Figura 11: Ilustração de um processo de clarificação por sedimentação de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).....	60
Figura 12: Ilustração de sistemas de lagoas para a sedimentação de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).	62
Figura 13: Captação no Rio Atibaia (Campinas/SP)	70
Figura 14: Vista da ETA 3-4 da SANASA- Campinas/SP (SANASA/CAMPINAS. Disponível em: < http://www.sanasa.com.br/ >. Acesso em 20 . ago. 2013.....	70
Figura 15: Representação esquemática dos processos e operações unitárias do tratamento de água e do tratamento de lodo na ETA 3-4 e pontos de coleta das amostras.....	72
Figura 16: Etapas da lavagem dos filtros da ETA 3-4 da SANASA: (1) início da operação; (2) após 2 min; (3) após 3-5 min; (4) final da lavagem dos filtros.	78
Figura 17: Equipamento de Jar-teste utilizado nos ensaios.....	80
Figura 18:Variação do aspecto visual da água por conta das diferentes razões de recirculação de ALAF utilizadas nos ensaios no Jar-test: 0, 2, 4, 6, 8 e 10% (da esquerda para a direita da figura, respectivamente).	81
Figura 19: Teste de filtração usando membranas de vidro e membranas de celulose.	88
Figura 20: Turbidez da água tratada nos ensaios de bancada para diferentes taxas de recirculação de ALAF.....	111
Figura 21: Correlação entre a cor aparente e a turbidez na água bruta.....	112
Figura 22: Relação entre a cor verdadeira e a concentração de COT na água bruta e ALAF.....	116
Figura 23: Relação entre a turbidez e o COT para a água bruta e a ALAF.....	117
Figura 24: Relação entre COT e UV ₂₅₄ para água bruta.....	122

Figura 25: Relação entre COD e UV ₂₅₄ para razão de recirculação de 0%, 2% e 4%.	122
Figura 26: Relação entre COD e UV ₂₅₄ para razão de recirculação de 6%, 8% e 10%.	123
Figura 27: Correlação entre THM e COT com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF.....	126
Figura 28: Correlação entre THM e COT com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF.....	126
Figura 29: Correlação entre THM e concentração de oxidante com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF.....	127
Figura 30: Correlação entre THM e concentração de oxidante com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF.....	127
Figura 31: Correlação entre HAA e THM com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF nos ensaios de Jar-test.....	130
Figura 32: Correlação entre HAA e THM com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF nos ensaios de Jar-test.	131

ii. LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação dos subprodutos quanto à carcinogenicidade (USEPA , 1999).	31
Tabela 2: Características predominantes na água de lavagem de filtros (DI BERNARDO <i>et al.</i> , 2002).	52
Tabela 3: Processos de Tratamento de água da ETA durante os ensaios.	71
Tabela 4: Descrição dos Parâmetros Físico-Químicos Avaliados nas amostras.	75
Tabela 5: Condições cromatográficas utilizadas nas análises de THMs.	77
Tabela 6: Volumes de água in natura e água de lavagem de filtro utilizado nos testes.	79
Tabela 7: Parâmetros operacionais utilizados nos ensaios em escala de laboratório.	79
Tabela 8: Data de realização dos ensaios na ETA 3-4 da Sanasa.	81
Tabela 9: Dosagem de produtos aplicados no Jar-test durante os ensaios.	82
Tabela 10: Características da água bruta e ALAF (Valores máximos e mínimos).	83
Tabela 11: Características da água bruta e ALAF (Média e desvio padrão).	83
Tabela 12: Mínimo e máximo valores obtidos para os parâmetros de qualidade da água tratada para cada taxa de recirculação de ALAF	86
Tabela 13: Média e desvio padrão dos valores obtidos para os parâmetros de qualidade da água tratada para cada taxa de recirculação de ALAF.	87
Tabela 14: Característica da água bruta no ensaio de filtração.	88
Tabela 15: Dosagem de produtos aplicados no Jar-test durante o ensaio de filtração.	88
Tabela 16: Resultados do ensaio de filtração utilizando as membranas de papel (celulose) e de vidro.	89
Tabela 17: Característica da água bruta durante o ensaio de sedimentação.	90
Tabela 18: Dosagem de produtos empregados no teste preliminar.	90
Tabela 19: Velocidade e tempo utilizados no Jar-test para o programa 1 do aparelho.	91
Tabela 20: Velocidade e tempo utilizados no programa de Jar-test para o programa 2.	91
Tabela 21: Resultado do Jar-test para os ensaios de sedimentação para o programa 1, com filtração em meio granular (jarros 1, 2 e 3) e membrana de vidro (jarros 4, 5 e 6).	92
Tabela 22: Resultado do Jar-test para os ensaios de sedimentação para o programa 2, com filtração em meio granular (jarros 1, 2 e 3) e membrana de vidro (jarros 4, 5 e 6).	92
Tabela 23: Cloro total (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios em Jar-test	93
Tabela 24: Cloro livre (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios em Jar-test.	94
Tabela 25: Resultado do pH na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test,, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)	95
Tabela 26: Resultado da Dureza (mgCaCO ₃ /L) nas amostras de água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água tratada na ETA.	96
Tabela 27: Resultado cor aparente (<i>Pt-Co</i>) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test	97
Tabela 28: Resultado cor verdadeira (<i>Pt-Co</i>) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)	98
Tabela 29: Padrão de potabilidade de algumas substâncias químicas que representam risco à saúde. de acordo com a Portaria 2914 (Brasil, 2011)	99

Tabela 30: Concentração de alumínio (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF).....	100
Tabela 31:Concentração de Bário na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)	101
Tabela 32: Resultado da concentração de Cádmiio (mg/L) nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF).	102
Tabela 33: Concentração de Chumbo (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test para as diferentes taxas de recirculação, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF).	103
Tabela 34:Concentração de Cobre (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)	104
Tabela 35: Concentração de cromo (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF).	104
Tabela 36:Concentração de Ferro (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água final da ETA.....	105
Tabela 37:Concentração de manganês (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água final da ETA.	106
Tabela 38: Resultado da concentração de Zinco (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)	107
Tabela 39: Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção segundo Portaria 2914/2011	109
Tabela 40: Turbidez (NTU) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, na água de lavagem de filtro (ALAF) e na água final da ETA.	109
Tabela 41: Resultado do COT (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)	114
Tabela 42:Resultado de COD (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)	114
Tabela 43: Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano segundo Portaria 2914/2011	118
Tabela 44:Análises microbiológicas para <i>Escherichia coli</i> na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test	119
Tabela 45: Análise microbiológica para os coliformes totais na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test	119
Tabela 46: UV ₂₅₄ para a água bruta, ALAF e com as diferentes taxas de recirculação de ALAF.	121
Tabela 47: Resultados de THM (µg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test	124
Tabela 48:Resultados HAA (µg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test.....	129

iii. Lista de Abreviatura

THM	Trihalometanos
AH	Ácidos húmicos
THMT	Trihalometanos totais
EPA	United States Environmental Protection Agency
HAA	Ácidos haloacéticos
AOC	Carbono orgânico assimilável
BDOC	Carbono orgânico biodegradável
UV ₂₅₄	Absorvância na região do ultravioleta em 254 nm
SH	Substâncias húmicas
SPD	Subproduto de desinfecção
COT	Carbono orgânico total
COD	Carbono orgânico dissolvido
MON	Matéria orgânica natural
ETE	Estação de tratamento de esgoto.
ETA	Estação de tratamento de água
PAC	Cloreto de poli alumínio
uT	Unidades de turbidez
uH	Unidade Hazen: mg Pt-Co/L
ppm	Partes por milhão
VMP	Valor máximo permissível
ALAF	Água de lavagem dos filtros

1. INTRODUÇÃO

Nas estações de tratamento de água (ETA) do tipo convencional a maior geração de resíduos, inerente à purificação da água, acontece nos decantadores (lodo) e filtros (água de lavagem). Estes resíduos podem ter impactos ambientais e sanitários significativos.

No Brasil, resíduos de ETA são geralmente destinados aos cursos d'água mais acessíveis e, mesmo com o maior rigor na fiscalização dos órgãos ambientais, ainda são poucas as ETA que possuem medidas adequadas de tratamentos e disposição final de lodos de decantadores e água de lavagem de filtro (ALAF).

De acordo com a ABNT (2004), os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, assim como alguns líquidos cujas características tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, são classificados como resíduos sólidos. Portanto, devem ser tratados e descartados de maneira correta, sem gerar prejuízo ao meio ambiente. A legislação que abrange este tema na Lei Federal Brasileira No 9605/1998 (Brasil, 1998), conhecida como Lei de Crimes Ambientais, descreve que o lançamento desses resíduos de forma indiscriminada, sem a devida outorga, prevista pela Lei Federal N° 9433/1997 (Política Nacional dos Recursos Hídricos - Brasil, 1997), e desobediência à Resolução CONAMA N° 430/2011, sujeita a empresa geradora do efluente a penalidade civil, administrativa e criminal.

Di Bernardo e Dantas (2005) relatam vários impactos ao corpo receptor e sua biota, ocasionados pelo lançamento de resíduos de uma ETA, por exemplo: o aumento na concentração de metais tóxicos, a alta concentração de sólidos em suspensão, prejuízos no ciclo de nutrientes, principalmente o fósforo, além da possibilidade de desenvolver condições anaeróbias em águas estacionárias ou de velocidade lenta. Nos locais de descarga, o curso d'água receptor pode ainda apresentar aspecto visual desagradável.

Além dos prejuízos ao corpo d'água, os despejos de uma ETA podem ocasionar danos à saúde humana, devido à ocorrência de agentes patogênicos (SCALIZE, 1997) e metais pesados (BARROSO; CORDEIRO, 2001).

Em sistemas de tratamento do tipo convencional ou “em ciclo completo”, a maior fonte de resíduos, em termos volumétricos, são as águas de lavagem de filtros. Em termos mássicos, a maior produção provém dos descartes de lodo dos decantadores (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Os teores de sólidos totais contido nos lodos variam entre 0,1 a 4 % e entre 0,004 a 0,1% para ALAF (Richter, 2001), e por possuírem concentrações menores de sólidos, a concepção de um tratamento diferenciado para ALAF se justifica, viabilizando a recirculação da mesma segundo esse autor. Os resíduos gerados no filtro de água de retrolavagem (ALAF) é o maior volume primário de resíduo líquido em estação de tratamento convencional ou de filtração direta.

Os resíduos procedentes da água de lavagem de filtros podem ser tratados juntamente com os resíduos de decantadores ou flotadores, sendo que a água recuperada retorna ao começo do tratamento de água. Uma vez que há uma significativa remoção de sólidos e de microrganismos na filtração, recirculação direta, sem tratamento, deve ser feita criteriosamente, sem prejudicar os processos de tratamento na ETA.

O tratamento e recirculação de água de lavagem de filtros em ETA, atualmente, não possuem normas técnicas ou legislação especiais referentes ao cenário brasileiro. Entretanto, a necessidade em melhorar a eficiência e reduzir os gastos nas estações tem acarretado o crescimento do interesse e a implantação em escala real da recirculação da ALAF. Para um melhor aproveitamento desta prática é necessária adequada abordagem técnica desta questão, incluindo o entendimento dos riscos potenciais à saúde dos consumidores. Na literatura nacional são ainda escassos os registros de trabalhos sobre os efeitos da concentração dos metais e outros contaminantes na qualidade da água para consumo humano devido à recirculação de água de lavagem dos filtros.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Examinar o impacto da recirculação da água de lavagem de filtro na qualidade da água tratada para consumo humano pelo processo de tratamento convencional.

2.2. Objetivos específicos

Avaliar a influência da taxa de recirculação na qualidade da água tratada para consumo humano quanto a:

- i) Parâmetros físico-químicos: cor, turbidez e pH;
- ii) Metais;
- iii) Matéria orgânica, medida como carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD);
- iv) Parâmetros microbiológicos: E. coli e coliformes totais;
- v) Subprodutos da desinfecção: trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos (HAA).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Água

Um bem renovável pode tornar-se não renovável se a taxa de sua utilização superar a máxima capacidade de sustentação do sistema através de seus ciclos (HARDIN, 1968). O ciclo hidrológico da água preserva a sua renovação, todavia, não garante sua abundância em todas as regiões do planeta Terra.

A água é um elemento limitante para o desenvolvimento sustentável, sendo que é indispensável para o desenvolvimento da vida, do mesmo modo, é importante para as atividades industriais e para a geração de energia (REBOUÇAS et al., 2006). A água é o fator dominante para definir a viabilidade ou não de um empreendimento, sem mencionar sua essencial aplicação na manutenção das condições de conforto e higiene dos trabalhadores do empreendimento. A vista disso, um dos maiores desafios a ser abordados para atingir o desenvolvimento sustentável é a minimização dos efeitos da escassez da água (sazonal e regional) e da poluição, que modifica sua qualidade, e a pesquisa de processos que conduzam à conservação do recurso e ao consumo racional ou até mesmo reuso.

O Brasil tem cerca de 12 % da água doce do planeta, porém sua distribuição é bastante heterogênea. Na Região Norte, a região hidrográfica Amazônica detém aproximadamente 74 % dos recursos hídricos superficiais nacionais, para uma população de cerca de 7,0 %, enquanto que a Região Sudeste detém apenas 6,0 % desse recurso, mas com uma população de 42,6 % (ANA, 2009).

As empresas que têm o cuidado com o desenvolvimento de processos industriais que visam garantir a conservação e evitar o desperdício de água, além do benefício econômico, têm um retorno importante ao garantir uma boa imagem perante os consumidores, mostrando essas empresas como empreendimentos ou negócios ambientalmente responsáveis.

A atenção com a escassez do recurso hídrico água em principio faz sentido para regiões áridas ou semiáridas, onde a água é um elemento confinante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. No Brasil, é o caso do Nordeste onde se busca novas fontes de recursos para atender à pequena disponibilidade hídrica na região.

Contudo, regiões altamente urbanizadas, como no caso da metropolitana de São Paulo, cuja Bacia do Alto Tietê deve suprir a exigência de uma população de cerca de 20 milhões de habitantes, além de possuir o maior parque industrial do País, apresenta relativa escassez por causa das suas características de manancial de cabeceira, que não consegue manter vazões suficientes para atender a demanda. Desta forma é necessária a busca por recursos hídricos de bacias vizinhas, com aumento de custo para captação e transporte, criando assim problemas de ordem legal e política.

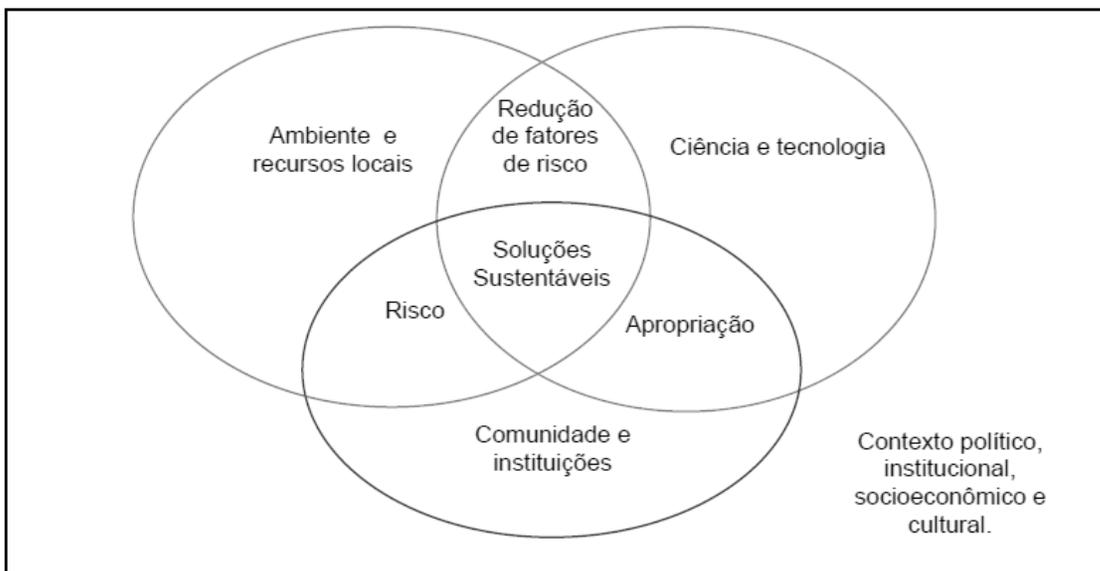
A realização da transferência entre bacias se depara cada vez mais com resistência da própria sociedade, pois se está cada vez mais consciente do dever e da necessidade de proteger os próprios mananciais para o uso no futuro.

3.2.Sustentabilidade

Um sistema de abastecimento de água é considerado sustentável quando ocasionar um nível desejado e com qualidade de serviço, de economia e de preservação ambiental. Desta forma, pode ser preservado por seus usuários com pouco apoio e assistência técnica, sendo utilizado de forma eficiente sem causar efeitos negativos no ambiente (GALVIS *et al*, 1997).

O conceito de sustentabilidade apresenta três dimensões estratégicas: tecnologia, ambiente e sociedade, as quais se evoluem dentro dos contextos político, institucional, socioeconômico e cultural. Na Figura 1, pode ser observado que a sociedade se associa com o meio ambiente, originando os fatores de risco, os quais ao serem confirmados e avaliados permitem priorizar ações para superá-los ou modificá-los. Essas ações dependerão do nível de degradação do ambiente local (GALVIS *et al*. 1997). A sociedade busca novas tecnologias, que permitam modificar e reduzir os fatores de risco, como resposta aos mesmos, mas as técnicas somente poderão ser sustentáveis quando a sociedade delas se apropriar (DUQUE *et AL*. 1996; VISSCHER *et al*. 1996).

Figura 1: Representação da Sustentabilidade em Projetos de Saneamento (GALVIS et al. 1997).



3.3. Impactos do lançamento de água de lavagem de filtros nos corpos d'água

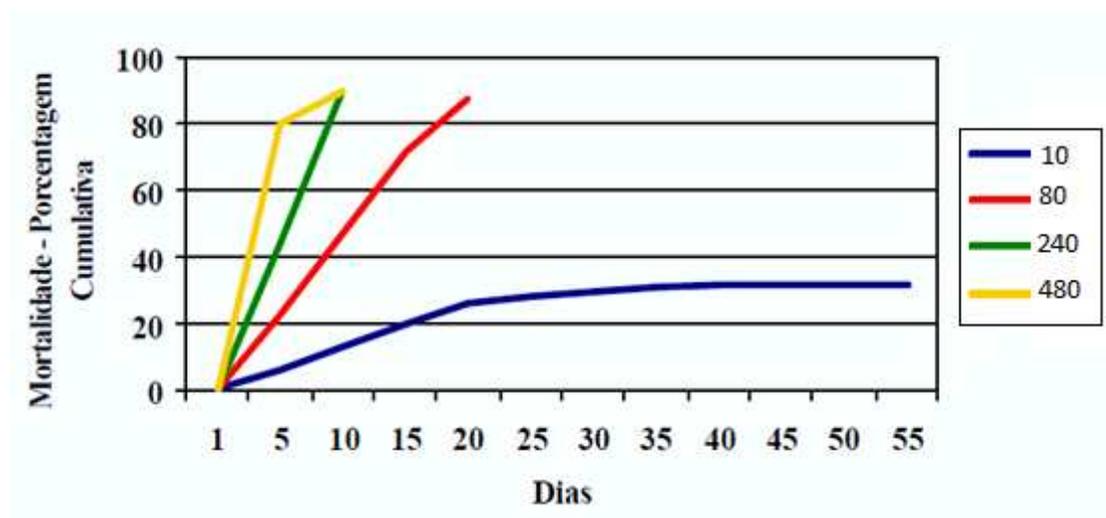
A toxicidade potencial dos resíduos provenientes de estações de tratamento de água para seres humanos, plantas e organismos aquáticos depende de fatores tais como: características da água bruta; produtos químicos utilizados e possíveis contaminantes contidos nesses produtos; reações químicas ocorridas durante o processo; forma de remoção do lodo; tempo de retenção do lodo nos decantadores; características físicas, químicas e biológicas do curso d'água.

As águas naturais usadas como mananciais de abastecimento estão sujeitas à contaminação de maneiras naturais ocasionadas pela ação da água sobre as rochas e também sobre o meio, e de formas artificiais tais como: aplicação de fertilizantes e pesticidas e disposição de resíduos sanitários e industriais.

Os resíduos têm em sua composição altas concentrações de alumínio (quando a base do coagulante é este metal) e quando esse material é despejado em cursos d'água com baixa velocidade ou lagos pode sedimentar isolando a camada bentônica. Testes realizados por Lamb e Bailey (1981), empregando sulfato de alumínio, tiveram como objetivo analisar os efeitos agudos

e crônicos desse material sobre *T.dissimilis*, que é representativo da família dos chironomídeos. Os *T.dissimilis* são integrantes de uma família que exerce papel significativo na camada bentônica, sendo importantes na alimentação de peixes. A mortalidade dessas espécies pode ser observada na Figura 2. Por meio desse estudo averigua-se que a taxa de mortalidade das espécies aumenta com a elevação das dosagens de lodo.

Figura 2: Mortalidade nas comunidades bentônicas de invertebrados (*T. dissimilis*) pela adição de Sulfato de Alumínio (concentrações em mg/L) . Adaptado de Lamb e Balley (1981) .



Com o aumento das dosagens de lodo supõe-se que pode aumentar a concentração de metais tóxicos nos bentos, e também se pode ter a inibição no movimento de pupas. O estudo de Roberts e Diaz (1985) sobre a produtividade de fitoplâncton, em locais de despejo de lodos em Newport News, Va, apresentou que a produtividade desse material cessa próximo ao local de lançamento, a luminosidade do meio pode cair virtualmente a zero do fundo até poucos centímetros da superfície.

Quando se emprega o sulfato de alumínio como coagulante primário, os possíveis compostos formados no processo irão depender do pH do meio, da presença de impurezas da presença de ligantes e hidróxidos na água bruta, segundo Driscoll e colaboradores (1987) (1988).

3.4.Tratamento de água

A água é indispensável ao organismo humano, porém ela pode conter certas substâncias, elementos químicos e microrganismos que precisam ser eliminados ou reduzidos a concentrações que não sejam prejudiciais à saúde humana. O processo de industrialização e o aumento populacional dos centros urbanos têm acentuado a contaminação dos mananciais, tornando indispensável o tratamento da água destinada ao consumo humano.

Os mananciais superficiais estão mais sujeitos à poluição e contaminação decorrentes de atividades antrópicas, entretanto também tem sido observada a deterioração da qualidade das águas subterrâneas, o que acarreta graves problemas de saúde pública em locais que não possuem tratamento e sistema de distribuição de água adequado. A poluição do meio aquático pode ocasionar alterações das características físicas (turbidez, temperatura, condutividade, viscosidade, tensão superficial, etc.), químicas (pH, toxicidade, DBO, DQO, etc.) ou biológicas (espécies do fitoplâncton e do zooplâncton). As principais doenças relacionadas à contaminação biológica dos recursos hídricos são: cólera, febre tifoide, salmoneloses, disenteria bacilar, giardíase, amebíase, viroses, entre outras (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A água possui influência direta sobre a saúde, qualidade de vida e desenvolvimento do ser humano. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), todas as pessoas em qualquer fase de desenvolvimento e condições socioeconômicas, têm o direito de ter acesso a um suprimento adequado e seguro de água potável.

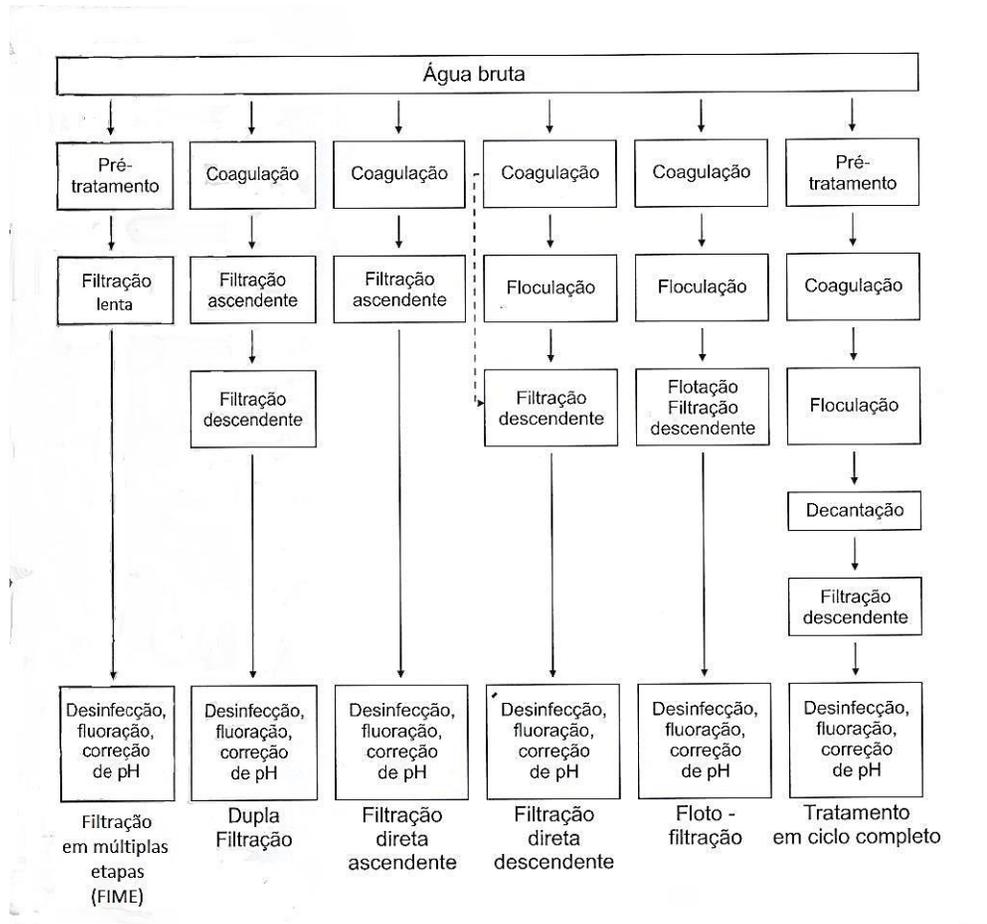
O controle da qualidade da água tratada e distribuída, realizado no Brasil, obedece aos mecanismos estabelecidos na Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde. Nesta portaria 2914 estão previstos os valores máximos permitidos (VMP) de dezenas de parâmetros que necessitam ser considerados na água destinada para consumo humano no território nacional. Para a turbidez, por exemplo, o VMP nas águas distribuídas ao abastecimento humano é de cinco uT (unidade de turbidez) e, para a cor aparente o VMP é de 15uH (unidade Hazen: mgPt-Co/L).

O projeto de uma ETA deve se basear em dados de estudos laboratoriais, valendo-se de reatores estáticos (Jar-test) ou instalações piloto de escoamento contínuo, tanto para selecionar o tipo de tecnologia a ser utilizada quanto para determinar os parâmetros operacionais e de projeto. O fator crucial na escolha da tecnologia de tratamento se refere à qualidade da água bruta. As

tecnologias de tratamento de água podem ser sintetizadas em dois grupos, com coagulação química e sem coagulação química e, dependendo da qualidade da água bruta, ambas podem ou não ser antecedidas de pré-tratamento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Na Figura 3 estão apresentadas, na forma de diagramas de bloco, as principais tecnologias de tratamento de água para abastecimento.

Figura 3: Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (DI BERNARDO; DANTAS, 2005)..



As propriedades biológicas das águas fazem referência aos diferentes microrganismos que habitam o meio aquático e que podem permitir a transmissão de doenças e na transformação de matéria orgânica do ciclo biogeoquímico (ROSALÉM, 2007).

As características físicas possuem pequena importância do ponto de vista sanitário, contudo podem ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento (DI BERNARDO, L.;

BERNARDO, A. D.; CENTURIONE, 2002). Em relação aos parâmetros físicos, são apresentados os seguintes:

a. Condutividade Elétrica: A condutividade designa a capacidade da água natural de conduzir corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em cátions e ânions, sendo, por consequência, diretamente proporcional à concentração iônica (LIBÂNIO, 2008). A condutividade elétrica em águas naturais na maioria das vezes é inferior a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, podendo alcançar $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em corpos d'água receptores de elevadas cargas de efluentes industriais e domésticos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

As propriedades químicas das águas são de grande importância, do ponto de vista sanitário, pois a presença de alguns elementos ou compostos químicos pode inviabilizar a utilização de certas tecnologias de tratamento e exigir tratamentos específicos.

b. Turbidez: Mede o espalhamento de luz gerado pela presença de partículas em suspensão ou coloidais e é expressa como unidade de turbidez (uT). É um parâmetro indicador da potencial presença de silte, argila, substâncias inorgânicas ou orgânicas finamente divididas, algas e plâncton. Sugere, também, o risco de entupimentos de filtros e tubulações. O valor permitido de turbidez para águas após a filtração direta ou ao tratamento completo é de 0,5 uT, segundo o padrão de potabilidade da Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 (2011).

c. Cor: É produzida pela reflexão da luz em partículas coloidais, finamente dispersas, de origem predominantemente orgânica e dimensão inferior a $1 \mu\text{m}$. Nas águas naturais, a cor é proveniente da presença de matéria orgânica com origem na decomposição de plantas e animais, denominada substância húmica. Define-se cor verdadeira (ou real) aquela que não recebe interferência de partículas suspensas na água, sendo adquirida após filtração ou centrifugação da amostra em membrana de $0,45 \mu\text{m}$. A cor aparente é aquela medida sem a remoção de partículas suspensas da água (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde estabelece para cor aparente o Valor Máximo Permitido de 15 (quinze) uH como padrão de aceitação para consumo humano.

A água corada traz sérias objeções da parte dos consumidores, em decorrência das dúvidas em relação a sua potabilidade, podendo isso levar a utilização de outras fontes de água

não controladas, mas que esteticamente são mais aceitáveis. A presença de cor na água para consumo humano ocasiona repulsa psicológica pelo consumidor, pela ligação com a descarga de esgotos.

A OMS indica como limite aceitável e máximo admissível de cor em água de abastecimento público, respectivamente, 5,0 e 50 UC.

Na água, a cor de uma amostra está ligada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, em decorrência da presença de sólidos dissolvidos, especialmente material em estado coloidal orgânico (ácidos húmicos e fúlvicos) e inorgânico. Compostos inorgânicos como óxidos de ferro e manganês são capazes de possuir propriedades e provocar os efeitos de matéria em estado coloidal.

Numa estação de tratamento de água, a cor é um parâmetro essencial, não somente por referir-se a um padrão de potabilidade, mas também por ser parâmetro operacional de controle de qualidade da água bruta, da água decantada e da água filtrada, auxiliando na determinação das dosagens de produtos químicos a serem acrescentados, dos graus de mistura, dos tempos de contato e de sedimentação das partículas floculadas.

d. Temperatura: Tem relação direta com a velocidade das reações químicas que acontecem no leito, com o metabolismo dos organismos e com a solubilidade das substâncias presentes na água. Implica nas reações de hidrólise do coagulante, na solubilidade dos gases, na sensação de sabor e odor, eficiência da desinfecção e no desempenho das unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Em relação às características químicas, são apresentadas as seguintes:

a. Alcalinidade: Nas águas naturais a alcalinidade indica a capacidade de neutralizar ácidos ou de tornar mínimo as variações significativas de pH (tamponamento), constituindo-se principalmente de carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e hidróxidos (OH^-). A alcalinidade, na potabilização das águas para consumo humano, assume função primordial no êxito do processo de coagulação minimizando a redução muito significativa do pH após a dispersão do coagulante (LIBÂNIO, 2008). Sua unidade é expressa em mg. L^{-1} de CaCO_3 .

b. Potencial Hidrogeniônico: O potencial hidrogeniônico (pH) equivale ao cologarítimo da concentração dos íons H^+ presentes nas águas e influencia no nível de solubilidade e toxicidade de muitas substâncias. Nas estações de tratamento de água, o pH é um critério importante na etapa de desinfecção e coagulação. Nos sistemas de abastecimento, as águas com valores baixos de pH tendem a ser corrosivas ou agressivas a certos metais e paredes de concreto, enquanto águas com valor elevado de pH tendem a formar incrustações (DI BERNARDO, L.; BERNARDO, A. D.; CENTURIONE, 2002)

O parâmetro pH é uma medida que determina se a água é ácida ou alcalina. É um parâmetro que deve ser acompanhado para melhorar os processos de tratamento e preservar as tubulações contra corrosões ou entupimentos. Esse fator não traz riscos sanitários e a faixa recomendada de pH pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde na água distribuída é de 6,0 a 9,5.

A desinfecção pela ação do cloro é dependente do pH. Em meio ácido, a dissociação do ácido hipocloroso formando hipoclorito é menor, sendo o processo de desinfecção mais eficiente. A distribuição da água final é afetada pelo pH, pois as águas ácidas são corrosivas para as tubulações e as águas alcalinas causam incrustações. Os problemas provocados pela corrosão e formação de depósitos nas canalizações e equipamentos em geral, são a redução do seu tempo de vida, alta dos custos de manutenção, perda da qualidade da água potável, diminuição da permuta de calor nos equipamentos, perturbações na circulação de água e a perfuração das canalizações.

c. Absorvância UV em 254 nm: Um jeito fácil de determinar a quantidade de matéria orgânica natural em águas é por meio da análise espectrofotométrica na faixa do Ultravioleta no comprimento de onda de 254 nm. Estudos de Edzwald, Becker e Waltier (1985) descreveram que a absorvância na faixa ultravioleta em 254 nm (UV 254) é um parâmetro excelente para estimar a concentração de matéria orgânica e de precursores de trihalometanos em amostras de água bruta de rios e reservatórios de cor elevada.

O critério mais frequentemente usado nas pesquisas de água de abastecimento tem sido a absorvância a luz ultravioleta no comprimento de onda de 254 nm (EDZWALD, 1993). Pesquisas de Gallard e Von Gunten (2002) evidenciaram que existe uma forte correlação entre a formação

de THM e a absorvância UV em 254 nm. Gallard e Von Gunten (2002), utilizando água do Rio Limmat, na Suíça e avaliando a cinética das reações de formação de THMs, determinaram entre outros parâmetros formação de THM e UV_{254} . Para determinar o parâmetro UV_{254} , eles filtraram a amostra em membrana de 0,45 μm e para a correlação com THM usaram o potencial de formação de trihalometanos medido após 3 horas da adição de 10 mg. L^{-1} de cloro na amostra mantida fechada. As amostras foram coletadas durante o inverno, primavera e verão e, não houve diferenças significativas nas constantes entre os três períodos, apenas foi observado que no verão ocorreu maior demanda de cloro.

Alguns obstáculos podem comprometer o uso do parâmetro UV_{254} . Interferências como pH (usar medidas de pH igual a 7,0), turbidez (sendo indicado à filtração em membrana de 0,45 μm para remover a matéria orgânica particulada), presença de íons brometo e íons nitrato e de espécies inorgânicas como ozônio e monocloraminas, que também absorvem luz ultravioleta em comprimentos de onda próximos a 254 nm devem ser analisadas.

Os benefícios de se usar métodos simples, como a absorvância UV_{254} estão em não demandar equipamentos sofisticados, treinamentos especiais para os operadores, fornecer resultados rápidos e permitir uma boa estimativa do parâmetro alvo com custos relativamente econômicos (CESCO, 2007).

d. Carbono Orgânico Total (COT): No trabalho de Marmo (2005), se descreve que o carbono orgânico total (COT) é um indicativo da concentração de substâncias húmicas nas águas, contudo ele não especifica a natureza das ligações do carbono no meio. A presença de duplas ligações na molécula de ácido húmico propicia a absorção de energia na faixa UV em 254 nm.

As substâncias húmicas são formadas por ácidos húmicos e fúlvicos que provêm da degradação biológica e química dos resíduos de animais e plantas, e da atividade de síntese microbiana, e representam uma parte importante da matéria orgânica natural (MON) dissolvida presente em ambientes aquáticos. De acordo com Schafer *et al.* (1998), a MON é formada por 10% de ácidos húmicos, 40% de ácidos fúlvicos e 50% de produtos indefinidos dos quais 40% são ácidos hidrofílicos.

A importância referente à porção húmica pode ser avaliada pela absorvância específica a UV_{254nm} (SUVA - *Specific Ultraviolet Light Absorbance*), determinada como a razão ou relação entre a absorvância ao UV_{254} , em m^{-1} (que quantifica as substâncias húmicas), por unidade de carbono orgânico dissolvido (COD), em mg C/l (que quantifica a matéria orgânica dissolvida) (EDZWALD e BENSCHOTEN, 1990). Este por sua vez é a fração dissolvida do COT após filtração em membrana de $0,45 \mu m$ (LIBÂNIO, 2008). O critério SUVA é uma absorvidade média para todas as moléculas que formam o COD em amostras de água e é utilizada como uma medida substituta da aromaticidade do COD (WEISHAAR *et al.*, 2003, apud DEDUCH, 2009).

Para as fontes de água com SUVA valores superiores a $4,0 \text{ mg / Lm}$ espera-se uma boa remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) com matéria orgânica natural (NOM) que controlam os processos de coagulação (VANBENSCHOTEN e EDZWALD, 1990; EDZWALD, 1993).

e. Cloro Residual: O objetivo principal da utilização do cloro em sistemas de abastecimento de água é a desinfecção. O pH desempenha papel significativo na eficiência da desinfecção, devido à dissociação do ácido hipocloroso ($HClO$) e consequente formação do íon hipoclorito (ClO^-). A soma das concentrações das espécies ClO^- e $HClO$ denomina-se cloro residual livre. Posto que o ácido hipocloroso seja um desinfetante mais eficiente e sua dissociação acelera-se com o aumento do pH, esse parâmetro influencia expressivamente o processo de desinfecção. Por conta disso, a Portaria nº 2914 do MS (2011) sugere que a desinfecção com compostos de cloro deva ser realizada com pH inferior a 8,0, assegurando a prevalência superior a 80% do ácido hipocloroso (LIBÂNIO, 2008).

3.5. Matéria Orgânica Natural

A matéria orgânica natural (MON) existente nas águas naturais, solos, sedimentos e turfas consistem em uma mistura de compostos químicos de diferentes estágios de decomposição, que derivam da degradação química de resíduos de animais, plantas e da atividade Biosintética de microrganismos. Estes compostos podem ser classificados em substâncias húmicas e não húmicas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

As substâncias não húmicas abrangem aquelas com características químicas definidas, bem como, proteínas, aminoácidos, carboidratos, lipídios, resinas, álcoois, ligninas, graxas e ácidos orgânicos de pequeno peso molecular, sendo facilmente atacadas por microrganismos. Já as substâncias húmicas (SH), incluem os ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, e, em oposição, são mais estáveis. São ácidos de coloração escura, sendo tanto aromáticos quanto alifáticos, quimicamente complexos e de alto peso molecular (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Os ácidos húmicos simbolizam a fração hidrofóbica das SH, apresentando estruturas de quinonas, grupos fenólicos livres e ligados, unidades de oxigênio como ponte, grupos carboxílicos dispostos de maneira variada no anel aromático e o nitrogênio como componente estrutural. Ocorre também a presença de proteínas e carboidratos. É solúvel em meio alcalino, precipitando-se em forma de produto escuro e amorfo em meio ácido (MARMO, 2005).

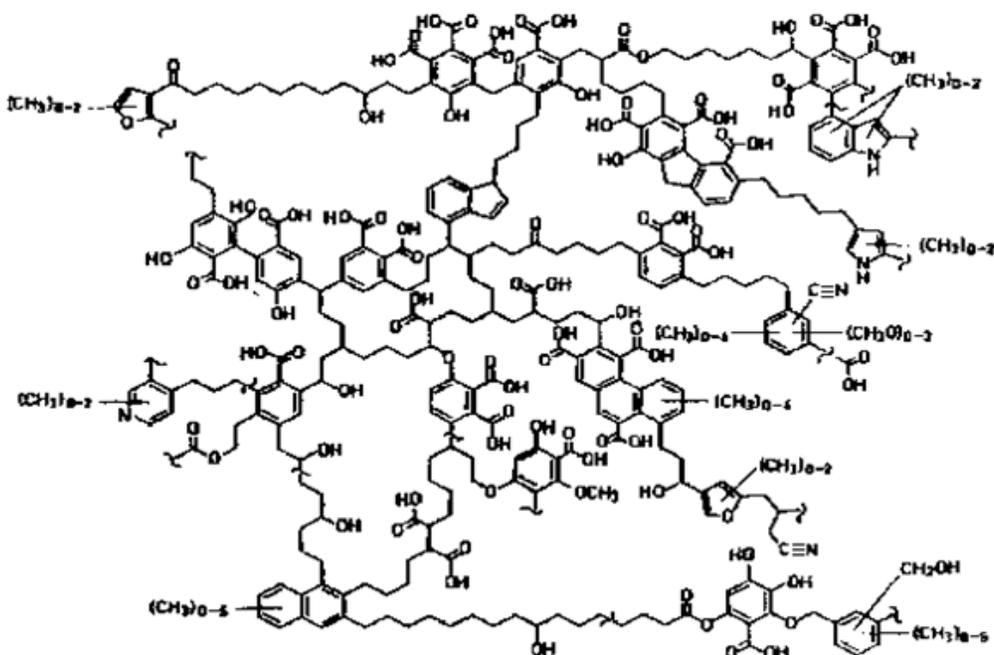
Já os ácidos fúlvicos representam a parte hidrofílica das SH e são compostos essencialmente por ácidos benzocarboxílicos e fenólicos, ligados entre si por ligações de hidrogênio com abundância de grupos carboxílicos, formando uma estrutura polimérica de estabilidade considerável (CARDOSO *et al.*, 1992). O ácido fúlvico conserva-se em solução quando o meio é acidificado (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Por sua vez, a humina corresponde à fração insolúvel em meio alcalino ou em meio ácido diluído, oferecendo reduzida capacidade de reação.

As substâncias húmicas apresentam várias propriedades que influenciam no seu processo de remoção. Segundo trabalho realizado por Ribeiro (1998), inicialmente estas substâncias constituem macromoléculas orgânicas que carregam uma carga negativa, caracterizando-as como coloide, sendo, portanto, removíveis por coagulação e subsequente separação dos flocos.

O aumento da concentração de matéria orgânica natural aumenta a formação de subprodutos provenientes da cloração. Em um estudo de Singer *et al* (1999), sobre a formação de subprodutos com material hidrofóbico extraído de águas naturais usando uma resina XAD-8, foi demonstrado que a formação desses compostos foi diretamente proporcional à concentração de COT nas soluções sintéticas preparadas, provenientes dos diferentes extratos hidrofóbicos. A concentração e o tipo de MON são difíceis de serem quantificados, assim sendo estes compostos são normalmente mensurados por métodos indiretos, como por exemplo, a Absorvância UV em 254 nm e o COT (Carbono Orgânico Total), já mencionados.

Sem realizar um estudo detalhado da matriz orgânica do leite utilizado é difícil de determinar exatamente a conformação e a estrutura dos ácidos húmicos encontrados nos ambientes aquáticos. Assim, as estruturas encontradas na literatura são apenas hipotéticas. De acordo com Rosa (2001, apud Rosalém, 2007), uma provável fórmula estrutural para o ácido húmico está representada na Figura 4.

Figura 4: Estrutura possível da molécula de ácido húmico (ROSA, 2001, apud ROSALÉM, 2007).



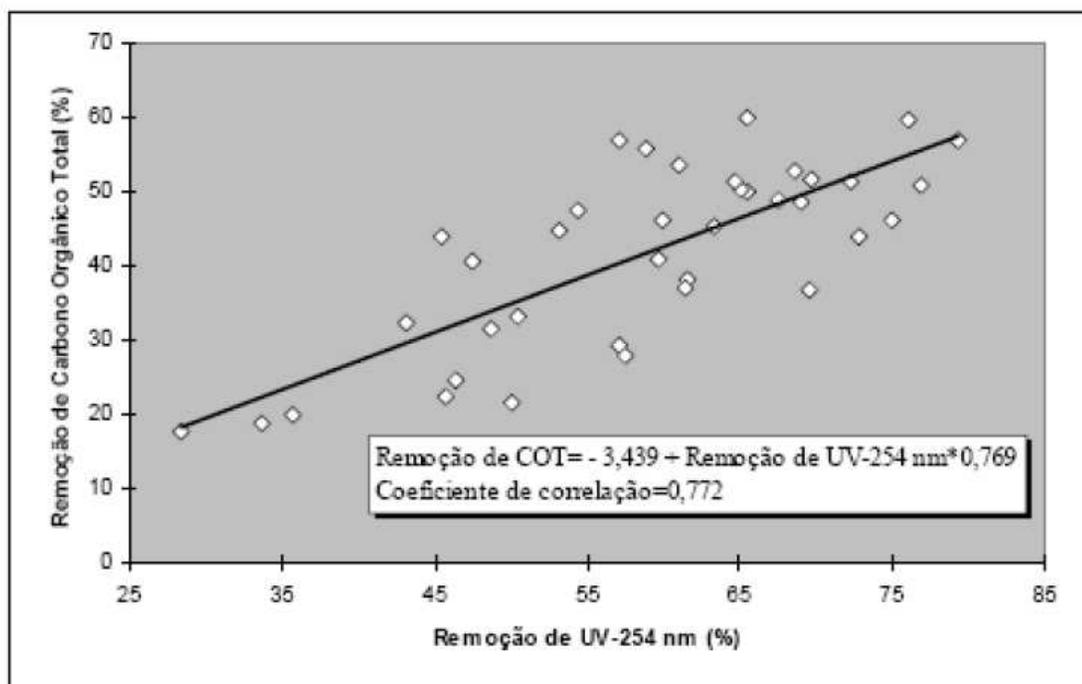
Embora até o momento não se possua uma estrutura definida para as SH, muitos pesquisadores têm usado diversas técnicas analíticas para trazer informações a respeito dessas moléculas. Dentre essas técnicas pode-se ressaltar: espectroscopia no infravermelho (IV) análise elementar e ultrafiltração (UF). A técnica de IV tem sido largamente usada na investigação de SH. Os espectros de IV resultantes de amostras de SH contêm uma variedade de bandas, que são indicativas de diferentes grupos funcionais.

O estudo de Di Bernardo, Campos e Vieira (2005), procurou compreender como águas de cor alta, preparadas com SH de diferentes tamanhos moleculares, influenciaram as etapas de coagulação, floculação e sedimentação no tratamento de água. Este trabalho buscou também, relacionar os resultados de remoção de cor obtidos com as diferentes características das SH, observadas por meio das técnicas de caracterizações empregadas (espectroscopia no IV e UF,

análise elementar,). Através dos resultados das análises de espectroscopia no IV, os autores verificaram que as substâncias húmicas utilizadas para conferir cor à água apresentavam grupos carboxílicos, alquílicos, aromáticos, alcoólicos, fenólicos e carboidratos. De acordo com a análise elementar, a porção de SH com menor massa molecular apresentou maior quantidade de oxigênio, enquanto a fração de maior massa molecular, maior porcentagem de carbono. Quanto menor for o tamanho molecular e maior a concentração de grupamentos com oxigênio ligados, maior foi a dosagem de sulfato de alumínio necessária para que ocorresse remoção eficiente da cor.

O estudo de Ferreira Filho (2001) analisou os parâmetros COT e UV_{254} , usando as águas que abastecem a ETA-ABV na cidade de São Paulo – SP e, realizou correlações com os valores obtidos e notou que há correlação entre COT e UV_{254} , conforme Figura 5, ou seja, usando o parâmetro UV_{254} é possível realizar a projeção do COT.

Figura 5: Remoção de Carbono orgânico total em função do UV_{254} (FERREIRA FILHO, 2001).



O estudo realizado por Andreola (2005), na ETA de Maringá – Pr, determinou os valores de COT e UV_{254} para avaliação da quantidade de MON que é retida nas etapas do processo da ETA, a correlação entre COT e UV_{254} com a formação de THM em cada etapa do tratamento também foi encontrada.

Matsumoto (2006) estudou a formação de THM na Estação de Tratamento de Água do município de Presidente Epitácio-SP. No estudo foram analisados os valores que chegam até a rede de abastecimento e quais os pontos mais representativos. As análises de MON foram realizadas através do UV₂₅₄ e mostram que o sistema de tratamento remove entre 64% e 80% da quantidade de MON no sistema de tratamento e, certa quantidade é carregada para a rede de distribuição, podendo reagir com o cloro residual livre existente na rede, oferecendo um aumento dos níveis de THM na rede. Com os resultados foi averiguado a tendência do valor de THM, de aumentar gradualmente, a partir da ETA, devido à matéria orgânica oriunda do manancial de abastecimento não retido na ETA, às quantidades de cloro residual disponíveis na rede e devido à reação de formação do THM ser lenta. Nesse cenário, pode-se deduzir que a tendência é o aumento lento e progressivo em THM na água, até a residência do usuário, demonstrado com a mudança do ponto de amostragem para um local mais distante da ETA.

A mudança do ponto de aplicação de cloro na água filtrada apresentou resultado numa menor formação de THM e, as determinações da quantidade de MON através do parâmetro UV₂₅₄ proporcionam condições para que os operadores da ETA possam trabalhar com maior segurança para manter os valores de THM dentro do limite da Portaria 518/04 que é de 100µg/L.

3.6.Desinfetante no tratamento de água

A utilização mais importante de desinfetantes no tratamento de água é reduzir a transmissão de doenças pela água e inativar organismos patogênicos no fornecimento de água para consumo. O início da utilização de cloro como processo contínuo no tratamento de água aconteceu em uma pequena cidade na Bélgica no início de 1900 (WHITE, 1992). A partir da introdução das etapas de filtração e desinfecção em estações de tratamento de água nos Estados Unidos, doenças transmitidas pela água (rios e mares) como a cólera e febre tifóide foram praticamente eliminados. Por exemplo, em Niagara Falls, Nova Iorque (entre 1911 e 1915), o número de casos de febre tifóide caiu de 185 mortes por 100 mil habitantes para praticamente zero, após introdução de filtração e cloração (WHITE, 1986).

A maior parte dos desinfetantes é oxidante forte e / ou produzem oxidantes como subprodutos (como radicais hidroxilas) que reagem com os compostos inorgânicos e orgânicos na água (USEPA, 1999).

Os desinfetantes são usados para mais objetivos do que apenas a desinfecção em tratamento de água potável. A inativação de organismos patogênicos é uma função primária dos desinfetantes, mas também são usadas oxidantes no tratamento de água potáveis várias outras funções (USEPA, 1999), como:

- Oxidação de ferro e manganês;
- Controle de moluscos asiáticos e mexilhões zebra;
- Minimização de formação de SPD;
- Prevenção do recrescimento de microrganismos no sistema de distribuição e manutenção da estabilidade biológica;
- Remoção da cor.
- Remoção de gosto e odor por oxidação química;
- Melhoria da coagulação e da eficiência da filtração;
- Prevenção de crescimento de algas nas bacias de sedimentação e filtros;

A cloração (desinfecção com cloro e seus derivados) tem fornecido excelentes resultados em termos de inativação de microrganismos patogênicos, visto que apresenta características importantes em relação à capacidade de penetração através da membrana celular e às reações produzidas com as enzimas da célula. Além de ser um ótimo desinfetante, o cloro remove cor, ferro, manganês e reduz o gosto e odor dos efluentes tratados (WATER, 1990).

Ao se aplicar cloro na água, seja na forma de hipoclorito ou de gás cloro, acontecem reações químicas entre o cloro, a água e as impurezas presentes no meio. Algumas reações se desenrolam rapidamente enquanto outras se consomem depois de alguns dias. Entre os compostos originados, alguns são inertes, outros modificam as características da água, enquanto que outros se mantêm quimicamente ativos, em condições de prosseguir reações e capazes de desempenhar ação desinfetante.

Dentre os compostos produzidos tem-se o cloro residual, cloro residual livre e o cloro residual combinado.

- Cloro residual: é o cloro ativo capaz de provocar efeito desinfetante e oxidante e que está na água depois de certo tempo de sua aplicação;

- Cloro residual livre: é o cloro residual presente na água sob a forma de ácido hipocloroso ou íon hipoclorito;
- Cloro residual combinado: é o cloro residual presente na água, menos o cloro residual livre; encontra-se sob a forma de composto orgânico nitrogenado (cloraminas) (RICHTER, 1991).

A portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde determina a obrigatoriedade de se manter em qualquer ponto na rede de distribuição a concentração mínima de cloro residual livre de 0,2 mg/L. Recomenda, ainda, que o teor máximo seja de 5,0 mg/L de cloro residual livre em qualquer ponto do sistema de abastecimento.

A adição de cloro em águas que possuem amônia e compostos amoniacais são formados compostos clorados ativos, denominados cloraminas. O cloro presente na água sob a forma de cloraminas é denominado cloro residual combinado (OPAS, 1987). O cloro residual (cloro residual combinado) a princípio cresce com o aumento do cloro aplicado, passando por um máximo, e, logo após, diminui até um mínimo; a partir deste mínimo, o cloro residual, agora sob a forma de cloro residual livre, aumenta proporcionalmente com a quantidade de cloro aplicada. O ponto de inflexão encontrado é chamado de breakpoint (cloração ao breakpoint).

A continuação da aplicação de cloro pode representar uma elevação do cloro residual livre, já que toda a demanda de cloro pela água foi satisfeita (OPAS, 1987). A cloração ao breakpoint pode ser utilizada de maneira a garantir um teor de cloro residual num sistema de distribuição de água (BAZZOLI, 1993). Da mesma forma, a presença de ferro e manganês influencia a cloração. Caso o valor do pH esteja elevado o suficiente para que aconteça a formação de hidróxidos e a quantidade de cloro presente seja suficiente, as formas reduzidas desses metais serão oxidadas às suas formas de hidróxidos insolúveis.

3.7. Formação de subprodutos da desinfecção em água tratada

A USEPA preocupada com os resultados dos SPD a partir do uso de cloro, assim como as estações de tratamento de água, coloca mais ênfase no uso de outros desinfetantes diferentes do cloro. Entre estes desinfetantes alternativos, no entanto, alguns deles, também produzem SPD como resultado, quer seja de reações entre desinfetantes e os compostos presentes na água ou como uma degradação natural do próprio produto desinfetante (MCGUIRE *et al*, 1990. LEGUBE *et al*, 1989). Estes SPDs incluem:

- Subprodutos de oxidação de orgânicos, tais como cetonas, aldeídos, carbono orgânico assimilável (AOC), e carbono orgânico biodegradável (BDOC), que estão associados especialmente com oxidantes fortes, como ozônio, cloro, e processos oxidativos avançados;
- Orgânicos halogenados, tais como THM, halocetonas, ácidos haloacéticos e outros, que são produzidos principalmente como um resultado da cloração; e
- Inorgânicos tais como cloreto e clorato e clorito, combinados com o dióxido de cloro, e bromato, que está associada com o ozônio, e também foi encontrado quando o dióxido de cloro é exposto à luz solar.

No estudo de Rook (1974), realizados em Rotterdam, Holanda, foi encontrada THM em níveis significativos na água tratada, formados imediatamente após a cloração. Ao mesmo tempo, nos Estados Unidos, Bellar *et al*. (1974) descobriram THM em águas de abastecimento que foram submetidas ao tratamento com cloro. De acordo com os autores, os THM eram formados durante o processo de tratamento da água, por causa de reações químicas entre alguns compostos orgânicos presentes na água e derivados de cloro que são adicionados durante o tratamento.

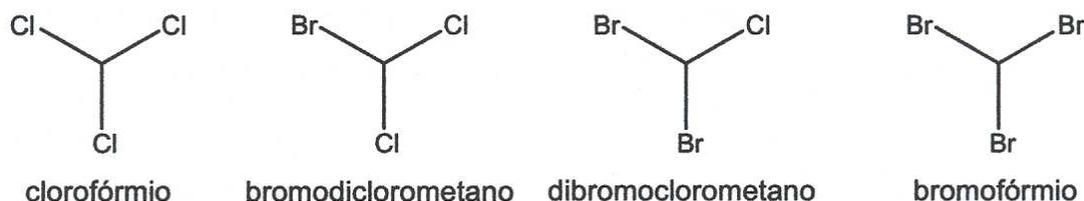
Um estudo realizado nos Estados Unidos, em 1976, pelo *National Cancer Institute* publicou resultados demonstrando que o clorofórmio em elevadas concentrações poderia causar câncer em ratos e camundongos. Em seguida, a *Food and Drug Administration* (FDA) proibiu o uso desta substância em embalagens alimentícias, medicamentos e cosméticos.

Em 1977, a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) publicou os resultados dos estudos feitos em 113 ETA para abastecimento público, deparando com 27 compostos suspeitos de causarem problemas à saúde da população. Dentre estes compostos,

quatro eram THM, que estavam presentes em todas as amostras de água que ganharam o cloro na etapa de desinfecção e apresentavam concentrações superiores aos demais compostos estudados.

Os compostos conhecidos como THM são definidos como aqueles que apresentam em sua estrutura molecular um átomo de carbono, um de hidrogênio e três átomos de halogênios, possuindo a fórmula geral CHX_3 , onde X pode ser o bromo, o cloro, e possivelmente o iodo, ou combinações a partir dos mesmos. Os quatro THM geralmente encontrados na água tratada são: clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e bromofórmio. A soma da concentração dos quatro compostos mencionados denomina-se trihalometanos totais e suas fórmulas estruturais são apresentadas na Figura 6.

Figura 6: Fórmulas estruturais dos principais THM detectados em águas tratadas (RECKHOW; SINGER, 1985).



A água que está sendo tratada quando contém uma quantidade considerável de brometos, estes são oxidados pelas espécies cloradas, para formar o ácido hipobromoso, $HBrO$, que reage com a matéria orgânica natural (MON) para formar os THM bromados. Na falta de brometos, acontece apenas formação de compostos clorados e com relação às espécies iodadas, ainda não foram descobertas referências na literatura sobre sua formação em água.

A USEPA, em 1979, determinou a concentração máxima de trihalometanos totais em $0,1mg L^{-1}$ em águas para consumo humano e, recentemente, esta concentração está limitada em $80\mu g L^{-1}$ sendo que, no futuro, esta concentração deve ser reduzida para $40\mu g L^{-1}$. No Brasil, a Portaria 2914 do Ministério da Saúde (2011), recomenda que a concentração máxima de trihalometanos totais em águas para consumo humano seja de $0,1mg L^{-1}$.

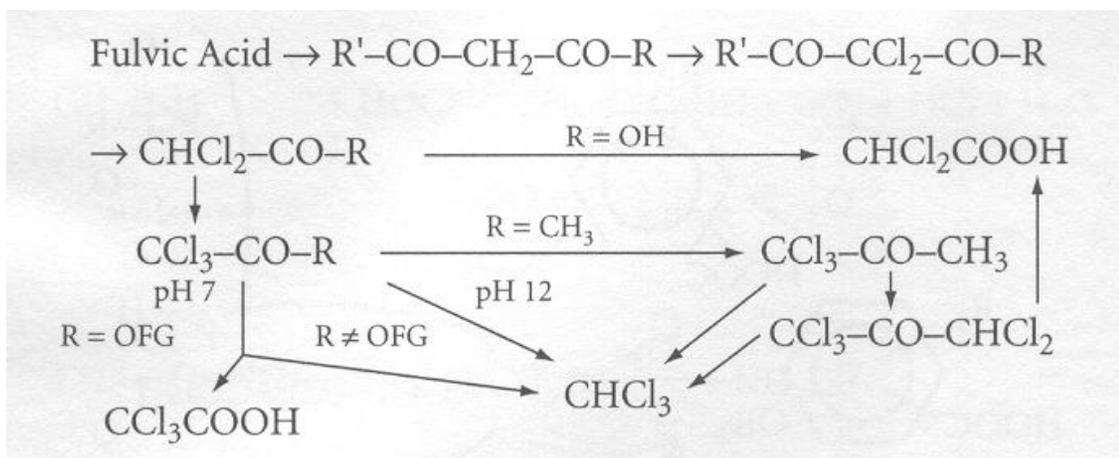
Um trabalho de Ruoco et al. (1981), realizado em São Paulo sobre a presença de THM em água tratada com cloro, apresentou como principais conclusões: i) não foram localizados THM nas amostras de água bruta de oito mananciais que abastecem a cidade de São Paulo; ii) a cloração da água foi responsável pela formação de THM; iii) das ETA analisadas, apenas uma

estava com a concentração de TTHM acima do limite máximo de $0,1\text{mg L}^{-1}$; iii) o clorofórmio foi o THM que ofereceu maior concentração, e na maioria das ETA, os níveis deste THM estavam acima da concentração recomendada pela OMS, que é de $30\mu\text{g L}^{-1}$.

Quando ocorre a pré-cloração da água bruta no tratamento convencional, além da cloração final, os THM são formados ao longo do processo até a saída da ETA, e continuam se formando na rede de distribuição da água (FIGUEIREDO et al., 1999).

Um modelo conceitual generalizado para a formação de substâncias orgânicas húmicas a partir dos ácidos fúlvicos (AF) foi desenvolvido pelos pesquisadores Reckhow e Singer (1985), e está apresentado na Figura 7.

Figura 7: Modelo conceitual generalizado para a formação de substâncias húmicas a partir dos Ácidos Fúlvicos (RECKHOW; SINGER, 1985).



Nota: OFG = grupo funcional oxidável.

Os ácidos haloacéticos são originados a partir do ácido acético, podendo os hidrogénios do grupo metílico ser modificados pelo cloro e/ou bromo e, dependendo do grau de substituição, podem-se ter diversas espécies de HAA. Os ácidos haloacéticos são espécies que são sensíveis à luz, podendo por atuação desta energia, sofrer uma degradação formando THM (LIFONGO et al., 2004). Os HAAs compõem um total de nove compostos, sendo estes, ácido monobromoacético (MBAA), ácido dibromoacético (DBAA), ácido tribromoacético (TBAA), ácido monocloroacético (MCAA), ácido dicloroacético (DCAA), ácido tricloroacético (TCAA), ácido bromocloroacético (BCAA), ácido bromodicloroacético (BDCAA) e ácido dibromocloroacético (DBCAA) (DOMINO et al., 2004).

Os ácidos fúlvicos podem ser considerados moléculas orgânicas insaturadas poli-funcionais, que contém grupos aromáticos e alifáticos. As reações de substituição iônica ativada possuem um enorme papel na formação dos ácidos haloacéticos e clorofórmio a partir das SH. Estes compostos estão altamente ativados e possuem grupos β -dicetonas ($R'-CO-CH_2-CO-R$), ou estruturas que podem rapidamente ser oxidadas pelo cloro e desenvolver estes grupos β -dicetonas.

No modelo desenvolvido por Reckhow e Singer (1985), o carbono ativado dos grupos β -dicetonas é trocado pelo cloro e rapidamente pode acontecer hidrólise formando grupos monocetonas. Se o grupo restante R é um grupo hidroxila, a reação se concluirá formando o ácido dicloroacético ($CHCl_2COOH$), caso contrário, a estrutura permanecerá com a reação de cloração. Em pH neutro, caso o grupo R é um grupo funcional oxidável capaz de doar um par de elétrons para os outros átomos da molécula, terá a formação de ácido tricloroacético (CCl_3COOH). Na ausência de um grupo oxidável, a hidrólise prevalecerá formando o clorofórmio.

3.8.Fatores que influenciam na formação de subprodutos

De acordo com Singer (1994), diferentes fatores podem influenciar a reação de formação de subprodutos, destacando-se: pH do meio, tempo de contato, temperatura, característica e concentração dos precursores, dosagem de oxidante aplicado, residual de cloro livre e concentração de brometos.

3.8.1. pH

O trabalho de Rook (1976) verificou a influência do pH na formação do clorofórmio ao colocar AF na presença de cloro, com tempo de contato de 4h a uma temperatura de 10°C. O autor analisou que houve um aumento na formação de clorofórmio ao se passar do pH 6,0 para o pH 10,0. O autor observou ainda que, o aumento na formação de clorofórmio foi mais acentuado quando se mudou do pH 8,0 para o pH 10,0.

3.8.2. Tempo de contato e da temperatura

O tempo de contato entre o desinfetante e os precursores influencia a formação de THM, quer dizer, quanto maior o tempo de contato, maior a probabilidade de formação de THM. Outro fator que influencia de maneira proporcional à formação de THM é a temperatura, isto é, um aumento na temperatura colabora para maior formação de THM (SANTOS 1988).

Stevens *et al.* (1976), estudaram o efeito da temperatura na formação de THM em Ohio, EUA, em que a temperatura da água mudou de 2 a 28°C entre os períodos de verão e inverno, sendo determinadas concentrações de clorofórmio de 30 a 200µg L⁻¹, respectivamente, com o aumento da temperatura e do tempo de contato entre o oxidante cloro e os precursores de THM presente na água.

3.8.3. Dosagem de cloro

O efeito da dosagem aplicada de cloro influencia de maneira proporcional a formação de THM. Conforme Trussel e Umphres (1978), hipoteticamente a formação de THM pode suceder em três regiões principais. A primeira área do diagrama é aquela na qual acontece a demanda imediata de cloro devido à reação deste com compostos inorgânicos como, por exemplo, sulfeto, ferro II e amônia. Esses compostos reagem rapidamente com o cloro, consumindo-o, e apenas traços de THM são formados. Na segunda área, depois de atendida a demanda imediata, o cloro que está em excesso começa a reagir com a MON presente, em uma reação em que há uma relação quase linear entre a dosagem de cloro e a concentração de THM formada. Depois de satisfeita as duas primeiras demandas, se houver um residual de cloro livre, terá uma terceira região onde ocorrerá formação adicional de THM.

3.8.4. Concentração e características dos precursores de Trihalometanos

Os Ácidos Húmicos e Ácidos Fulvicos estão presentes na Matéria Orgânica Natural em concentrações mais representativas, entretanto, outras formas de precursores podem eventualmente também estar presente nas águas superficiais.

Stevens *et al.* (1976), realizou estudos que indicaram o efeito da concentração de AH na formação de THM. O trabalho foi realizado sob as seguintes condições: água filtrada, pH de 6,7, temperatura mantida a 25°C e dosagem de cloro aplicada igual a 10 mg L⁻¹. Os resultados apontaram que, quanto maior a concentração de precursores, maior a formação de TAMs.

O cloro é utilizado amplamente no Brasil para a desinfecção da água tratada. A desinfecção pode ser aplicada em diferentes pontos do sistema de tratamento de águas, dependendo da finalidade.

Quando acontece a pré-cloração (antes das etapas de coagulação e floculação), para melhorar a formação dos flocos, o cloro pode reagir com compostos orgânicos que estiverem presentes na água (principalmente ácidos húmico e fúlvicos), originando os chamados trihalometanos (THM), cujas evidências de serem carcinogênicos são muito fortes. Os ácidos húmicos e fúlvicos são assim denominados “precursores” dos trihalometanos.

A formação de THM pode ocorrer por muito tempo durante na rede de distribuição, enquanto houver reagente disponível (principalmente o cloro livre). O padrão de potabilidade para THM estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde é de 0,1 mg/L, e pode ser reduzidos nas próximas legislações. Os níveis de THM retratam nitidamente as práticas aplicadas no tratamento e na distribuição da água em países diferentes, além da qualidade das águas brutas. Por exemplo, no Reino Unido, os níveis notadamente elevados de THM são associados à pré-cloração e à utilização de águas com alto teor de carbono orgânico total (COT).

Um dos objetivos deste trabalho foi investigar o potencial de formação de subprodutos de desinfecção (SPD) na qualidade da água com a recirculação de diferentes taxas de ALAF no tratamento convencional de água.

A redução do pH aumenta a concentração de HAA (Singer *et al*, 1995), e a elevação do pH aumenta a produção de THM, reduzindo a formação de halogênios orgânicos totais (KAMPIOTI *et al*, 2002). Stevens *et al.*(1989), concluíram que a produção de THM totais que ocorre a pH alto (9,4) é mais elevada do que em pH baixo (5,0); à medida que os HAA não exibiram uma tendência em relação à variação de pH. A quantidade de THM e HAA aumenta com o tempo de reação dos oxidantes (CHEN *et al*, 1998; RODRIGUEZ *et al.*;2001), porém não tão radicalmente quanto com a elevação da dosagem (SERODES, 2003). Conforme Abdullah *et al.*(2003), em amostras de pH 6 a 9, o ácido hipocloroso (HOCl) predomina em relação ao cloro, e é responsável pela produção de trihalometanos. Desta forma, quando a concentração de THMs se eleva a concentração de cloro residual livre (HOCl) é reduzida.

As orientações para o controle dos THM alteram de pequenas mudanças nos tipos de tratamento existentes até transformações de alto custo nos sistemas de tratamento. Independente da mudança proposta para um sistema de tratamento o mais importante é que não acarrete uma deterioração na qualidade da água para o abastecimento. Os procedimentos para o controle da formação dos THM podem ser classificados em diminuição da concentração dos precursores e utilização de processos alternativos para a desinfecção. Outra alternativa de controle da qualidade da água é a retirada dos THM já formados (BAZZOLI, 1993).

A alternativa de controle dos THM já formados acarretaria a construção de mais uma unidade numa estação de tratamento de água, existindo, contudo, a probabilidade de aproveitamento das unidades já instaladas. De acordo com Perry (1983), o carvão ativado granular é considerado a técnica mais eficiente na redução da concentração de THM, sendo indicado seu uso pela EPA (também serve para remover outros contaminantes ainda não determinados). Todavia, a necessidade de regenerar o meio filtrante com frequência, de forma a manter a eficiência da remoção de material orgânico, é uma desvantagem do método.

3.8.5. Brometos

Os íons brometos presentes na água pode influenciar no tipo de THM formado. Segundo Tominaga (1998), o cloro adicionado à água oxida rapidamente essas espécies e os tornam capazes de participar da reação de substituição halofórmica para constituir os THMs mistos.

O estudo de Minear e Bird (1980), verificou a influência da concentração de brometos presente na água na formação dos principais THM: clorofórmio, diclorobromometano, bromofórmio e dibromoclorometano. Os mostraram que quanto maior a concentração de íons brometo, maior é a formação do bromofórmio.

3.8.6. Toxicidade dos subprodutos

A partir da descoberta dos THM, tem-se constatado que a exposição humana a estes compostos ocorre não apenas pela ingestão da água de abastecimento clorada. Esta exposição também ocorre quando a água tratada é utilizada durante o banho, nos trabalhos domésticos, na lavagem de roupas e louças ou qualquer outra atividade que utilize água tratada. Quando ocorre a exposição humana por inalação, 60 a 80% de toda a quantidade de clorofórmio inalada são absorvidas. A exposição a este composto, em um ambiente contendo 13,2 a 31,8g de clorofórmio/m³ de ar, durante 3 a 10 minutos resulta numa absorção de 73% (OPAS, 1987).

Os THM presentes na água, em virtude de sua volatilização, podem-se apresentar na forma gasosa, no ar ambiente. A exposição por inalação ao clorofórmio, durante um banho de ducha por 8 minutos, pode ser até seis vezes maiores do que pela ingestão da mesma água durante um período de 24 horas. Isso, em virtude da alta volatilidade que apresentam e predominância na sua lipossolubilidade (BLOEMEN; BURN, 1993).

O clorofórmio, em decorrência à sua predominante lipossolubilidade, acumula-se em tecidos com alto teor lipídico, como o tecido adiposo, rins e fígado. O clorofórmio pode ser apto em atravessar a barreira placentária, visto que já foi encontrado no cordão umbilical em concentrações maiores do que no sangue materno. No fígado, O clorofórmio é biotransformado, formando fosfogênio, o qual pode reagir rapidamente com a água levando a formação de ácido clorídrico e gás carbônico (HODGSON; LEVI, 1994).

Para as crianças, a porta de exposição pode ocorrer também pelo meio da lactação, ou seja, a transferência de mãe para filho. Compostos orgânicos halogenados, como os THM, tendem a ser solúveis e hidrofóbicos em gorduras, desta forma se acumulam em materiais gordurosos. Um exemplo é a porção lipídica do sangue ou leite. O leite humano pode proporcionar um ótimo indicador biológico da exposição da criança a substâncias lipofílicas (BATTERMAN *et al.*, 2002). O clorofórmio parece ser apto de passar a barreira placentária, uma vez que já foi encontrado no cordão umbilical em concentrações maiores que no sangue materno (TOMINAGA *et al.*, 1999).

Os trihalometanos também são encontrados em águas de piscinas de natação e de recreação. Nesta circunstância, a matéria orgânica essencial para a reação com cloro também pode ser procedente de fonte humana, tais como urina, saliva e transpiração. A contaminação por THM também pode ser ocasionada por meio da inalação, em decorrência da sua alta volatilidade (JUDD *et al.*, 1995). Os alvos de risco não são somente os nadadores, mas também todas as pessoas envolvidas no ambiente, como os professores, atendentes e pessoas que trabalham na limpeza ou na área de recepção.

Os THM são as espécies de subproduto de desinfecção com maior porcentagem de formação e em sequência estão os HAA. Em decorrência dos potenciais efeitos carcinogênicos, mutagênicos e reprodutivos para o homem, a formação de SPD representa uma preocupação pública (MALLIAROU *et al.*, 2005). O Brasil estabelece na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde o valor máximo permitido de $80 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os HAA.

Os efeitos que os subprodutos podem causar na saúde são analisados por meio de estudos epidemiológicos e ou estudos toxicológicos em animais de laboratório, que podem ter grandes evidências de carcinogenicidade em seres humanos (USEPA, 1999). Na Tabela 1 exibida a seguir, mostra-se a relação dos principais SOH encontrados nas águas tratadas e sua classificação quanto à carcinogenicidade.

Tabela 1: Classificação dos subprodutos quanto à carcinogenicidade (USEPA , 1999).

Subproduto	Classificação - carcinogenicidade
Clorofórmio	B2
Bromodiclorometano	B2
Dibromoclorometano	C
Bromofórmio	B2
Ácido Monocloroacético	--
Ácido Dicloroacético	B2
Ácido Tricloroacético	C
Dicloroacetonitrila	C
Bromocloroacetonitrila	--
Dibromoacetonitrila	C
Tricloroacetonitrila	--
1,1-Dicloropropanona	--
1,1,1-Tricloropropanona	--
2-Clorofenol	D
2,4-Diclorofenol	D
2,4,6-Triclorofenol	B2
Cloropicrina	--
Cloro Hidrato	C
Formaldeído	B1

Grupo B, provável carcinogenicidade humana: B1 – Evidência limitada em estudos epidemiológicos e B2 – Evidência suficiente por estudos com animais.

Grupo C, possível carcinogenicidade humana: Evidência limitada em estudos realizados em animais.

Grupo D, Não classificado: inadequado para o ser humano e evidência de carcinogenicidade em animal.

3.9.Principais características de um agente oxidante

Uma das alternativas amplamente aplicadas para a remoção de MON em processos de tratamento de água é a oxidação química, portanto, tanto na pré-oxidação quanto na desinfecção são utilizados agentes oxidantes, que devem apresentar como características:

- Não deve ser tóxico para o homem e animais e, nas dosagens usuais, não deve causar gosto e odor na água;
- Ser eficaz na inativação de vírus, bactérias, protozoário e outros organismos patogênicos em tempo razoável;
- Produzir residuais resistentes na água e desta forma prevenir futuras contaminações antes do seu uso;
- Estar disponível a custo razoável, apresentar facilidade e segurança no transporte, armazenamento, manuseio e aplicação;
- Ser solúvel em água e estável na concentração original ou após diluição.

3.10. Elementos-Traço

De maneira geral, os elementos-traço são os elementos químicos que aparecem na natureza em baixas concentrações e não excedendo 0,1% (1000 mg Kg⁻¹). O nome “elementos-traço” relaciona-se com sua abundância e compreende elementos de diferentes propriedades químicas, podendo ser associado tanto para metais quanto não metais (ESTEVES, 2011).

Conforme Lemes (2001) os elementos em nível de traços apresentam concentrações que oscilam entre 0,01 e 100 µg L⁻¹, enquanto que os ultra-traços, são os elementos com concentração abaixo de 0,01 µg L⁻¹.

Alguns elementos-traço como Cu, Ba, Co, Mg, Fe, Zn, Mn e Mo são fundamentais aos seres vivos, mesmo que em pequenas concentrações. Já Outros elementos, como Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn, não possuem nenhuma função biológica conhecida e são frequentemente tóxicos a uma grande variedade de organismos. Segundo Esteves (2011), os elementos-traço essenciais aos organismos podem tornar-se tóxicos, quando em altas concentrações.

Os metais e não metais podem ocorrer nas mais variadas partes, tais como solo, água, ar, sedimento e organismos vivos, podendo atuar como elementos fundamentais (micronutrientes) ou como contaminantes (QUINÁGLIA, 2006).

3.10.1. Alumínio

O alumínio é metal abundante nos minerais e rochas (terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre), tornando-se um elemento de constituição. Entretanto nas águas naturais marinhas e doces, não se depara com concentrações elevadas de alumínio, sendo esse fato decorrente da sua baixa solubilidade, precipitando-se ou sendo absorvido como hidróxido ou carbonato.

O alumínio nas águas residuárias e de abastecimento, aparece como resultado do processo de coagulação em que se utiliza sulfato de alumínio. Nas frutas e em outros vegetais o alumínio aparece com concentrações superiores a 3,7 mg/kg e em alguns cereais em quantidades maiores que 15 mg/kg. Numa dieta normal o total de alumínio é estimado de 10 a 100 mg/dia. O aparelho digestivo absorve pequenas quantidades do total de alumínio ingerido e quase todo o excesso é evacuado nas fezes. O total de alumínio presente no organismo adulto é da ordem de 50 a 150 mg. Não é classificado como tóxico ou prejudicial à saúde, de tal maneira que nem está incluído em nenhum padrão de qualidade de águas para abastecimento público. Apesar disso, existem estudos que o associam à ocorrência do mal de Alzheimer.

O alumínio e seus sais são utilizados no tratamento da água, como aditivo alimentar, na fabricação de latas, telhas, papel alumínio e indústria farmacêutica. Este metal pode atingir a atmosfera como material particulado através da suspensão de poeiras dos solos e também da combustão do carvão. Não existem sinais de toxicidade aguda por via oral, apesar da grande ocorrência em alimentos, água potável e medicamentos (CETESB, 2009).

O metal alumínio aparece nas águas de abastecimento e residuárias em decorrência do processo de coagulação em que se utiliza o sulfato de alumínio. O teste de alumínio é indicado para estações de tratamento onde o sulfato de alumínio é usado como coagulante. A dosagem incorreta desse coagulante é denotada pela quantidade significativa de alumínio que persiste na

água tratada. Quando o pH ótimo de floculação não está correto, o teor de alumínio da água tratada aumenta.

A Portaria nº 2914/201 do Ministério da Saúde estabelece para o alumínio que o padrão de aceitação para consumo humano é de 0,2 mg/L. Este metal é um composto nefrotóxico que, em longo prazo, pode ocasionar encefalopatia grave em pacientes que sofrem diálise renal, podendo conduzir a distúrbios neurológicos. Os riscos podem estar conectados a elevação dos casos de mal de Alzheimer, à formação de compostos químicos cancerígenos e à metemoglobinemia - doença que faz com que o ferro não transporte oxigênio ao sangue. O aparecimento de metemoglobina no sangue pode gerar tontura, fadiga, taquicardia, náusea, vômito, sonolência, coma e, raramente, levar à morte.

3.10.2. Ferro

O ferro é um metal muito frequente na crosta terrestre, por isso seus compostos são encontrados em todos os corpos d'água, mesmo que em concentrações muito baixas. Este elemento é um micronutriente essencial para o metabolismo dos seres vivos (ESTEVES, 2011). O ferro acontece na natureza na forma elemental (Fe^0), mas a maior fração acontece na forma combinada com o oxigênio, silício e enxofre. Quase todas as rochas e solos contêm ao menos traços de ferro.

O ferro é localizado em vários alimentos como leite, carnes em geral, gema do ovo, feijão, fígado, germe de trigo, algas marinhas, verduras, levedo e melado. Diversas atividades humanas liberam ferro para o ambiente, dentre elas estão às indústrias de aço, ligas em geral, soldas, magnéticos, transformadores elétricos, catálise de amônia, fabricação de máquinas, trilhos e atividades de mineração. Ainda, pode ser destinado no ambiente através do uso de lodo de esgoto, liberação de resíduos sólidos sobre superfícies e pelo uso excessivo de fertilizantes.

O ferro e seus compostos não são classificados como tóxicos, todavia quando em altas concentrações podem ocasionar dores abdominais, palidez, cansaço, sonolência, vômitos, diarreias e colapso cardiovascular. A abundância de ferro pode ocasionar fibrose generalizada de órgãos internos, pigmentação bronzeada da pele, diabete e fibrose pancreática. É um elemento fundamental para o organismo, sendo o núcleo central da hemoglobina (na forma de Fe^{2+}), com

70% de todo o ferro presente no corpo humano. Os sais de ferro II são indicados, em quantidades adequadas, para o combate à anemia, cansaço, dores ósseas e nanismo (QUINÁGLIA, 2006).

O ferro, basicamente, pode se apresentar nas águas nos estados de oxidação Fe^{+2} e Fe^{+3} . O íon ferroso (Fe^{+2}) é mais solúvel do que o férrico (Fe^{+3}).

Os inconvenientes que o ferro ocasiona às águas devem ser atribuídos principalmente ao íon ferroso, que, por ser mais solúvel, é mais frequente. Ao se determinar apenas a parte solúvel, as amostras de água são filtradas antes de serem submetidas à determinação da concentração de ferro. Este parâmetro é designado “ferro solúvel”. As partículas de ferro podem apresentar, na água, o comportamento de coloides e é comum o uso da expressão “ferro coloidal”.

Apesar de não se constituir em um elemento tóxico, o ferro traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Impõe cor e sabor à água, implicando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também acarreta o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, promovendo a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. Devido a estes motivos, o ferro constitui-se em padrão de potabilidade, tendo sido estabelecida a concentração limite de 0,3 mg/L na Portaria 2914 do Ministério da Saúde.

O ferro é considerado também no padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais. No Estado de São Paulo, estabelece-se o limite de 15 mg/L para concentração de ferro solúvel em efluentes descarregados na rede coletora de esgotos seguidos de tratamento (Decreto n° 8468).

Para o tratamento de águas para abastecimento, deve-se ressaltar a influência da presença de ferro na etapa de coagulação e floculação. As águas que possuem ferro diferenciam-se por apresentar cor elevada e turbidez baixa. Geralmente, os flocos formados são pequenos, ditos “pontuais”, com velocidade de sedimentação muito baixa. Este problema é resolvido, em muitas estações de tratamento de água, somente por meio de aplicação de cloro, a chamada pré-cloração. Através da oxidação do ferro pelo cloro, os flocos voltam a ficarem maiores e a estação passa a apresentar um funcionamento aceitável.

Para retirada ou controle de ferro e manganês da água pode-se empregar um sistema de aeração, sedimentação e filtração conjugado a aplicação de oxidantes como o cloro, dióxido de cloro, ozônio e alcalinizante (DI BERNARDO, 1993).

Os processos comumente usados para remoção de ferro em águas baseiam-se na oxidação de $\text{Fe}^{+2} \rightarrow \text{Fe}^{+3}$, seguida da precipitação do Fe^{+3} . O procedimento de oxidação mais simples é

conseguido através de aeração, empregando-se aeradores de cascata, de tabuleiro ou bocais que lançam jatos de água para a atmosfera. Frequentemente a aeração não é suficiente para gerar bons resultados, necessitando-se empregar um oxidante químico forte, normalmente o hipoclorito de sódio ou outro composto clorado. Outro fator importante a ser considerado é a presença, ou não, de matéria orgânica na água a ser tratada, uma vez que esta representa demanda de oxidante, beneficia a formação de subprodutos e produz compostos coordenados de ferro muito estáveis que dificultam a precipitação subsequente remoção dos metais. A oxidação química do ferro é condição necessária para o tratamento, visto que reduz a concentração solúvel do metal assegurando sua remoção em processos que utilizam separação sólido/líquido.

De acordo com Branco (1991), a cor da água é causada por processos de decomposição que acontecem no ambiente, sendo as águas superficiais mais sujeitas à coloração elevada, comparando-se com as águas subterrâneas, contudo, a presença de sais metálicos como ferro e manganês, plâncton, e despejos industriais podem atribuir cor à mesma.

A presença de ferro, dependendo das concentrações, pode oferecer uma coloração amarelada e turva à água, provocando ainda um sabor amargo e adstringente, podendo levar o consumidor a pesquisar fontes alternativas e não tão seguras para consumo, quando da presença desse metal.

3.10.3. Manganês

Este elemento é um metal que ocorre em quase todos os tipos de solos, ocorrendo naturalmente em águas superficiais e subterrâneas. As fontes antrópicas de manganês para o ambiente provem de seu uso nas indústrias de aço, ligas metálicas, baterias, vidros, oxidantes para limpeza, fertilizantes, vernizes, suplementos veterinários, entre outros usos (CETESB, 2009). O manganês é um elemento indispensável para o organismo humano, todavia a exposição a altas concentrações pode causar efeitos graves. Sua inalação pode causar distúrbios mentais e emocionais, além da perda da agilidade em movimentos. O consumo de água potável contaminada por manganês pode ser o culpado por sintomas de fraqueza, rigidez muscular e tremor das mãos (MACÊDO, 2006).

O desempenho do manganês nas águas é muito parecido com o do ferro em seus mais diversos aspectos, sendo que a sua ocorrência é mais rara. O manganês concebe coloração negra

na água, podendo-se se apresentar nos estados de oxidação Mn^{+2} (forma mais solúvel) e Mn^{+4} (forma menos solúvel).

Em mananciais é geralmente aceitável a concentração de manganês menor que 0,05 mg/L, devido ao fato de não acontecer, nesta faixa de concentração, manifestações de manchas negras ou depósitos de seu óxido nos sistemas de abastecimento de água.

O excesso de manganês ocasiona o inconveniente de escurecer a água potável. Devido aos efeitos de coloração preto, o manganês está incluído na maioria dos padrões de potabilidade, mesmo não apresentando efeito sobre a saúde. A OMS permite 500 ug/l pelos efeitos limitados do manganês sobre a saúde. O limite superior de manganês em água potável na União Europeia é de 50 ug/l.

De maneira geral, diversas substâncias podem conferir gosto e odor nas águas de abastecimento. Compostos como ferro e manganês podem além de conferir odor e sabor amargo e adstringente à água, também promovem uma coloração escura. O sabor é a interação entre o gosto e o odor, sendo as formas constituintes responsáveis: os sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e gases (VON SPERLING, 1996). O sabor e odor são considerados em conjunto, pois geralmente a sensação de um origina-se do outro. São de difícil avaliação, por serem sensações subjetivas causadas por impurezas dissolvidas, frequentemente de natureza orgânica (ECKENFELDER *et. al.*, 1973). A legislação contém como parâmetro gosto e odor.

3.11. Metais pesados

As ações humanas acrescentam ao meio ambiente, através de despejos não controlados, quantidades de metais que se juntam as resultantes do intemperismo natural de rochas. O crescimento desta contaminação foi desprezado até o trágico evento de Minamata, Japão. Em 1932 se instalou na cidade uma indústria de fabricação de acetaldeído. Com o crescimento da indústria cresceu também o lançamento de seus efluentes ricos em mercúrio no mar. O metal se acumulou nos peixes da região e, logo, chegou à população.

Os metais pesados são elementos químicos que tem número atômico superior a 22. Também podem ser definidos por sua especial propriedade de serem precipitados por sulfetos.

Todavia, a definição mais difundida é aquela pautada com a saúde pública: metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana.

Devido aos efeitos da intoxicação por mercúrio, centenas de pessoas morreram e muitas outras dezenas sofreram com as deformações ocorridas com os fetos durante a gravidez (SCLAR, 2003). Desde então, pode-se observar um maior interesse na determinação dos metais pesados.

A bioacumulação é o processo onde os seres vivos absorvem e retêm substâncias químicas no seu organismo. Enquanto se sobe no nível trófico maior será a quantidade de substâncias químicas acumulada no organismo uma vez que este, para além dos compostos que o organismo já absorveu, irá se concentrar os que provêm da alimentação. A grande preocupação com os metais é a bioacumulação destes pela fauna e flora aquática. A bioacumulação acaba atingindo o homem, produzindo efeitos sub letais e letais, decorrentes de disfunções metabólicas.

Alguns metais se acumulam ao longo da cadeia alimentar, de tal forma que os predadores manifestam as concentrações mais elevadas. Contudo, os invertebrados são seres que expressam as maiores concentrações. O Cádmio e o chumbo solúvel se acumulam de preferência em macro invertebrados, fito e zooplâncton e em peixes. O mercúrio solúvel se concentra com mais intensidade em peixes. A presença de diversos metais em um sistema aquático pode em decorrência de efeitos adversos resultarem na sensível redução da toxicidade desses metais, comparando com a soma de suas toxicidades quando presentes individualmente.

Os metais pesados chegam até o homem através da água, do ar e do sedimento, tendendo a se acumular na biota aquática. Os metais pesados são contaminantes químicos nas águas, pois em pequenas concentrações causam efeitos adversos à saúde. Assim, podem inviabilizar os sistemas públicos de abastecimento de água, sendo que as estações de tratamento convencionais não os removem com eficiência e os tratamentos especiais necessários são muito caros.

Os metais pesados fazem parte de padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria 2914 do Ministério da Saúde. Em razão dos prejuízos que os metais pesados, na qualidade de tóxicos, podem acarretar aos ecossistemas aquáticos naturais ou de sistemas de tratamento biológico de esgotos, são também padrões de classificação das águas naturais e de emissão de esgotos, tanto na legislação federal quanto na do Estado de São Paulo. No Estado de São Paulo, estabelece limites para as concentrações de metais pesados em efluentes descarregados na rede

pública de esgotos seguidos de estação de tratamento de forma diferenciada dos limites impostos para os efluentes lançados diretamente nos corpos receptores, que são mais rigorosos.

Os metais que se destacam por sua toxidez são: bário, cádmio, cromo, cobre, , níquel, chumbo e, em menor grau cobre e zinco, os quais serão discutidos a seguir.

3.11.1. Bário

O bário provém principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita e pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas fontes minerais. Não há efeito cumulativo, sendo que a dose fatal para o homem é considerada de 550 a 600 mg. O bário causa efeitos no coração, constrição dos vasos sanguíneos elevando a pressão arterial e sequelas sobre o sistema nervoso. O padrão de potabilidade é 0,7 mg/L (Portaria 2914).

Os sais de bário são utilizados pelas indústrias na elaboração de cores, fabricação de vidro, fogos de artifício, inseticidas, entre outros. É um elemento indispensável ao homem e em elevadas concentrações causa efeitos no coração, no sistema nervoso, constrição dos vasos sanguíneos, elevando a pressão arterial, podendo conduzir rapidamente à morte, dependendo da dose e da solubilidade do sal de bário (CETESB, 2009).

3.11.2. Cádmio

O Cádmio é um elemento relativamente raro na crosta terrestre. Este metal é empregado em galvanoplastia, na produção de pigmentos, na fabricação de estabilizadores de plásticos, além de ser utilizado na indústria eletrônica em baterias cádmio-níquel dos telefones celulares, além de outras baterias e pilhas recarregáveis. O lançamento de Cd para o ambiente acontece por meio de fumos e poeiras deste elemento, em meios industriais e de incineração de plásticos e outros materiais que o usam como pigmento ou estabilizante, além de ser obtido também através de fertilizantes, queima de combustíveis fósseis e descargas de águas residuais urbanas e lamas.

O Cádmio é um dos metais mais tóxicos, que em concentrações suficientes (de 0,8 a 10 $\mu\text{g L}^{-1}$), é tóxico para todas as formas de vida, abrangendo microrganismos, plantas maiores, animais e homem (EISLER, 2000). Ao ingerir algum alimento ou água com alto nível de cádmio pode irritar severamente ou apenas incomodar o estômago, além de causar vômitos e diarreia. A

aspiração de concentrações elevadas deste elemento pode ocasionar graves irritações pulmonares, podendo levar à morte. Contudo, uma das grandes preocupações está relacionada à exposição a baixas doses por longos períodos, que pode danificar os rins. Embora estas doses não tragam risco de vida, pode haver formação de pedras nos rins e danos ao esqueleto, podendo ser doloroso e debilitante. O cádmio e alguns de seus compostos são suspeitos de serem carcinogênicos.

A exposição ao cádmio traz sintomas parecidos aos de envenenamento por alimentos. No homem, a acumulação deste metal resulta na doença Itai-Itai, que gera problemas de metabolismo do cálcio, acompanhado de reumatismo, descalcificação, nevralgias e problemas cardiovasculares (TRAIN, 1979). Altas concentrações de cádmio acumuladas nos organismos destroem as hemácias sanguíneas e o tecido testicular e podem levar a efeitos mutagênicos e teratogênicos (MANAHAM, 1994).

O acúmulo de cádmio em solos na proximidade de minas e fundições pode resultar em altas concentrações nas águas adjacentes. O cádmio é normalmente derramado na água por indústrias de cerâmica, refinarias de petróleo, perfumaria, cimento, reatores nucleares, têxteis, de clareamento de metais, plásticos, fabricação de carvão ativado e de produtos fotográficos (MARTIN *et al.*, 1976).

No trabalho de Pereira (2003), foi observado que na porção norte da Lagoa dos Patos, as concentrações de cádmio eram maiores nos meses de maior descarga do principal tributário (rio Guaíba), comportamento semelhante ao encontrado por Michel (2000) no estuário de Gironde, tendo em vista que nas maiores descargas estão contidas as concentrações mais altas de contaminantes oriundas da bacia de drenagem.

3.11.3. Cromo

Cromo é um metal muito resistente e pouco abundante. Ele é empregado para curtir couro e em laboratórios para limpeza de vidrarias. O metal cromo é extremamente tóxico na sua forma hexavalente, o qual é derramado no meio aquático por indústrias de diversas origens, como cromagem de metais, curtumes, preparação de corantes, papel, explosivos e cerâmicas. Ele também é gerado pelo tratamento de minerais, na metalurgia, em indústrias eletroquímicas de cromados e ácido crômicos e produtos fotográficos (MARTIN *et al.*, 1976). As principais formas químicas em que o cromo se apresenta são Cr (VI), considerada tóxica e Cr (III), tida como nutriente essencial. Os compostos de Cr (III) são empregados como pigmentos e curtimento de

couro, enquanto que os de Cr (VI) são largamente utilizados em indústrias químicas, especialmente em galvanoplastias, onde a cromeação é um dos revestimentos de peças mais comuns (EISLER, 2000). O metal Cr (III) é um elemento fundamental para o metabolismo da glicose, proteínas e gordura de mamíferos, e os sinais de deficiência em humanos são a perda de peso e a tolerância diminuída à glicose. Já os compostos de Cr (VI) são corrosivos, originando reações alérgicas na pele logo após o contato, independente da dose. Concentrações elevadas causam ulcerações na pele, perfurações no trato respiratório e irritação no trato gastrointestinal (MACÊDO, 2006).

No estudo de Nunes (2000), foi observado que na cidade de Urânia em São Paulo as concentrações de cromo na água encontravam-se acima dos limites aceitáveis ambientalmente. Após um intenso estudo foi deduzido que as altas concentrações eram consequência dos minerais primários encontrados na região, constituindo uma fonte natural de contaminação.

O padrão de potabilidade fixado pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde para o cromo é de 0,05 mg/L.

3.11.4. Cobre

Altas concentrações de cobre representam uma ameaça para a biota aquática, visto que tem uma grande capacidade de se bioacumular em determinados tecidos vivos, magnificando suas concentrações ao longo da cadeia trófica, atingindo o homem. Também pode desestruturar algumas proteínas enzimáticas essenciais ao ser vivo.

Geralmente, a toxicidade do cobre aumenta com a sua solubilidade, a adsorção do cobre é influenciada pelas mudanças de pH, temperatura, salinidade, e dureza da água que alteram a permeabilidade dos tecidos agindo sobre a velocidade do metabolismo e, da sua excreção (COELHO, 1990). Os compostos de cobre são venenosos e empregados como fungicidas. Como exemplo, pode-se mencionar o sulfato de cobre, indicado para controlar diferentes enfermidades dos vegetais. Além do mais, é usado em piscinas para evitar o crescimento de alga, é ainda empregado em tintas antiincrustantes para pintura de cascos de embarcações (FRANÇA, 1998).

No estudo de Pereira (2003), foi constatado adição de cobre em todas as porções da Lagoa dos Patos. Conforme o autor, na parte norte da lagoa, que está sob influência do rio Guaíba as

fontes de cobre são os efluentes da zona industrial e lançamentos de água provenientes de esgotos. Na zona central, deságua o rio Camaquã, que capta águas vindas de plantações, onde o cobre está na composição de muitos defensivos agrícolas e nas atividades de mineração (Rosa, 2002). Na faixa sul da lagoa as contribuições de cobre são oriundas das águas do canal São Gonçalo, que recebe uma grande quantidade de despejos de esgotos da cidade de Pelotas.

O padrão de potabilidade fixado pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde para o metal Cádmio é de 2,0 mg/L. O Water Quality Criteria sugere a concentração de 1,0 mg/L de cobre como valor máximo permissível para águas reservadas para o abastecimento público. O cobre frequentemente é localizado nas águas, naturalmente em concentrações inferiores a 20 µg/L. Quando se encontra em concentrações elevadas, é desfavorável a saúde e confere sabor às águas. O cobre pode produzir intoxicações humanas no fígado e a concentração necessária para acarretar tal efeito é de 20 mg/L de cobre ou um teor total de 100 mg/L por dia na água. Contudo, concentrações de 5,0 mg/L deixa a água absolutamente implacável, em decorrência ao gosto originado. O cobre pode ser benéfico em pequenas quantidades ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue, auxiliando a cura de anemias.

3.11.5. Chumbo

O elemento chumbo é conhecido desde a Antiguidade, utilizado na Roma Antiga em recipientes de água, canalização e utensílios domésticos, além de ser adicionado em vinhos como flavorizante. Este metal pode ser localizado no ambiente sob duas formas iônicas mais estáveis, Pb^{2+} e Pb^{4+} , embora o Pb^{2+} que surge com maior frequência na natureza, sendo a forma iônica mais tóxica do que a forma de complexos inorgânicos. O chumbo é um poluente ambiental extremamente tóxico e penetrante (MACÊDO, 2006). Este metal ocorre no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos, sendo também empregados na fabricação de baterias, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros, ligas metálicas, entre outros. Sua presença no ambiente ocorre em decorrência à deposição atmosférica ou lixiviação do solo. A ingestão de alimentos e bebidas contaminados é a principal fonte de chumbo para o organismo humano. Sua exposição pode danificar quase todos os órgãos e sistemas.

O chumbo é um metal pesado perigoso na sua forma dissolvida, especialmente na forma iônica, pois assim, está disponível para ser incorporado pela biota aquática, podendo atingir concentrações 1400 vezes maiores que as encontradas na água. Não sendo fundamental ao metabolismo celular, é tóxico mesmo em baixas concentrações podendo provocar inibições em algumas enzimas e modificações no metabolismo das células. Em peixes, uma contaminação por chumbo pode originar lesões nas brânquias e inibições nas trocas de oxigênio/gás carbônico (MARTIN *et al.*, 1976). Quando o homem ingere animais contaminados por chumbo também bioacumula o metal, podendo surgir modificações no sistema sanguíneo, nervoso e problemas renais, além de poder contrair o saturnismo, que pode provocar o retardamento mental e anemia em crianças (MANAHAM, 1994).

As refinarias de petróleo e de cerâmica são os tipos de indústrias que mais lançam chumbo na água. Também geram grandes quantidades a atividade de mineração e resíduos de gráficas. Na cidade de Bauru, São Paulo, foram registrados alguns casos de envenenamento por, onde uma indústria de baterias e acumuladores eletro motivos estava jogando seus efluentes ricos em chumbo no manancial da região (Poluição por chumbo em Bauru, 2003).

O chumbo é um metal abordado no padrão de potabilidade, sendo fixado o valor máximo permissível de 0,05 mg/L pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, mesmo valor adotado nos Estados Unidos da América. Este metal constitui veneno cumulativo, ocasionando um envenenamento crônico denominado saturnismo, que consiste em dano sobre o sistema nervoso central com consequências bastante sérias. Em peixes, as doses fatais deste metal variam de 0,1 a 0,4 mg/L. Outros organismos (crustáceos, moluscos, mosquitos quironomídeos e simúlídeos, vermes oligoquetos, sanguessugas e insetos tricópteros) desaparecem após a morte dos peixes, e apresentam concentrações superiores a 0,3 mg/L.

3.11.6. Níquel

O níquel é um metal traço (concentrado reduzida) que surge na natureza em meteoritos e em depósitos naturais, podendo também ser oriundos do derramamento de óleo cru. Contaminações do meio ambiente por níquel podem acarretar alterações dos processos metabólicos, problemas respiratórios e dermatites (COELHO, 1990). O níquel é empregado na

fabricação de ligas, assim como as usadas na cunhagem de moedas, na obtenção de aço inoxidável e em fios (VON SPERLING, 1995).

As principais fontes antrópicas deste elemento para o ambiente são a queima de combustíveis, além da mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição, fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Quando ocorre a exposição ao níquel o efeito adverso mais comum é a reação alérgica, podendo também causar irritação gástrica caso haja ingestão de doses elevadas (CETESB, 2009). O níquel é um elemento indispensável, em pequenas doses, para os seres humanos, sendo que é responsável pela catálise de um grande número de sistemas enzimáticos, fosfatase, amilase pancreática, reforça a atuação da insulina, além de existirem indícios de sua participação nos processos bioquímicos das proteínas e ácidos nucleicos. A deficiência de níquel pode ocasionar degeneração do fígado, distúrbios no crescimento e reprodução, prejuízo na utilização do ferro e diminuição das concentrações de cálcio e magnésio e elevação das concentrações de cobre e zinco no fêmur. (QUINÁGLIA, 2006).

O estudo de Pereira (2003) verificou os processos que determinam a qualidade da água da Lagoa dos Patos, e foi observada adição de níquel em praticamente toda lagoa, isso se deve a rápida variação de salinidade do sistema que favorece as reações de troca relativas a este metal, mesmo comportamento verificado por Hatje (2001) no estuário de Port Jackson na Austrália.

3.11.7. Zinco

Este elemento-traço é essencial para os seres humanos, já que tem ação na atividade da insulina e de diversos compostos enzimáticos. A deficiência de zinco pode levar ao atraso no crescimento dos animais e quando ingerido em concentrações muito altas, o que é extremamente raro, pode acumular-se em outros tecidos do organismo humano. O zinco é empregado na fabricação de ligas e latão, na galvanização do aço, na borracha como pigmento branco, em suplementos vitamínicos, em protetores solares, desodorantes e xampus, entre outros usos. Concentrações elevadas de zinco podem acontecer em água de torneira em decorrência da dissolução do metal das tubulações (CETESB, 2009).

O zinco, em baixas concentrações, é um metal pouco nocivo para mamíferos e peixes, visto que possui caráter não acumulativo e é um nutriente essencial ao metabolismo celular. Contudo, a ingestão de sais de zinco solúveis em altas concentrações pode danificar o tubo digestivo. O excesso deste metal bioacumulado pode trazer transformações adversas na morfologia e fisiologia dos peixes. Em concentrações excessivamente altas pode resultar no enfraquecimento geral e alterações histológicas amplas em muitos órgãos (Water quality criteria for water, 1976).

As principais indústrias que lançam zinco no meio aquático são as farmacêuticas, metalúrgicas, de galvanoplastia, de tintas e inseticidas, de produtos luminescentes e de fibras. Ainda pode chegar ao meio hídrico por meio de rejeitos da atividade de mineração e de efluentes domésticos não- tratados (MARTIN et al., 1976).

O padrão para águas reservadas ao abastecimento publica abordados na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, estabelece como o valor máximo permissível de 5,0 mg/L. O Zinco é um elemento fundamental para o crescimento, todavia, em concentrações superiores a 5,0 mg/L, acarreta sabor à água e certa opalescência águas alcalinas.

3.11.8. Dureza Total

A dureza da água é proporcional à concentração de sais de cálcio e magnésio. A dureza total de uma água deve-se a sulfatos (SO_4^-), bicarbonatos (HCO_3^-), cloretos (Cl^-) e nitratos (NO_3^-). O magnésio e o cálcio são essenciais para o organismo humano, na sua estrutura óssea e circulação coronária. Dessa forma, águas com pequenas quantidades destes elementos quando consumidas permanentemente, causam problemas para a saúde pública. Entretanto, altos teores, levam à formação de calcário nas canalizações e equipamentos. Os sais presentes na água podem ser removidos por abrandamento, desmineralização ou evaporação.

A portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde estabelece para dureza o teor de 500 mg/L em termos de CaCO_3 como o valor máximo permitido para água potável. Este padrão de potabilidade não é muito restritivo, pois uma água com 500 mg/L de dureza é classificada como “muito dura”, porém, uma restrição muito severa deve inviabilizar alguns abastecimentos públicos que empregam água dura, por não terem a disposição recursos necessários para a remoção da dureza ou abrandamento da água.

A alcalinidade das águas associa-se à dureza, sendo responsável pela precipitação de carbonato geralmente em sistemas de águas quentes, gerando a formação de incrustações na rede de distribuição. A dureza de uma água é a medida da sua capacidade de precipitar sabão, desta forma, nas águas que a apresentam os sabões modificam-se em complexos insolúveis, não gerando espumas até que o processo se esgote. O problema da dureza para o abastecimento público se refere ao consumo excessivo de sabão nas lavagens domésticas. Também existem indícios de que cidades abastecidas com águas duras possam causar um aumento na incidência de cálculo renal, o que efetivamente é um problema de saúde pública.

3.12. Lavagem de Filtros

A geração de água de lavagem de filtros (ALAF) é componente integrante da operação de uma ETA. Normalmente, os filtros são retrolavados com água tratada. A vazão empregada deve ser suficiente para expandir o leito filtrante e desatar o material sólido retido na camada filtrante e, portanto, é necessário o uso de vazão bem acima da vazão de operação da estação, levando a produção de grande volume de água residuária, num curto espaço de tempo (USEPA, 2002).

Os tratamentos convencionais de produção de água potáveis têm um processo de filtração que é considerada uma etapa de polimento. Muitas modificações e adições para os processos de tratamento de água foram feitas, mas a filtração permanece como uma das tecnologias fundamentais para a produção de água (BARUTH, 2005). Ao longo de um ciclo de uma unidade de filtração em meio granular, os filtros se tornam carregados com partículas, material orgânico e bactérias. Para manter o desempenho e a eficácia do tratamento, a retrolavagem com água é conduzida para periodicamente remover o material contaminante que é capturado na camada filtrante.

A lavagem dos filtros é efetuada em intervalos de 24 a 72 horas, com duração de 10 a 25 minutos e taxa de aplicação da ordem de $10 \text{ a } 15 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (DI BERNARDO et al., 2002; USEPA, 2002). Dependendo do tamanho da ETA e do número de filtros, a produção de ALAF pode ser praticamente contínua, devido à lavagem alternada de filtros trabalhando em paralelo.

Os mananciais com condições adequadas para utilização de sua água para fins de abastecimento estão cada vez mais difícil de encontrar, e devido a essa escassez e ao consumo

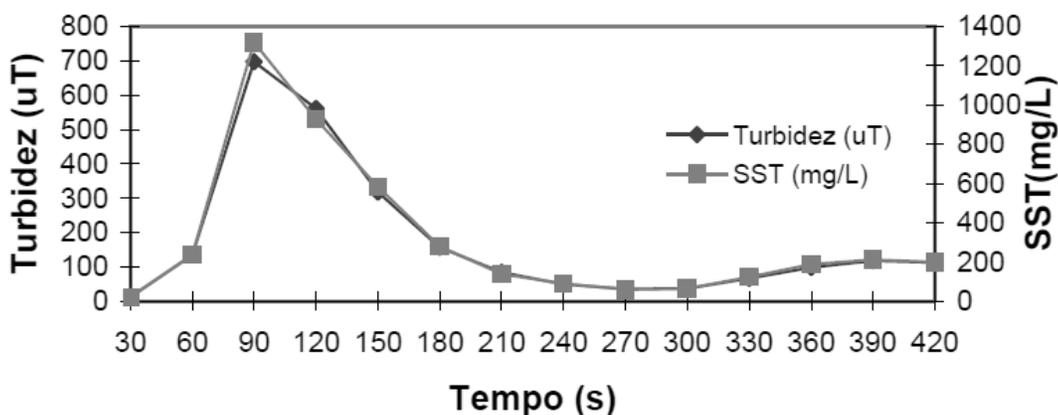
elevado há grande interesse na clarificação da água de lavagem de filtros para futuro reaproveitamento do sobrenadante e disposição adequada do sedimento (DI BERNARDO, 2002).

Junto com o reaproveitamento da ALAF, é preciso diminuir o volume de água consumido na lavagem dos filtros. Os principais processos de lavagem de meios filtrantes podem ser classificados em três grandes categorias, a saber: (a) lavagem exclusivamente com água; (b) lavagem com ar seguida de água; (c) lavagem com ar e água, simultaneamente (SANTOS FILHO e SANTA RITA, 2002). Todo método oferece vantagens e desvantagens e, com base nisso, aliado as características da água decantada, do arranjo físico e da concepção da ETA, é que o método de lavagem deve ser selecionado.

Os sistemas que usam a lavagem com ar e água podem consumir de 30 a 50% menos água do que sistemas que utilizam apenas água (USEPA, 2000). Uma opção que pode ser aproveitada em alguns casos seria reduzir o tempo de lavagem dos filtros, pois lavagens muito longas podem colaborar para a deterioração do leito filtrante. A lavagem deve ser concluída quando a turbidez do efluente estiver entre 10 e 15 uT (KAWAMURA, 2000); entretanto, deve ser determinados em todo sistema a turbidez ótima da ALAF, ou o tempo de lavagem. A elevação da carreira de filtração também pode ser importante, pois reduz significativamente o volume de água consumido ao longo do tempo. Caso tais práticas sejam aceitas, torna-se necessário considerar o impacto na qualidade final da água produzida (USEPA, 2002).

Em seu trabalho, Souza Filho (1998), avaliou a alteração da turbidez e da concentração de sólidos totais suspensos durante a lavagem de um filtro. Os resultados demonstraram variação no valor máximo de turbidez e sólidos suspensos totais, do mesmo modo que no tempo em que isso ocorreu após o início da lavagem. Conforme o autor, isso acontece pela mudança da qualidade da água, duração da carreira de filtração, operação de lavagem e vazão tratada na ETA. Em regra, os valores máximos de sólidos totais suspensos e turbidez aconteceram no início da lavagem o filtro, após cerca de 60 a 120 s (Figura 8).

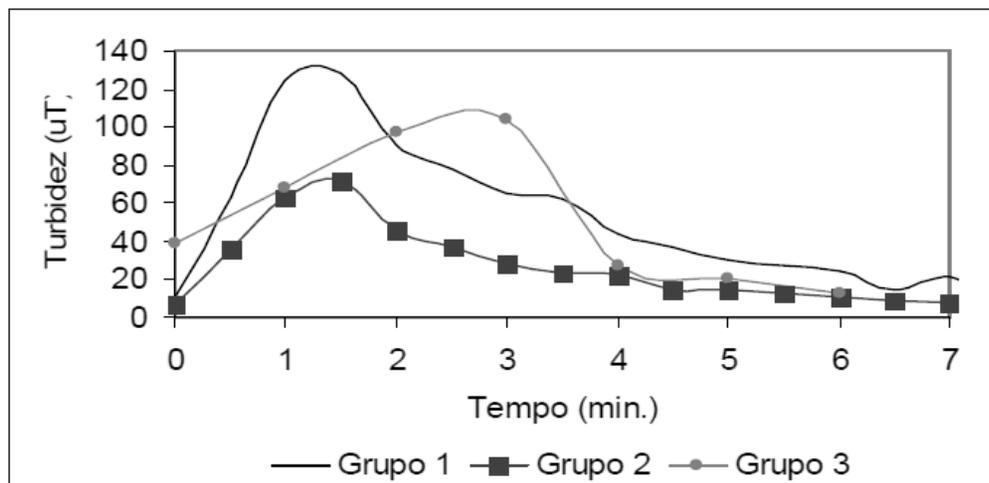
Figura 8: : Variação de turbidez e da concentração de sólidos totais suspensos durante a lavagem do filtro (SOUZA FILHO, 1998).



Um estudo realizado por Oliveira *et al.* (2006), na ETA UFV, registrou procedimentos distintos de lavagem, empreendidos por diversos operadores, e buscou-se verificar o efeito no processo de lavagem em si e na qualidade da água filtrada da carreira de filtração seguinte. Em síntese, foram identificadas três situações: (i) Grupo 1 - marcado por picos acima de 100 uT no início da operação (1,0 min), seguidos de um decréscimo lento na turbidez da água de lavagem; (ii) Grupo 2 - picos menos acentuados de turbidez da água de lavagem (≈ 70 uT), seguidos também por decréscimo relativamente lento e (iii) Grupo 3 - pico iniciais de turbidez também elevados (≈ 100 uT), apesar disso mais atrasados, seguidos de quedas mais bruscas da turbidez da água de lavagem (Figura 9).

De acordo com os autores, o melhor método de lavagem dos filtros, representado pelo Grupo um, é corroborado por uma maior duração média das carreiras de filtração e pelo melhor atendimento da meta de turbidez da água filtrada com vistas a certificar uma adequada de remoção (oo) cistos protozoários – turbidez menor que 0,5 uT.

Figura 9: Turbidez da Água de Lavagem dos Filtros, conforme procedimentos específicos de lavagem (OLIVEIRA *et al.*, 2006).



3.13. Água de Lavagem de Filtros

Nas estações convencionais de tratamento de água de ciclo completo, a água utilizada na lavagem dos filtros pode ser recirculada, com ou sem clarificação, para a câmara de chegada da água bruta, onde será misturada com a mesma. O volume gerado de água de lavagem é variável e depende da qualidade da água bruta, do tipo e eficiência do tratamento e, para as ETA tipo convencional, da eficiência dos decantadores. Desta forma, se faz necessária a presença de um reservatório ou um tanque, para recepção dos resíduos líquidos oriundos da retrolavagem, que permitirá equalizar e regularizar a vazão de recirculação (SOUZA FILHO, 1998). A recirculação é integral, quando a água de lavagem dos filtros não é clarificada. Quando houver a clarificação por sedimentação ou flotação, com ou sem adição de condicionante químico, a recirculação não é integral (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

Água gerada na retrolavagem de filtros de estações de água superficiais tem mostrado ser altamente concentrada em sólidos suspensos totais (SST), turbidez, e compostos inorgânicos tais como o alumínio e / ou ferro, que refletem na ocorrência natural de contaminantes na água bruta, bem como aqueles precipitados a partir dos coagulantes inorgânicos utilizados durante o

tratamento (Cornwell et al, 2001;. Edzwald et al, 2001, Arora et al, 2001; Bourgeois et al, 2004; Walsh e Gagnon, 2006; Walsh et al., 2008).

A utilização de cloro no tratamento da água pode ter como objetivos a desinfecção (destruição dos microrganismos patogênicos), a oxidação dos compostos e espécies químicas nela existentes ou ambas as ações ao mesmo tempo. O cloro é o desinfetante mais usado na América do Norte. O cloro reage com matéria orgânica, como os ácidos húmicos e fúlvicos, que estão presentes em todas as águas naturais de superfície (HEALTH CANADA, 1996), e as reações de substituições formam compostos orgânicos halogenados denominados como subprodutos de desinfecção (SPD) (ROOK, 1974; BELLAR et al., 1974). Ao longo dos últimos 25 anos, duas classes prevalentes de SPD, trihalometanos (THMs) e ácidos halo acéticos (HAA) têm sido relatadas devida à identificação de potenciais riscos adversos a saúde, tais como aumento da incidência de câncer e distúrbios reprodutivos adversos (BULL e KOPPFLER, 1991 e BOL. *et al*, 2001;. DODDS *et al*, 2004). O Brasil abordou na legislação de padrões de potabilidade da água o valor de 0,1 mg/L para a concentração dos THM em águas (BRASIL, 2011), tendo em vista os efeitos tóxicos destes compostos.

Os impactos da reciclagem de ALAF no processo de filtração convencional em ETA podem como potenciais consequências incluir aumento de cargas de partículas e cistos, sobrecarga hidráulica e alteração na coagulação química. (CORNWELL *et al*, 2001;. EDZWALDET *et al*, 2001.;ARORA *et al.*, 2001). A recirculação da ALAF não resulta em adicionais demandas de coagulante dentro do sistema de tratamento devido ao baixo nível de carbono orgânico dissolvido (COD) da ALAF, em relação à água bruta e a presença de partículas desestabilizadas nos fluxos residuais (EDZWALD *et al*, 2001; TOBIASON. *et al*, 2003.).

No estudo de Cornwell *et al.*, 2001, foi demonstrado que o desempenho do decantador foi melhorado com relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* quando água de retrolavagem não tratada foi recirculada antes do processo de coagulação com taxas de 4,3 a 20. Os resultados deste estudo sugerem que a reciclagem de água de lavagem de filtros não tratada apresentou adição de turbidez para a água bruta que pode ter remoção de oocistos melhorada através do aumento do número de sítios de colisão disponíveis a partir dos sólidos da ALAF durante o processo de floculação. Estudos de recirculação em escala de bancada que utilizaram um fluxo residual combinado de água de lavagem de filtro e lodo clarificado em uma fonte de

água de baixa turbidez demonstraram que a reciclagem de 5% da ALAF resultou numa melhor qualidade da água determinada conforme quantificado pelas medições de carbono orgânico total (COT) e UV₂₅₄ (BOURGEOIS, 2003).

Concentração de COT é uma medida coletiva de orgânicos em água e não fornece nenhuma informação sobre a composição e distribuição dos constituintes orgânicos (BRATBY, 2006). No entanto, os resultados coletivos da melhora na redução de COT, UV₂₅₄ e cor encontrada por Bourgeois (2003) foram atribuídos ao aumento do número de sítios de ligação com a introdução de 5% de água de lavagem, para precipitar matéria orgânica dissolvida em água bruta.

Para aumentar a eficiência, o rendimento da estação, conhecer novas diretrizes do tratamento e conservar a água enquanto se atende restrições de orçamento, é cada vez mais importante utilizar parâmetros adicionais de qualidade de água para avaliar o desempenho da planta e aperfeiçoar operações (GOTTFRIED *et al.*, 2008). No tratamento de água potável, foi observado que UV₂₅₄ é um bom parâmetro substituto para prever o potencial de formação de trihalometanos na fonte ou na água tratada (EDZWALD *et al.*, 1985). O aumento das medições de UV₂₅₄ sugere que há mais disponibilidade de material orgânico dissolvido para a reação com o cloro residual, e, portanto, um potencial mais elevado para formar SPD (MCCORRMICK *et al.*, 2010).

Os riscos, inerentes à qualidade da água de abastecimento, devem ser minimizados ao máximo. Isto pode ser alcançado com a criteriosa escolha do manancial, com a preservação do local, e com a aplicação de tecnologias adequadas de tratamento, para que a água atenda aos padrões de potabilidade e esteja livre de substâncias indesejáveis.

3.14. Características das águas de lavagem de filtros

3.14.1. Características físicas e químicas

As características da água de lavagem dos filtros mudam de estação para estação, dependendo das impurezas incluídas na água bruta, do tipo de coagulante e dos condicionantes químicos empregados no tratamento da água. Algumas características físicas e químicas dominantes em ALAF são apresentadas na tabela 2 e, em seguida, informações adicionais por parâmetro.

Tabela 2: Características predominantes na água de lavagem de filtros (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

Parâmetro	Faixa de valores
Turbidez (uT)	50 -170
DQO (mg . L ⁻¹)	30 -50
pH	6,9 -8,0
Sólidos totais (mg . L ⁻¹)	90 -370
Sólidos fixos (mg . L ⁻¹)	70 -160
Sólidos voláteis (mg . L ⁻¹)	20 -210

3.14.2. Concentração de sólidos

Segundo Souza Filho (1998), a concentração de sólidos pode variar extensivamente dependendo da característica da água bruta, tipo e dosagem do coagulante empregado e do mecanismo de coagulação.

Conforme os autores Grandin (1992), Scalize (1997), Souza Filho (1998), a concentração de sólidos pode mudar de 50 a 300 mg . L⁻¹, em condições habituais de operação, podendo registrar até 500 mg . L⁻¹ se a carreira de filtração alcançar 80 a 100 h. No estudo de Ferreira Filho *et al.* (1997), foram descobertos valores médios de 460 mg . L⁻¹. No trabalho de Tobiasson *et al.* (1999) foram atingidos picos variando de 600 a 7.000 mg . L⁻¹. No trabalho de Bashaw *et al.* (2000), foram encontrados picos de 300 mg . L⁻¹ e média de 71 mg . L⁻¹ durante os primeiros três minutos de lavagem do filtro, enquanto Tobiasson *et al.* (2003) encontraram valores de pico de 700 mg . L⁻¹.

3.14.3. Concentração de metais

A definição da concentração de metais em despejos de ETA, ALAF e lodo de decantador, são fundamentais, já que sua presença pode afetar o reuso ou disposição. Quanto à disposição dos lodos em aterros sanitários, pode haver impacto e se estes forem despachados para o sistema de esgoto podem inibir o tratamento biológico na ETE (SOUZA FILHO, 1998).

Boa parte dos metais contidos nos despejos de ETA é composta por impurezas dos coagulantes e, conseqüentemente, devem ser adotados os devidos cuidados na definição dos coagulantes e outras substâncias químicas adicionadas à água (SOUZA FILHO, 1998).

No estudo de Souza Filho (1998), foi encontrado valores de 700 mg Fe . L⁻¹, 2,00 mg Zn . L⁻¹, 2,20 mg Mn . L⁻¹ e 0,60 mg Pb . L⁻¹ em uma ETA que emprega como coagulante cloreto férrico. No trabalho de Arota et al. (2001) foram encontradas concentrações de 0,027 mg Br . L⁻¹; 9,1 mg Fe . L⁻¹, 14,8 mg Al . L⁻¹, 1,4 mg Mn . L⁻¹ e 0,1 mg Zn . L⁻¹. No estudo de Tobiasson et al. (2003), foram encontrados picos de concentração de Al e Mn de 160 mg . L⁻¹ e 1,23 mg . L⁻¹, respectivamente. Vale lembrar que a maioria desses valores está acima dos limites tolerados para lançamento de efluentes em corpos d'água.

3.14.4. Turbidez

A turbidez é um parâmetro frequentemente utilizado para avaliar as características da ALAF, principalmente devido à facilidade da análise. A turbidez média da água de lavagem de filtros altera entre 50 uT e 170 uT (Di Bernardo et al., 1999). De acordo com Kawamura (2000), a turbidez da ALAF em ETA de ciclo completo varia entre 150 uT e 250 uT. Cornwell e Lee, (1993), relatam que a turbidez variou entre 0,57 uT e 97 uT durante a lavagem do filtro. No trabalho de Souza Filho e Di Bernardo (1999), foram atingidos picos de turbidez de até 700 uT, 90 segundos após o início da lavagem do filtro. No estudo de Tobiasson *et al.* (2003), foi relatado variações de turbidez média das amostras compostas de 150 uT a 400 uT em três ETA nos Estados Unidos.

Le Gouellec *et al.* (2004) , relatou que a turbidez variou entre 24 uT e 126 uT no decorrer da lavagem em estudo realizado em ETA em escala real. Em trabalho realizado na ETA UFV , Bastos et al. (2005) , encontraram como valor médio de turbidez da ALAF, 103 uT. Outras

pesquisas realizadas na mesma unidade resultaram em decaimento da turbidez da ALAF de 523 uT para 6,4 uT em oito minutos de lavagem.

3.15. Características microbiológicas

A análise das características microbiológicas das águas a serem dispostas ou reutilizadas é de suma importância, com a finalidade de tornar mínimo o risco à saúde.

A água potável não deve comportar micro-organismos patogênicos e deve ter ausência de bactérias indicadoras de contaminação fecal. As bactérias indicadoras de contaminação fecal, tradicionalmente aceita, pertencem a um grupo de bactérias denominadas coliformes. O representante predominante desse grupo é o grupo de bactérias chama-se *Escherichia coli*.

A Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde determina que sejam analisados, na água, para avaliação de sua potabilidade, a presença de coliformes totais e termo tolerantes de preferência *Escherichia coli* e a contagem de bactérias heterotróficas. A mesma portaria aconselha que a contagem padrão de bactérias não deva ultrapassar a 500 Unidades Formadoras de Colônias por um mililitro de amostra (500/UFC/ml)

Para a garantia da qualidade biológica na água distribuída para o consumo humano, é utilizada a desinfecção da água final tratada, ou pós-cloração, onde garante a presença do cloro na água até os pontos de consumo. O uso de cloro na desinfecção possui a vantagem de manter um residual na rede de distribuição e assim evitando possíveis contaminações.

Quando se realiza a reciclagem de ALAF, independentemente se precedida ou não de tratamento, é indispensável continuar um monitoramento constante da qualidade da ALAF e da água tratada, checando a qualidade durante o período de reciclagem com o período que esta operação não esta sendo realizada. Os principais contaminantes microbiológicos que devem ser analisados são *Giardia* e *Cryptosporidium* (USEPA, 2002).

Em diversas ocasiões a ALAF reciclada contem concentrações mais elevadas de oocistos de *Cryptosporidium* do que a própria água bruta; estar-se-ia, assim, inserindo uma quantidade adicional desse protozoário no processo de tratamento, o que tende a aumentar o risco da presença desse patógeno na água distribuída a população (USEPA, 2002).

A American Water Works Association Research Foundation realizou um estudo onde foram analisadas 146 amostras de ALAF, *Cryptosporidium* foram detectados em 5% das amostras, tendo como média geométrica 1,75 oocistos L^{-1} ; e 8% das amostras foram positivas para *Giárdia*, tendo como media geométrica 2,03 cistos L^{-1} . As concentrações de *Giárdia* e *Cryptosporidium* apresentadas na ALAF foram, nesta ordem, 16 e 21 vezes maiores do que na água bruta (USEPA, 2000).

Le Chevallier (1991), realizou um estudo analisando 34 ETA nos EUA onde registrou médias geométricas de (oo) cistos de *Giárdia* e *Cryptosporidium* nas amostras de ALAF de 0,59 L^{-1} e 3,21 L^{-1} , que foram, respectivamente, 16 e 61 vezes maiores do que na água bruta.

No estudo realizado por Rose *et al.* (1988), foram encontrados concentrações de *Cryptosporidium* de 686,9 e 2.430,6 oocistos L^{-1} em duas amostras de ALAF. Karanis *et al.* (1998), realizaram um estudo usando seis unidades de tratamento convencional na Alemanha, e detectaram oocistos de *Cryptosporidium* em concentrações médias superiores a 2,57 L^{-1} . Enquanto investigava um surto na Inglaterra, Colbourne (1989) encontrou concentrações de *Cryptosporidium* de 10.000 oocistos L^{-1} . Muitos outros estudos apontaram que a concentração de *Cryptosporidium* em ALAF pode ser superior a 100 oocistos L^{-1} (COLBOURNE, 1989; CORNWELL e LEE, 1993).

O estudo de Arota *et al.* (2001), avaliou a presença de *Giárdia* e *Cryptosporidium* na água bruta e na ALAF em diversas ETA nos Estados Unidos. Oocistos de *Giárdia* foram encontrados em 30% das amostras de água bruta e em 8% das da ALAF, tendo como médias 1 e 4,70 cistos L^{-1} . Em 5% das amostras de água bruta (média geométrica de 0,94 oocistos L^{-1}) e em 5,6% das amostras de ALAF (média de 4,50 oocistos L^{-1}), surgiram oocistos de *Cryptosporidium*. As concentrações dos protozoários descobertos na água bruta foram cerca de cinco vezes menores do que na ALAF.

No trabalho realizado por Scalize e Di Bernardo (2000), utilizando polímero aniônico para a clarificação de ALAF, foi encontrado relação direta entre a concentração de SST presentes nas amostras estudadas e o número de coliformes totais e *Escherichia Coli*. Nos exames parasitológicos realizados no sobrenadante, foram encontrados ovos, cisto e larvas de parasitas (larvas de *Strongyloides stercoralis* e de *Ancylostomatidae*).

No estudo realizado por Aguirre (2003), realizou estudos em ETA de Campinas-SP, e não detectou protozoários na ALAF utilizando a técnica de imunofluorescência direta após processo

de filtração, eleição e raspagem de membrana. A justificativa do autor para a não ocorrência desses organismos é devido à eficiência de remoções nas unidades previas de tratamento, ou seja, os cistos e oocistos não estariam alcançando os filtros e a ALAF estaria livre destes organismos.

Do que foi apresentado percebe-se que (oo) cistos de protozoários podem estar presentes em ALAF em concentrações extremamente variadas, todavia são escassas as informações em ETA brasileiras.

3.16. Quantificação de água de lavagem de filtro em relação ao volume da água tratada

A água utilizada para a retrolavagem de filtros rápidos pode representar de 2 % a 10 % do volume total tratado, gerando grandes volumes de resíduos em um curto espaço de tempo (USEPA, 2002). Kawamura (1991), citado por Ferreira Filho *et al* (1999), indica que uma recomendação usual é que o retorno da água de lavagem não ultrapasse 10% da vazão nominal da água bruta afluyente a ETA. Esta recomendação é feita pelo pesquisador de modo que não haja nenhum prejuízo no processo de coagulação-floculação, dosagem de coagulante e sobrecarga hidráulica temporária nas unidades de tratamento. Deste modo, sob a visão de minimizar os impactos ambientais e economizar água, tem crescido o interesse na recirculação de água de lavagem dos filtros. De acordo com Carvalho (1999), a recirculação para a câmara de chegada da água bruta dos resíduos líquidos gerados em uma ETA, minimiza o volume a ser disposto e evita desperdício de grande quantidade de água.

A norma técnica brasileira NBR 12216 (ABNT, 1992) sobre Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público não especifica um valor máximo de porcentagem do volume de água de retrolavagem em relação à vazão nominal de uma ETA.

Fontana (2004) relata que os resíduos gerados em uma ETA convencional podem variar em 1% a 5% do volume de água tratada. De acordo com Barroso (2002), a vazão média de resíduos gerados em uma ETA está entre 1% a 3 % do volume tratado. Cornwell (1987), citado por Fontana (2004), afirma que na lavagem dos filtros, o consumo pode chegar de 2% a 5% do volume de água tratada.

Nos estudos de Camargo (2011), realizou um estudo na ETA de Anápolis onde examinou as características das águas residuárias. Os resultados mostram que o percentual dos

resíduos gerados em relação ao volume de água tratada é em torno de 1,75 % e que, 99,7% provêm da água de lavagem de filtro correspondendo a um volume 1.200 m³ diários.

3.17. Recirculação de água de lavagem de filtros

A água de lavagem de filtro pode ter como destino final os cursos d'água, as redes de esgoto ou, alternativamente, ser recirculada dentro da própria estação (USEPA, 2000).

As ETA que praticam a recirculação da ALAF realizam o retorno do efluente, frequentemente entre o ponto de chegada da água bruta da estação e o decantador. A ALAF pode ser reintroduzida na estação sem sofrer um processo de tratamento, decorrendo de um tanque de equalização e, ou, passando por um processo de tratamento.

As ETA são planejadas para operarem dentro de uma faixa de vazão exclusiva. Quando uma vazão adicional é inserida pontualmente na estação por meio da recirculação direta da ALAF, todas as condições hidráulicas de funcionamento da ETA podem ser modificadas. Em USEPA (2000), refere-se a um registro de que durante a recirculação direta da ALAF o acréscimo da taxa de filtração afetou a remoção de patógenos, principalmente (oo) cistos de protozoários.

Durante a recirculação da ALAF é recomendável que a recirculação seja praticada de forma contínua ao invés de intermitente, para não comprometer o tratamento da água (PETERSEN e CALHOUN, 1995).

Cornwell e Lee (1994), Sphem (1997) e Kawamura (2000) sugerem que a vazão de recirculação permaneça abaixo de 10% da vazão da ETA. Porém, em USEPA (2002), indica que a porcentagem deve ser determinada para todas as ETA, com o propósito de impactar da menor forma possível a qualidade final da água.

O tratamento da ALAF antes de se promover a recirculação colabora para minimizar os riscos relacionados à *Giárdia* e *Cryptosporidium* (USEPA, 2000).

3.18. Tratamento de água de lavagem de filtros

As alternativas existentes para se tratar a ALAF são análogas com as usadas para tratar a água bruta em uma ETA. Basicamente, o tratamento consiste na retirada de sólidos em suspensão e, em sequência, de microrganismos. Dentre as opções mais frequentemente utilizadas, citam-se a

clarificação / sedimentação, a filtração em membranas e a flotação, com ou sem unidades de equalização de vazões (USEPA, 2002).

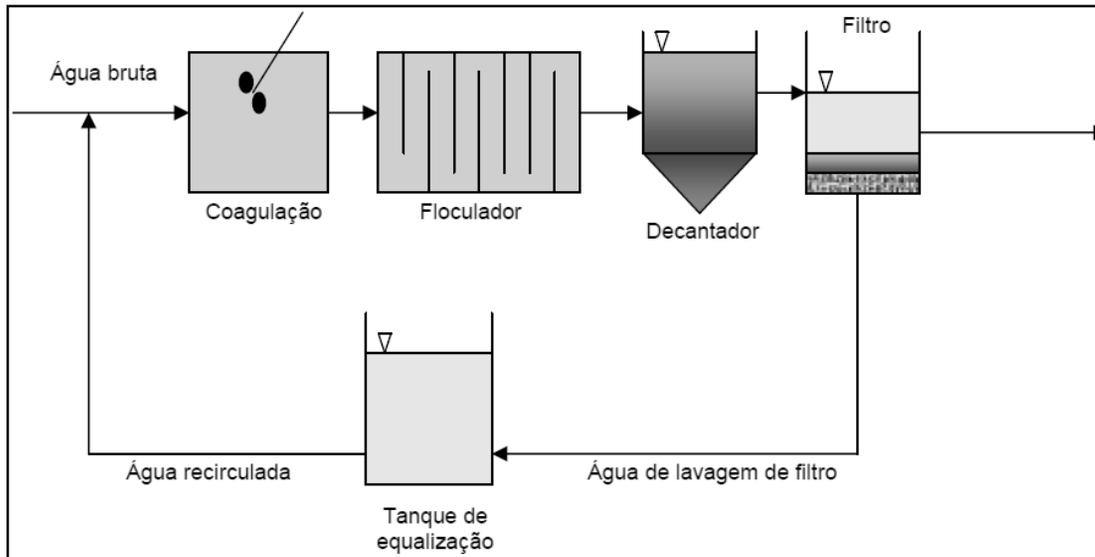
3.18.1. Equalização de vazões

As ETA são planejadas para operarem dentro de uma faixa de vazão exclusiva. Visto que a ALAF é gerada em grande quantidade em um curto espaço de tempo, a equalização de vazões pode ser vantajosa para ajudar a reduzir os impactos da recirculação no processo de tratamento de água.

A equalização consiste em estocar o efluente e devolvê-la a estação em uma vazão diferente da que foi produzida. O processo de equalização pode ser executado em tanques similares aos decantadores, em lagoas ou em unidades análogas. Na Figura 10 esta exibida um exemplo de equalização de ALAF.

Quanto as principais vantagens da equalização de vazões podem ser mencionadas: (i) minimização de sobrecargas hidráulicas nos decantadores, filtros e outras unidades do sistema; (ii) melhor controle das operações de coagulação e floculação e (iii) diminuição do tamanho da unidade de tratamento de ALAF (caso houver), por conta do amortecimento dos picos de vazão (USEPA, 2002). Quanto às desvantagens da utilização dessa unidade podem ser citados os custos relacionados à sua implantação e, se o tanque de equalização não funcionar de maneira contínua, pode existir a sedimentação do lodo e posterior produção de odor (USEPA, 2002).

Figura 10: Ilustração da equalização de vazões de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).



3.18.2. Sedimentação

A sedimentação é um procedimento de separação de fases (líquido - sólido), por atuação da gravidade.

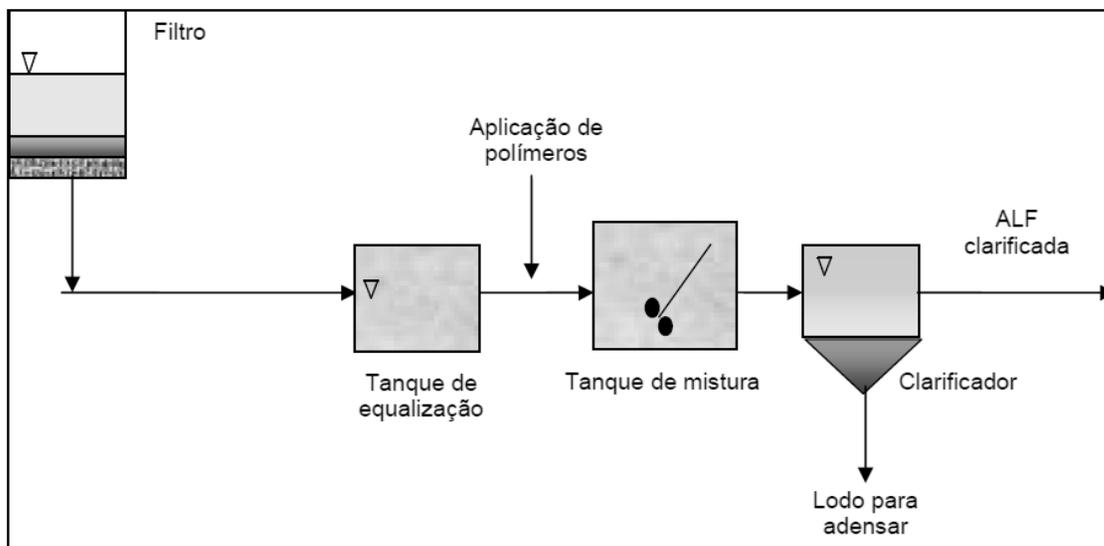
Em meio líquido, partículas com características diferenciadas apresentam comportamento distinto durante a sedimentação. A sedimentação de ALAF assinala-se como um método de sedimentação floculenta, em que as partículas em sedimentação têm seu peso, forma, volume e, assim, velocidades de sedimentação, alteradas, crescentes.

O principal parâmetro de dimensionamento de uma unidade de sedimentação é a velocidade de sedimentação de uma suspensão e este depende tanto das características da suspensão, quanto das características hidráulicas da unidade. Usualmente, para a determinação desse parâmetro é se recorrer a ensaios em colunas de sedimentação.

Como forma de tratamento, a sedimentação tem sido empregada em mais de 70 % das ETA que realizam a reciclagem da ALAF nos Estados Unidos, mostrando resultados satisfatórios para remoção de partículas e de patógenos (USEPA, 2000).

Na Figura 11 exibe-se um fluxograma característico de uma unidade de clarificação de ALAF, devendo-se notar que os processos de clarificação da ALAF e adensamento do lodo sedimentado podem acontecer na mesma unidade.

Figura 11: Ilustração de um processo de clarificação por sedimentação de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).



Se a sedimentabilidade dos sólidos presentes na água de lavagem seja insuficiente, é possível melhorá-la com utilização de polímeros (FERREIRA FILHO *et al.*, 1998). Para a determinação do tipo ideal de polímero devem ser utilizados os ensaios em Jar-teste, as colunas de sedimentação ou em escala piloto para todas as ETA (USEPA, 2000).

De modo geral, os melhores polímeros para a utilização em clarificação de ALAF são os polímeros iônicos e não-aniônicos de médio e alto peso molecular (Ferreira Filho *et al.*, 1998).

No estudo de Cornwell *et al.* (1994), foi verificado que a aplicação de polímero não-iônico concedeu um aumento substancial na eficiência da clarificação da ALAF por sedimentação e que o uso de uma dose de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ foi aproximadamente 25% mais eficiente que a aplicação de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do mesmo polímero.

No trabalho de Scalize (1997) e Souza Filho (1998), foi realizado ensaios em coluna de sedimentação e encontraram que a sedimentabilidade dos sólidos de ALAF foi superior quando acondicionada com polímeros aniônicos, catiônico e não iônico, comparada com a sedimentação sem uso de condicionantes. Ferreira Filho *et al.* (1998) admite que para uma mesma velocidade de sedimentação, a turbidez do sobrenadante é menor para a água condicionada com polímero.

No estudo de Scalize (1997), foi verificado que o melhor polímero para a clarificação de ALAF de uma ETA que utiliza sulfato de alumínio como coagulante primário, foi o polímero aniônico. Neste estudo quando comparado à aplicação desse polímero com a clarificação sem condicionantes, as características do clarificado foram de, respectivamente, 7,0 uT e 15 uT. Outros parâmetros para os quais existiu melhora expressiva foi cor aparente, a concentração de sólidos em suspensão totais, DQO e alguns parasitas.

No trabalho de Souza Filho (1998), empregando ALAF de uma ETA que usa cloreto férrico como coagulante primário, da mesma forma conseguiu os melhores resultados em termos de remoção de turbidez e de sólidos totais suspensos com polímero aniônico na dose de 1,0 mg. L⁻¹. Quando foram utilizados polímeros, a turbidez do clarificado foi aproximadamente três vezes menor que nos ensaios em que não foram aplicados.

Cornwell et al. (2001), verificando a utilização de polímeros em uma estação que dispõe de uma unidade de tratamento de ALAF equipada com mistura rápida, floculação e sedimentação em tubos inclinados, notaram que as médias de turbidez do clarificado com e sem adição de polímero foram de, respectivamente, 1,2 uT e 2,4 uT.

No trabalho realizado por Moss (2000), notou que em uma ETA nos Estados Unidos, a adição de polímero aniônico na clarificação da ALAF proporcionou a redução do número de partículas no efluente dos filtros. A concentração de carbono orgânico total (COT) e a turbidez também diminuíram na ALAF reciclada.

No estudo promovido por Le Gouellec *et al.* (2004), foram empregados seis polímeros, em dosagens variadas, além de três coagulantes - sulfato de alumínio, cloreto férrico e cloridrato de alumínio - para a clarificação da água de lavagem de ETA que usam filtração em membranas (microfiltração). A utilização somente de polímeros teve o mesmo resultado da aplicação de sais metálicos. Esse resultado difere de todos os estudos mencionados anteriormente para estações de tratamento em ciclo completo, em que pequenas quantidades de polímero ofereceram uma maior remoção de turbidez. Para a explicação desse caso, os pesquisadores referiram que as águas de lavagem das plantas de microfiltração não estiveram previamente desestabilizadas por sais metálicos tal como ocorre nas ETA convencionais. Assim sendo, o emprego do polímero como coagulante primário produziu flocos pequenos e de difícil sedimentação. Durante os ensaios em escala de bancada, o cloreto férrico, na dose de 16 mg . L⁻¹, foi o que ofereceu os melhores

respostas em relação à remoção de turbidez e partículas maiores que 2 μm , removendo em média 0,5 log de turbidez e 1,3 log de partículas maiores que 2 μm .

No trabalho de Bastos *et al.* (2005), realizado em colunas de sedimentação adaptadas, foram alterados os gradientes de velocidade ($100 - 700 \text{ s}^{-1}$) e os tempos de mistura (1 - 10 min) na utilização de polímeros; deduziram que para se alcançar valores mais baixos de turbidez residual após a clarificação da ALAF, é importante que o tempo de mistura seja superior a três minutos e não se deve utilizar gradientes de mistura acima de 300 s^{-1} .

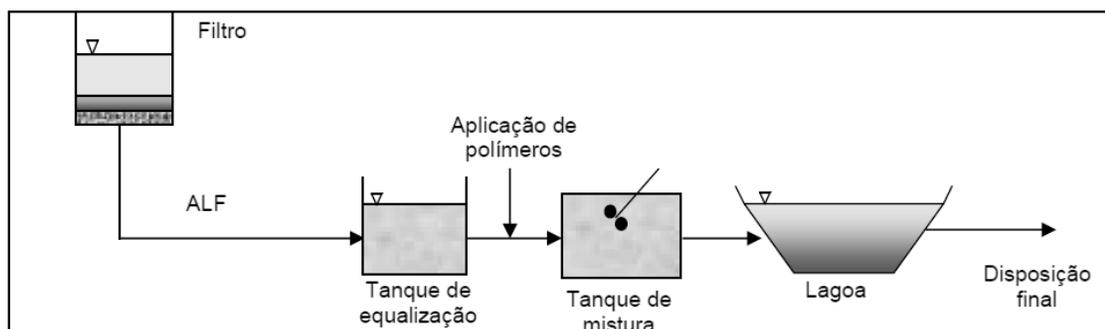
Como observado no item anterior, à sedimentação / clarificação de ALAF pode ser efetuada em batelada ou em fluxo contínuo. Normalmente, o sistema em batelada é dimensionado para atender elevada vazão em curto período de tempo (USEPA, 2002).

As unidades em fluxo contínuo funcionam de maneira análoga aos decantadores das ETA, com entrada para a ALAF, saída para o clarificado e mecanismo de remoção do lodo gerado. A retirada do lodo deve ser executada em uma frequência adequada para evitar o comprometimento da capacidade de armazenamento da unidade de sedimentação. Dessa forma, para unidades de sedimentação em fluxo contínuo, é preferível ao uso de removedores automáticos de lodo (USEPA, 2002).

Quando se tem disponibilidade de área, o tratamento da ALAF em lagoas (Figura 12) pode ser uma opção conveniente do ponto de vista econômico. Outro benefício é que as lagoas não demandam de unidade de equalização em separado. Porém, tem a possibilidade de ressuspensão do lodo em razão da elevada vazão em um curto espaço de tempo (USEPA, 2002).

Kawamura (2000) sugere que as lagoas estejam dimensionadas para suportar a carga de no máximo dez lavagens. O uso de lagoas em serie também pode ser uma escolha a ser seguida.

Figura 12: Ilustração de sistemas de lagoas para a sedimentação de água de lavagem de filtros (USEPA, 2002).



3.19. Práticas e critérios de recirculação de água de lavagem de filtros

Em alguns estados norte-americanos e países como Canadá e Reino Unido já apresentam sua própria regulamentação para a recirculação de águas de lavagem de filtros.

No estado de Maryland-EUA é proposto que a vazão de recirculação não exceda a 5,0% da vazão da ETA, precedida de um tempo de sedimentação de 2 horas com utilização de polímeros; a sedimentação deve ser contínua com uma velocidade de sedimentação máxima de $17,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (USEPA, 2002).

No estado do Mississippi-EUA, sugere-se que a ALAF regresse para a ETA com vazão inferior a 10,0% da vazão de água bruta. A ALAF não deve ser recirculada caso a água bruta tenha quantidades excessivas de algas, quando a água tratada mostre problemas de gosto e odor ou quando os níveis de trihalometanos na água tratada permaneçam acima do tolerado (SPHEM, 1997).

No estado de Ohio-EUA a ALAF deve ser tratada antes de voltar a ETA e a razão de recirculação deve ser inferior a 10,0% da vazão da estação (USEPA, 2002).

No Reino Unido indica-se que a ALAF deve passar por tratamento para alcançar remoção de sólidos superior a 90,0 % antes de ser reciclada, que a razão de recirculação deva ser inferior a 10,0 % e, preferivelmente, que a recirculação seja executada de maneira contínua.

Ainda é recomendada a realização de ensaios de jarros com a água bruta e com o clarificado a ser recirculado, para definir a dosagem ideal de coagulante. Também, deve ser feito um monitoramento contínuo do clarificado, utilizando como parâmetro de controle a turbidez (UKWIR, 1998).

Cornwell e Lee (1993), baseando-se na avaliação de oito ETA, alegam que deve ser realizada a equalização de vazões, que a recirculação seja promovida de forma contínua ao invés de intermitente e que a ALAF deve ser tratada para atingir uma eficiência de tratamento de 80,0 % de remoção de (oo) cistos de protozoários.

O Brasil não possui ainda uma regulamentação a respeito da recirculação de ALAF. No entanto, é visível o interesse e a prática, mas por vezes sem o controle apropriado. Embora algumas estações possuam problemas com a recirculação desse resíduo, é relativamente limitada na literatura nacional a pesquisa sobre esse assunto. (SOUZA FILHO, 1998).

A seguir são mencionados alguns exemplos de recirculação de ALAF em operação no Brasil. Não há relatos de nenhum desses exemplos de controle microbiológico da ALAF e de seus potenciais impactos no tratamento da água.

Em Brasília, a ETA Rio Descoberto, com capacidade instalada de $6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, administrada pela Companhia de Água e Esgotos de Brasília (CAESB), faz o reaproveitamento de água de lavagem dos filtros, após sua clarificação. O sistema comporta a reutilização de cerca de $170 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ de água (BARBOSA, 1997).

Em Morro Redondo, a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA-MG) executa a recirculação da água de lavagem dos filtros nas ETA, Rio Manso e, ultimamente, na ETA do Sistema Rio das Velhas, com capacidade para tratar $6,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (CASTRO et al., 1997).

Na ETA da cidade de Cardoso-SP, realiza a recirculação e clarificação da ALAF com a implantação de um sedimentador (FONTANA, 2004). A água clarificada é recirculada para o início da ETA, no ponto de coagulação da água bruta e com vazão equivalente a 10% da vazão da ETA. Os sólidos capturados no sedimentador são conduzidos para um leito de drenagem juntamente com os lodos dos decantadores.

No trabalho de Libanio *et al.* (2001), realizado em uma das maiores estações de tratamento no País de Gales e que utiliza filtração direta, a reciclagem de ALAF é efetuada com sucesso. Ao longo de todo ano a água bruta exibe turbidez inferior a 10 uT. As águas de lavagem das unidades filtrantes são condicionadas em dois tanques e regressam ao início do tratamento, respondendo por 2 a 3% da vazão afluyente. No entanto, os autores cogitam que, ligado às baixas taxas de filtração, a localização dos mananciais beneficia a elevada qualidade bacteriológica da água bruta e a produção de efluente com turbidez inferior a 0,5 uT.

Esses mesmos autores recomendam que em estações convencionais, os períodos do ano de baixa turbidez da água bruta facilitam a recirculação das águas de lavagem, aumentando a concentração de partículas e favorecendo a formação dos flocos.

Cornwell e Lee (1994) examinaram o resultado da recirculação da ALAF sobre a qualidade da água tratada em duas ETA nos Estados Unidos, uma com sistema de filtração direta (ETA I) e a outra em ciclo completo (ETA II). Em ambas, as concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* na ALAF se apresentaram mais elevadas que na água bruta: 8 – 14 oocistos. L^{-1} na ALAF da ETA I e mais de 150 oocistos. L^{-1} na ALAF da ETA II, enquanto que na água bruta, os números foram de 0,05 - 3 cistos L^{-1} em ambas as estações. As concentrações de oocistos na

ALAF, tanto na ETA I quanto na ETA II, permaneceram mais elevadas do que na água bruta, mesmo após sofrer processo de sedimentação. A reciclagem do clarificado fez com que triplicasse o número de partículas de 2 – 4 um (tamanho médio do oocisto de *Cryptosporidium*). Contudo, em ambas as ETA, o número de partículas na água filtrada ficou claramente menor durante o período em que se reciclava o clarificado.

No estudo de Cornwell (2001), realizado em um estudo em escala piloto, foi avaliado o impacto na eficiência do tratamento em ciclo completo na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, quando do reaproveitamento, sem qualquer tipo de pré-tratamento, das águas de lavagem dos filtros para taxas de recirculação de 4,3% (recirculação contínua), 10% e 20% (em batelada). O experimento dispôs de um tanque acoplado a ETA piloto que promovia a aplicação de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta, em números tão elevados quanto 1.180 oocistos L⁻¹.

Os resultados apontaram que a eficiência da unidade de decantação melhorou quando a ALAF estava sendo recirculada, propondo os autores, que isso estaria relacionado ao aumento do número de colisões entre as partículas na unidade de floculação. Na água filtrada, foram localizadas baixas concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* 0,25 oocistos. 100 L⁻¹ com razão de recirculação de 4,3% a 1,24 oocistos. 100 L⁻¹ sem recirculação. A mediana de remoção para todo o sistema quando não se conduziu a recirculação da ALAF foi de 5,0 log, comparado com 5,8, 5,8 e 5,9 log para as razões de 4,3%, 10% e 20%, nessa ordem. Em sua conclusão, os autores propõem que uma ETA em ciclo completo pode tratar a ALAF com altas concentrações de *Cryptosporidium*, recirculando-a de maneira contínua ou intermitente, sem realizar a prévia clarificação do resíduo.

No trabalho de Arota *et al.* (2001), avaliando algumas alternativas para o tratamento de ALAF, foi verificada a influência da sedimentação da ALAF com e sem aplicação de polímeros. Para o primeiro teste foi utilizado a ALAF previamente clarificada (3,9 uT) e inoculação de 4.000 oocistos L⁻¹; foi atingida remoção de 1 log após a decantação e 2 log após a filtração. No ensaio realizado com ALAF sem clarificação (114 uT), foi aplicada uma concentração de 1,3 x 10⁴ oocistos L⁻¹ na mistura água bruta + ALAF; após a decantação a concentração caiu 1,4 log e após a filtração foi alcançada uma remoção superior a 3,1 log. No ensaio com aplicação de polímero catiônico na dose de 0,5 mg . L⁻¹ para clarificar a ALAF inoculada com 1,5 x 10⁴ oocistos L⁻¹, a remoção de oocistos foi 2,2 log na água decantada e mais de 3,2 log na água filtrada. Quando foi

testada com polímero aniônico com dose de $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, foi alcançada remoção de 1,8 log após a decantação e 2,8 log após a filtração. Os autores ressaltam os excelentes resultados alcançados quando foram empregados polímeros para clarificar a ALAF e deduzem que manter uma razão de recirculação entre 5 e 10% seria suficiente para minimizar os efeitos da recirculação da ALAF sobre a qualidade da água.

3.20. Benefícios da Recirculação da Água de Lavagem do Filtro

No Brasil, apenas em 1992, durante a "Conferência Interparlamentar sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente", é que se teve uma manifestação de vontade política apontada à institucionalização do reuso de água. No item "Conservação e Gestão de Recursos para o Desenvolvimento" sugeriu-se o incentivo da reciclagem e reuso de água sempre que permitido, bem como o desenvolvimento do tratamento e da disposição de esgotos de modo a não poluir o meio ambiente. Isso é uma das ações anunciadas na Agenda 21 brasileira (CDPS, 2004).

O reuso é definido como o uso de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para amparar as necessidades de outras aplicações benéficas, inclusive o original, podendo ser direto ou indireto, assim como proceder de ações planejadas ou não planejadas (ASANO *et al.*, 1998).

A reciclagem de água é definida como o reuso interno da água, antes de sua descarga em um sistema geral de tratamento ou outro local de disposição, para auxiliar como fonte complementar de abastecimento do uso original. A recirculação de água é um caso particular do uso direto (ASANO *et al.*, 1998).

O reuso pode ser classificado em duas categorias: reuso potável ou reuso não potável. Ou ainda ser classificado levando em conta se o uso é direto ou indireto da água. Desta forma, a água, uma vez poluída pelas atividades humanas, pode ser recuperada e reusada para diversos propósitos. Todavia, a probabilidade de reuso depende de muitos elementos conectados às suas características de qualidade físicas, químicas e biológicas.

A qualidade da água acessível e a destinação de seu uso é que decidirão o tipo de sistema de tratamento que deve ser utilizado, os investimentos necessários, os custos de operação e manutenção desses sistemas e o nível de segurança que deve ser garantido. Além desses elementos técnico-econômicos, problemas de caráter social e cultural devem ser vencidos, como

a aversão em geral que as pessoas podem manifestar ao uso de água que sabidamente foi gerada a partir de esgotos. Por isso a qualidade estética da água, como a presença de cor, aparência e odor, deve ser tratada corretamente, da mesma maneira que campanhas de orientação e informação da população sobre os benefícios de um programa de reuso e da garantia de segurança aos consumidores quanto à presença de agentes de risco à saúde. Além disso, deve ser adquirido o apoio político e institucional como, por exemplo, o apoio na homologação de leis que favoreçam e possibilitem o reuso. As questões referentes ao risco à saúde pública e a receptividade da população estão entre as principais restrições ao reuso de água (HUERTAS *et al.*, 2006).

A recirculação de ALAF, quanto ao caráter econômico financeiro, se mostrou evidente de acordo com Ferreira Filho & Laje Filho (1999) *apud* Filho & Rita (2002). Estes autores promoveram um estudo na ETA do Rio Descoberto no Distrito Federal e calcularam o custo de implantação do Sistema de Recuperação da Água de Lavagem (SRAL) em torno de R\$ 2.200.000,00 (dois milhões e duzentos mil reais). De acordo com estes autores, o valor equivale cerca de 11% (onze por cento) do custo total das obras de ampliação da ETA, o que demonstra ser uma instalação onerosa e que deve ser previamente estudada a sua implantação.

Atualmente, a Companhia de Abastecimento, Esgoto e Saneamento de Brasília (CAESB), que opera na ETA do Rio Descoberto, trata uma vazão média de 3,4 m³/s recuperando-se uma média de 170 L/s, ou seja, exatamente 5% da vazão da ETA, suficiente para o abastecimento de uma população de cerca de 73.000 habitantes com um consumo *per capita* de 200 L hab.⁻¹ dia⁻¹. Segundo o trabalho realizado pela CAESB, é demonstrado que nesta situação, o investimento oferece um bom nível de retorno, sem avaliar os custos operacionais e assumindo-se o mesmo valor estimado de R\$ 0,25 por metro cúbico. O investimento na implantação do SRAL é recuperado em cerca de 20 meses. Por outro lado, se avaliada apenas a economia de energia elétrica para recalque de água bruta desde o ponto de captação à entrada da ETA, o retorno deverá acontecer em um prazo de 4 a 5 anos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Manancial e Estação de Tratamento de Água

O trabalho experimental, em escala de laboratório foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Água (ETA) 3-4 da Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S.A. (SANASA) no município de Campinas (SP). O estudo consistiu em reproduzir, no Jar-Test, os processos físico-químicos do tratamento convencional nas condições operacionais da ETA (gradiente de velocidade, tempo de detenção hidráulica, velocidade de sedimentação). As amostras de água bruta utilizadas nos ensaios eram provenientes do rio Atibaia, sendo coletadas no ponto de chegada da ETA, As amostras de água de lavagem de filtro (ALAF) eram da própria ETA.

O Rio Atibaia faz parte da Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ). Essa bacia é formadora dos reservatórios do Sistema Cantareira que abastece 52% da Região Metropolitana de São Paulo (SANASA 2011). As ETA 3 e 4 (FIGURA 14) estão localizadas no distrito de Sousas.

Figura 13: Captação no Rio Atibaia (Campinas/SP) .



Figura 14: Vista da ETA 3-4 da SANASA- Campinas/SP (SANASA/CAMPINAS. Disponível em: <<http://www.sanasa.com.br/>>. Acesso em 20 . ago. 2013.



A ETA em estudo possui capacidade para tratar até 3.300 L.s⁻¹, sendo empregada à tecnologia de tratamento convencional ou de ciclo completo: coagulação com cloreto de polialumínio (PAC), mistura rápida hidráulica em calha Parshall, floculação mecanizada, decantador convencional em uma parte da ETA (ETA 3) e de alta taxa em outra parte (ETA 4). Para a filtração são utilizadas dezessete unidades filtrantes por gravidade, tipo filtros rápidos com taxa declinante e camada dupla de areia e antracito sobre sistema de difusores (não possuem camada suporte). A lavagem dos filtros é feita com ar e água. O tempo de lavagem de cada filtro na estação situa-se na faixa de 8 a 10 minutos. São lavados 12 filtros por dia na Estação e a carreira de filtração de cada filtro é de, aproximadamente, 30 horas. Atualmente, o processo de desinfecção utilizado nas ETA 3 e 4 é a cloração, que consiste na aplicação do ácido hipocloroso que é gerado pela aplicação de cloro gás. A pré-cloração ao *breakpoint* é utilizada com a principal finalidade de oxidar amônia, ferro e manganês; a intercloração (na água decantada) é feita esporadicamente quanto há interrupção na pré-cloração; a adição de amônia em solução na água filtrada é aplicada para formação e manutenção de residual de cloraminas na rede de distribuição. A razão de recirculação entre o volume de ALAF e o volume de água bruta é de, em média, 1,9 %, com tempo de equalização de uma hora antes da recirculação para o início do tratamento. As faixas de dosagem de produtos químicos na ETA estão indicadas Tab. 3

A decantação é efetuada em decantadores de fluxo horizontal na ETA 3, com remoção mecânica de lodo. Na ETA 4, a sedimentação da água floculada é produzida pela decantação de alta taxa com o uso de módulos tubulares. O lodo é drenado por sistemas de coleta de fundo fixo, acionados por válvulas pneumáticas e com temporizador eletrônico para regulagem do tempo de descarga.

Tabela 3: Processos de Tratamento de água da ETA durante os ensaios.

Processo de tratamento	Oxidante (ppm)	PAC (ppm)	Alcalinizante (ppm)	Taxa recirculação ALAF	Lavagem do filtros
Coag/Floc/SED/Filtr.	4.9 - 13,0	34 - 82	5,5 - 13,0	1,9 %	a cada 30 horas

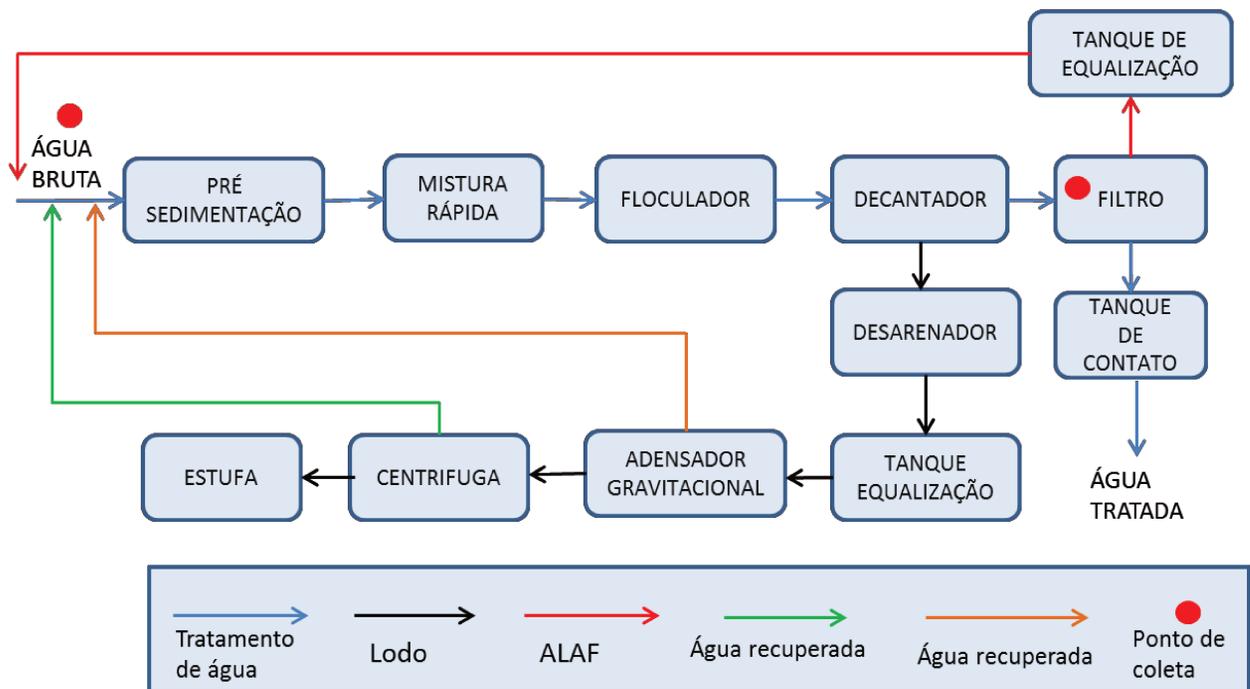
4.2. Descrição das amostras e pontos de coleta

As seguintes amostras foram investigadas:

- Água “in natura” proveniente do rio Atibaia;
- Amostra composta da água de lavagem de um filtro (ALAF, coletada do filtro lavado naquele momento, aleatoriamente, conforme programação do operador da ETA);
- Amostra da água filtrada (em papel de filtro) após o tratamento em “Jar-test” nas condições de operação da ETA 3 e 4, sem a utilização da ALAF;
- Amostra de água filtrada (em papel de filtro) após o tratamento em “Jar-test” nas condições de operação da ETA 3 e 4, com a utilização da ALAF em diferentes percentuais de mistura (indicados a seguir).

Na figura 15 estão representadas as etapas do tratamento de água e do tratamento de lodo na ETA 3-4 da SANASA.

Figura 15: Representação esquemática dos processos e operações unitárias do tratamento de água e do tratamento de lodo na ETA 3-4 e pontos de coleta das amostras.



Para a coleta das amostras de água “in natura” a ETA 3-4 possui um sistema de canalizações que fornece as amostras de água coletada diretamente do manancial (Rio Atibaia) e utilizada para o abastecimento de água. As análises físico-químicas das águas de estudo foram realizadas imediatamente após a chegada das amostras ao laboratório, a fim de evitar problemas referentes à variação de suas características no decorrer do tempo entre coleta e análise.

Os testes foram realizados com amostras de ALAF provenientes da calha de coleta de água de lavagem, com frequência quinzenal, no período de dezembro de 2012 a agosto de 2013, cobrindo os períodos sazonais de chuva e estiagem. A água de lavagem de filtro era coletada após 2 minutos do início da lavagem dos filtros (tempo suficiente para ALAF começar a verter na calha de coleta).

Durante o período de desenvolvimento do presente estudo, o sistema de tratamento de lodo da ETA esteve inoperante. Portanto, não ocorria a recuperação e recirculação da água proveniente do tratamento do lodo do decantador para o início da ETA. Tal situação foi considerada nos ensaios de laboratório (ou seja, não havia adição da água recuperada do lodo aos jarros).

O tanque de recirculação da água de retrolavagem na ETA não possui agitação; sendo assim, há uma grande parte do material que sedimenta e não possibilita uma amostragem homogênea. A retirada das amostras de água de lavagem foi, então, realizada diretamente do filtro durante a fase inicial de limpeza. Com este procedimento coletava-se a ALAF com a pior condição existente.

Todas as condições de operação utilizadas nos ensaios de jarros foram similares às aquelas de operação aplicadas na ETA 3 e 4.

Alíquotas de aproximadamente 1000 ml eram extraídas do sobrenadante de cada jarro após o período de sedimentação e filtradas para determinação de Carbono Orgânico Total (COT), UV₂₅₄, Alcalinidade, Turbidez, Trihalometanos (THM), Ácido Haloacético, *Escherichia Coli* (E.coli), pH, cor verdadeira e aparente, turbidez e cloro residual.

4.3. Análises Físico-Químicas da Água

Os parâmetros analisados no presente estudo foram: cor (aparente e verdadeira), turbidez, pH, COT, COD, dureza, absorvância UV₂₅₄, THM, HAA, *E.coli*, coliformes totais, cloro residual, bem como os seguintes metais: alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco. Tais análises são de rotina nos laboratórios da SANASA por serem parâmetros de potabilidade da água e, deste modo, puderam ser realizadas no próprio local. A exceção foi quanto às análises de UV₂₅₄, realizadas no Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Unicamp.

Quanto à frequência, as análises de cor verdadeira e aparente, turbidez, carbono orgânico total e dissolvido, cloro livre e pH foram realizadas quinzenalmente. Durante a pesquisa pretendeu-se realizar o monitoramento da média diária mensal da qualidade da água bruta para todos os outros parâmetros de interesse na pesquisa. Ou seja, o monitoramento incluiu as análises de ácidos haloacéticos, de trihalometanos, de coliformes fecais, dos metais alvo (alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel, zinco) e dureza. A descrição das análises e a relação dos respectivos equipamentos e métodos utilizados estão referenciadas na Tab. 4.

Tabela 4: Descrição dos Parâmetros Físico-Químicos Avaliados nas amostras.

Parâmetro	Método	Referência	Equipamento
<i>pH</i>	Potenciométrico	4500 B - APHA 2012	pHmetro DIGMED DM 20 e 22
<i>Turbidez</i>	Nefolométrico	2130 B - APHA 2012	Turbidímetro DIGIMED DM-TU
<i>Cor (verdadeira e aparente)</i>	Espectrofotométrico	2120 C - APHA 2012	Espectrofotômetro DR3900 (HACH)
<i>Cloro (livre e total)</i>	Espectrofotométrico	2500 B - APHA 2012	Espectrofotômetro DR3900 da marca HACH.
<i>Carbono Orgânico (Total e Dissolvido)</i>	Oxidação por Persulfato	Método 5310 C Standart Methods 22 ed. 2012	Scevers Innov OX (GE)
<i>Metais</i>	Espectrometria de emissão por plasma	Método 3120 B APHA 2012	Espectrofotômetro Perkin Elmer- modelo optima 3200 XL
<i>Ácidos Haloacéticos</i>	Cromatografo Gasosa	Adaptado de USEPA EPA 552.3	Cromatografo Varian CP 3800
<i>Trihalometanos</i>	Cromatografia a gás	ADAPTADO de Standard Methods 6232 D	Cromatografo Varian CP 3800

As análises de metais totais e solúveis foram realizadas utilizando-se Espectrometria de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP - MS), de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 12 de dezembro de 2011.

A Cor aparente é medida de referência, sem eliminar a interferência da turbidez e é obtida em mg Pt-Co/L através da absorvância em comprimento de onda de 455 nm. A avaliação da cor verdadeira foi realizada após filtração das amostras em um sistema de filtração a vácuo, através de uma membrana de fibra de vidro, modelo (Pré-filtro AP20, com retenção nominal de 0,8 a 8,0 microm e 47 mm de diâmetro).

As análises de COT e COD foram feitas de acordo com as normas ASTM, *Standard Methods*, EPA e ISO. O faixa de detecção era de 0,05 a 50.000 ppm. O equipamento Sievers InnovOx utilizava um sistema de Oxidação SuperCrítica da Água (SCWO), em que se leva a amostra de água a um estado supercrítico, elevando sua temperatura e pressão dentro do reator. As propriedades da água supercrítica permitem uma oxidação eficiente e rápida do carbono

orgânico a CO₂, mesmo na presença de cloro e outros compostos inorgânicos que interferem negativamente em métodos convencionais de oxidação.

Para a determinação de *E.coli* foi utilizado o Colilert. O Colilert utiliza tecnologia de substrato definido [Defined Substrate Technology® (DST®)] para detecção de coliformes totais e *E.coli* em água. À medida que os coliformes se reproduzem no Colilert, eles utilizam β-galactosidase para metabolizar o indicador de nutriente ONPG e alterá-lo de incolor para amarelo. A *Escherichia Coli* utiliza β-glucuronidase para metabolizar MUG e criar fluorescência. Já que a maioria dos não coliformes não conta com estas enzimas, eles não podem se reproduzir e interferir. Os poucos não coliformes que têm estas enzimas são seletivamente suprimidos pela matriz especificamente formulada do Colilert. Esta abordagem diminui a incidência de falso-positivos e falso-negativos. Na análise microbiológica foi usada a técnica de substrato, portanto o limite é apenas ausência ou presença qualitativa dos microrganismos.

As bactérias do grupo coliforme têm sido utilizadas há vários anos na avaliação da qualidade microbiológica de amostras ambientais (ROMPRÉ *et al* 2002, TALLON *et al.* 2005), e atendem vários dos requisitos de um bom indicador de contaminação fecal.

Para as análises de Trihalometanos foi utilizada a técnica *Purge and Trap* (*Concentrador purge & trap marca tekmar, modelo 3000*) em que a amostra de água é injetada em um frasco de purga – um tubo de vidro na forma de U – e os compostos orgânicos voláteis são extraídos pela passagem de um gás inerte (nitrogênio) através da amostra. Extraídos, os analitos na fase de vapor são, então, coletados em um trap que contém material sorvente apropriado (coluna cromatográfica capilar VA-5 com filme de 0,25 um, recheio de 5% fenil – 95% dimetilpolisiloxano). Depois da adsorção no sorvente, os compostos retidos são dessorvidos por aquecimento e transferidos através de uma linha aquecida até o injetor do cromatógrafo a gás. O limite de detecção do equipamento é de 1,0 ug/L. As condições para as análises cromatográficas de trihalometanos que foram utilizadas são apresentadas na Tab. 5.

Tabela 5: Condições cromatográficas utilizadas nas análises de THMs.

Parâmetro	Condições utilizadas nas análises cromatográficas
<i>Marca do cromatógrafo</i>	Varian CP 3800
<i>Temperatura da coluna</i>	35°C por 10 minutos e com rampa de 4°C/mim até 110°C, em seguida, com rampa de 20°C até 175°C,
<i>Temperatura do injetor</i>	275°C
<i>Fluxo contínuo de gás nitrogênio 5.0</i>	0,5 mL/min
<i>Temperatura do Detector ECD</i>	300°C
<i>Escala de sensibilidade</i>	Range 10

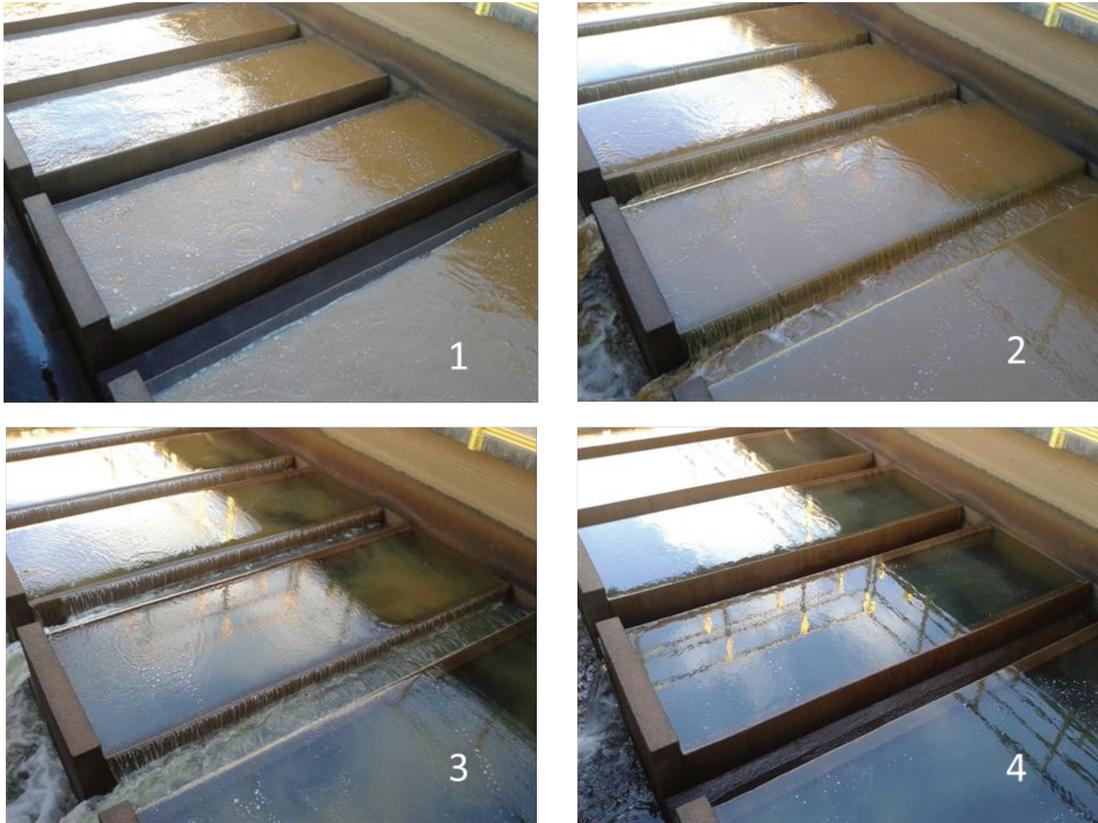
Para os ácidos haloacéticos foi usada a cromatografia gasosa e o método foi adaptado de USEPA 552.3., em que é utilizado um injetor automático (marca Varian modelo 8200). O limite de detecção do equipamento utilizado (Cromatógrafo Varian CP 3800) é de 1,0 µg/L.

4.4. Ensaio de laboratório

O estudo consistiu em reproduzir, no Jar-Test, os processos físico-químicos do tratamento convencional nas condições operacionais da ETA (gradiente de velocidade, tempo de detenção hidráulica, velocidade de sedimentação), sem recirculação e com recirculação de ALAF.

Na figura 19 pode-se visualizar a variação qualitativa da água de lavagem em termos de sólidos (flocos) em suspensão ao longo do processo de lavagem dos filtros.

Figura 16: Etapas da lavagem dos filtros da ETA 3-4 da SANASA: (1) início da operação; (2) após 2 min; (3) após 3-5 min; (4) final da lavagem dos filtros.



Os volumes de água utilizados nos ensaios visaram representar o intervalo de valores de taxa de recirculação de água de lavagem de filtros usualmente aplicada em ETA convencional. A água utilizada para a retrolavagem de filtros rápidos pode representar de 2 % a 10 % do volume total tratado, gerando grandes volumes de resíduos em um curto espaço de tempo (USEPA, 2002). As condições de cada jarro quanto ao volume de água “in natura” e volume de ALAF utilizadas nos testes são apresentadas na Tab.6.

Tabela 6: Volumes de água in natura e água de lavagem de filtro utilizado nos testes.

Jarro (#)	Volume de ALAF (ml)	Volume de água <i>in natura</i> (ml)	Volume de ALAF em relação ao volume total (%)
1	0	2000	0
2	40	1960	2
3	80	1920	4
4	120	1880	6
5	160	1840	8
6	200	1800	10

Os valores dos parâmetros *gradiente de velocidade* e *tempo de sedimentação* utilizados no Jar-Test foram ajustados para refletirem a mesma qualidade de água que se obtém na escala real, a título de comparação dos resultados. Diferenças entre tais valores e aqueles usualmente recomendados na literatura se devem a condições específicas da estação, decorrentes de seu projeto e construção. Esta metodologia foi adotada a partir da experiência adquirida na empresa de saneamento na operação da ETA por representar os melhores valores da qualidade de água obtida dos decantadores. As condições de cada jarro quanto aos parâmetros de mistura rápida (coagulação), mistura lenta (floculação) e sedimentação, assim como as quantidades utilizadas de reagente em cada jarro, que simulam o sistema de tratamento da ETA 3- 4 são apresentadas na Tab. 7.

Tabela 7: Parâmetros operacionais utilizados nos ensaios em escala de laboratório.

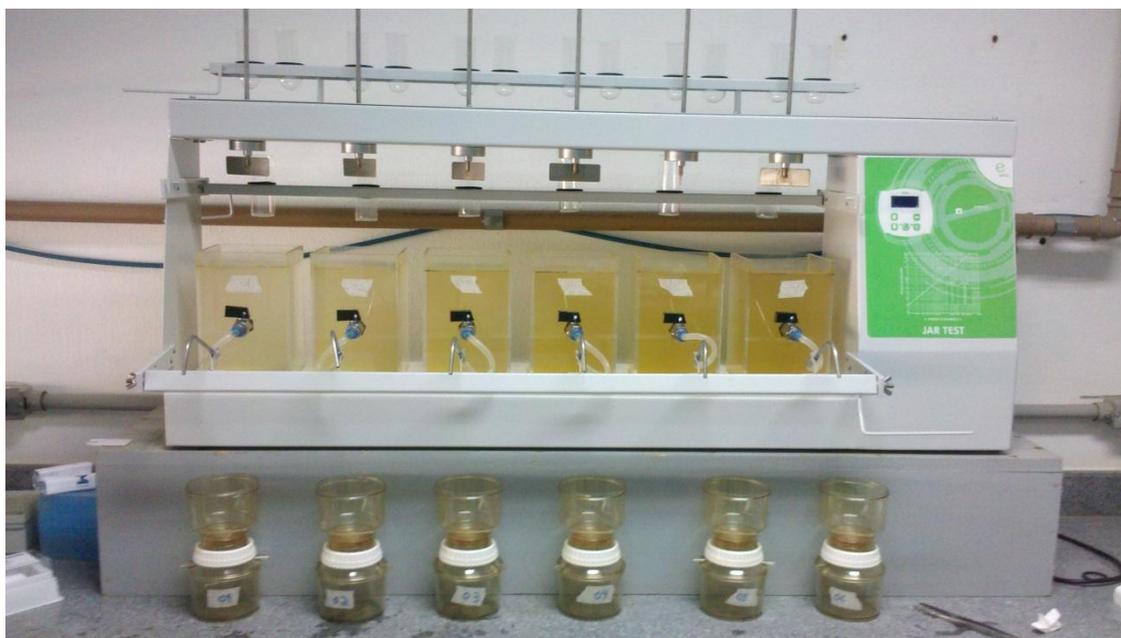
Parâmetros "Jar test"			
Operação	Rotação (rpm)	Gradiente de velocidade (s^{-1})	Tempo aplicação (s)
<i>Coagulação (mistura rápida)</i>	200	350	60
<i>Coagulação (mistura rápida)</i>	350	700	2
<i>Floculação (mistura lenta)</i>	100	130	180
<i>Floculação (mistura lenta)</i>	60	50	180
<i>Sedimentação</i>	-	-	900

- Valores de referência, calculados para água destilada.

Nos ensaios foi utilizado um aparelho de “Jar-Test” (Modelo 216 LDB fabricado pela Nova Ética) apresentado na Fig. 17. Este era composto de 06 jarros, com capacidade de 02 litros cada e sistema de dosagem e mistura. A curva de calibração específica fornecida pelo fabricante, que correlaciona a rotação, medida em rotações por minuto (rpm) com gradiente de velocidade, G (s^{-1}), refere-se a água destilada, sob temperatura de 20 °C. As alterações na qualidade das amostras entre jarros, e.g., na viscosidade e densidade, provocadas pela adição de diferentes quantidades de lodo foram consideradas desprezíveis para o objetivo do presente estudo.

No ensaio de Jar-test foram adicionadas as mesmas dosagens de cloro líquido PAC (concentração de 2%) e cal hidratada (1%) que estavam sendo aplicado na ETA no instante em que eram coletadas as amostras de água “in natura” e ALAF.

Figura 17: Equipamento de Jar-teste utilizado nos ensaios.



As análises dos metais foram realizadas utilizando o método de espectrometria de emissão por plasma. A adoção de filtração em microfibras de vidro foi motivada por não se ter, nesse caso, problemas de retenção do cloro na membrana como é o que ocorre quando se utiliza filtração em papel de filtro comum à base de celulose como equivocadamente às vezes recomendado pela literatura. A microfibras de vidro possui malha de 8 a 20 micrômetros e o resultado é compatível

com o que se obtém na filtração da ETA, como observado no trabalho de OLIVEIRA (2011), desenvolvido anteriormente no mesmo local.

Figura 18: Variação do aspecto visual da água por conta das diferentes razões de recirculação de ALAF utilizadas nos ensaios no Jar-test: 0, 2, 4, 6, 8 e 10% (da esquerda para a direita da figura, respectivamente).



Na Tab. 8 estão descritos as datas das realizações dos ensaios e respectivas numerações utilizadas para referenciá-los no presente trabalho.

Tabela 8: Data de realização dos ensaios na ETA 3-4 da Sanasa.

Data	Ensaio
08/11/2012	1
21/11/2012	2
25/2/2013	3
25/3/2013	4
9/4/2013	5
23/4/2013	6
4/6/2013	7
21/6/2013	8
2/7/2013	9
18/7/2013	10
12/8/2013	11

Na Tab. 9 está apresentada a concentração e dosagens dos produtos empregados (cloro, PAC e cal) durante os ensaios no Jar-test, que correspondem as condições operacionais das ETA 3 e 4.

Tabela 9: Dosagem de produtos aplicados no Jar-test durante os ensaios.

Ensaio	Concentração (ppm)		
	Oxidante (Cloro)	Coagulante* (PAC 2%)	Alcalinizante (cal 1 %)
1	8.7	58	7.8
2	8.0	82	9.8
3	7.3	47	7.5
4	5.2	80	10.0
5	6.1	40	7.5
6	7.1	36	9.6
7	4.9	36	5.5
8	8.6	34	10.9
9	5.7	54	6.8
10	11.7	38	13.0
11	13.0	35	9.6

Nota: A dosagem de PAC é relativa ao produto na forma recebida contendo 10% de Al_2O_3 e 60% de basicidade.

O oxidante cloro foi o mesmo utilizado na ETA e apresentava concentração em torno de 500 mg/L. Para o uso no Jar-test foram realizados alguns cálculos para encontrar o volume necessário a ser aplicado nos ensaios a fim de corresponder à dosagem aplicada na ETA. A aplicação de coagulante (PAC) e de alcalinizante (cal hidratada) era realizado no instante em que o equipamento começava a funcionar. O oxidante cloro era inserido logo após o início do teste, sendo que a aplicação do cloro foi realizada em um intervalo de menos de um minuto em todos os jarros.

4.5. Caracterização da água bruta e da água de lavagem de filtro

A água bruta e a água de lavagem estão caracterizadas na Tab. 10.

Tabela 10: Características da água bruta e ALAF (Valores máximos e mínimos).

Análise	Unidade	Água Bruta	ALAF
pH		6,6 - 8,3	6,5 - 7,6
Cor Verdadeira	Pt-Co	24 - 307	2,0 - 60
Cor Aparente	Pt-Co	90 - 985	290 - 4990
Turbidez	NTU	11,42 - 162	49,1 - 679
COT	ppm	2,24 - 6,12	1,32 - 39,8
COD	ppm	3,41 - 4,08	2,6 - 5,43
UV₂₅₄		0,071 - 0,438	
Dureza	mg/L	17 - 23	35 - 45
Ferro	mg/L	2,77 - 5,56	9,39 - 33,68
Manganês	mg/L	0,14 - 0,27	1,34 - 4,27
Alumínio	mg/L	1,03 - 4,54	19,54 - 80,19

Na Tab. 11 é apresentado a média e o desvio padrão dos valores obtidos para os parâmetros de qualidade das amostras de da água bruta e de ALAF coletadas durante esta pesquisa.

Tabela 11: Características da água bruta e ALAF (Média e desvio padrão).

Parâmetro	Unidade	Água Bruta	ALAF
pH		7,0 ± 0,5	7,1 ± 0,3
Cor verdadeira	Pt-Co	97 ± 79	23 ± 22
Cor Aparente	Pt-Co	330 ± 306	1860 ± 1107
Turbidez	NTU	49,1 ± 48,2	290,6 ± 217,7
COT	mg/L	3,6 ± 1,1	12,7 ± 10,6
COD	mg/L	3,7 ± 0,6	4,2 ± 0,9
UV₂₅₄		0,2 ± 0,104	
Dureza	mg/L	20 ± 3	40 ± 4

Eventualmente, alguns dados experimentais com grande afastamento dos demais da série poderiam ser estatisticamente considerados *outliers* e, assim, eliminados. Para se verificar a possibilidade de eliminar estes pontos foi utilizado o critério de Chauvenet. Para a rejeição do

valor medido foi usada a razão entre o máximo desvio aceitável e o desvio padrão para, aproximadamente, 10 amostras. Depois de examinado e eliminado o ponto, foi realizado um novo cálculo para a média e para o desvio padrão. Os novos valores já se encontram na tabela acima, sendo que apenas para cor aparente isso ocorreu de fato.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo são apresentados e avaliados os principais resultados experimentais relativos a cor, turbidez, pH, dureza, metais, , carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD), *Escherichia coli* e coliformes totais, UV₂₅₄, trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos (HAA).

5.1. Caracterização da água tratada nos ensaios de bancada

Na tabela 12 são apresentados os resultados gerais (valores máximo e mínimo) obtidos para os parâmetros de qualidade da água tratada analisados em função das taxas de recirculação de ALAF propostas. Posteriormente, será discutido cada parâmetro apresentado. Na tabela 13 são apresentados média e desvio padrão calculados para esses mesmos dados.

Tabela 12: Mínimo e máximo valores obtidos para os parâmetros de qualidade da água tratada para cada taxa de recirculação de ALAF

Taxa de Recirculação de ALAF							
Análise	Unidade	0%	2%	4%	6%	8%	10%
pH		6,6 - 7,8	6,6 - 7,4	6,5 - 7,4	6,6 - 7,3	6,4 - 7,4	6,5 - 7,3
Cor Verdadeira	Pt-Co	0 - 9	0 - 10	0 - 14	0 - 13	0 - 6	0 - 4
Cor Aparente	Pt-Co	0 - 31	4,0 - 26	1,0 - 24	0 - 21	3,0 - 20	0 - 19
Cloro Livre	mg/L	0,5 - 6,8	0,5 - 7,0	0,5 - 6,4	0,7 - 7,1	0,6 - 6,0	0,8 - 6,0
Cloro Total	mg/L	0,7 - 6,9	0,7 - 7,1	0,8 - 6,5	0,9 - 7,3	0,9 - 6,1	1,0 - 6,1
Turbidez	NTU	0,1 - 4,02	0,1 - 1,73	0,1 - 1,89	0,1 - 1,96	0,1 - 1,82	0,1 - 1,73
COT	ppm	1,95 - 3,14	1,89 - 3,02	1,89 - 3,15	2 - 2,75	1,97 - 2,96	2 - 2,68
COD	ppm	1,48 - 4,18	1,59 - 3,92	1,64 - 2,94	1,68 - 3,7	1,72 - 3,41	1,8 - 3,49
THM	ug/L	0 - 40,5	0 - 27,3	0 - 33,7	0 - 31,1	0 - 33,8	NA
HAA	ug/L	0 - 135,9	5,1 - 131,2	6,3 - 144,1	9,4 - 164,9	10,7 - 187,4	NA
UV₂₅₄		0,024 - 0,047	0,026 - 0,05	0,028 - 0,05	0,029 - 0,06	0,03 - 0,08	0,029 - 0,1
Dureza	mg/L	18 - 35	19 - 6	20 - 36	20 - 37	20 - 38	21 - 38
Ferro	mg/L	0 - 0,09	0 - 0,07	0 - 0,05	0 - 0,11	0 - 0,06	0 - 0,07
Manganês	mg/L	0 - 0,024	0 - 0,023	0 - 0,038	0 - 0,052	0 - 0,065	0 - 0,074
Alumínio	mg/L	0 - 0,31	0 - 0,33	0 - 0,26	0 - 0,28	0 - 0,32	0 - 0,354

NA: Não analisado

Os valores destacados na tabela acima representam os valores que ficaram acima do VMP pela Portaria 2914 (BRASIL, 2011). As lacunas na tabela acima correspondem a parâmetros que não foram eventualmente analisados devido a questões operacionais da ETA e dos laboratórios utilizados.

Tabela 13: Média e desvio padrão dos valores obtidos para os parâmetros de qualidade da água tratada para cada taxa de recirculação de ALAF

Parâmetro	Unidade	Taxa recirculação de ALAF					
		0%	2%	4%	6%	8%	10%
pH		7,2 ± 0,4	7,2 ± 0,5	7,0 ± 0,3	6,9 ± 0,3	6,9 ± 0,3	6,9 ± 0,3
Cor Verdadeira	Pt-Co	4 ± 3	3 ± 3	4 ± 3	4 ± 2	2 ± 1	1 ± 1
Cor Aparente	Pt-Co	13 ± 9	12 ± 7	10 ± 7	9 ± 6	9 ± 5	8 ± 6
Cloro Livre	mg/L	3,3 ± 1,8	3,5 ± 1,9	3,3 ± 1,7	3,3 ± 1,7	3,3 ± 1,6	3,2 ± 1,4
Cloro Total	mg/L	3,5 ± 1,8	3,6 ± 1,9	3,5 ± 1,6	3,5 ± 1,6	3,5 ± 1,6	3,4 ± 1,4
Turbidez	NTU	0,1 ± 6,7	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,6	0,4 ± 0,6	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,5
COT	mg/L	2,8 ± 1,2	2,5 ± 0,6	2,5 ± 0,6	2,6 ± 0,6	2,5 ± 0,6	2,6 ± 0,6
COD	mg/L	2,4 ± 0,9	2,3 ± 0,8	2,1 ± 0,4	2,4 ± 0,7	2,4 ± 0,5	2,4 ± 0,6
THM	ug/L	16,4 ± 17,8	14,1 ± 11,8	17,5 ± 15,1	18,0 ± 14,8	24,8 ± 16,6	NA
HAA	ug/L	65,3 ± 52,5	73,2 ± 46,5	71,0 ± 51,1	75,2 ± 60,1	81,8 ± 65,9	NA
UV₂₅₄		0,04 ± 0,0075	0,03 ± 0,0077	0,04 ± 0,0076	0,04 ± 0,0065	0,04 ± 0,0053	0,04 ± 0,0107
Dureza	mg/L	29 ± 6	30 ± 7	30 ± 6	30 ± 6	31 ± 7	30 ± 7

NA: Não analisados

A seguir, serão apresentados e discutidos todos os parâmetros listados acima e avaliados quanto a influencia da variação da taxa de recirculação de ALAF na qualidade da água tratada, segundo os valores máximos permitidos no padrão de potabilidade. Durante a elaboração deste estudo foi observado que alguns parâmetros de qualidade da água podem estar correlacionados. Para a rotina operacional das ETA seria interessante poder estimar e correlacionar um parâmetro em decorrência da análise de outros de imediata determinação e baixo custo e, assim sendo, alguns destas correlações serão avaliadas a seguir.

5.2. Ensaio de filtração

As amostras de água decantada (sobrenadante) eram coletadas em cada jarro e filtradas em filtros de microfibras de vidro (Pré-filtro AP20, com retenção nominal de 0,8 a 8,0 micrômetros e 47 mm de diâmetro) para simular a etapa de filtração.

Para a verificação do uso da microfibras de vidro foi realizado ensaio para determinar se os valores de parâmetros como cor verdadeira, turbidez, pH e cloro livre se distanciavam ou se mantiveram próximos àqueles da ETA. Na Tab. 14 estão apresentadas as características da água bruta no dia do ensaio citado. Na Tab. 15 é exibida a dosagem de produto aplicado no Jar-test durante o ensaio de filtração. A figura 19 apresenta como foi montado o teste de filtração com as membranas de papel celulose e com as membranas de vidro. Finalmente, na Tab. 16 são exibidos os resultados do ensaio de filtração.

Tabela 14: Característica da água bruta no ensaio de filtração.

Características da água Bruta		
pH	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (Pt-Co)
7,27	14,42	134

Tabela 15: Dosagem de produtos aplicados no Jar-test durante o ensaio de filtração.

Dosagem Aplicada - ETA	Concentração (ppm)	Volume aplicado (ml)
<i>PAC</i>	38	3,8
<i>Cal</i>	9,0	2
<i>Cloro</i>	7	27,3

Figura 19: Teste de filtração usando membranas de vidro e membranas de celulose.

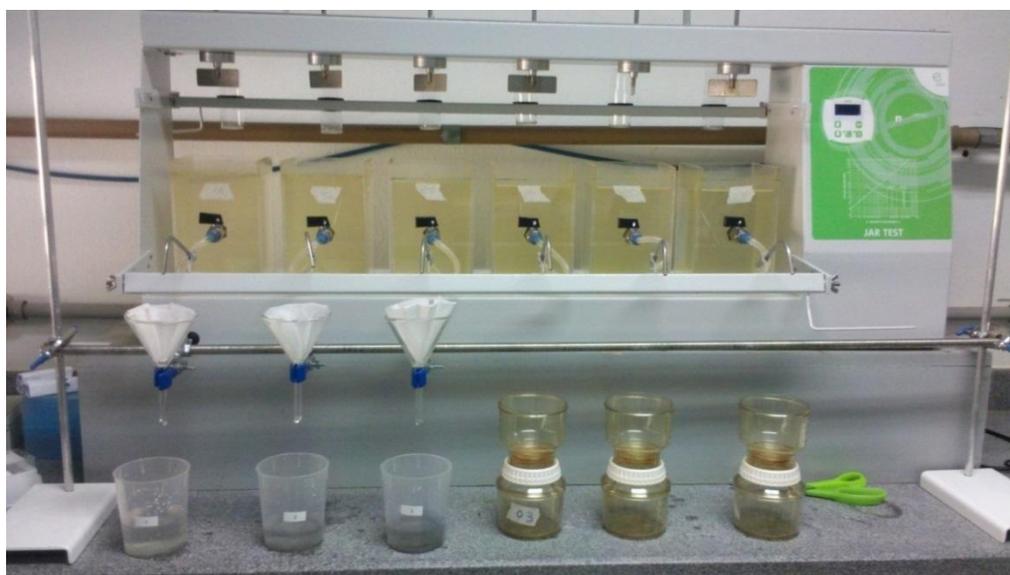


Tabela 16: Resultados do ensaio de filtração utilizando as membranas de papel (celulose) e de vidro.

	Membrana Papel (celulose)			Membrana vidro		
	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6
pH	6,90	7	6,67	6,98	7,06	6,84
Turbidez (NTU)	0,1	0,11	0,11	0,11	0,1	0,2
Cor verdadeira (Pt-Co)	13	7	4	7	4	2
Cloro Livre (mg/L)	1,48	1,00	1,38	4,24	3,90	3,66

Os resultados do ensaio mostram que para os parâmetros de turbidez, cor verdadeira e pH, os valores encontrados estão dentro do limite estabelecido pela Portaria 2914/2011 do MS.

A análise de cloro livre apresentou grande diferença entre os valores encontrados utilizando a membrana de papel celulose (Jarros 1, 2 e 3) e a membrana de vidro (Jarros 4, 5 e 6). Os valores de cloro livre são determinados logo após o término do ensaio no Jar-test. A membrana de papel celulose evidentemente retém boa parte do cloro livre existentes nas amostras. Já a membrana de vidro apresenta boa eficiência e ainda permite que o cloro livre continue na amostra de água tratada. O ensaio de filtração comparando os resultados entre as duas membranas (papel celulose e vidro) mostrou que para a análise da concentração de cloro a escolha do tipo de membrana usada para filtração pode influenciar o resultado final. Para aqueles estudos que necessitam do resultado da concentração de cloro (total ou livre), baseado nos valores ora obtidos, a membrana de papel celulose não deve ser utilizado por reter parte do cloro.

5.3. Teste preliminar em reator estático (Jar-test)

Os gradientes e tempo de sedimentação utilizados no Jar-Test foram ajustados para refletirem a mesma qualidade de água que se obtém na ETA em estudo. Se fossem utilizados os cálculos teóricos da literatura, os resultados não seriam equivalentes. Estas diferenças se deve há várias peculiaridades de projeto, construção e operação da ETA. Por exemplo, o dimensionamento do sistema de distribuição da água (*manifold*) nos decantadores da ETA 4, que

não propicia uma distribuição uniforme por ser um canal com seção única que não mantém a mesma velocidade na distribuição.

Na Tab. 17 estão representadas as características da água bruta neste teste preliminar e a Tab. 18 apresenta a dosagem dos produtos empregados. A operação do Jar-test em relação a forma de aplicação dos produtos utilizados foi igual a utilizada nos outros ensaios. O ensaio é realizado em triplicata para o filtro padrão (areia e antracito) e para a membrana de vidro. O filtro de areia e antracito (jarros 1, 2 e 3) e a membrana de vidro (Jarros 4, 5 e 6) simulam a etapa de filtração da estação de tratamento de água. A água bruta utilizada no teste representando o programa 1 e 2 equivale à mesma amostra (matriz).

Tabela 17: Característica da água bruta durante o ensaio de sedimentação.

Características da Água Bruta		
pH	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (Pt-Co)
6,93	11,93	124

Tabela 18: Dosagem de produtos empregados no teste preliminar.

Dosagem Aplicada - ETA	Concentração (ppm)	Volume aplicado (ml)
PAC	40	4
Cal	7,5	1,6
Cloro	12	64,5

Na Tab. 19 estão representados os tempos e a velocidade utilizada no programa 1 do aparelho de Jar-test. Tal programa contempla os parâmetros recomendados pela SANASA para esta ETA e que foram encontrados através da experiência e dos experimentos realizados pelos operadores da estação para a correspondência entre os valores dos parâmetros de qualidade da água obtidos em bancada com aqueles valores verificados na planta.

Tabela 19: Velocidade e tempo utilizados no Jar-test para o programa 1 do aparelho.

	Etapa de tratamento	Tempo (seg)	Velocidade (rpm)
Programa 1	Coagulação + cloro	60	200
	Coagulação + cloro	5	350
	Floculação	180	100
	Floc 2º tempo	180	60
	Decantação	900	Desligado

Na Tab. 20 estão representados os tempos e a velocidade utilizada no programa 2 do aparelho de Jar-test e representa os parâmetros usualmente recomendados (DI BERNARDO, 2002). O programa 2 representa os parâmetros referentes ao da ETA em estudo. A determinação dos parâmetros de operação encontrados para o programa 2 estão em anexo. O programa 1 foi utilizado nos ensaios realizados nesta pesquisa e este teste foi realizado para demonstrar que o programa 1 apresenta resultados de qualidade de água tratada semelhantes aos encontrados no programa 2 (que representa os parâmetros encontrados através dos cálculos de projeto).

Tabela 20: Velocidade e tempo utilizados no programa de Jar-test para o programa 2.

	Etapa de tratamento	Tempo (seg)	Velocidade (rpm)
Programa 2	Coagulação + cloro	5	400
	Floculação	540	70
	Floc 2º tempo	1080	40
	Decantação	240	Desligado

Na Tab. 21 é apresentado o resultado das análises de turbidez, cor verdadeira, cloro livre e pH para o ensaio de Jar-test utilizando o programa 1, sendo os três primeiros jarros correspondentes a replicatas para filtro granular e os três últimos para filtração em membrana.

Tabela 21: Resultado do Jar-test para os ensaios de sedimentação para o programa 1, com filtração em meio granular (jarros 1, 2 e 3) e membrana de vidro (jarros 4, 5 e 6).

	Filtro Padrão (areia + antracito)			Membrana vidro		
	Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
<i>Turbidez (NTU)</i>	0,4	0,10	0,10	0,39	0,3	1,1
<i>Cor Verdadeira (Pt-Co)</i>	10	2	10	0	0	11
<i>Cloro Livre (mg/L)</i>	4,22	3,81	4,41	4,96	5,03	5,04
<i>pH</i>	6,37	6	6,38	6,54	6,53	6,45

Na Tab. 22 é apresentado o resultado das análises de turbidez, cor verdadeira, cloro livre e pH para o ensaio de Jar-test utilizando o programa 2, sendo os três primeiros jarros correspondentes a replicatas para filtro granular e os três últimos para filtração em membrana.

Tabela 22: Resultado do Jar-test para os ensaios de sedimentação para o programa 2, com filtração em meio granular (jarros 1, 2 e 3) e membrana de vidro (jarros 4, 5 e 6).

	Filtro Padrão (areia + antracito)			Membrana vidro		
	Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
<i>Turbidez (NTU)</i>	0,1	1,62	0,45	0,10	0,1	0,1
<i>Cor Verdadeira (Pt-Co)</i>	2	10	5	0	0	0
<i>Cloro Livre (mg/L)</i>	3,21	3,34	3,59	3,70	3,86	3,52
<i>pH</i>	6,69	7	6,88	6,97	6,97	6,90

Os dois ensaios foram aproveitados para comparar a eficiência de tratamento entre o filtro padrão da ETA (Jarro 1, 2 e 3) e aquele usado nas análises de laboratório que é o filtro feito com membrana de vidro (Jarro 4, 5 e 6). A turbidez no programa 1 geralmente esteve dentro dos padrões de potabilidade e somente no jarro 6 (membrana de vidro) ocorreu valor mais elevado. A cor verdadeira, o cloro livre e o pH avaliados usando o programa 1 apresentaram resultados dentro do padrão de potabilidade. Para o cloro livre aparentemente o filtro padrão da ETA retém (consume) parte do cloro e apresenta valores de concentração menores em relação aos encontrados com a membrana de vidro.

Em relação à turbidez encontrada nos ensaios utilizando o programa 2, ocorreu comportamento semelhante ao do programa 1, em que a turbidez encontrada estava dentro dos padrões de potabilidade e apenas um Jarro não apresentou valores satisfatórios. Os resultados dos parâmetros cor verdadeira, cloro livre e pH para o programa 2 estiveram dentro dos padrões de potabilidade também. Tanto no ensaio do programa 1 como do programa 2, a cor verdadeira média apresentada pelos filtros padrão usados na ETA foi levemente maior que a encontrada no filtro de membrana de vidro.

Quando comparados os resultados para turbidez, cor verdadeira e pH, dos programas 1 e 2 ao se utilizar a membrana de vidro é possível analisar que pouco variou a qualidade da água e que apresenta valores semelhantes. Desta forma justificando o uso do programa 1 para os ensaios de jar teste, pois apresentou qualidade de água tratada semelhante ao do programa 2.

5.4.Cloro

Os resultados de cloro total na água tratada obtidos nos ensaios estão representados na Tabela 23 e o resultado para cloro livre na Tabela 24.

Tabela 23: Cloro total (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios em Jar-test

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Análise da ETA
	0%	2%	4%	6%	8%	10%	
1	2,85	2,76	2,79	2,67	2,46	2,50	2,95
2	2,80	2,93	3,03	2,99	2,94	2,93	3,05
3	3,68	3,70	4,10	3,89	4,11	4,07	3,52
4	1,85	1,92	2,08	2,07	1,98	2,02	3,45
5	4,41	4,41	4,09	4,25	3,87	3,83	3,16
6	3,83	4,05	3,97	4,06	3,74	4,10	3,33
7	2,51	2,67	2,62	2,78	2,76	2,85	3,13
8	0,73	0,70	0,76	0,90	0,86	0,96	3,77
9	2,93	3,06	2,92	3,18	3,14	3,18	3,42
10	6,19	6,60	6,48	7,26	6,14	6,10	3,72
11	6,90	7,10	5,96	4,74	6,12	4,34	3,42

Tabela 24: Cloro livre (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios em Jar-test

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF					
	0%	2%	4%	6%	8%	10%
1	2,71	2,64	2,63	2,52	2,33	2,36
2	2,69	2,77	2,66	2,85	2,83	2,90
3	3,44	3,55	3,94	3,48	3,74	3,62
4	1,66	1,79	1,90	1,96	1,84	1,78
5	4,15	4,01	3,90	4,02	3,63	3,68
6	3,61	3,83	3,69	3,78	3,66	3,88
7	2,23	2,48	2,43	2,60	2,57	2,61
8	0,51	0,46	0,53	0,66	0,64	0,76
9	2,80	2,96	2,76	2,94	2,92	2,98
10	6,17	6,46	6,40	7,12	5,80	6,04
11	6,78	7,02	5,80	4,68	6,06	4,24

Os valores de cloro total variaram entre 0,7 e 7,3 mg/L. O ensaio 8 apresentou um valor médio de cloro livre e cloro total bem abaixo dos demais ensaios. A dosagem de cloro no ensaio foi de 8,6 ppm e é a mesma utilizada na ETA, sendo necessário a correção de cloro para que se possa ter na rede de distribuição um valor satisfatório de cloro residual livre.

Os ensaios 10 e 11 foram realizados em período de estiagem em que a turbidez da água bruta foi de 15,7 uT e 11,5 uT, respectivamente. Em períodos de estiagem os operadores da estação usualmente aumentam a dosagem de cloro aplicado. Isto ocasionou elevados valores para cloro total e cloro livre, ultrapassando o VMP de 5,0 mg/L estabelecido pela Portaria 2914/2011.

Ao aplicar diferentes taxas de recirculação de ALAF especulava-se que poderia ocorrer uma grande variação nos valores de cloro livre e cloro total, uma vez que a dosagem de cloro foi a mesma aplicada para todos os jarros. Assim, maiores taxas de ALAF introduziriam compostos que seriam oxidados pelo cloro e assim diminuiria as concentrações residuais de cloro total e cloro livre. Porém, nos ensaios não foi observado tal comportamento: os valores de cloro total e livre oscilaram de uma taxa de recirculação para outra, só que não mantendo um padrão definido. A água de lavagem dos filtros tendo passado pelos processos de pré-oxidação com cloro, já foi oxidada previamente boa parte das substâncias oxidáveis nela antes presentes. Isto deve ter sido o principal fator que levou a uma menor demanda por cloro na ALAF, em que parte significativa do material é inorgânico.

5.5.Potencial Hidrogeniônico

Durante a operação da ETA é muito importante corrigir o valor de pH para que o coagulante (PAC) tenha uma boa eficiência na desestabilização das partículas e assim favorecer os processos subsequentes e alcançar a qualidade desejada para a água tratada.

Na tabela 25 são apresentados os resultados de pH da água tratada obtidos nos ensaios realizados.

Tabela 25: Resultado do pH na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test,, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)

Taxa de recirculação de ALAF								
Ensaio	0%	2%	4%	6%	8%	10%	Água Bruta	ALAF
1	6,93	6,87	6,73	6,82	6,76	6,82	6,72	7,28
2	6,76	6,83	6,81	6,89	6,99	6,94	6,81	7,07
3	7,17	7,69	7,26	7,30	7,30	7,26	7,24	7,3
4	7,17	7,69	7,26	7,30	7,30	7,26	6,9	7,0
5	7,51	7,43	7,26	6,89	7,37	7,29	6,9	6,96
6	7,10	6,55	6,71	6,76	6,60	6,77	6,95	6,92
7	7,20	7,10	6,80	6,70	6,70	6,70	6,62	6,5
8	7,21	6,85	6,68	6,67	6,61	6,63	7,26	7,13
9	7,7	7,3	7,1	7,2	7,2	7,1	6,62	7,4
10	7,8	7,9	7,4	7,0	6,8	6,8	6,83	6,84
11	6,65	7,0	6,55	6,58	6,34	6,54	8,32	7,6

Os resultados de pH após os ensaios realizados no Jar-test variaram entre 6,5 a 7,9 e, portanto, dentro da faixa recomendado pela Portaria 2914/2011. Em relação às diferentes taxas utilizadas no estudo, o pH geralmente diminuiu ou pouco variou com o aumento da taxa de recirculação de ALAF, sendo que a ALAF nem sempre apresenta pH com valor maior do que a água bruta. Os valores do pH da ALAF neste trabalho variaram entre 6,5 e 7,6 próximo da faixa de variação do pH para ALAF encontrada por DI BERNARDO (2002), situada entre 6,9 e 8,0.

5.6.Dureza

Os resultados para a dureza estão apresentados na tabela 26.

Tabela 26: Resultado da Dureza (mgCaCO₃/L) nas amostras de água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água tratada na ETA.

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF	Análise da ETA
	0%	2%	4%	6%	8%	10%			
1	33	36	36	30	37	37	21	45	30
2	35	35	36	37	38	38	23	42	30
3	31	33	32	32	33	AP	AP	AP	41
4	25	25	27	29	30	28	17	35	28
7	18	19	20	20	20	21	AP	AP	23
9	29	31	29	31	29	28	19	38	28

Nota: AP = Amostra perdida.

A dureza das amostras analisadas apresentou valores abaixo de 75 mg/L. Neste valor a água é classificada como branda ou mole. Quanto à qualidade da água com dureza abaixo de 150 mg/L, esta é considerada uma água com boa qualidade. Todos os resultados permaneceram bem abaixo de 500 mg/L, equivalente ao VMP estabelecido pela Portaria 2914/2011.

A água de retrolavagem de filtros apresentou neste estudo maiores valores de dureza em relação à água bruta. Os intervalos de valores encontrados para a dureza depois do Jar-test variaram na faixa de 18 a 38 mg/L. Tanto a água bruta como a ALAF possuem baixas concentrações para a dureza. Mesmo no Jarro sem recirculação de ALAF o resultado da dureza foi mais elevado do que o encontrado na água bruta. A tendência na concentração da dureza observada foi que com o aumento das taxas de recirculação de ALAF ocorre a elevação da concentração de dureza.

5.7. Cor

Na tabela 27 são expostos os resultados da cor aparente para a água bruta, ALAF e para a água tratada nos ensaios.

Tabela 27: Resultado cor aparente (*Pt-Co*) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	9	8	8	12	10	12	359	1296
2	14	11	12	12	12	12	985	1532
3	17	8	9	9	8	5	248	1404
4	28	25	24	17	14	18	855	999
5	8	5	3	4	5	4	185	4990
6	8	10	8	7	6	4	95	1070
7	31	26	22	21	20	19	196	3350
8	6	6	8	9	6	3	123	2346
9	11	12	6	6	8	7	334	3770
10	11	4	1	0	6	8	163	2542
11	0	12	7	3	3	0	90	290

A diferenciação entre a cor verdadeira e a cor aparente (aumentada pela turbidez), é dada pelo tamanho das partículas, desta forma, pode ser generalizado que as partículas com diâmetro superior a 1,2 μm acarretam turbidez, visto que partículas coloidais e, principalmente, dissolvidas conferem cor verdadeira à água.

Na tabela 28 estão expostos os resultados da cor verdadeira para a água bruta, ALAF e para a água tratada nos ensaios.

Tabela 28: Resultado cor verdadeira (*Pt-Co*) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	6	4	3	3	0	0	83	13
2	1	3	3	4	2	0	307	9
3	4	2	0	0	1	2	93	60
4	1	0	0	0	0	1	166	50
5	1	0	1	1	2	0	79	55
6	5	2	0	0	0	0	59	16
7	9	10	14	4	2	1	61	21
8	6	2	1	1	1	1	56	4
9	4	1	3	13	6	4	102	11
10	3	5	8	1	1	0	24	2
11	0	0	0	0	0	0	41	8

Entre os ensaios que foram analisados não foi encontrado na água tratada valores acima do permitido pelos padrões de potabilidade. A cor aparente variou entre zero e 14 uH (VMP = 15 *Pt-Co*). Os resultados apontam que as diferentes taxas de aplicação de ALAF não causaram o desenquadramento da água tratada quanto ao atendimento ao padrão de potabilidade para o parâmetro cor verdadeira.

Os valores de cor aparente da ALAF foram mais elevados do que os da água bruta; entretanto, na análise da cor verdadeira o processo se inverteu e a cor verdadeira da ALAF demonstrou-se menor que a encontrada na água bruta. A ALAF apresenta boa parte das substâncias já floculadas e oxidadas, então, quando a amostra era filtrada para a análise de cor verdadeira era retido grande parte destas substâncias inorgânicas e as substâncias orgânicas que atravessam o filtro já foram parcialmente oxidadas, diminuindo assim a presença de sólidos dissolvidos. O trabalho de Bougeouis (2003) apresentou resultados de melhora na redução de cor

e o autor atribui este efeito ao aumento do número de sítios de ligação com a introdução de 5% de água de lavagem, para precipitar matéria orgânica dissolvida em água bruta.

5.8. Metais

Os metais analisados no presente estudo foram alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês e zinco. Os limites de detecção e os valores máximos permitidos na legislação brasileira estão indicados na Tabela 29. A seguir são discutidos os resultados para cada metal de interesse.

Tabela 29: Padrão de potabilidade de algumas substâncias químicas que representam risco à saúde, de acordo com a Portaria 2914 (Brasil, 2011)

Parâmetro	Unidade	VMP
<i>Bário</i>	mg/l	0,7
<i>Cádmio</i>	mg/l	0,005
<i>Chumbo</i>	mg/l	0,01
<i>Cobre</i>	mg/l	2
<i>Cromo</i>	mg/l	0,05
<i>Alumínio</i>	mg/l	0,2
<i>Ferro</i>	mg/l	0,3
<i>Manganês</i>	mg/l	0,1
<i>Zinco</i>	mg/l	5
<i>Dureza</i>	mg/l	500

5.8.1. Alumínio

Na tabela 29 estão descritos os valores máximos permitidos para vários metais encontrados na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde e também o limite dos métodos de análises usados neste estudo.

Os resultados obtidos para as concentrações de alumínio nos ensaios realizados estão apontados na Tabela 30.

Tabela 30: Concentração de alumínio (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	0,31	0,27	0,20	AP	0,23	0,22	1,03	28,58
2	0,27	0,33	0,26	0,28	0,32	0,35	4,54	19,54
3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	AP	AP	AP
4	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	<0,02	3,58	65,47
7	0,05	0,03	0,02	0,10	0,05	0,03	AP	AP
9	<0,02	<0,02	0,17	<0,02	<0,02	<0,02	3,18	80,19

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de 0,2 mg/L.

AP =Amostra perdida.

Em ensaios de clarificação da ALAF em colunas de sedimentação, com e sem uso de polímeros, sob condições variadas de razão de recirculação (5 a 20% de incremento de vazão), Freitas *et al* (2010) reportam atingir concentrações de alumínio na ALAF variando entre 0,1 a 1,6 mg. L⁻¹. Na água tratada não foram detectadas concentrações de alumínio. No trabalho de Molina (2010), sobre caracterização e tratamento de ALAF de ETA, com o uso de polímeros sintéticos e amido de batata, a concentração de alumínio foi de 0,7 mg.L⁻¹. Já as concentrações de alumínio encontradas no presente estudo na ALAF apresentam valores bastante elevados sendo que a ALAF utilizada foi retirada no período inicial da lavagem dos filtros. O uso do coagulante PAC também é a causa das concentrações elevadas de alumínio na ALAF.

Dos experimentos em que foram analisados as concentrações de alumínio, os ensaios 1 e 2 apresentaram concentrações acima do VMP e o que poderia justificar este comportamento é a alta turbidez apresentada (média de 1,0 uT para o ensaio 1 e 1,9 uT para o ensaio 2) depois do processo de tratamento nestes dias. Nos ensaios 1 e 2 o controle da alcalinidade para o uso do coagulante PAC foi deficiente e ocasionou maiores valores de turbidez na água tratada.

Depois de otimizado e controlado o processo de tratamento no Jar-test usando dosagens de alcalinizante 1,0 mg/L maior do que aquela utilizada no momento de tratamento da ETA não ocorreu aumento significativo que excedessem o VMP para o alumínio. Com os resultados obtidos não foi possível verificar se o aumento da taxa de recirculação de ALAF auxiliaria na

remoção de alumínio. A água bruta e a ALAF sempre apresentaram concentrações de alumínio elevadas e, depois do ensaio de Jar-test, a água tratada apresentou redução nas concentrações. A turbidez é um parâmetro muito importante no controle dos processos aplicados na estação de tratamento de água e no caso do metal alumínio o aumento da turbidez, indicativo de queda de eficiência desses processos, foi acompanhado por aumento nas concentrações do metal alvo.

5.8.2. Bário

Na tabela 31 estão apresentados os resultados da concentração de Bário nos ensaios realizados neste estudo.

Tabela 31: Concentração de Bário na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	0,05	0,05	0,06	0,05	0,06	0,05	0,07	0,13
2	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	0,11
3	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08	AP	AP	AP
4	0,08	0,11	0,10	0,12	0,12	0,11	0,08	0,16
7	0,04	0,05	0,05	0,09	0,06	0,10	AP	AP
9	0,07	0,08	0,11	0,13	0,14	0,10	0,05	0,15

Nota: AP = Amostra perdida

Como se pode observar na tabela 31, a concentração de Bário nos ensaios, na água bruta e na ALAF não excedeu o VMP estabelecido pela Portaria 2914/2011. A concentração de bário na ALAF é sempre maior que a encontrada na água bruta, todavia as diferentes taxas de recirculação não demonstraram aumentar significativamente a concentração de bário, apesar de, na maioria dos ensaios, a concentração de bário aumentar do jarro sem recirculação de ALAF para o de 10% de recirculação de ALAF.

5.8.3. Cádmio

Na tabela 32 estão apresentados os resultados para a avaliação de Cádmio obtida nos ensaios realizados.

Tabela 32: Resultado da concentração de Cádmio (mg/L) nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF).

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	0,006
2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
3	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,001	AP	AP	AP
4	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	0,012
7	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,002	AP	AP
9	0,004	<0,001	<0,001	0,002	0,002	0,004	0,014	0,018

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP).

AP = Amostra perdida.

Os dados obtidos para as amostras de água tratada após ensaios de Jar-test para o metal cádmio apresentaram conformidade com o VMP pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde. A ALAF geralmente apresenta concentrações superiores ao VMP, mas o aumento da taxa de recirculação de ALAF não comprometeu os parâmetros estabelecidos para a água tratada.

5.8.4. Chumbo

Os resultados da concentração de chumbo encontrados nos ensaios é demonstrado na Tabela 33.

Tabela 33: Concentração de Chumbo (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test para as diferentes taxas de recirculação, e na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF).

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,018	0,024
2	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
3	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	AP	AP	AP
4	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,048
7	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	AP	AP
9	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,046	< 0,010

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP)

AP = Amostra perdida.

Como se pode observar na tabela 33, os valores de chumbo para os ensaios realizados não ultrapassaram o VMP estabelecida pela Portaria 2914/2011 do MS. Nos ensaios 1, 4 e 9 foi observado que a água bruta e/ou a ALAF possuíam concentrações acima do valor máximo permitido, mas na água tratada não foi observado nenhuma alteração da qualidade da água que comprometa o consumo.

5.8.5. Cobre

Na tabela 34 estão apresentados os resultados dos ensaios para a concentração de cobre.

Tabela 34: Concentração de Cobre (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	<0,01	<0,01	<0,01	0,064	<0,01	<0,01	0,11	0,13
2	<0,01	<0,01	<0,01	0,064	<0,01	<0,01	0,19	0,28
3	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	AP	AP	AP
4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,12	0,21
7	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	AP	AP
9	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,11

Nota: AP = Amostra perdida

Como pode ser observado na tabela acima, para os ensaios realizados não ocorreu nenhum valor que ultrapassasse os limites do padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria 2914/2011 do MS.

5.8.6. Cromo

Os resultados das análises de cromo podem ser verificados na Tabela 35.

Tabela 35: Concentração de cromo (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF).

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
2	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,02
3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	AP	AP	AP
4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02
7	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	AP	AP
9	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01

Nota: AP = Amostra perdida.

Nos resultados obtidos para o cromo aqui apresentados na tabela 35 não foram encontrados valores em desatendimento aos padrões de potabilidade.

5.8.7. Ferro

O resultado da concentração de ferro encontrado nos ensaios é demonstrado na Tabela 36.

Tabela 36: Concentração de Ferro (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água final da ETA

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF	Análise da ETA
	0%	2%	4%	6%	8%	10%			
1	0,09	0,07	0,05	0,11	0,06	0,07	2,72	17,82	2,55
2	0,06	0,04	0,05	0,05	0,05	0,07	5,56	9,39	6,98
3	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	AP	AP	AP	2,1
4	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5,50	27,19	5,22
7	0,02	< 0,01	< 0,01	0,05	0,02	0,01	AP	AP	< 0,01
9	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	2,82	33,68	1,97

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de 0.3 mg/L.

AP = Amostra Perdida.

No trabalho de Freitas *et al* (2010), foram encontrados valores médios para a concentração de ferro na ALAF de 3,5 mg. L⁻¹. No presente estudo a concentração de ferro foi mais elevada. A concentração elevada de Ferro pode se devida em parte a impurezas de ferro no PAC comercial usadas na ETA, além da eventual ocorrência desse metal na água bruta.

Como se pode observar na tabela 36, não há para a água tratada valores fora dos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria 2914/2011 do MS. Para a água bruta e a ALAF é observado valores bem acima do VMP, mas o processo de tratamento foi eficiente para a diminuição da concentração de ferro. Os ensaios 1 e 2 apresentaram concentrações superiores aos demais ensaios devido ao processo de tratamento não ter sido tão eficiente como os demais ensaios para a remoção de turbidez. Importante destacar que os valores da concentração de ferro para a água bruta encontrados pela análise de rotina da ETA são compatíveis com os encontrados neste estudo.

5.8.8. Manganês

O manganês desenvolve coloração preta na água, podendo exibir-se nos estados de oxidação Mn^{2+} (forma mais solúvel) e Mn^{4+} (forma menos solúvel). Frequentemente é tolerável em mananciais a concentração de manganês menor que 0,05 mg/L, em decorrência do fato de não ocorrerem, nesta faixa de concentração, manifestações de manchas pretas ou depósitos de óxido nos sistemas de abastecimento de água. O manganês encontra-se inserido no padrão de potabilidade, sendo estabelecida a concentração limite de 0,1 mg/L na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Na tabela 37 é apresentado o resultado das análises de manganês para a água bruta, ALAF e água tratada nos reatores estáticos.

Tabela 37: Concentração de manganês (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, água de lavagem de filtro (ALAF) e água final da ETA.

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF	Análise da ETA
	0%	2%	4%	6%	8%	10%			
1	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,14	1,37	0,15
2	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,27	1,34	0,44
3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	AP	AP	AP	0,12
4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,13	3,46	0,35
7	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	AP	AP	0,14
9	<0,01	0,02	0,04	0,05	0,07	0,07	0,13	4,27	0,12

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de 0.1 mg/L.

AP= Amostra Perdida.

Como se pode observar na tabela 37, não ocorreu nenhum ponto que excedesse o padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria 2914/2011 do MS na água tratada. A água bruta e ALAF apresentaram sempre valores elevados e acima do VMP, mas o tratamento foi eficiente e reduziu a concentração de manganês para concentrações aceitáveis para consumo. As diferentes taxas de recirculação de ALAF não causaram uma alteração grande nas concentrações de manganês observadas na água tratada. Somente nos ensaios 1 e 9 foi observado que a

concentração de manganês aumentou com o acréscimo das taxas de recirculação de ALAF, mas os valores não ultrapassaram os padrões de potabilidade.

No estudo de Raj *et al* (2008), foi avaliada a recuperação de água potável a partir de água do filtro de retrolavagem em escala piloto, onde o nível de contaminantes como o manganês, cobre sílica, fosfato, cloreto, sulfato e nitrato eram tão baixos na água bruta, de modo que não influenciou a seleção de etapas de tratamento ou a qualidade da água.

5.8.9. Zinco

Na tabela 38 são demonstrados os resultados quanto à concentração de zinco obtidos nos ensaios realizados nesta pesquisa.

Tabela 38: Resultado da concentração de Zinco (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
1	<0,05	<0,05	<0,05	0,11	<0,05	<0,05	0,86	0,76
2	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,48	1,52
3	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	AP	AP	AP
4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,41
7	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,12	AP	AP
9	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	11,17

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de 5mg/L.

AP= Amostra Perdida.

Na tabela 38 o valor em destaque foi o único que estava fora dos padrões de potabilidade da Portaria 2914/2011 do MS. O uso da recirculação entre as taxas de ALAF sem clarificação, estabelecidas neste estudo não causou aumento na concentração do zinco na água tratada, sendo que os valores deste metal foram bastante reduzidos pelo tratamento de água. Geralmente, as concentrações de zinco foram baixas, permanecendo abaixo do limite de detecção do método na maior parte das amostras; somente depois de 6% de taxa de recirculação de ALAF apareceram

valores detectáveis. A concentração de zinco na água bruta e na ALAF costumam ser menores do que o VMP estabelecidos pelo padrão de potabilidade e na água tratada a redução da concentração foi eficiente para manter esses valores dentro dos limites preconizados.

Dos metais analisados, as concentrações na água tratada não excederam os respectivos limites da legislação para todas as taxas de recirculação investigadas. A exceção foi somente para alumínio, quando o tratamento da água não foi adequado em termos do parâmetro turbidez. Com a correção da alcalinidade no tratamento para adequar a faixa de pH mais eficiente para o coagulante PAC, a concentração de alumínio não ultrapassou o VMP.

5.9.Turbidez

A Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde estabelece que o Valor Máximo Permitido seja de 1,0 uT para água subterrânea desinfetada e água filtrada após tratamento completo ou filtração direta, e 0,5 uT como padrão de aceitação para consumo humano. Para água resultante de filtração lenta o Valor Máximo Permitido é 1,0 uT.

Durante o período de realização desse trabalho (novembro de 2012 a agosto de 2013), a turbidez da água bruta utilizada nos ensaios foi de 49,1 uT (valor médio), com valor máximo de 162 uT no dia 21 do mês de novembro de 2012.

Em épocas de estiagem (abril a setembro) a turbidez da água bruta é mais baixa (média de 25 uT nos ensaios realizados). Em época de chuva (geralmente de outubro a março) a turbidez costuma elevar-se (média de 91 uT nos valores medidos neste estudo).

Água com alta turbidez e, dependendo de sua natureza, geram flocos pesados que sedimentem mais rapidamente do que água com turbidez reduzida. Da mesma forma, possui desvantagens como no caso da desinfecção, que pode ser prejudicada pela proteção que o material coloidal e, principalmente, em suspensão (traduzido pela turbidez) pode proporcionar aos microrganismos no contato direto com os desinfetantes.

Na tabela 39 é apresentado o padrão de turbidez utilizado para a água pós-filtração ou pré-desinfecção que deve ser respeitado durante o tratamento de água.

Tabela 39: Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção segundo Portaria 2914/2011

Tratamento da água	VMP(1)
Desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 uT em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 uT em 95% das amostras
Filtração lenta 1,0	uT em 95% das amostras

Nota 1: Valor máximo permitido

Na tabela 40 são apresentadas os resultados para a turbidez da água bruta, ALAF e da água filtrada após os ensaios de Jar-test.

Tabela 40: Turbidez (NTU) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta, na água de lavagem de filtro (ALAF) e na água final da ETA.

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF	Análise da ETA
	0%	2%	4%	6%	8%	10%			
1	1,1	0,8	1,2	1,0	1,0	1,1	48,3	175,0	0,13
2	2,1	1,7	1,9	2,0	1,8	1,7	162,0	204,0	0,13
3	4,0	0,5	0,5	0,7	0,3	0,1	33,1	184,0	0,12
4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	121,0	587,0	0,11
5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	26,5	679,0	0,13
6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	12,1	154,0	0,12
7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	41,0	492,0	0,23
8	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	25,0	76,0	0,26
9	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	43,8	49,1	0,19
10	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	15,7	439,0	0,22
11	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	11,4	158,0	0,26

Na figura 20, pode-se observar a variação dos dados de turbidez da água filtrada nos ensaios de Jar-test realizados na ETA 3-4 da Sanasa/Campinas/SP. Os resultados revelam, em geral, um bom desempenho do processo de tratamento, mesmo utilizando a ALAF sem clarificação e alterando as taxas de recirculação de ALAF entre 0% a 10%. Os valores mantiveram-se, por ensaio, dentro de um mesmo padrão, isto é, a turbidez depende menos da taxa de recirculação do que das condições adequadas de tratamento.

De acordo com DI Bernardo (2002), a turbidez média da ALAF varia na faixa de 50 a 170 NTU. No presente estudo a turbidez da ALAF apresentou um valor bastante elevado pois a coleta da ALAF foi realizada nos primeiros minutos de lavagem dos filtros e, assim, apresentando valores bem maiores do que em outros trabalhos onde a ALAF é utilizada depois de ser homogeneizada. Neste trabalho, um dos objetivos era analisar o efeito da recirculação da ALAF apresentando a pior qualidade possível. De acordo com Kawamura (2000), a turbidez da ALAF em ETA de ciclo completo varia entre 150 uT e 250 uT. Cornwell e Lee, (1993) relatam que a turbidez variou entre 0,57 uT e 97 uT durante a lavagem do filtro. Já no trabalho de Souza Filho e Di Bernardo (1999), foram atingidos picos de turbidez de até 700 uT, 90 segundos após o início da lavagem do filtro. No estudo de Tobiasson *et al.* (2003), foi relatado variações de turbidez média das amostras compostas de 150 uT a 400 uT em três ETA nos Estados Unidos. Le Gouellec *et al.* (2004) relataram que a turbidez variou entre 24 uT e 126 uT no decorrer da lavagem em estudo realizado em ETA em escala real. Em trabalho realizado na ETA UFV, Bastos *et al.* (2005) encontraram como valor médio de turbidez da ALAF, 103 uT. Outras pesquisas realizadas na mesma unidade resultaram em decaimento da turbidez da ALAF de 523 uT para 6,4 uT em oito minutos de lavagem.

Nos ensaios 1, 2 e 3 a turbidez ultrapassou o limite de máximo permitido de 0,5 uT (atingindo valores de até 4 uT). Provavelmente, isto aconteceu em decorrência da falta de ajuste do pH para utilizar o PAC como coagulante (verificado na Figura 22). Quando se emprega o coagulante PAC se deve ter um grande controle de pH no tratamento para que seja eficiente. A experiência dos operadores da ETA 3-4 da SANASA indica que o pH nesta estação deve permanecer na etapa de coagulação em torno de 7.0 para que se tenha um bom funcionamento das etapas seguintes. Nos ensaios 1, 2 e 3 foi utilizada a mesma concentração de alcalinizante (cal hidratada) que estava sendo utilizada naquele momento na ETA, porém no ensaio de Jar-test os resultados para turbidez não foram satisfatórios. Para a correção deste problema foi acrescentado 1,0 ppm a mais de alcalinizante, pois o pH estava abaixo de 7,0 e era necessário elevar o valor de pH.

Nos ensaios seguintes (4 ao 11) não houve mais resultados de turbidez que extrapolassem o valor máximo permitido de 0,5 uT, mostrando que nas razões de recirculação de ALAF empregadas neste estudo o resultado para o parâmetro turbidez foi eficiente para o uso do coagulante PAC, desde que se tenha o controle adequado do pH. Para ter um bom desempenho na

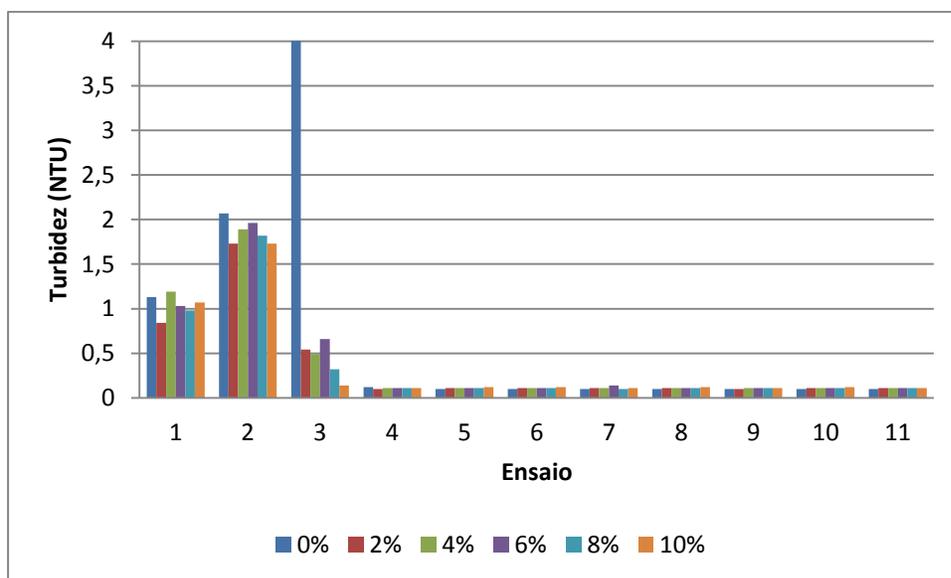
etapa de coagulação, é necessário escolher corretamente o coagulante a ser utilizado, devendo este ser o mais adequado ao tratamento da água utilizado para o abastecimento, bem como é fundamental a seleção da dosagem e pH adequados para o seu emprego.

Para auxiliar na escolha dos produtos químicos, todas as ETA devem realizar estudos de tratabilidade em laboratório, nos quais emprega a água bruta que se deseja tratar, diferentes tipos e dosagens de coagulantes, alcalinizantes, acidificantes, polímeros e pré-oxidantes.

No estudo de Reissman (2006), foi aplicada a tecnologia de ultrafiltração para a reutilização de ALAF em vários experimentos com escala piloto usando ALAF clarificado e não clarificado. Neste estudo, o uso de ALAF clarificada depois de um processo de sedimentação não mostrou qualquer vantagem operacional em relação ao uso de ALAF não clarificada. Nos experimentos foi utilizada uma unidade piloto de ultrafiltração com a membrana submersa. A presença de carvão ativado em pó na ALAF resultando num aumento da concentração afluente de sólidos suspensos totais não conduziu a uma deterioração do desempenho da membrana (fluxo, permeabilidade). Como resultado, a reutilização de ALAF tratada com ultrafiltração não conduziu a uma influencia de qualidade de água potável.

Nas ETA, a turbidez é um parâmetro operacional de extrema importância para o controle dos processos de coagulação-floculação, sedimentação e filtração.

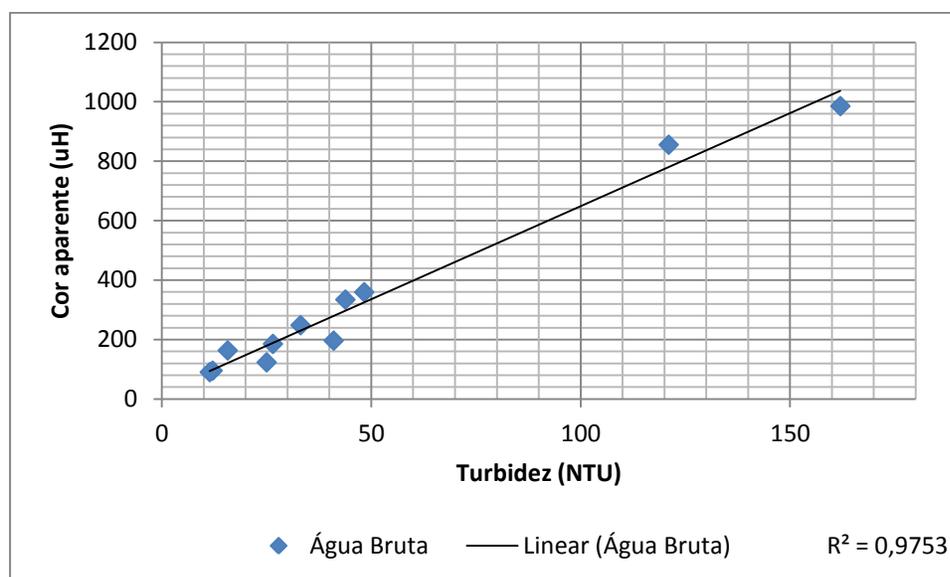
Figura 20: Turbidez da água tratada nos ensaios de bancada para diferentes taxas de recirculação de ALAF



Nos ensaios a ALAF utilizada era aquela retirada no primeiro minuto de lavagem dos filtros, pois uma intenção deste estudo foi avaliar o uso de ALAF sem clarificação e seus impactos na qualidade da água tratada. Não foi observada durante o estudo a correlação linear entre a turbidez da água bruta e a água de lavagem dos filtros. Apesar da ALAF e a água bruta serem coletadas na mesma hora, a ALAF incorpora a característica de todo o processo de tratamento anterior à coleta e como a qualidade de água bruta varia com o tempo, há mudanças na dosagem de produtos no tratamento de água e, conseqüentemente, na constituição da ALAF.

A relação entre os valores de turbidez e a cor aparente da água bruta encontrados nos ensaios é avaliada neste estudo (figura 21).

Figura 21: Correlação entre a cor aparente e a turbidez na água bruta.



A cor é um dado que indica a presença substâncias dissolvidas na água. Assim como a turbidez, a cor é um parâmetro de aspecto estético de aceitação ou rejeição da qualidade da água para os consumidores. O valor máximo permitido de turbidez na água distribuída é de 5,0 NTU.

Durante a elaboração deste estudo foi observado que alguns parâmetros de qualidade da água podem estar correlacionados. Para a rotina operacional das ETA seria interessante poder estimar e correlacionar um parâmetro em decorrência da análise de outros. A correlação neste estudo foi realizada com uso da planilha eletrônica (Excel).

O valor de R^2 aponta quanto que os valores experimentais se enquadram dentro do modelo de curva proposta (regressão linear). Quanto mais próximo de 1 for o valor de R^2 , maior será o ajustamento entre os dados à curva e consequentemente, maior a correlação entre as variáveis.

Ao relacionar os parâmetros turbidez e cor verdadeira para a água bruta, foi verificada forte correlação linear entre os dados ($R^2= 0,9753$), permitindo ter uma predição de como seria a variação da qualidade da água para este manancial estudado.

5.10. Carbono Orgânico Total e Dissolvido

Embora a Portaria 2914/2011 do Ministério da saúde não mencione o COT e COD, a utilização extensiva dos compostos de cloro na desinfecção passou a conferir maior importância a este parâmetro, pois os ácidos húmicos e fúlvicos, assim como a biomassa de algas verdes e azuis são importantes precursores da formação dos trihalometanos ao reagirem como cloro livre na água. Na Europa e na América do Norte, o COT também não é mencionado como padrão de potabilidade. Em relação a isto, o aumento na restrição dos padrões de potabilidade permite estimar a breve inserção do COT nos mesmo.

Baixos teores de carbono orgânico total no sistema de distribuição minimizam o recrudescimento bacteriano e a relação [dosagem de cloro] x [tempo de contato], tornando o processo de desinfecção mais econômico e eficaz.

Entre as técnicas de remoção do carbono orgânico total e dissolvido empregados na água bruta em ETA estão à coagulação, a oxidação química, a adsorção em carvão ativado e o uso de membrana de filtração.

Na tabela 41 estão demonstrados os valores médios de COT (mais o desvio padrão da análise) obtidos na água bruta, na ALAF e nos ensaios de Jar-test.

Tabela 41: Resultado do COT (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
3	5,5 ± 2,0	3,6 ± 0,2	3,8 ± 0,2	3,9 ± 0,6	3,7 ± 0,2	3,8 ± 0,4	4,6 ± 0,4	16,1 ± 1,7
4	2 ± 0,1	2 ± 0,4	2,1 ± 0,3	2,1 ± 0,2	2,2 ± 0,3	2,3 ± 0,1	6,1 ± 0,3	39,8 ± 2,7
5	2,4 ± 0,2	2,6 ± 0,3	2,5 ± 0,3	2,5 ± 0,7	2,4 ± 0,3	2,6 ± 0,3	4,1 ± 0,3	4,1 ± 7,4
6	2 ± 0,1	1,9	1,9 ± 0,1	2,1 ± 0,1	2 ± 0,1	2 ± 0,1	3,2 ± 0,1	3,2 ± 0,2
7	2,4	2,1 ± 0,1	2,2 ± 0,2	2,3 ± 0,2	2,2 ± 0,1	2,3 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,3 ± 0,4
8	3,1 ± 0,2	3,2 ± 0,1	3 ± 0,2	2,8 ± 0,4	3 ± 0,5	2,7 ± 0,3	3 ± 0,1	4,9 ± 0,7
9	1,9	1,6	1,6	1,7	1,6	1,8	3,8	3,9
10	2,2	2,2 ± 0,1	2,2	2,3	2,4 ± 0,1	2,3 ± 0,1	3,1 ± 0,4	5,3
11	2,4	2,6	2,5	2,5	2,4	2,6	2,9	3,8

Nota: A média é baseada em 3 análises consecutivas da mesma amostra.

Na tabela 42 estão demonstrados os valores de COD obtidos na água bruta, na ALAF e nos ensaios de Jar-test.

Tabela 42: Resultado de COD (mg/L) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test, na água bruta e na água de lavagem de filtro (ALAF)

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
3	AP	AP	AP	AP	AP	AP	4,5 ± 0,3	5,2 ± 0,6
4	1,5 ± 0,2	1,6 ± 0,3	1,6 ± 0,1	1,7 ± 0,3	1,7 ± 0,3	1,8 ± 0,4	AP	AP
5	2,5 ± 0,4	2,4 ± 0,6	2,3 ± 0,2	2,6 ± 0,5	2,5 ± 0,1	2,4 ± 0,5	2,9 ± 0,4	3,8 ± 0,5
6	1,9 ± 0,4	1,9 ± 0,3	1,7	1,8 ± 0,1	2	1,9 ± 0,1	3,8 ± 0,3	4 ± 0,1
7	2 ± 0,1	1,9 ± 0,1	2,1 ± 0,1	2,2 ± 0,1	2,1	2,1 ± 0,1	2,6 ± 0,3	2,6 ± 0,1
8	4,2 ± 0,5	3,9 ± 0,5	2,9 ± 0,1	3,7 ± 0,6	3,4 ± 0,5	3,5 ± 0,4	3,9 ± 0,2	4,2 ± 1,2
9	0,5	1,7	1,8	1,8	1,7	1,8	3,3	4,1
10	2,2 ± 0,1	2,3	2,2	2,2 ± 0,1	2,5 ± 0,1	2,6 ± 0,1	3,4 ± 0,2	5,4 ± 0,1
11	2,5	2,4	2	2,6	2,5	2,4	4,1	3,9

Nota: AP = Amostra Perdida.

Na água tratada foram encontrados valores que variaram entre 3,15 a 4,89 mg/L de COT. Não é possível definir com os resultados obtidos que o aumento da taxa de recirculação ocasionou um aumento da concentração de COT na água tratada. Para o parâmetro COD também não foi observado este comportamento.

No estudo de Gottfried *et al* (2008), foi realizada em escala de bancada a reciclagem de água de lavagem de filtros (ALAF) e água de lavagem de membranas de 5 e 10 % em volume com a água bruta antes da coagulação em duas diferentes plantas de tratamento. No local onde na ALAF continha o hidróxido de alumínio utilizado como coagulante, o resultado mostrou uma redução significativa em COD em comparação com o frasco de teste de controle que não continha água de lavagem. Para a mesma fonte de água, a reciclagem de ALAF que não continha precipitados de hidróxido de alumínio com as mesmas taxas de reciclagem, não resultou em uma alteração significativa na água nos níveis de COD e UV₂₅₄, em comparação com o controle. Os resultados da pesquisa indicam que, em vez de buscar doses crescentes de coagulante para alcançar quantidades maiores de precipitados de hidróxido e condições ideais para a coagulação em varredura, a remoção de matéria orgânica natural (MON) para fontes de águas com baixa turbidez poderia ser conseguida através da reciclagem de fluxos de retrolavagem que contêm partículas desestabilizadas. Experimentos em escala de bancada demonstraram que a presença de precipitados de hidróxido de alumínio nas amostras ALAF aumentou o número de sítios de ligação disponível e uma maior agregação da matéria orgânica natural da água bruta através do mecanismo de coagulação de varredura.

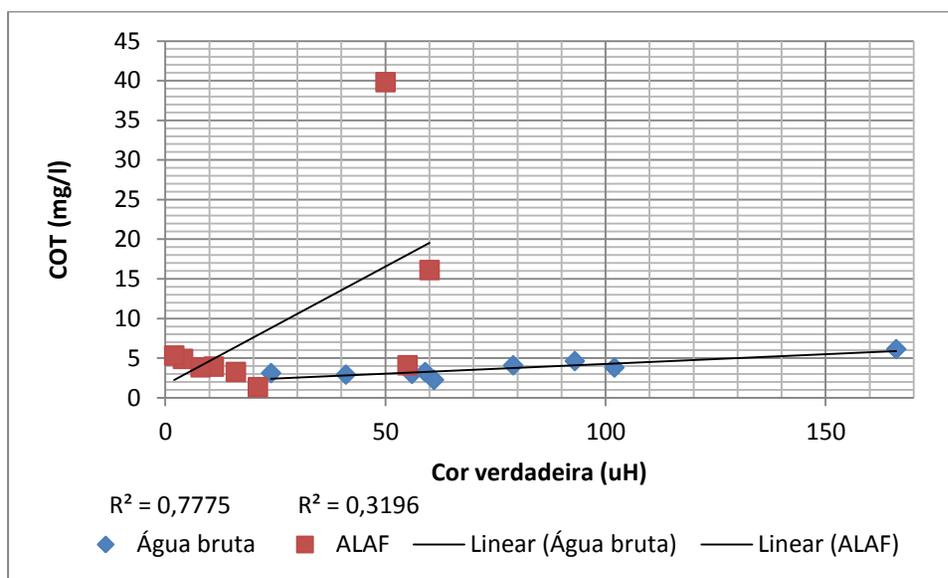
No estudo de Suman *et al* (2012), foram realizados experimentos com água bruta e reciclagem de ALAF em uma estação de tratamento de água de grande escala. Impacto de remoção de carbono orgânico total (COT) e do carbono orgânico dissolvido (COD) foi examinado para as misturas 5, 7 e 10 % de ALAF, respectivamente, com a água bruta. Significativamente, maior remoção de COT e COD foi mostrada em mistura de 7% de ALAF com a água bruta. Os resultados dos testes indicaram que melhorias na qualidade da água tratada poderiam ser obtidas através da recirculação de ALAF com a água bruta.

A água bruta normalmente apresenta o valor de COT e COD em concentrações menores que as encontradas na ALAF. Para a água bruta foi encontrada concentrações de COT variando entre 2,24 a 6,12 mg/L e para COD entre 2,64 a 4,08 mg/L. Já a ALAF apresentou concentrações

de COT entre 1,32 a 39,8 mg/L e de COD entre 2,6 a 5,43 mg/L. As concentração de COT é uma medida coletiva de compostos orgânicos em água e não fornece nenhuma informação sobre a composição e distribuição dos constituintes orgânicos. No entanto, o resultados coletivos da melhora na redução de COT, UV₂₅₄ e cor encontrada por Bourgeois (2003) foram atribuídos ao aumento do número de sítios de ligação com a introdução de 5% de água de lavagem, para precipitar matéria orgânica dissolvida em água bruta. No presente trabalho as concentrações de COT na água tratada com as diferentes taxas de recirculação de ALAF tendem a ser próximas ou inferiores a concentração de COT no jarro sem recirculação de ALAF e, assim, não contradizendo o trabalho apresentado por BOURGEOIS (2003).

Na figura 22 pode ser observada a correlação entre a concentração de COT e a cor verdadeira para a água bruta e ALAF.

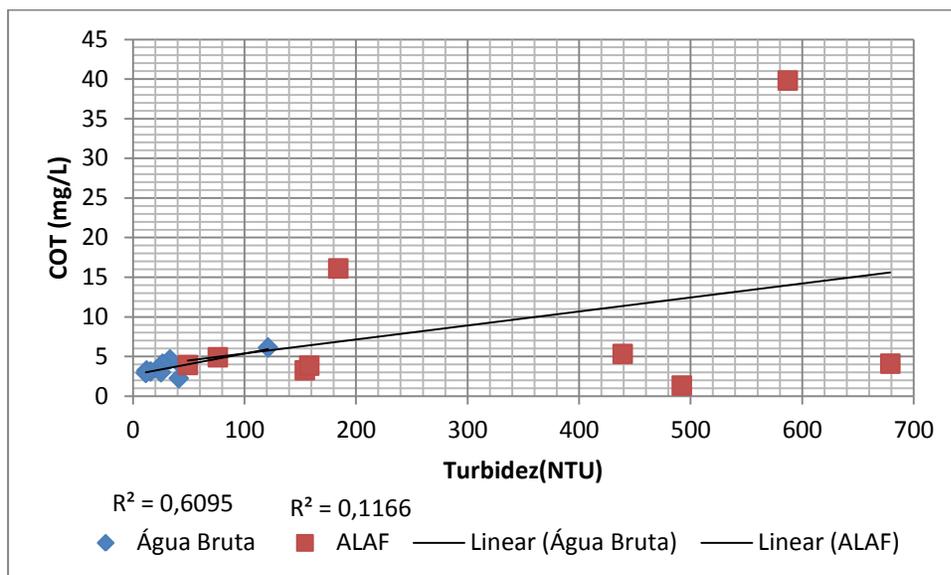
Figura 22: Relação entre a cor verdadeira e a concentração de COT na água bruta e ALAF.



A correlação entre a cor verdadeira e a concentração de COT para a água bruta pode ser considerada elevada ($R^2= 0.7775$), já a correlação linear para a ALAF foi muito baixa ($R^2=0,3196$). Já para a cor verdadeira e a concentração de COD, não foi encontrada correlação COD para a água bruta ($R^2=0.08$) e para a ALAF ($R^2=0,002$).

Na figura 23 pode ser observada a correlação entre a concentração de COT e a turbidez para a água bruta e ALAF.

Figura 23: Relação entre a turbidez e o COT para a água bruta e a ALAF.



A correlação entre a turbidez e a concentração de COT para a água bruta foi moderada ($R^2 = 0,6095$), já a correlação usando regressão linear para a ALAF não foi encontrada ($R^2 = 0,1166$). Não foi encontrada correlação entre a cor verdadeira e a concentração de COD para a água bruta ($R^2 = 0,1597$) e para a ALAF ($R^2 = 0,05$).

Os resultados demonstraram que para a água bruta existe relação positiva entre os parâmetros COT com a cor verdadeira e para COT com a turbidez. Para ALAF não foram encontradas correlações.

5.11. Padrão Microbiológico

Na Tab. 43 esta apresentada o padrão microbiológico determinado pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Tabela 43: Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano segundo Portaria 2914/2011

Parâmetro	VMP (1)
Água para consumo humano (2)	
Escherichia coli ou coliformes termotolerantes (3)	Ausência em 100 ml
Água na saída do tratamento	
Coliformes totais	Ausência em 100 ml
Água tratada no sistema de distribuição (reservatórios e	
Escherichia coli ou coliformes termotolerantes (3)	Ausência em 100 ml
Coliformes totais	Sistemas que analisam 40 ou mais amostras por mês: Ausência em 100 ml em 95% das amostras examinadas no mês. Sistemas que analisam menos de 40 amostras por mês: Apenas uma amostra poderá apresentar mensalmente resultado positivo em 100 ml

Na tabela 44 estão apresentados os resultados da análise de *Escherichia coli* para a água tratada.

Tabela 44: Análises microbiológicas para *Escherichia coli* na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test

Taxa de recirculação de ALAF						
Ensaio	0%	2%	4%	6%	8%	10%
3	A	A	A	A	A	AP
7	A	A	A	A	A	A
9	A	P	A	P	P	A

Notas: (1) Ausência de *E. Coli* em 100 ml.

(2) Presença.

AP= Amostra perdida

Na tabela 45 estão apresentados os resultados da análise de coliformes totais para a água tratada.

Tabela 45: Análise microbiológica para os coliformes totais na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test

Taxa de recirculação de ALAF						
Ensaio	0%	2%	4%	6%	8%	10%
3	A	A	A	A	A	AP
7	A	A	A	A	A	A
9	P	P	P	P	P	P

Notas: (1) Ausência de coliformes totais em 100 ml.

(2) Presença.

AP= Amostra perdida

Todas as análises microbiológicas para *E. coli* avaliando a água tratada sem usar a recirculação de ALAF foram negativas (ausência). Quando ocorreu a recirculação de ALAF foi observada a presença de *E.coli* não atendendo assim o padrão de potabilidade. Nos ensaios 3, 7 e 9 a concentração de cloro livre na água tratada era superior a 0,2 mg/L, que é o valor mínimo recomendado pela Portaria 2914/2011, mas não foi suficiente para a desinfecção quanto a este parâmetro. Desta forma, somente a pré-cloração aplicada não é suficiente para manter o padrão de qualidade da água para o consumo humano.

Na avaliação de coliformes totais ocorreu no ensaio 9 a presença em todas as análises da água tratada. A turbidez da água bruta no ensaio 9 foi de 43,8 uT, superior dos valores observados nos ensaios 3 e 7 (33,1 e 41 uT respectivamente); entretanto, não justifica a não

conformidade com os padrões de potabilidade. No ensaio 8 a concentração de cloro livre foi relativamente menor do que a concentração encontrada nos demais ensaios e neste caso poderia ser encontrado presença de microrganismos. Em relação ao ensaio 9, o que poderia ter causado o aparecimento de *E.coli* e coliformes totais é alguma contaminação da amostra durante o transporte, já que a concentração de cloro livre está compatível com a recomendada pela legislação.

Cornwell (2001) propõe que uma ETA em ciclo completo pode tratar a ALAF com altas concentrações de oocistos de *Cryptosporidium*, recirculando-a de maneira contínua ou intermitente, sem realizar a previa clarificação do efluente. Para os resultados analisados neste estudo, entretanto, ocorreu a presença de microrganismos o que está fora dos padrões de potabilidade estabelecidos. Desta forma é necessário o controle da turbidez e da aplicação de cloro na água filtrada.

No estudo de Freitas *et al.* (2010), foi efetuada a caracterização da água ALAF da ETA-UFV e de uma estação piloto e os autores afirmam que esse efluente apresenta-se como potencial poluidor e veículo de contaminação microbiológica e deve ser tratado antes de seu lançamento em corpos receptores ou de sua recirculação ao processo de tratamento. Com os resultados não foi possível inferências conclusivas sobre a qualidade recomendável da ALAF (limites de turbidez) e de limites de vazão de recirculação. Todavia, os resultados alcançados nos ensaios em colunas de sedimentação e na estação piloto evidenciaram que a clarificação por sedimentação com o uso de polímeros reduz os perigos associados à recirculação da ALAF.

A continuidade dos estudos é indicada, no sentido de se verificar os impactos da elevação da carga de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. com a recirculação da ALAF e a capacidade dos processos unitários de tratamento (decantação e filtração) em absorvê-los. Desta forma, podem-se imaginar cenários mais concretos e estimar riscos à saúde, por meio da aplicação da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico. Freitas *et al.* (2010) dizem que esta abordagem é mais adequada para subsidiar a formulação de normas a respeito da recirculação da ALAF.

No estudo de Raj *et al* (2008), foi analisada a recuperação de água potável a partir de água do filtro de retrolavagem em escala piloto e foi encontrado que a clarificação é um passo fundamental da purificação onde: a clarificação remove a maior parte da turbidez, cor, ferro

e alumínio presente na ALAF. Na água de lavagem de filtro já havia flocos pré-formado e não houve uma demanda adicional por coagulante. Conforme os autores, a ultrafiltração não foi um requisito fundamental para a recuperação da ALAF. No entanto, ultrafiltração foi uma barreira melhor contra protozoários.

5.12. Absorvância em 254 nm

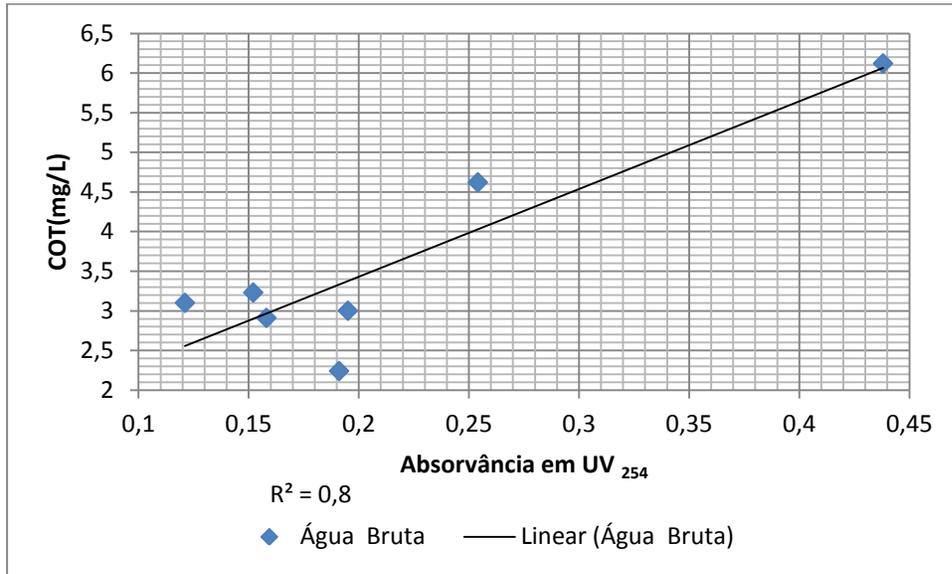
Na tabela 46 estão descritos os resultados das análises de UV₂₅₄ neste estudo.

Tabela 46: UV₂₅₄ para a água bruta, ALAF e com as diferentes taxas de recirculação de ALAF.

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF						Água Bruta	ALAF
	0%	2%	4%	6%	8%	10%		
3	0,039	0,038	0,040	0,048	0,041	0,044	0,254	1,035
4	0,024	0,027	0,028	0,029	0,030	0,029	0,438	2,719
5	0,030	0,031	0,034	0,037	0,031	0,030	0,204	3,282
6	0,028	0,028	0,028	0,030	0,038	0,030	0,152	0,808
7	0,039	0,035	0,033	0,037	0,035	0,034	0,191	2,028
8	0,047	0,050	0,050	0,043	0,044	0,063	0,195	0,222
9	0,033	0,026	0,029	0,031	0,033	0,035	0,071	0,273
10	0,044	0,041	0,044	0,043	0,044	0,041	0,121	0,157
11	0,035	0,036	0,036	0,036	0,035	0,036	0,158	0,152

A figura 24 apresenta a correlação entre o UV₂₅₄ e o COT na água bruta.

Figura 24: Relação entre COT e UV₂₅₄ para água bruta.



As figuras 25 e 26 apresentam a correlação entre COD e UV₂₅₄ na água tratada.

Figura 25: Relação entre COD e UV₂₅₄ para razão de recirculação de 0%, 2% e 4%.

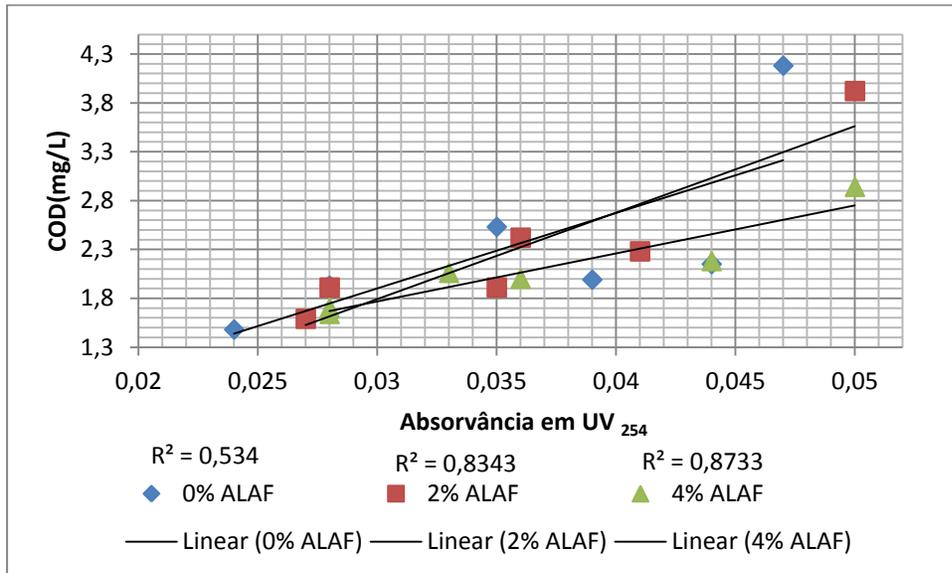
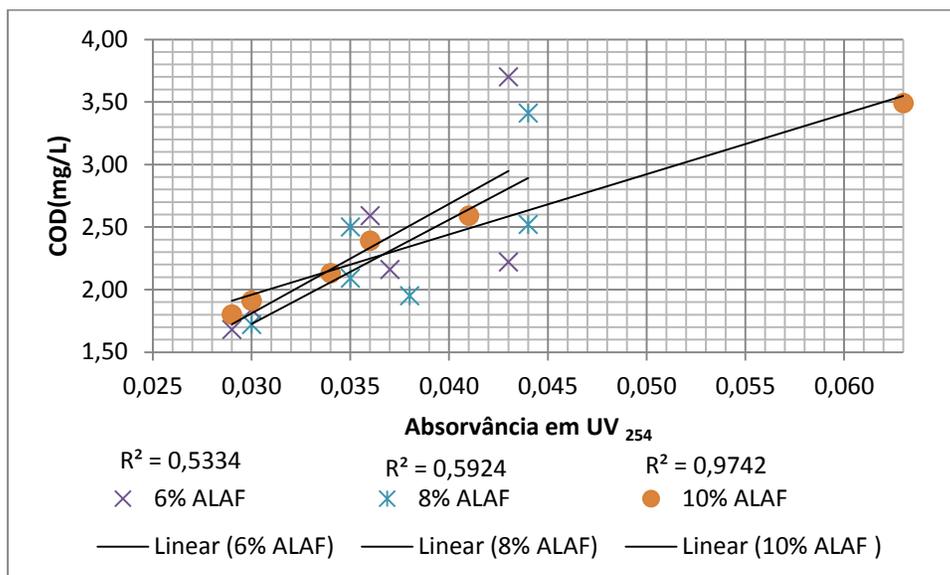


Figura 26: Relação entre COD e UV₂₅₄ para razão de recirculação de 6%, 8% e 10%.



Como apresentado na figura 29, foi observada forte correlação entre COT e UV₂₅₄ para a água bruta ($R^2 = 0,8$). Como demonstrado na figura 30 e 31, a correlação entre COD e UV₂₅₄ foi forte para as taxas de recirculação de ALAF 2, 4 e 10% ($R^2 = 0,8343$; $R^2 = 0,8743$ e $R^2 = 0,9742$, respectivamente) e foi moderada para zero e 8 % de recirculação de ALAF ($R^2 = 0,534$ e $R^2 = 0,5924$). Para os parâmetros COT e UV₂₅₄ não houve correlação.

5.13. Trihalometanos

Na Tabela 47 estão apresentados os resultados encontrados na água tratada para a concentração de THM. O laboratório de cromatografia tinha capacidade para processar apenas cinco amostras por ensaio, uma vez por mês. Assim sendo, as amostras obtidas para taxa de 10% não foram analisadas tanto para THM quanto para HAA. As análises foram realizadas 4 horas após a aplicação do cloro nos ensaios.

Tabela 47: Resultados de THM ($\mu\text{g/L}$) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF				
	0%	2%	4%	6%	8%
3	40,5	27,3	33,7	31,1	31,6
4	18,7	19,2	25,8	29	33,8
7	6,41	9,9	10,5	11,9	33,8
9	0	0	0	0	0

Na tabela 47 os valores encontrados para THM ficaram abaixo de $100 \mu\text{g/L}$ e se encontram dentro da faixa estabelecida pelos padrões de potabilidade da Portaria 2914/2011 do MS. A aplicação do cloro na pré-oxidação poderia provocar uma maior formação de THM na ETA em razão da maior quantidade de MON. Mesmo com aplicação da pré-oxidação formação de THM manteve-se dentro dos padrões de potabilidade. Contudo, ressalva-se que tais concentrações continuariam a aumentar na rede, podendo superar o VMP, que, de fato, é estabelecido não para a saída da ETA mas sim na rede.

A ALAF possuía subprodutos formados pela pré-oxidação e com o aumento da taxa de recirculação a tendência observada foi o aumento da concentração de THM na água tratada.

De acordo com Tumbas *et al* (1999), ocorre um aumento dos THM com o aumento do pH. O trabalho de Rook (1976) também verificou a influência do pH na formação do clorofórmio ao colocar ácidos fúlvicos na presença de cloro e analisou que houve um aumento na formação de clorofórmio ao se passar do pH 6,0 para o pH 10,0. Esse autor observou ainda que, o aumento na formação de clorofórmio foi mais acentuado quando se mudou do pH 8,0 para o pH 10,0. No presente trabalho foi constatado que quanto maior foi o pH da água bruta, maior foi a concentração média de THM na água tratada, confirmando essa afirmação. Na água tratada do ensaio 3 a concentração média de THM foi de $33 \mu\text{g/L}$ e o pH da água bruta 7,2. No ensaio 4 o pH da água bruta é menor que no ensaio anterior ($\text{pH} = 6,9$) e a concentração de THM também diminuiu ($25,3 \mu\text{g/L}$). Para o ensaio 7 o pH da água bruta foi menor que o encontrado no ensaio 3 e 4, em que a concentração média de THM encontrada foi de $14,5 \mu\text{g/L}$. Se for considerado o pH da água tratada nos jarros, não é constatado o mesmo comportamento para as faixas de recirculação de ALAF consideradas neste estudo.

No trabalho de McCormick *et al* (2010), foi analisado a formação de THM e formação HAA em quatro estações de tratamento de água e demonstrou-se que o material orgânico em partículas contidas em ALAF está disponível para a reação com o cloro para formar os SPD. Os resultados do estudo apresentaram concentrações elevadas de THM e de HAA em amostras de ALAF de duas das plantas de tratamento que visam um maior residual de cloro livre na água de lavagem usada para limpeza dos filtros em comparação com as outras duas plantas que atingem uma concentração residual de cloro livre bem menor. Experimentos em escala de bancada mostraram que o tempo e as condições de armazenamento ALAF podem impactar as concentrações THM nestes fluxos de resíduos, o que sugere que existem oportunidades de otimização para reduzir as concentrações de THM na reciclagem antes da mistura com água bruta.

No trabalho de Oliveira (2011), foi verificado a eficiência da ozonização na minimização da formação dos THM, quando utilizado ozônio na pré-oxidação e ozônio conjugado com cloroamina na pós-oxidação. O resultado alcançados com uma dosagem de pré-cloração de 10,0 mg/L, e de 4,0 mg/L como pós-cloração, para as concentrações de THMs foi obtido um valor médio de 24,56 ug/L. O autor utiliza estas mesmas dosagens de pré-cloração e de pós-cloração, entretanto, com uma dosagem de 1,0 mg/L de NH_4^+ , o valor médio de THM foi igual a 14,82 ug/L, apontando que a cloroamina inibe a geração dos THM. O autor, baseado nos valores de THMs obtido, conclui que com a pré-ozonização conjugada com a cloroamina, como agente desinfetante secundário, há menor formação de THM, o que permitiu uma eficiência de remoção de THMs de 82,52 %, nas melhores condições.

Nas figuras 27 e 28 são apresentadas as correlações entre a concentração de THM e COT para as análises de água tratada.

Figura 27: Correlação entre THM e COT com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF.

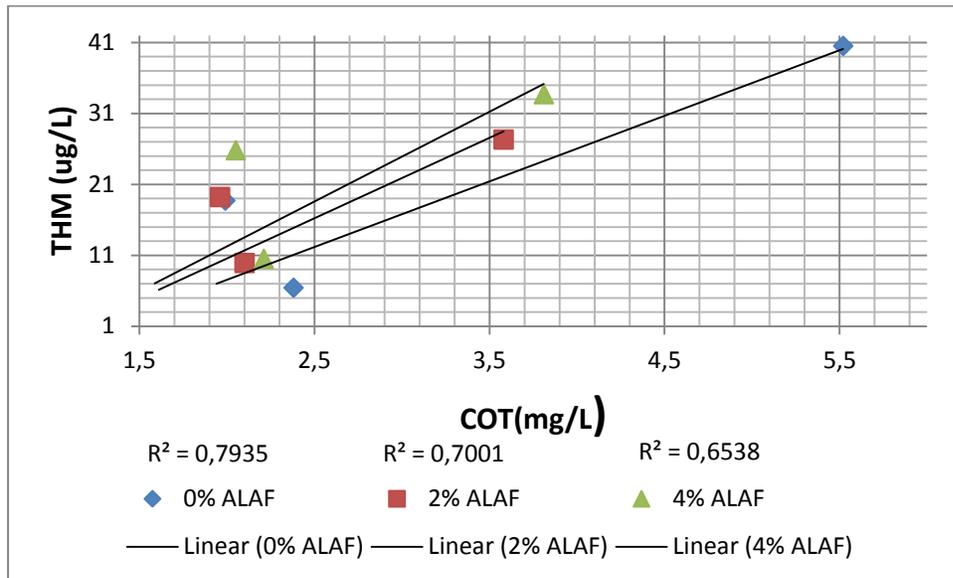
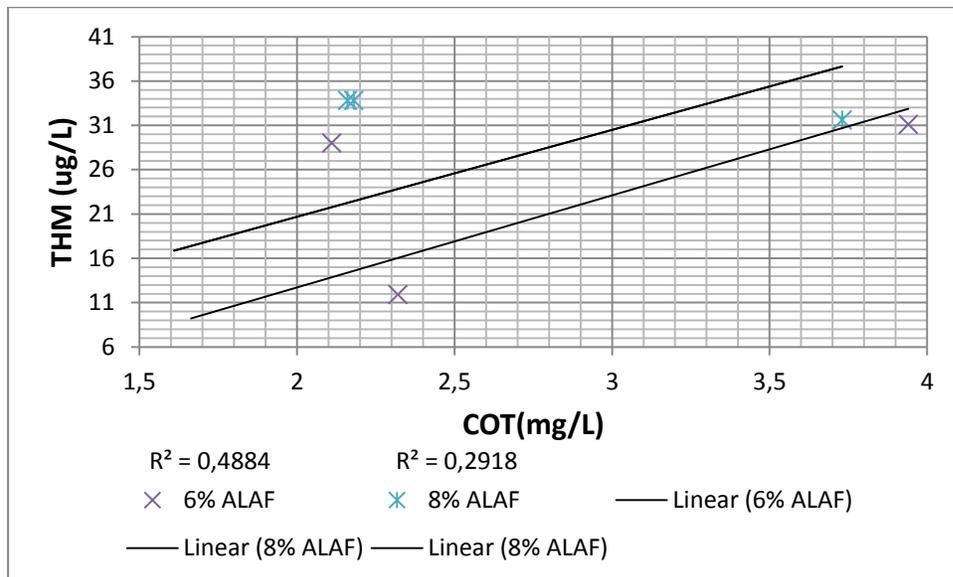


Figura 28: Correlação entre THM e COT com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF.



Nas figuras 29 e 30 são apresentadas as correlações entre a concentração de THM e de oxidante para as análises de água tratada.

Figura 29: Correlação entre THM e concentração de oxidante com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF.

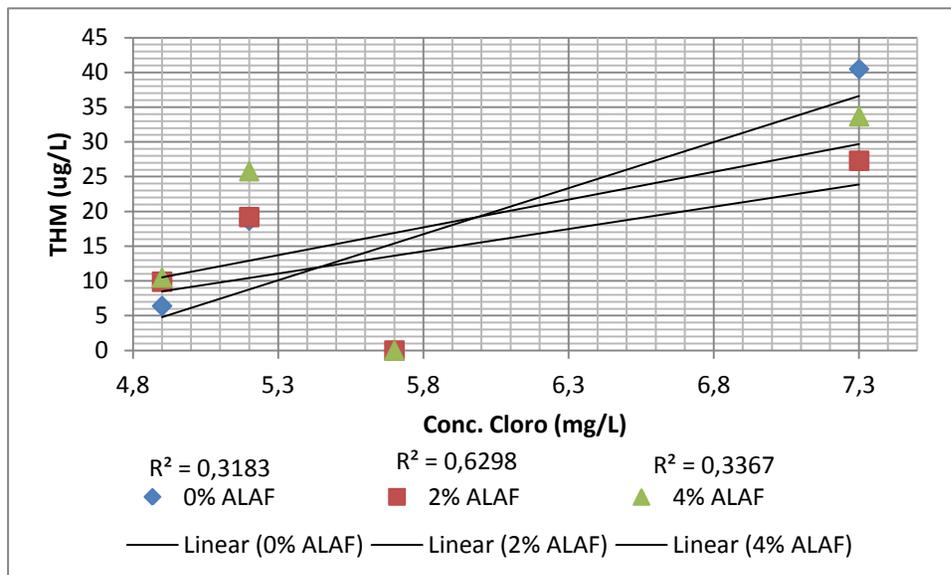
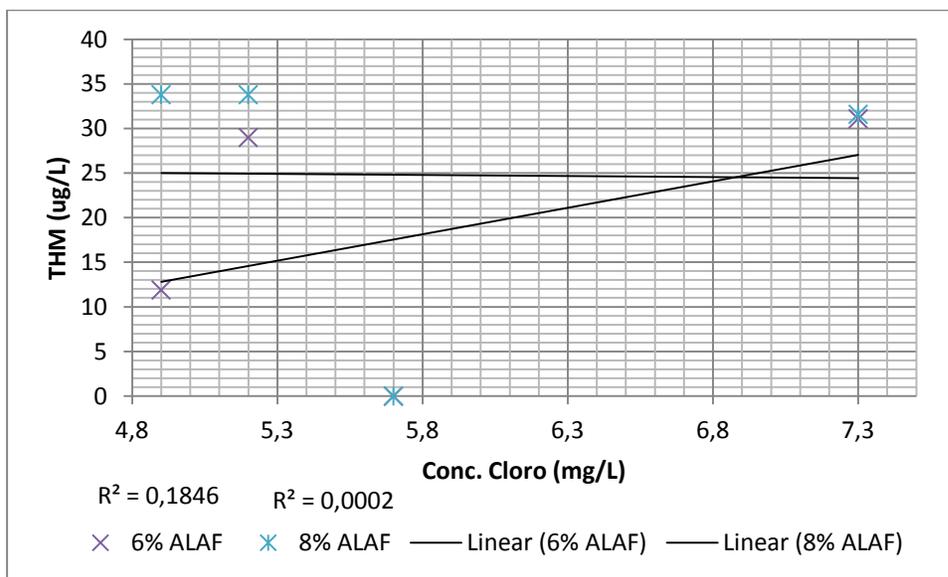


Figura 30: Correlação entre THM e concentração de oxidante com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF.



Em relação à correlação entre THM e COT apresentou forte correlação na água tratada sem recirculação ($R^2 = 0,7935$) e com o aumento das taxas de recirculação de ALAF a correlação foi decrescendo para as taxas de 2, 4, 6 e 8% (respectivamente $R^2 = 0,7$; $R^2 = 0,6538$; $R^2 = 0,4884$ e $R^2 = 0,2918$). Com o aumento da taxa de recirculação as taxas de 6 e 8% de ALAF apresentaram

baixa correlação. Já em relação a THM e absorvância UV_{254} não foi observada correlação para as análises de água tratada.

Os resultados obtidos por Matsumoto (2006), demonstram que há formação de THM com a aplicação de cloro na pré-oxidação e com mudança da aplicação após a água filtrada. A aplicação do cloro na pré-oxidação provocou uma maior formação de THM na ETA em razão da maior quantidade de MON medida em UV_{254} existente na água bruta do que na água filtrada. No estudo de Matsumoto (2006), foi realizada a partir dos resultados da quantidade de MON medidos em UV_{254} e THM no efluente da ETA a correlação, onde o coeficiente de correlação $R^2=0,9538$, demonstra uma boa correlação. O autor cita que com esta boa correlação pode-se através de determinações do parâmetro UV_{254} ser estimada a formação de THM na água final da ETA, se os demais parâmetros envolvidos na operação da ETA forem mantidos.

No trabalho de McCormick *et al* (2010), foi investigado a concentração dos subprodutos de desinfecção (SPD) e o potencial de formação em água de retrolavagem de filtros e avaliados em escala de bancada o impacto potencial de reciclagem de ALAF tratada na qualidade da água tratada na estação de tratamemnto convencional de água potável. Quando os valores medidos de UV_{254} aumentaram, os valores de potencial de formação de SPD também aumentaram. Neste presente trabalho houve uma correlação linear forte entre UV_{254} e o potencial de formação de THM ($R^2 = 0,88$) em fontes de amostras da água bruta. A correlação linear também foi observada entre o potencial de formação de HAA e UV_{254} ($R^2 = 0,77$) em todos as fontes de amostra da água bruta. O aumento nos valores medidos de UV_{254} sugere que mais matéria orgânica dissolvida está disponível para a reação com o cloro residual, e portanto, um potencial mais elevado para formar SPD.

O mesmo comportamento não foi observado com a correlação entre o THM e o COD. E também não foi observadas correlações entre THM e cloro total e nem entre THM e a turbidez. Como apresentado nas figuras 29 e 30, foi encontrada moderada correlação entre a concentração de THM e de oxidante para a água tratada sem recirculação de ALAF ($R^2= 0,6298$). Para as demais taxas de recirculação a correlação não foi observada. O maior valor médio de concentração de THM é observando com o maior valor de dosagem de oxidante, mas não é possível afirmar que com a diminuição da dosagem de oxidante a formação será menor, pois os

dados não exibem uma tendência definida em relação à diminuição da dosagem e a formação de THM.

5.14. Ácidos Haloacéticos

Os ácidos haloacéticos são subprodutos formados com a desinfecção usando cloro e cloraminas, sendo muito solúveis em água e tóxicos aos humanos, plantas e águas (LOOS, 2001). Os ácidos haloacéticos são classificados como prováveis carcinogênicos humanos e em vista disso, são monitorados pela USEPA em tratamento de água, sendo o limite máximo admissível de 60 $\mu\text{g. L}^{-1}$ para o somatório de cinco espécies de ácidos haloacéticos.

Já, para o Brasil e Comunidade Europeia, é bem mais recente a adoção de um valor limite para os ácidos haloacéticos em água potável e efluente doméstico. O padrão de potabilidade para HAA estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde é de 80 $\mu\text{g. L}^{-1}$.

Na tabela 48 estão representados os resultados para as análises de HAA na água tratada.

Tabela 48: Resultados HAA ($\mu\text{g/L}$) na água tratada obtidos nos ensaios de Jar-test

Ensaio	Taxa de recirculação de ALAF				
	0%	2%	4%	6%	8%
3	70,7	81,8	73,6	92,4	78,9
4	135,9	131,2	144,1	164,9	187,4
5	40,6	57,2	45	33,1	47,7
9	0	5,1	6,3	9,4	10,7
11	14	90,9	86,2	76	84,2

Nota: Resultados marcados representam valores que estão acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de 0,08 mg/L.

Pela análise dos valores é verificado concentrações de HAA acima ou bem próximo do limite permitido pelos padrões de potabilidade. A turbidez e a cor verdadeira da água tratada nos dias de ensaios analisados estiveram dentro do padrão de potabilidade.

Em comparação com a formação de ácidos haloacéticos e trihalometanos, foi verificado que para estas condições operacionais os HAA apresentaram maiores concentrações do que os

THM. A maior concentração encontrada para HAA foi de 187,43 $\mu\text{g. L}^{-1}$, já para o THM foi encontrado 40,5 $\mu\text{g. L}^{-1}$.

A ALAF possuía subprodutos formados pela pré-oxidação e com o aumento da taxa de recirculação a tendência observada foi o aumento da concentração de HAA na água tratada.

Neste estudo os ácidos haloacéticos não apresentaram uma tendência de aumento da concentração com o aumento do pH. Na literatura são encontrados dados divergentes, podendo a concentração dos ácidos haloacéticos decrescer com o aumento do pH (KAMPIOTI et al., 2002), ou não exibir uma tendência definida em relação à mudança do pH (STEVENS *et al.* , 1989).

Nas figuras 31 e 32 são apresentadas as correlações entre a concentração de HAA e de THM para as análises de água tratada.

Figura 31: Correlação entre HAA e THM com taxa de recirculação de 0, 2 e 4% de ALAF nos ensaios de Jar-test.

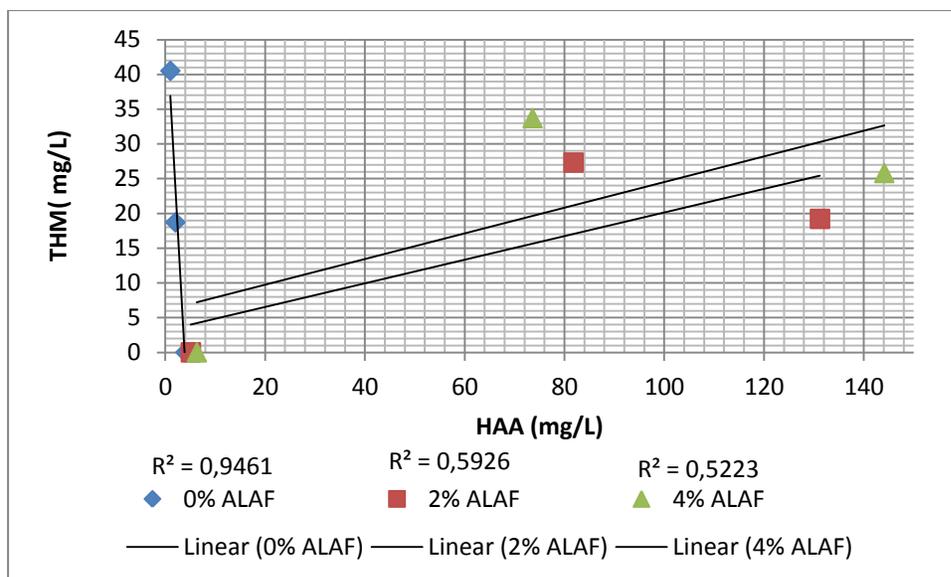
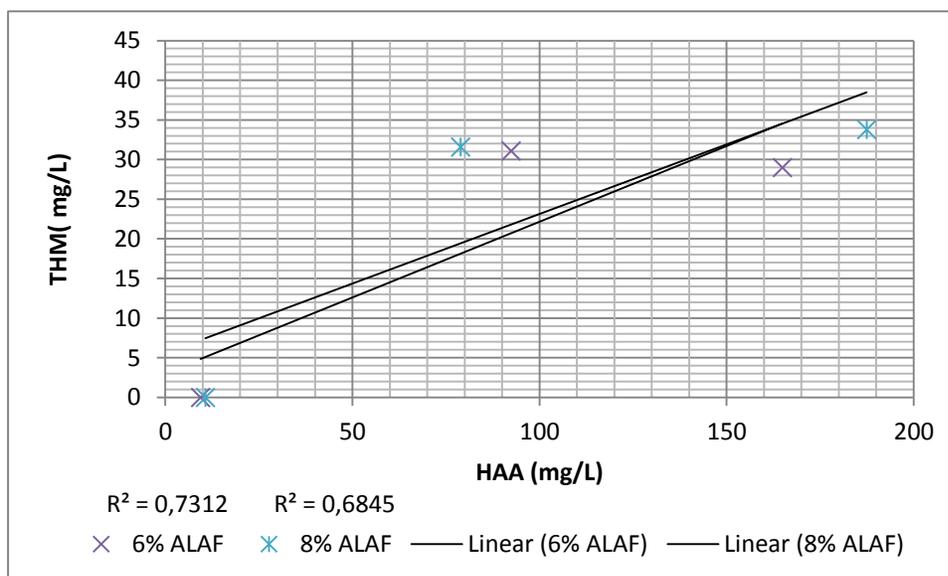


Figura 32: Correlação entre HAA e THM com taxa de recirculação de 6 e 8% de ALAF nos ensaios de Jar-test.



O comportamento do HAA foi muito diferente do THM em relação as correlações com o COD e a dosagem de oxidante (cloro) aplicada, pois, de fato, não apresentou correlação alguma. Como observado em relação a THM, nos HAA também não se obteve correlação entre absorvância em UV₂₅₄, COD e cloro total.

Como resultado da análise da correlação entre a concentração de HAA e THM pode se considerar forte correlação entre os dados nas taxas de recirculação de 0, 6 e 8 % (respectivamente $R^2=0,94$; $R^2= 0,73$ e $R^2=0,68$). Já para as taxas de 2 e 4% de recirculação de ALAF foi encontrada correlação moderada ($R^2=0,6$ e $R^2=0,52$).

De fato, o aumento simultâneo das concentrações de THM e HAA ocorreu por disponibilidade suficiente tanto de precursores quanto de cloro para a formação de ambos os subprodutos da desinfecção, não havendo limitação dos reagentes e, portanto, competição entre eles.

6. CONCLUSÕES

Este estudo avaliou em escala de bancada os impactos de recirculação de água de lavagem de filtro (ALAF) nas razões de 2, 4, 6, 8 e 10 % (em volume de ALAF em relação ao volume de água bruta + ALAF) na qualidade da água tratada.

A recirculação de ALAF nas taxas experimentadas nesse trabalho não influenciou o desempenho do tratamento e a qualidade da água final em termos de turbidez, cor verdadeira e cloro livre em relação ao tratamento sem recirculação, desde que a coagulação química e os processos subsequentes estejam adequados.

Para as análises de cloro livre na água filtrada o uso da membrana de celulose nos ensaios de laboratório mostrou-se inadequado por reter parte da concentração deste composto. A membrana de vidro sinalizou ser mais adequada neste quesito.

Na avaliação da concentração de metais (bário, cádmio, cobre, cromo, ferro, manganês e zinco), a recirculação da água de lavagem pouco influenciou na qualidade da água tratada. O aumento das taxas de recirculação ALAF mostrou que alguns metais como o ferro podem ter elevação de sua concentração na água tratada, porém esta elevação não foi suficiente para causar problemas em manter o padrão de potabilidade.

Para o alumínio houve problema ao apresentar concentrações mais elevadas do que o valor máximo permitido, contudo sob condições inadequadas de coagulação química, fato atestado pela elevação dos valores de turbidez da água filtrada. Porém, com a otimização das condições de tratamento, este problema pode ser solucionado.

Resultados positivos quanto aos parâmetros microbiológicos *E.coli* e coliformes totais em amostras de água tratada contendo cloro residual livre, com e sem ALAF, não permitiram avaliar a influência da recirculação na qualidade da água final.

Houve evidências de que a recirculação sem clarificação pode elevar a concentração de substâncias como trihalometanos e ácidos haloacéticos na água tratada.

Os resultados não permitiram encontrar correlações entre os parâmetros UV_{254} , carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido (parâmetros substitutos, indicadores de precursores de SPD), concentração de cloro e ácidos haloacéticos (SPD). Já para os parâmetros UV_{254} , carbono orgânico total e trihalometanos (SPD), foram encontrados correlações fortes. Para os parâmetros COT e THM, deve-se ressaltar que foi observada correlação entre COT e THM nas menores razões de recirculação apenas (2% e 4% de ALAF). Tais parâmetros substitutos, de fácil determinação, podem ser importantes ferramentas na operação da estação de tratamento de água objetivando o controle de subprodutos da desinfecção.

O índice de perda em função da limpeza dos filtros é geralmente alto nas ETA do tipo convencional, podendo variar de 2% a 10% da produção total de água. Isto posto, considera-se que os resultados aqui obtidos irão servir de referência para que outras ETA façam a opção pela reutilização da água de retrolavagem dos filtros, prática sustentável do ponto de vista técnico, econômico e ambiental.

7. RECOMENDAÇÕES

A recirculação de água de lavagem de filtro é uma medida que contribui para a redução de perdas físicas de água no sistema, para a redução do custo operacional relativo à adução de água do manancial e para a proteção aos corpos d'água (no caso de lançamento direto). Com a recirculação de ALAF se tem um volume extra de água disponível para tratamento, minimizando os impactos sobre o abastecimento público decorrentes da escassez hídrica em períodos de estiagem. Entretanto, a simples recirculação de água de lavagem de filtro, sem pré-clarificação, para o início do tratamento em ETA convencional pode acarretar o não atendimento ao padrão de qualidade da água para consumo humano devido ao traspasse de determinadas elementos, substâncias ou microrganismos nela presentes. A realização de estudos em cada ETA é fortemente recomendada, tendo em vista as variações das condições locais quanto à qualidade da água do manancial, da qualidade, tipo e dosagem dos produtos químicos bem como da eficiência dos processos empregados em cada planta. Além dos parâmetros aqui avaliados, outros parâmetros de qualidade tais como microrganismos emergentes (*e.g.*, oocistos de *Cryptosporidium*) devem ser igualmente avaliados.

Durante a elaboração deste estudo foi observado que alguns parâmetros de qualidade da água podem estar correlacionados. Para a rotina operacional das ETA seria interessante poder estimar e correlacionar um parâmetro em decorrência da análise de outros. Em trabalhos futuros poderiam ser avaliadas a correlação dos resultados de cloro residual na água bruta, à dosagem de carvão ativado em pó, ao cloro residual e aos teores de COT da água bruta e tratada. Com o aumento das restrições dos parâmetros de potabilidade poderia ser determinado para o parâmetro COT, qual seria a concentração máxima recomendada para não inobservância de odor e sabor na água tratada, além de determinar um valor limite para controlar as concentrações de THM e HAA na água tratada.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLAH, M.P.; YEW, C.H.; RAMLI, M.S., *Water Res.* 2003, 37, 4637.
- AGUIRRE, G. H. **Investigação da ocorrência de Cryptosporidium e Giárdia em água de lavagem de filtro de estações de tratamento de água de Campinas, São Paulo.** 2003. 37p. Relatório final de Iniciação Científica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2001.
- ALLONIER A., KHALANSKI M., BERMOND A., CAMEL V., Determination of trihalomethanes in chlorinated sea water samples using a purge-and-trap system coupled to gas chromatography, *Talanta*, 51 (2000) 468, 473.
- ALVES, S. S; **Conservação e reuso de água de indústria de cosméticos - Estudo de caso da Natura cosméticos.** Dissertação mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1996). *Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residuals.* New York.
- ANDREOLA, R. et. al. **Análise da formação de trihalometanos em uma estação de tratamento de água com base nas quantidades máxima e mínima de matéria orgânica presentes na água in natura.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, Campo Grande, 2005. p.14-16
- APHA *Standard Methods for the examination of water and wastewater (SMEWW)*, 22ª ed, 2012
- AROTA, H.; GIOVANNI, G.; LECHEVALLIER, M. **Spent filter backwash water contaminants and treatment strategies.** *Journal AWWA*, v.93, n.5, p.100-112, 2001.
- ASANO, T. et al. **Wastewater reclamation and reuse.** Lancaster: Technomic Publishing, 1998. 1528 p.
- AWWA, 1999. **Water Treatment Plant Residual Management, Water Quality & Treatment, a Handbook of Community Water Supply.** McGraw-Hill, New York. 16.1-16.51.
- AWWA. *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater.* 20ª ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- BARBOSA, A.B.D. **A experiência da CAESB em recuperação de água de lavagem de filtros e desidratação de lodo de ETA.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguacu, 1997. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1997 (CD ROM).
- BARROSO, M. M.; CORDEIRO, S. J. **Metais e sólidos: aspectos legais dos resíduos de estações de tratamento de água – 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 2001.** Anais. João Pessoa – PB, 2001. BRASIL.
- BARUTH, Edward E, 2005. **Water Treatment Plant Design**, fourth ed. McGraw-Hill, Inc..
- BASHAW, W.T.; GINN, R.; THOMSON. **Design for Reclaiming Filter Backwash Water at the James E. Quarles Water Treatment Plant.** In: American Water works

- Association Annual Conference, Denver-CO, 2000. Proceedings... Denver-CO: AWWA, 2000 (CD-ROM).
- BASTOS, R.K.X.; OLIVEIRA, D.C.; FREITAS, A.G.; NASCIMENTO, L.E. **Ensaio de tratabilidade e avaliação de desempenho. Recursos fundamentais de projeto e operação de ETAs com vistas à otimização do tratamento e da qualidade da água.** In: EXPOSICAO DE EXPERIENCIAS MUNICIPAIS EM SANEMANTO, VIII, Belo Horizonte-MG, 2005. Anais... Brasília: ASSEMAE, 2005 (CD ROM).
- BATTERMAN S., ZHANG L., WANG S., FRANZBLAU A., Partition coefficients for the trihalomethanes among blood, urine, water, milk and air, **The Science of the Total Environment**, 284 (2002) 238.
- BAZZOLI, N., 1993. O Uso da Desinfecção no Combate à Cólera. Apostila da Fundação Nacional de Saúde – Coordenação Regional de Minas Gerais. Recife: FNS/Opas. (Mimeo.)
- BELLAR, T.A., LICHTENBERG, J.J., KRONER, R.C., 1974. **The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters.** Journal AWWA (American Water Works Association) 66, 703.
- BLOEMEN, H.J.; BURN, J. **Chemistry and analysis of volatile organic compounds in the environment.** London: Chapman & Hall, 1993. p. 304.
- BOURGEOIS, J.C., 2003. **Evaluation of treatment and recycling strategies for combined filter backwash water.** M.ASc. thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- BRASIL . Resolução N o 430, De 13 De Maio De 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.*
- BRASIL. Normas e padrão de potabilidade das águas destinadas ao consumo humano. Portaria nº. 2914 de 12 de dezembro de 2011, Brasília.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 2005. *Estabelece a classificação das águas doces, salobras, e salinas do território nacional.*
- BRATBY, J., 2006. **Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment**, second ed. IWA Publishing, London, UK.
- BRYANT, E.A.; FULTON, G.P.; BUDD.; **Desinfection Alternatives for Safe Drinking Water**, V.N.R.: Nova Iorque,1992.
- BULL, R.J., KOPFLER, F.C., 1991. **Health Effects of Disinfectants and Disinfection By-Products.** American Water Works Association Research Foundation (AWWARF), Denver, CO, USA.
- CANADA, Health, 1996. **A one-year survey of halogenated disinfection by-products in the distribution system of treatment plants using three different disinfection processes.** Minister of Public Health Works and Government Services Canada.
- CARDOSO, E. J. B. N; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do Solo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 360 p, 1992.
- CASTRO, A.A.; DIAS, A. M. V.; RENNO, C. R. A.; CESAR, L. A. S.; DE MATTOS, M.; MONTEIRO, T. A. S. **Soluções para tratamento de resíduos de estação de tratamento de água - proposta para a unidade de tratamento de resíduos (UTR) do Rio das Velhas na RMBH.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

- SANITARIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguacu-PR, 1997. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1997 (CD ROM).
- CPDS - Comissão de Política de Desenvolvimento Sustentável. **Agenda 21 brasileira: ações prioritárias**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 158 p.
- CESCO, D. D. **Avaliação em Escala Real da Formação de THMs em Águas de Abastecimento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), 85 f. Faculdade de Engenharia - Universidade Estadual Paulista, 2007.
- CHEN, W.J.; WEISEL, C.P.; *Journal Water Works Assoc.* 1998, 90(4), 151.
- COELHO, L. F. S. Química analítica quantitativa. Pelotas: Escola Técnica Federal de Pelotas, 1990. 75p. **Polígrafo do curso técnico em química**.
- COLBOURNE, J. **Thames water utilities experience with Cryptosporidium**. In: American Water works Association Water Quality Technology Conference, Phyladelphia, Pa. 1989. Proceedings... Denver, CO: AWWA, p. 275-278, 1989.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem – Apêndice A**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2009. 44p.
- CORNWELL, D., MACPHEE, M., MCTIGUE, N., Arora, H., DIGIOVANNI, G., LECHEVALLIER, M., TAYLOR, J., **Treatment Options for Giardia, Cryptosporidium, and Other Contaminants in Recycled Backwash Water**. American Water Works Research Foundation (AWWARF), Denver, CO.USA. 2001
- CORNWELL, D.; R. LEE. **Recycle stream effects on water treatment**. Denver, CO: American Water Works Association Research Foundation. 153 p.,1993.
- DEDUCH, E. M. **Estudo dos Parâmetros Físico-Químicos e Concentração de Metais na Represa de Capivara e seus Tributários**. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais), 86 f. Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Londrina, 2009.
- DI BERNARDO, L.; BERNARDO, A. D.; CENTURIONE, P. **Ensaio de Tratabilidade de Água dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. [S.l.]: RiMa, 2002.
- DI BERNARDO, L.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. **Características das Substâncias Húmicas e Coagulação de Águas de Cor Alta**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais. Campo Grande: ABES, 18p., CD-ROM, 2005.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2º ed. São Carlos: RiMA, vol. 1 e 2, 2005.
- DI BERNARDO, L.; SCALIZE, P.S.; SOUZA FILHO, A.G. **Água de lavagem de filtros rápidos** In: REALI, M.A.P. (coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, p. 143-168. 1999.
- DOMINO, M. M.; PEPICH, B. V.; MUNCH, D. J.; FAIR, P. S. **Optimizing the Determination of Haloacetic Acids in Drinking Water**. *Journal of Chromatography A*. v. 1035, p. 9 -16, 2004.
- EDWALD, J.K., TOBIASON, J.E., KELLEY, M.B., DUNN, H.J., GALANT, P.B., KAMINSKI, G.S., 2001. **Impacts of Filter Backwash Recycle on Clarification and Filtration**. American Water Works Research Foundation (AWWARF), Denver, CO.

- EDZWALD, J. K. Coagulation in drinking water treatment: particles, organics and coagulants. **Water Science & Technology**, v. 27, n. 11, p. 21-35, 1993.
- EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E. Enhanced Coagulation: US requirements and broader view. **Water Science and Technology**, v.40, n.9, p.63-70, 1999.
- EDZWALD, J.K.; BECKER, W.C.; WALTIER, K.L. Surrogate Parameters for Monitoring Organic Matter and THM Precursors. **Journal of the American Water Works Association**, v.77, n.4, p.122-32, 1985.
- EISLER, R. **Handbook of Chemical Risk Assessment. Health Hazards to Humans, Plants, and Animals.** Three Volume Set. New York: CRC Press, 2000.
- EKENFELDER, Jr., W.W. **Water quality engineering for practicing engineers.** Barnes & Noble, Inc. New York, 1973.
- ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 3a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- FERREIRA FILHO, S. S. e LAGE FILHO, F. A. **Redução de Perdas e Tratamento de Lodo em ETA. Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA).** DTA. DA. Presidência da República, Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano, Secretaria de Política Urbana, Brasília, 1999.
- FERREIRA FILHO, S. S. **Remoção de compostos orgânicos precursores de subprodutos da desinfecção e seu impacto na formação de trihalometanos em águas de abastecimento.** Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 2001, v.6, n.2, p.53 – 60.
- FONTANA, A. O. **Sistema de Leito de Drenagem e Sedimentador como solução para Redução de Volume de Lodo de Decantadores e Reuso de Água de Lavagem de Filtros – Estudo de Caso – ETA Cardoso.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, 2004.
- FRANÇA, R. G. **Metais pesados nos sedimentos do sul da Lagoa dos Patos: Identificação do melhor normalizante geoquímico.** 1998. 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 1998.
- FREITAS, A.G; BASTOS, R. K. X; BELAVILACQUA, P.D; PÁDUA, V. L; PIMENTA, J. F. P; ANDRADE, R. C. **Recirculação de água de lavagem de filtros e perigos associados a protozoários.** Eng Sanit Ambient | v.15 n.1 | jan/mar 2010 | 37-46.
- GALLARD, H.; VON GUNTEN, U. Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and THM formation. **Water Research**, Suíça, v.36, p.65-74, 2002.
- GALVIS, G., GARCIA, M., QUIROGA, E., VISSCHER, J.T. (1997) **Capacity Building Through Holistic Joint Learning Projects.** 2nd UNDP Symposium on Water Sector Capacity Building at IHE, Delft. The Netherlands. December.
- GOTTFRIED, A., SHEPARD, A.D., HARDIMAN, K., WALSH, M.E., 2008. **Impact of recycling filter back wash water on organic removal in coagulation sedimentation processes.** Water Research 42 (18), 4683 - 4691.
- GRANDIN, S.R. **Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de água.** São Paulo. 1992. 456f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo-SP, 1992.
- GREGORY, J., DUAN, J., 2001. **Hydrolyzing metal salts as coagulants.** Pure and Applied Chemistry 73, 2017–2026.

- HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, v. 162, p.1243-1248,1968.
- HODGSON, E.; LEVI, P. E. **Introduction to biochemical toxicology**. 2.ed. Connecticut: Appleton & Lange, 1994. p. 588.
- HUERTAS, E. et al. Key objectives for water reuses concepts. **Desalination**, n. 218, p. 120-131, 2008.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Departamento de população e indicadores sociais (2000). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*.
- JUDD S. J., JEFFREY J. A., Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids, *Water Research*, 29 4 (1995) 1203 - 1205.
- KAMPIOTI, AA.; STEPHANOU, E.G.; **Water Res.** 2002, 36, 2596.
- KARANIS, P. SCHOENEN, D.; SEITZ H. M. **Distribution and removal of Cryptosporidium and Giardia in water supplies in Germany**. *Water Science and Technology*, v.37, n.2, p. 9-18, 1998.
- KAWAMURA, S. **Integrated design and operation of water treatment facilities**. 2ed. New York: John Wiley & Sons, 691 p. 2000.
- KAWAMURA, S. **Optimization of basic water-treatment process- Design and Operation: sedimentation and filtration**. *Journal Water SRT- Aqua*. V.45, n.3, p. 130-142. 1996.
- LAMB, D.S.; BAILEY, G.C. Acute and Chronic Effects of Alum to Midge Larva (Diptera: Chironomidae). *Bull Environm. Contam. Toxicol.* 27, 59-67. 1981.
- LE GOUELLEC, Y.A.; CORNWELL, D.A.; MACPHEE, M. J. **Treating microfiltration backwash**. *Journal AWWA*, v.96, n.1, p.72-83, 2004.
- LEMES, M. J. L. **Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das Bacias Hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo**. 2001. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 2ª Ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2008.
- LIBANIO, M.; CARNEIRO, L. G. P. L. **As perspectivas da recirculação das águas de lavagem dos filtros em estações de tratamento de água**. *Sanare –Revista Técnica da Sanepar*. n. 16. p. 6-8, 2001.
- LIFONDO, L. L.; BOWDEN, D. J. and BRIMBLECOMBE, P.; **Chemosphere** 55 (2004) 467 – 476.
- LOOS, R.; Barceló, D.; **J. of Chromatogr.** A 2001, 938, 45.
- MACÊDO, J.A. **Águas e Águas**. São Paulo: Varela, 2001. 505p.
- MACÊDO, J. A. B. **Introdução à química ambiental**. 2a ed. CRQ-MG, 2006. 1028p.
- MALLIAROU, E.; COLLINS, C.; GRAHAM, N. and NIEUWENHIJSEN, M. **J. Water Research** 39 (2005) 2722 – 2730.
- MANAHAM, S. E. **Environmental Chemistry**. USA: Lewis, 1994. 811p.
- MARMO, C. R. **Formação e Remoção de Trihalometanos em Águas de Abastecimento Tratadas, na Pré-Oxidação, com Cloro**. Dissertação (Mestrado), 253 f. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2005.

- MARTIN, J. M.; MEYBECK, M.; SALVADOR, F.; THOMAS, A. Pollution chimique des estuaries: état des connaissances. Centre National pour l'Exploitation des Océans, 1976. 283p. **Série Report Scientifiques et Techbiques.**
- MATSUMOTO, T; CESCO, D. ,D .**Os efeitos da pré-oxidação da água bruta em ETA de pequeno porte na produção de águas de abastecimento .** 30 ° Congresso interamericano de ingenieria sanitatia y ambiental- AIDIS. Punta Del Este - Uruguay, 2006.
- MCCORMICK, N.J., PORTER, M., WALSH, M.E., 2010. **Disinfection by-products in filter backwash water: Implications to water quality in recycle designs.** Water research 44 () 4581 -4589.
- MICHEL, P.; BOUTIER, B.; CHIFFOLEAU, F. Net Fluxes of Dissolved Arsenic, Cadmium, Copper, Zinc, Nitrogen and Phosphorus from the Gironde Estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* v.51, n.541-462, 2000.
- MINEAR, R.; BIRD, J. **Trihalomethanes: impact of bromide ion concentration on yield, species distribution, rate of formation, and influence of other variables.** In: **WATER Chlorination: environmental impact and health effects.** Ann Arbor: Science Publications, 1980. v. 3, p. 151-160.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. “Portaria 36: Padrões de Potabilidade”. 1990.
- MOLINA, T; SANTOS, H. R. **Caracterização e tratamento de água de lavagem de filtros de Eta, com o uso de polímeros sintéticos e amido de batata.** *Revista de Engenharia e Tecnologia.* V. 2, No. 3, Dez/2010.
- MOSS, L. **Backwash water return effects: evaluation and mitigation.** In: AWWA WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, Salt Lake City, UT. 2000. Proceedings... Denver, CO: AWWA, 2000 (CD-ROM).
- NUNES, A. M. L. **A origem natural da poluição por cromo no Aquífero Adamantina, município de Urânia (SP).** 2000. 199p. Doutorado em Geociências (Tese) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- OLINGER, C.; CARDOSO, M.; LAPOLLI, F. R. *Caracterização e clarificação da água de lavagem do filtro de uma ETA que utiliza como coagulante o Sulfato de Alumínio – 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 2001.* Anais. João Pessoa – PB, 2001.
- OLIVEIRA, A. M. D; *Avaliação do Potencial de Formação e Remoção de Trihalometanos em águas de Abastecimento Público das ETA 3 e 4 da SANASA.* . Trabalho de conclusão de curso. Universidade Estadual de Campinas, 2011
- OLIVEIRA, D.C.; BASTOS, R.K.X.; BORGES, N.B.; PIMENTA, J.F.P.; NASCIMENTO, L.E. **Avaliação de desempenho de filtros rápidos de fluxo descendente: a importância da adequada operação.** In: Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, XXX, Punta del Este, Uruguay, 2006. Anais... Montevideo: AIDIS, 2006 (CD-ROM).
- OPAS (Organización Panamericana de la Salud), 1987. Guias para la Calidad del Agua Potable. Volumes I, II e III. Genebra: Opas.
- PEREIRA, R. S. **Processos que regem a qualidade da água da Lagoa dos Patos, segundo o modelo Delft3D.** 149p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2003.

- PERRY, R., 1983. *Materiais Orgânicos Importantes no Ciclo da Água – Escoamento de Resíduos Industriais*. I Seminário Anglo-Brasileiro de Controle Ambiental. São Paulo: British Council. (Mimeo.)
- PETERSEN, D.W.; CALHOUN, B. **Do You Recycle? Results of AWWA's recycle practices survey**. In: AWWA WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, Anaheim, Ca., 1995. Proceedings... Denver, CO: AWWA, 1995 (CD-ROM).
- QUINÁGLIA, G. A. **Caracterização dos níveis basais de concentração de metais nos sedimentos do Sistema Estuarino da Baixada Santista**. 2006. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- RAJ, C. B. C.; KWONG, T. E.; CHENG, W. W.; FONG, L. M.; TIONG, S. H.; KLOSE, P. S. Wash water in waterworks: contaminants and process options for reclamation. *Journal of Environmental Sciences* 20(2008) 1300–1305
- RATNAWEERA, H., HILLER, N., BUNSE, U., 1999. **Comparison of the coagulation behavior of different Norwegian aquatic NOM sources**. *Environment International* 25 (2–3), 347–355.
- REBOUÇAS, A. C. et al. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed., São Paulo: Escrituras Editora, 2006.
- REISSMANN, F.G. Ultrafiltration for the reuse of spent filter backwash water from drinking water treatment. *Desalination* 198 (2006) 225–235
- RECKHOW, D. A., SINGER, P. C. **Mechanisms of Organic Halide Formation During Fulvic Acid Chlorination and Implications with Respect to Preozonation**. In: **WATER CHLORINATION: chemistry, environmental impact and health effects**. Chelsea, Mich: Lewis Publishers, 1985. v.5.
- RIBEIRO, J. T. **Estudo de remoção de precursores de THM para águas de abastecimento**. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil/UNICAMP, 1998.
- RICHTER, C. A. e NETTO, J. M. A. **Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada**. Ed. Edgard Blücher, São Paulo – SP, 1991.
- RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blücher, 2001. 102 p.
- RICHTER, C.A.; NETTO, J.M.A.; *Tratamento de Água – Tecnologia Atua* Blücher Ltda: São Paulo, 1991.
- Rodriguez, M.J.; Sérodes, J.B.; *Water Res.* 2001, 35 (6), 1572.
- ROOK, J. J.; EVANS, S. Removal of trihalomethanes precursors from surface waters using weak resins. **Journal of American Water Works Association**. v. 9, n. 71, p. 520-524, 1974.
- ROOK, J.J., 1974. **Formation of haloforms during chlorination of natural waters**. *Water Treatment Examination* 23, 234.
- ROSA, A. **Substâncias Húmicas: Extração, Caracterização, Novas Perspectivas e Aplicações**. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual Paulista/UNESP, 2001.

- ROSA, M. L. **Concentrações de metais pesados na biota e sedimentos do estuário da Lagoa dos Patos.** 2002. 244p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2002.
- ROSALÉM, S. F. **Estudo de Identificação e Quantificação de Trihalometanos em Água de Abastecimento.** Dissertação (Mestrado), 135 f. Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.
- RUOCCO JÚNIOR, J.; SUZIKI, M.; AIBA, C. J. Trihalometanos em águas para consumo humano, incidência e estudos de potencial de formação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 11., 1981, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1981. p. 2-29.
- SANTOS FILHO, J.D.; SANTA RITA, E.S. **Gerenciamento do resíduo gerado na clarificação da água da RLAM.** 2002. 54 f. Monografia (Pós-graduação em Saneamento) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador-BA, 2002.
- SANTOS, C. L. **O controle de trihalometanos nas águas de abastecimento público.** 1988. 217 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.
- SCALIZE, P. S. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utiliza m sulfato de alumínio como coagulante primário .** São Carlos. 1997. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1997.
- SCLIAR, M. **Minamata.** 2003. Disponível em: < <http://www.luispeaze.com/minamata.htm> >. Acesso em: 10/10/2003.
- SERODES, J.B.; RODRIGUES, M.J.; LI, H.; BOUCHARD, C. ; *Chemosphere* 2003, 51, 253.
- SINGER, P.C.; OBOLENKY A.; GREINER A.; *Am. Water Works Assoc.* 1995, 878(10), 83.
- SINGER, P. C.; ASCE, M. Control of disinfection by-products in drinking water. **Journal on Environmental Engineering Asce**, v. 120, n. 4, p. 727-741, 1994.
- SOUZA FILHO, A.G. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam cloreto férrico como coagulante primário.** 1997. 245 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 1998.
- STEVENS, A. A.; SLOCUM, C. J.; SEEGER, D. R.; ROBECK, G. G. Chlorination of organic in drinking water. **Journal American Water Works Association**, n. 68, p. 615-620, 1976.
- STEVENS, A.A.; MOORE, L.A.; MILTNER, R.J.; **Journal Water Works Assoc.** 1989, 81(8), 54.
- SUMAN, S. N. P.; SULEKH, C. *Effect of Filter Backwash Water when blends with Raw Water on Total Organic Carbon and Dissolve Organic Carbon Removal.* Research Journal of Chemical Sciences Vol. 2(10), 38-42, October (2012).
- TOBIASON, J.E.; EDZWALD, J.K; LEVESQUE, B.R.; KAMINSKI, G.S.; DUNN, H.J.; GALANT, P.B. **Full-Scale assessment of waste filter backwash recycle.** *Journal AWWA* v.95, n.7, p.80-93, 2003.

- TOMINAGA, M. Y.; MIDIO, A. F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista Saúde Pública**, v. 33, p. 413-421, 1998.
- TRAIN, R. E. **Quality criteria for water**. Washington: EPA: Castle House, 1979. 255p.
- TRUSSEL, R. R.; UMPHRES, M. D. The formation of trihalomethanes. **Journal of American Water Works Association**. v. 70, n. 11, p. 604, 1978.
- TUMBAS, I.I.; DALMACIJA, B.; TAMAS, Z.; KARLOVIC, E.; **Water Res.** 1999, 33, 3715.
- U.S. EPA, 1998. **Disinfectants and disinfection byproducts; final rule**. Federal Register 63 (241), 69390.
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Alternative disinfectants and Oxidants . Guidance Manual**. Washington, DC: USEPA, Office of Water . 1999 , EPA 815-R-99-014.
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Filter backwash recycling rule. Technical guidance manual**. Washington, DC: USEPA, Office of Ground Water and Drinking Water. 2002, 166p. (EPA 816-R-02-014).
- VANBENSCHOTEN, J.E., EDZWALD, J.K., 1990. **Chemical aspects of coagulation using aluminum salts – I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride**. Water Research 24 (12), 1519–1526.
- VISSCHER, J. T; GALVIS, G; LATORRE, J (1995). **Filtracion en Múltiples Etapas – FiME: Bonades e Limitaciones**. Conferencia Internacioinal de Mejoramiento de La Calidad Del Agua. Santiago de Cali . Colombia.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2ª edição, volume 1, 1996.
- WALSH, M.E., GAGNON, G.A., ALAM, Z., ANDREWS, R.C., 2008. **Biostability and disinfectant by-product formation in drinking water blended with UF treated filter backwash water**. Water Research 42 (8-9), 2135-2145.
- Water quality and treatment: a handbook of community water supplies; American Water Works Association, 4º Ed.; McGraw-Hill: Nova Iorque, 1990.
- Water quality criteria for water Washington D.C.: Environmental Protection Agency (EPA), 1976. 501p.
- WHITE, G.C. 1986. *Handbook of Chlorination*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY.
- WHITE, G.C. 1992. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*. Vol. 3. Van Nostrand Reinhold Co. New York, NY.
- YOUNG, W.F. et al. **Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants**. Water Research, v. 30, n. 2, p. 331-340, 1996.

ANEXO

m - Cálculo para novo Jar-test (teste preliminar)

Tempo de detenção

$$T_d = V \cdot n / Q$$

T_d = tempo de detenção (min)

V = Volume de unidade de floculação (m^3)

n = número de unidades de floculação

Q = Vazão da ETA (m^3/s)

$$T_d = 316 \times 6 / 60 \times 1,2$$

$T_d = 1896/72 = 26,33$ min (dividir tudo por 3, pois são três tanques).

$T_d = 26,33$ min / 3 = 8,78 min (aproximadamente 9,0 min ou 540 s)

Velocidade de sedimentação

$$V_s = 6000 \cdot Q / A \cdot n$$

V_s = velocidade de sedimentação (cm/min)

Q = vazão da ETA (m^3/s)

A = área da unidade de decantação (m^2)

N = número de unidades de decantação.

$$V_s = 6000 \times 1,2 / 1386 \times 2$$

$$V_s = 2,6 \text{ cm/min}$$

Dados calculados para a ETA 3

$$Q = 1,200 \text{ L/s} = 1,2 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Área decantador} = 1386 \text{ m}^2$$

$$\text{número decantadores} = 2$$

$$\text{número de flocladores} = 6$$

$$\text{volume do floclador} = 316 \text{ m}^3$$

Jar- test a partir dos cálculos de t_d e V_s da Eta 3

Carvão – 5 min/ 300 rpm

Coag + cloro – 5 seg/400 rpm

Floc. 1º tempo – 70 rpm / 9 min

Floc. 2º tempo – 40 rpm / 17 min

Decantação 3º tempo- desligado

Tempo de decantação

$$V_c = 2,6 \text{ cm/ min}$$

Altura desde o nível d'água no jarro (2L) até o ponto de coleta = 10 cm

$$T = 10 \text{ cm} / 2,6 (\text{cm/min})$$

Tempo resultante de, aproximadamente, 3,84 min.