



**TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO POR LODO ATIVADO PARA FINS DE REÚSO
COMO ÁGUA DE REPOSIÇÃO EM TORRES DE
RESFRIAMENTO**

Autor: Irineu Afonso Machado

Orientador: Prof. D. Sc. Odir Clécio da Cruz Roque

Segundo orientador: Prof. D. Sc. Marcelo Motta Veiga

Dezembro de 2005

TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO POR LODO ATIVADO PARA FINS DE REÚSO COMO ÁGUA DE REPOSIÇÃO EM TORRES DE RESFRIAMENTO

Irineu Afonso Machado

Trabalho final submetido ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Sub-Área Saneamento Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca da Fundação Oswaldo Cruz, como parte dos requisitos necessários á obtenção de Mestre em Saúde Pública.

Orientador: Prof. D. Sc. Odir Clécio da Cruz Roque.

Segundo orientador: Prof. D. Sc. Marcelo Motta Veiga, D.Sc.

Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública

Rio de Janeiro
Dezembro de 2005

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida que me concedeu.

Á minha esposa Maria Eliza que me acompanha em todas as jornadas e filhos pelo apoio e incentivo em todos os momentos.

Ao prof. e amigo M. Sc. Paulo D'Águila pelo incentivo incessante, antes e durante o mestrado.

Ao meu orientador e amigo prof. D. Sc. Odir Clécio da Cruz Roque pelos ensinamentos, correção e incentivo para a concretização deste trabalho.

Á eng^a e amiga M. Sc. Lílian Machado Pereira pela farta literatura que me disponibilizou na pesquisa bibliográfica.

Á fantástica equipe da Aqualab pelo suporte na execução das análises laboratoriais e operação da unidade piloto.

RESUMO

No presente trabalho são apresentados estudos do tratamento terciário de efluentes de estações de tratamento de esgotos domésticos por processo de lodo ativado, variação aeração prolongada, com objetivo de reuso na alimentação em torres de resfriamento de circuitos semi-abertos, substituindo na recomposição, águas potáveis fornecidas por empresas de saneamento. Neste sentido foi proposta a aplicação de tratamento terciário por clarificação físico-química: coagulação, floculação e decantação, filtração e desinfecção por cloro, de forma a obter água com qualidade compatível para utilização em torres de resfriamento de acordo com as normas vigentes.

A metodologia utilizada para a obtenção dos resultados foi experimental, onde construiu-se uma unidade piloto conforme a proposta e operou-se o processo com três efluentes de estações de tratamento por aeração prolongada com idades de lodo e níveis de nitrificação diferentes. Todos os experimentos foram precedidos por exames laboratoriais de jarreste utilizando-se sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio como coagulantes, isoladamente ou com auxiliares de floculação da classe catiônica ou aniônica.

Os resultados analíticos dos parâmetros físico-químicos dos efluentes após o tratamento terciário, tais como, a turbidez, DBO₅, DQO, sólidos em suspensão totais e óleos e graxas demonstraram ser compatíveis com os recomendados pela literatura para a aplicação pretendida. Além disso, os custos de construção, operação e manutenção do processo de tratamento terciário abordado demonstraram ser bastante atrativos quando comparados aos custos do tratamento terciário utilizando-se osmose reversa sugerido pela literatura, para este tipo de aplicação. Verificou-se, também, que neste processo terciário não há redução da concentração dos sólidos dissolvidos, sendo sua aplicação limitada a águas servidas de baixa salinidade, pois caso contrário pode inviabilizá-lo economicamente devido aos baixos ciclos de concentração que deverão ser mantidos nos circuitos de resfriamento com recirculação de água.

•**Palavras-Chave:** Reuso de Águas, Torres de Resfriamento, Clarificação, Água de Reposição, Nitrificação.

ABSTRACT

This work presents researches of tertiary treatment of effluents from treatment of domestic drain stations by activated sludge, prolonged aeration variations, to be reutilized to feed water circuit in cooling towers of semicircular circuit, substituting in the recombination, drinkable water provided by sanitation companies. In this case it was proposed the application of tertiary treatment by physical-chemical clarification: coagulation, flocculation, decantation, and filtration continued of disinfection by chlorine, in order to obtain water quality compatible to be utilized in cooling towers according to actual standards.

The methodology used to obtain the results was experimental, utilizing a pilot unit according to the proposal and the process works with 3 effluents from treatment stations prolonged aeration with ages of sludge and different nitrification levels. All of the experiments were preceded by laboratory exams of jar-test utilizing aluminium sulphate ferric chloride and aluminium polychloride as coagulant, alone or with auxiliary of flocculation of cationic or anionic class.

The analytical results of the physico-chemical parameters of effluents after the tertiary treatment, such as, the turbidity, BOD₅, COD, total suspended solids and oils and grease demonstrated to be compatibles with the others recommended by literatures to intended utilization in it. Above all, the estimation of construction costs, operation and tertiary treatment process support boarded demonstrated to be sufficient attractive when compared with the tertiary treatment costs, using of reverse osmosis suggested by literature, to this kind of application. It was verified that in this tertiary process the concentration of dissolved solids was not reduced, being its application limited to served water of low salinity, since on the contrary this project will be economically impracticable, because of the low cycles of concentration that must be maintained in the cooling circuits with recirculation of water.

Key words: water reuse, cooling towers, clarification, makeup water, nitrification.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

LISTA DE TABELAS

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. Geral	4
2.2. Específicos	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação de água	5
3.1.1. Descrição do circuito	5
3.1.2. Termodinâmica dos circuitos semi-abertos com recirculação de água	7
3.1.3. Consumo de água: balanço de massas	8
3.1.4. Problemas em sistemas semi-abertos com recirculação de água	10
3.1.4.1. Corrosão	10
3.1.4.2. Incrustações e depósitos	14
3.1.4.3. Desenvolvimento de microrganismos	15
3.1.5. Índices de corrosão e incrustação	17
3.1.5.1. Índice de saturação de Langelier (ISL)	17
3.1.5.2. Índice de estabilidade de Ryznar (IR)	19
3.1.5.3. Índice de corrosividade de Larson e Skold (IL)	19
3.1.5.4. Índice de estabilidade de Puckorius (IP)	20
3.1.6. Qualidade da água requerida para reposição e recirculação em sistemas de resfriamento	20
3.1.6.1. Padrões físico-químicos usuais sobre reuso	21
3.1.6.2. Características corrosivas das águas brasileiras	27
3.2. Esgotos sanitários	28
3.2.1. Composição química e concentração	28
3.2.2. Estações de tratamento de esgotos por lodos ativados e aeração prolongada	28

3.2.3. Nitrificação biológica	30
3.2.3.1. Cinética química da nitrificação	32
3.2.3.2. Fatores ambientais que influenciam a nitrificação	33
3.3. Sistemas de tratamento para reuso	35
3.3.1. Requisitos básicos	35
3.3.2. Concentração esperada por nível de tratamento	36
3.3.3. Custos dos sistemas de tratamento para reuso	39
3.3.4. Processo de tratamento terciário a nível 5 conforme Richard (1998)	47
3.3.4.1. Clarificação	47
3.3.4.2. Filtração	52
3.3.4.3. Desinfecção	54
4. MATERIAIS E MÉTODOS	65
4.1. Descrição básica da pesquisa	66
4.2. Descrição da unidade piloto	71
4.3. Jarteste	73
4.3.1 - Testes com os coagulantes sem os auxiliares de floculação	76
4.3.2 - Testes com os coagulantes e os auxiliares de floculação	78
4.4. Descrição do processo de tratamento terciário	78
4.4.1. Fluxograma	78
4.4.2. Descrição do processo	79
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1. Resultados das análises da água potável e do efluente das estações de tratamento de esgotos	80
5.2. Resultados das análises das estações de esgotos	82
5.3. Resultados do jarteste	87
5.4. Resultados da clarificação na unidade piloto	112
5.5. Ciclos de concentração máximos permitidos	117
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	120
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Fluxograma do circuito semi-aberto com retorno	6
Figura 3.2 - Diagrama para índice determinação do Índice de Langelier	18
Figura 3.3 – Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH e temperatura	57
Figura 3.4 – Cloro residual para uma água contendo N amoniacal	58
Figura 3.5 - Efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV	63
Figura 4.1 - Estação de tratamento de esgotos do empreendimento A	68
Figura 4.2 - Calha Parshal da estação do empreendimento A	68
Figura 4.3 - Tanques de lodo da estação do empreendimento A	69
Figura 4.4 - Saída do efluente tratado da estação do empreendimento A	69
Figura 4.5 - Tanque de aeração da estação de tratamento de esgotos do empreendimento C	70
Figura 4.6 - Tanque de digestão de lodo da estação do empreendimento C	70
Figura 4.7 – Decantador decundário da estação do empreendimento C.....	71
Figura 4.8 – Unidade piloto	73
Figura 4.9 – Aparelho de jarteste	74
Figura 4.9 – Fluxograma do processo	78
Figura 5.1 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação A	89
Figura 5.2 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação A	89
Figura 5.3 - Turbidez residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A	91
Figura 5.4 - Cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A	91
Figura 5.5 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	94
Figura 5.6 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	94

Figura 5.7 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	95
Figura 5.8 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	95
Figura 5.9 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação B	97
Figura 5.10 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação B	97
Figura 5.11 - Turbidez residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B	99
Figura 5.12 - Cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B	99
Figura 5.13 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	101
Figura 5.14 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	101
Figura 5.15 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	102
Figura 5.16 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	102
Figura 5.17 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação C	104
Figura 5.18 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação C	104
Figura 5.19 - Turbidez residual em função da variação do pH no efluente da estação C	106

Figura 5.20 - Cor residual em função da variação do pH no efluente da estação C ...	106
Figura 5.21 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	109
Figura 5.22 - Turbidez residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	109
Figura 5.23 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico	110
Figura 5.24 - Cor residual <i>versus</i> variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico	110
Figura 5.25 – Formação dos flocos com auxiliar de floculação aniônico	111
Figura 5.26 – Flocos decantados após o tempo de decantação de 5 minutos	111
Figura 5.27 – Gráfico comparativo entre os ciclos de concentração máximos permitidos de acordo com a tabela 3.7 para os efluentes finais oriundos das estações A, B e C	119

LISTA DE SIMBOLOS SIGLAS E ABREVIATURAS

APHA – *American Public Health Association*
AWWA - *American Water Works Association.*
CEDAE - Companhia Estadual de Águas e Esgoto.
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.
COT - Carbono Orgânico Total.
CTI - *Cooling Technology Institute.*
CTI - *Cooling Tower Institute.*
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias e 20 °C
DQO - Demanda Química de Oxigênio
EPA - *Environmental Protection Agency.*
ETE - Estação de Tratamento de Esgotos.
FAO – *Food and Agriculture Organization.*
FUNASA – Fundação Nacional de Saúde.
G - Gradiente de velocidade
G_f - Gradiente de velocidade de floculação
G_{mr} - Gradiente de velocidade na mistura rápida
IL - Índice de Larson-Skold.
INGs – Indivíduos não Governamentais.
IP - Índice de Estabilidade de Puckorius.
IR - Índice de Estabilidade de Ryznar.
ISL - Índice de Saturação de Langelier.
MBAS - Substâncias reativas ao azul de metileno.
m/v – Concentração em massa por volume
NACE - *National Association of Corrosion Engineers.*
NBR - Normas Brasileiras.
OMS – Organização Mundial de Saúde.
ONGs – Organizações não Governamentais.
ONU – Organização das Nações Unidas.
PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.
RBC – Rede Brasileira de Calibração
RUV - Radiação Ultravioleta.
SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.
STS - Sólidos Totais Suspensos.

STD - Sólidos Totais Dissolvidos.

T_{mr} - Tempo de agitação na mistura rápida

T_f - Tempo de floculação

THM - Trihalometanos.

TKN - Nitrogênio Total *Kjeldahl*.

USEPA - *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental Norte Americana).

UNEP – *United Nations Environment Programme*.

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.

UNT – Unidade nefelométrica de turbidez.

UV - Ultravioleta.

V_{CS} - Velocidade crítica de sedimentação

V_s - Velocidade de sedimentação

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Fatores que afetam a corrosão segundo Drew (1979)	11
Tabela 3.2 – Tipos de corrosão	12/13
Tabela 3.3 – Principais tipos de algas, pH de crescimento e efeitos	16
Tabela 3.4 – Principais tipos de bactérias, condições de crescimento e problemas criados	16
Tabela 3.5 - Avaliação do Índice de Ryznar	19
Tabela 3.6 - Qualidade de água de alimentação ou reposição para uso em sistemas de resfriamento com circuitos semi-abertos, com recirculação de água	22
Tabela 3.7 - Recomendações de parâmetros de recirculação de água em torres de resfriamento aplicados para plantas químicas e petroquímicas	23
Tabela 3.8 – Ciclos de concentração máximos em função das tabelas 3.6 e 3.7	25
Tabela 3.9 – Características das águas brasileiras	27
Tabela 3.10 - Características químicas dos esgotos domésticos brutos	28
Tabela 3.11 – Características químicas dos efluentes de estações de tratamento esgotos após tratamento por lodos ativados e sem nitrificação	29
Tabela 3.12 – Valores típicos dos coeficientes cinéticos para cálculo da taxa de nitrificação	32
Tabela 3.13 - Níveis de tratamento e descrição dos sistemas	36
Tabela 3.14 - Concentração esperada por nível de tratamento	37
Tabela 3.15 – Custo da vida útil com base nos custos de capital e de operação e manutenção para tratamento primário e vazão de 44 l/s	40
Tabela 3.16 – Estimativa de custos de construção de estações para os doze Níveis de tratamento descritos na tabela 3.13	41
Tabela 3.17 – Estimativa de custos de operação e manutenção de estações para os doze níveis de tratamento descritos na tabela 3.13	42
Tabela 3.18 – Estimativa de custos da vida útil em US\$/1.000 m ³ para os doze níveis de tratamento	43/44
Tabela 3.19 – Estimativa de custos da vida útil em US\$/1.000 m ³ para os processos dos níveis 5, 11 e 12 subtraído o custo do tratamento terciário	45

Tabela 3.20 - Preço por m ³ da tarifa de água em 15 países do mundo em setembro de 1999	46
Tabela 3.21 – Tempo de detenção <i>versus</i> gradiente de velocidade	50
Tabela 3.22 – Características básicas dos meios filtrantes	53
Tabela 3.23 – Vantagens e desvantagens da desinfecção com cloro	59
Tabela 3.24 – Valores comparativos de CT (mg.min/L) entre ClO ₂ e O ₃	60
Tabela 3.25 – Vantagens e desvantagens da desinfecção com UV	61
Tabela 3.26 – Energias de ligação em sistemas microbiológicos	62
Tabela 3.27 - Efeito de alguns parâmetros do esgoto na desinfecção por radiação UV	64
Tabela 5.1 – Médias dos Resultados das análises da água potável utilizada nos três empreendimentos	81
Tabela 5.2 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento A estudado	84
Tabela 5.3 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento B estudado	85
Tabela 5.4 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento C estudado	86
Tabela 5.5 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do Efluente da Estação A	88
Tabela 5.6- Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A	90
Tabela 5.7 - Valores médios do desempenho dos floculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação A	93
Tabela 5.8 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do Efluente da Estação B	96
Tabela 5.9 - Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B	98
Tabela 5.10 - Valores médios do desempenho dos floculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação B	100
Tabela 5.11 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do Efluente da Estação C	103

Tabela 5.12 - Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação C	105
Tabela 5.13 - Valores médios do desempenho dos floculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação C	108
Tabela 5.14 - Resultados da clarificação do efluente da estação A	113
Tabela 5.15 - Resultados da clarificação do efluente da estação B	114
Tabela 5.16 - Resultados da clarificação do efluente da estação C	116
Tabela 5.17 – Ciclos de concentração máximos permitidos de acordo com a tabela 3.7 para os efluentes finais oriundos das estações A, B e C	118

1. INTRODUÇÃO

Segundo diversas publicações como Tucci et al (2001), o Brasil detém em torno de 12 % a 15 % de toda água doce disponível no mundo e mesmo assim é um recurso cada vez mais escasso cuja oferta tem sido insuficiente para atender a demanda crescente causada pelo aumento da população, das atividades industriais e da agricultura. A poluição causada pelo despejo dos efluentes domésticos e industriais diretamente nos corpos hídricos, bem como pelos defensivos utilizados nas atividades agrícolas que atingem as fontes superficiais e subterrâneas de água doce tem contribuído para agravar ainda mais este quadro.

Por outro lado, estudos de John Snow – *On the Mode of Communication of Cholera* (1865) mostraram que a epidemia de cólera ocorrida em Londres em 1854 tinha como causa a água consumida pela população, concluindo, já naquela época, que a água pode ser um veículo de transmissão de graves doenças.

Nas três últimas décadas tem-se assistido á discussão entre duas correntes opostas sobre a visão (importância) da água. Um grupo, entre os quais estão as multinacionais, que exploram o fornecimento de água potável, apoiadas pelo Banco Mundial e a ONU, através de várias de suas organizações especializadas tais como o **PNUD, UNEP, FAO, OMS e UNESCO**, tem a visão da água como uma mercadoria e o outro grupo composto de ONGs e INGS, defende a água como bem da humanidade sob controle social e garantia de acesso socialmente justo fora dos acordos de livre comércio. Independentemente da discussão, uma coisa é certa: a continuar a agressão ao meio ambiente, daqui a alguns anos não haverá “mercadoria” ou “bem da humanidade” para ser vendida ou com garantia de acesso socialmente justo à população mundial. Necessariamente há que se utilizar racionalmente os recursos hídricos para possibilitar a garantia de qualidade e quantidade de água necessária a todos os seres humanos. “Por fim à exploração insustentável dos recursos hídricos formulando estratégias de ordenação desses recursos nos planos regional, nacional e local, que promovam um acesso equitativo e um abastecimento adequado” (declaração do Milênio da ONU em 2000).

Em 1958, o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas já recomendava: “A menos que haja excesso, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada em

aplicações que tolerem o uso de água com padrão de qualidade inferior”. De acordo com esta recomendação e considerando que circuitos semi-abertos com recirculação e torres de resfriamento utilizados em várias indústrias e também em estabelecimentos comerciais tais como Centros Comerciais (“*Shoppings Centers*”) são grandes consumidores de água, e normalmente utilizam água tratada oriunda das concessionárias para a alimentação destes circuitos, a substituição desta água por água de reúso, obtida pelo tratamento terciário ou avançado por clarificação e desinfecção de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos, é uma opção tecnicamente viável e econômica que ao mesmo tempo vai ao encontro do benefício de ordem social e de promoção da saúde, pois a água tratada não utilizada para alimentação destes circuitos poderá ser ofertada e consumida pela população com acesso comprometido a este bem vital, colaborando desta forma para o aumento da oferta deste recurso.

Segundo Puckorius et al. (2001), sistemas de resfriamento de águas já representam o terceiro maior consumo de água de reúso nos Estados Unidos e vêm crescendo a cada ano. Entretanto, a possibilidade da utilização de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários para substituição de água doce ou potável utilizada na alimentação de circuitos de resfriamento requer, necessariamente, um estudo dos impactos potenciais que poderão ocasionar aos equipamentos envolvidos tais como biofilme, corrosão e depósitos, caso não sofram um tratamento terciário compatível com o uso pretendido. Além disto, devem ser considerados o conhecimento dos fatores que influenciam no comportamento da água de recirculação, tais como balanço de massas, ciclos máximos de concentração teóricos e permitidos e tratamento químico.

Dentro desta possível aplicação e considerando que a amônia é um contaminante que ocasiona problemas de corrosão severa aos feixes tubulares de cobre dos trocadores de calor (Uhlig, 1975), sua eliminação na própria estação de tratamento de esgotos por processo biológico de nitrificação em substituição á remoção química por oxidação no tratamento terciário é uma boa alternativa ocasionando vantagens de ordem econômica e ambiental.

Puckorius (2003) relatou em um trabalho sobre experiências de reúso com torres de resfriamento na cidade de San Antonio, no Texas, um enorme estudo piloto para determinar se a água reciclada proveniente do esgoto municipal poderia efetivamente substituir com sucesso a água de um aquífero que abastecia toda a demanda de água de

resfriamento da cidade. Não há conhecimento de experiências desse tipo de reúso no Brasil sendo que a tendência é copiar do exterior modelos de reúso e padrões de qualidade de água, acreditando que isso conduzirá a bons resultados nas condições existentes locais.

O presente trabalho tem por objetivo principal avaliar técnica e economicamente a possibilidade da reutilização da água proveniente das Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos em condições brasileiras, após a aplicação de um tratamento terciário suplementar simples composto de clarificação, filtração e desinfecção de modo a garantir a qualidade mínima da água necessária para ser utilizada como alimentação em torres de resfriamento.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

- Avaliar técnica e economicamente a possibilidade da reutilização da água proveniente das Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos em condições brasileiras de operação, com o auxílio de um tratamento terciário suplementar simples composto de clarificação, filtração e desinfecção, de forma a garantir a qualidade mínima da água necessária para ser utilizada como alimentação em torres de resfriamento.

2.2. Específicos

- Analisar os efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários por Lodo Ativado e Aeração Prolongada, de forma a identificar e quantificar os parâmetros físico-químicos definidos pela literatura que necessitam de ajustes para o reúso na alimentação de circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação.
- Avaliar se os parâmetros físico-químicos dos efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários por Lodo Ativado e Aeração Prolongada, após tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção em escala piloto, podem alcançar a qualidade mínima exigida de modo que possam ser utilizados como água de reposição em sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação.
- Avaliar a possibilidade da remoção do nitrogênio amoniacal por nitrificação biológica nas Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários por Lodo Ativado e Aeração Prolongada.
- Avaliar economicamente o processo terciário por clarificação, filtração e desinfecção.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação de água e torres de resfriamento

3.1.1. Descrição do circuito

Torres de resfriamento são estruturas ou equipamentos onde se processam trocas de calor com o meio ambiente aberto (ar atmosférico), de forma a resfriar águas aquecidas geradas por refrigeração de ambientes fechados ou de processos.

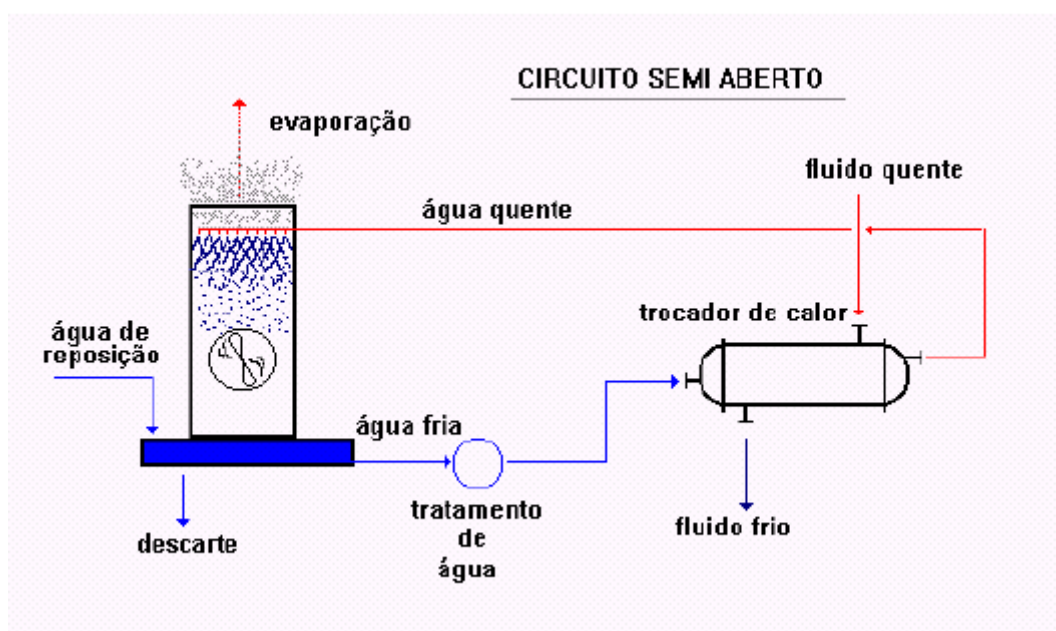
Nestes sistemas a água utilizada para a absorção e transporte do calor gerado no processo/ambiente é encaminhada à torre de resfriamento onde o calor será dissipado no meio ambiente externo e depois de resfriada volta ao processo para novo ciclo de troca térmica. Os componentes principais destes circuitos são os trocadores de calor (onde o calor gerado no processo é inicialmente transferido para a água), as bombas de recirculação, as tubulações para a recirculação da água e as torres de resfriamento. As torres de resfriamento finalizam o ciclo promovendo a transferência de calor da água para o ar externo e têm como principais componentes os ventiladores (responsáveis pela admissão de ar), as canaletas de distribuição de água, os bicos pulverizadores (para transformar o fluxo de água em pequenas gotículas com o objetivo de aumentar a superfície de contato entre o ar e água), os enchimentos (responsáveis pelo aumento do tempo de contato água/ar e onde ocorre a principal troca de calor) e as bacias onde a água é recebida após o resfriamento. Uma vez resfriada, a água retorna aos trocadores de calor para novo ciclo de transferência de calor.

Uma das características deste sistema é que o calor recebido pela água circulante vai ser dissipado nas torres de resfriamento principalmente por mudança de fase, ou seja, pela evaporação de parte da água circulante do sistema havendo desta forma a necessidade de repor estas perdas. Uma das principais conseqüências deste processo de transferência de calor pela evaporação de parte da água circulante é que como a água evaporada é praticamente isenta de sais dissolvidos e o volume de água no circuito é constante, a reposição desta água perdida vai gradativamente aumentando a concentração salina na água circulante.

Em todo o processo a evaporação corresponde de 75 a 95% do calor dissipado e o resto é devido à transferência de calor para o ar circundante, por convecção (DANTAS, 1992).

Considerados como um dos responsáveis pelas perdas de água, os ventiladores das torres de resfriamento retiram do meio circulante 0,05 a 0,3% da vazão de água de recirculação, por arraste ou respingos. De forma a minimizar estas perdas, os fabricantes projetam e instalam um componente entre o ventilador e o enchimento chamado de “eliminador de gotas”. Estas perdas têm um ponto positivo, pois são responsáveis pela desconcentração salina do circuito evitando que sua concentração aumente indefinidamente devido à evaporação (Dantas, 1992).

A Figura 3.1 apresenta um fluxograma de um circuito semi-aberto com recirculação de água, sistema mais comum empregado no Brasil para grandes ambientes fechados como centros comerciais, prédios, bancos, auditórios, supermercados e etc.



Fonte: Mancuso (2001)

Figura 3.1 – Fluxograma do circuito semi-aberto com retorno

3.1.2. Termodinâmica dos circuitos semi-abertos com recirculação de água

De acordo com Dantas (1992), nesses sistemas todo calor absorvido pela água é dissipado em forma de calor latente e calor sensível nas torres de refrigeração, à razão de 75 a 90% sob a forma de calor latente e o resto sob a forma de calor sensível. Para tanto, parte da água é evaporada e parte é arrastada pelo vapor e pelo fluxo de ar.

Essa última parcela, que é arrastada pelo fluxo de vapor e de ar, se dá sob a forma de arraste ou respingos e é da ordem de 0,05 a 0,3% sobre a vazão de recirculação, nas torres de tiragem mecânica.

Por outro lado, as perdas por evaporação nas torres de circuitos semi-abertos com recirculação de água dependem de:

- Diferencial de temperatura;
- Umidade relativa do ar;
- Grau de aproximação entre a temperatura da água e a temperatura de bulbo úmido.

Essas perdas podem ser calculadas pela expressão abaixo:

$$E = 0,185 \times \Delta t \times Q_{REC} / 100 \quad (1)$$

Sendo,

E = evaporação, em relação á vazão de recirculação (m³/h)

Δt = abaixamento de temperatura da água recirculada (°C)

Q_{REC} = vazão recirculada (m³/h)

As perdas por evaporação são as responsáveis pelo aumento da concentração de sais dissolvidos nestes circuitos e o arraste ou respingos pela diminuição. Quando a quantidade de água de alimentação multiplicada por sua concentração salina for igual à quantidade de água de arraste ou respingos multiplicada pela concentração salina da água em circulação, o sistema entrou em equilíbrio e não mais se concentrará. Se nessa

condição a concentração salina ultrapassar o limite desejado, deverão ser executadas purgas para reduzir a salinidade excedente.

3.1.3. Consumo de água: balanço de massas

De acordo com Dantas (1992), os parâmetros envolvidos no balanço de massas em um circuito de resfriamento semi-aberto com retorno são:

- **A:** Reposição ou alimentação. É a água que vai suprir as perdas ocorridas no sistema (m^3/h).
- **E:** Evaporação. Água que vai para o ar atmosférico sob forma de vapor (m^3/h).
- **R:** Arraste ou respingos. Gotículas de água que saem junto com ar atmosférico e o vapor devido á ação mecânica dos ventiladores (m^3/h).
- **P:** Purga. Parte da água circulante descartada a fim de limitar as concentrações dos sólidos dissolvidos na água circulante (m^3/h).
- **V:** Volume do sistema. É a soma dos volumes da água das bacias das torres, das tubulações e dos trocadores de calor (m^3).
- **C:** Ciclo de concentração. É um número que indica quantas vezes um dado componente na água de reposição se concentra na água circulante.

A concentração dos sólidos dissolvidos ou de um determinado componente tem papel de destaque no balanço de massas do sistema e será adotada a seguinte terminologia:

- **ca:** concentração iônica na alimentação
- **ce:** concentração iônica na evaporação
- **cr:** concentração iônica no arraste ou respingos
- **cp:** concentração iônica nas purgas
- **cs:** concentração iônica ou salina na circulação

Como em um sistema de resfriamento semi-aberto com recirculação o volume é sempre constante e corresponde á água circulante, a água de reposição será igual á soma da água perdida por evaporação, arraste ou respingos e purgas. Assim, ter-se-á a seguinte relação:

$$\mathbf{A = E + R + P} \quad (2)$$

Em termos de concentrações iônicas, essa relação pode ser expressa da seguinte forma:

$$\mathbf{A.ca = E.ce + R.cr + P.cp} \quad (3)$$

Como a concentração iônica na evaporação é teoricamente nula; e as concentrações iônicas do arraste ou respingo (cr) e das purgas (cp) são iguais, pois são oriundas da mesma água circulante serão chamadas simplesmente de concentrações salinas (cs) e desta forma ter-se-á:

$$\mathbf{ce = 0 \text{ e } cr = cp = cs.}$$

Assim sendo, substituindo em (2)

$$\mathbf{A.ca = R.cs + P.cs} \quad (4)$$

ou

$$\mathbf{A.ca = (R + P).cs} \quad (5)$$

Uma vez atingido o equilíbrio, as adicionais cargas salinas introduzidas pela água de reposição ou alimentação devem ser removidas na medida em que entram. Em outras palavras, no equilíbrio a carga salina de alimentação deverá ser igual à carga salina removida.

$$\mathbf{cs/ca = constante}$$

Essa constante representa o número de vezes que um dado componente da água de reposição ou alimentação se concentrou no sistema e é denominado “ciclo de concentração” que se representará por **C**.

Da equação (5),

$$\mathbf{cs/ca = A/(R + P)}$$

Mas,

$$\mathbf{A = E + R + P}$$

Portanto,

$$cs/ca = (E + R + P)/(R + P)$$

Como

$$cs/ca = C$$

Ter-se-á:

$$C = E/(R + P) + (R + P)/(R + P)$$

Ou

$$C = E/(R + P) + 1 \quad (6)$$

Com esta equação, conhecendo-se as perdas por evaporação, o arraste e o ciclo de concentração a ser admitido para um determinado íon, pode-se calcular as purgas necessárias para limitá-lo e a equação (6) pode ser escrita então como:

$$P = E/(C-1) - R \quad (7)$$

3.1.4. Problemas em sistemas semi-abertos com recirculação de água

Os principais problemas ocasionados pela água em sistemas semi-abertos são: corrosão, incrustação/depósitos e desenvolvimento de microrganismos. Podemos, então, resumidamente descrever esses fenômenos.

3.1.4.1. Corrosão

Classicamente corrosão pode ser definida como a deterioração dos materiais metálicos devido à ação química ou eletroquímica do meio a que estão submetidos. A ação corrosiva da água segundo Gentil (1982), é influenciada mais frequentemente pelos sais dissolvidos, bases e ácidos, gases dissolvidos, sólidos em suspensão, crescimento biológico, velocidade de circulação, temperatura e solicitações mecânicas.

Os circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação utilizando torres de resfriamento funcionam como lavadores de ar, incorporando à água os gases e poeira, sendo que devido a grande quantidade de microrganismos presentes na poeira e ainda segundo Gentil (1982), ao se desenvolverem na água, algumas espécies de algas, bactérias e fungos são capazes de proliferar e crescer, ocasionando diversos problemas

tais como formação de meio ácido como o provocado pelas bactérias oxidantes de enxofre, despolarização das áreas catódicas por bactérias redutoras de sulfato e formação de tubérculos de óxido de ferro hidratado pelas ferro-oxidantes. De todas as formas de corrosão, a que mais se evidencia é a corrosão sob depósitos, pois representa mais de 70% da corrosão encontrada em sistemas de água de resfriamento (Dantas, 1992).

De acordo com Drew (1979), os fatores que afetam a corrosão podem ser químicos e físicos e podem ser resumidos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Fatores que afetam a corrosão segundo Drew (1979).

Químicos	Físicos
<p>A. pH</p> <p>Metais solúveis em ácido – óxidos mais solúveis à medida que baixa o pH. Aumento da corrosão.</p> <p>Metais anfóteros – óxidos solúveis em pH alto ou baixo. Proteção favorecida em pH intermediário.</p> <p>Metais nobres – óxidos insolúveis com qualquer pH. Inertes à corrosão.</p> <p>B. Sais Dissolvidos</p> <p>Cloreto e sulfato podem penetrar camadas passivas de óxido e promover ataque localizado.</p> <p>Cálcio, magnésio e alcalinidade podem precipitar-se formando depósitos protetores.</p> <p>C. Gases Dissolvidos</p> <p>Dióxido de carbono – baixa o pH e promove o ataque ácido.</p> <p>Oxigênio – despolariza a reação de corrosão no cátodo, áreas deficientes em oxigênio tornam-se anódicas (células de aeração diferencial).</p> <p>Nitrogênio – agrava a corrosão por cavitação.</p> <p>Amônia – corrói seletivamente os metais cuprosos.</p> <p>Sulfeto de hidrogênio – promove o ataque ácido; forma depósitos que promovem corrosão galvânica.</p> <p>Cloro – promove ataque ácido, remove filmes de inibidor de corrosão.</p> <p>D. Sólidos Suspensos</p> <p>Lama, areia, aluvião, sujeira, etc. sedimentam-se formando depósitos, promovendo corrosão por célula de aeração diferencial.</p> <p>E. Microorganismos</p> <p>Promovem ataque ácido, corrosão por célula de aeração diferencial, despolarização catódica, corrosão galvânica.</p>	<p>A. Áreas Relativas</p> <p>Em um par galvânico, a corrosão aumenta com o aumento da razão entre a área catódica e a área anódica.</p> <p>B. Temperatura</p> <p>O aumento da temperatura favorece a despolarização do oxigênio, abaixa a sobretensão de hidrogênio e a corrosão aumenta. Áreas de temperatura mais elevada tornam-se anódicas em relação a outras áreas.</p> <p>Temperaturas mais elevadas mudam os potenciais dos metais (p. ex., galvanização inversa).</p> <p>C. Velocidade</p> <p>A alta velocidade promove a corrosão por erosão, removendo certos produtos de corrosão passivantes.</p> <p>A baixa velocidade aumenta a sedimentação e a corrosão por células de aeração diferencial diminui a quantidade de inibidor de corrosão que atinge e passiva as superfícies metálicas.</p> <p>D. Transferência de Calor</p> <p>Favorece a despolarização por oxigênio através do “efeito de parede quente”. Favorece a formação de células de aeração diferencial, aumentando a precipitação e sedimentação dos sólidos.</p> <p>E. Metalurgia</p> <p>Irregularidades da superfície, cortes, arranhões, etc. favorecem a formação de pontos anódicos.</p> <p>Tensões – tensões internas promovem a formação de pontos anódicos.</p> <p>Microestrutura – inclusões metálicas, precipitação em fronteiras granulares, grãos contíguos diferentes, etc. promovem a formação de células galvânicas.</p>

Fonte: Adaptado de Drew (1979).

Dantas (1992) descreve os principais tipos de corrosão e suas características que ocorrem em circuitos de resfriamento semiabertos com recirculação de água. A Tabela 3.2 relaciona os tipos de corrosão e suas características.

Tabela 3.2 – Tipos de corrosão.

Tipos de Corrosão	Características
Aeração diferencial sob Depósitos.	<ul style="list-style-type: none"> • É ocasionada por depósitos porosos que criam uma pilha devida à diferença de aeração acima e abaixo do depósito. As partes menos aeradas, que se encontram sob os depósitos, são os anodos, onde ocorre a oxidação (corrosão) e as partes mais aeradas, são os catodos, onde ocorre a redução (proteção). Os produtos de corrosão oriundos do anodo se avolumam sob o depósito inicial, formando os tubérculos. Depois de formados, seu crescimento independe das concentrações de inibidores de corrosão, existentes na água de refrigeração, o que evidencia a gravidade da sua presença para os metais dos sistemas. • O principal agente causador destas pilhas é a deposição de matéria orgânica na superfície metálica, na forma de biofilme. Além do biofilme, a poeira do meio ambiente, os sólidos em suspensão na água de alimentação e a lama de fosfato de cálcio são também causadores deste tipo de corrosão.
Aeração diferencial por Frestas	<ul style="list-style-type: none"> • Em frestas formadas entre metais iguais ou de naturezas diferentes o acesso de eletrólito para o seu interior é dificultado e desta forma podem propiciar a formação de uma pilha devida à concentração iônica salina ou de oxigênio diferencial que se estabelece entre o interior e o exterior da fresta, sendo a pilha por aeração diferencial predominante sobre a pilha de concentração iônica diferencial.
Pilhas Galvânicas	<ul style="list-style-type: none"> • Decorrem pelo contato entre metais com potenciais diferentes. • As pilhas com maior diferença de potencial, mais encontradas nestes equipamentos são cobre-ferro, onde o cobre é o catodo e o ferro, o anodo. O metal atacado será o ferro, com maior tendência a sofrer corrosão, e a maior profundidade de ataque é na junção com o cobre.
Corrosão Ácida	<ul style="list-style-type: none"> • Decorre da utilização de água de alimentação com valores de pH menores que 6 ou absorção pela água, na torre, de gases ácidos como CO₂, SO₂ e SO₃, normalmente, provenientes de chaminés de caldeiras. • A corrosão ácida se apresenta na forma uniforme na superfície do aço-carbono e na forma localizada na superfície do cobre e suas ligas, onde pequenos alvéolos aparecem com diâmetro superior à sua profundidade.
Corrosão Alcalina	<ul style="list-style-type: none"> • Acontece quando o valor do pH da água de refrigeração excede 9,0, atacando os seguintes metais: alumínio, zinco, estanho e antimônio com a formação dos produtos de corrosão aluminatos, zincatos, estanatos e antimoniatos de sódio. • As seguintes condições são propícias para estabelecer este valor de pH. Alcalinidade total > Dureza total. Água abrandada, no ciclo sódio. Cloração excessiva com hipoclorito de sódio.
Corrosão pelos cloretos	<ul style="list-style-type: none"> • Os íons cloreto presentes nas águas de resfriamento, dependendo da sua concentração, interferem nas áreas anódicas, onde se forma um óxido de ferro cúbico, $\gamma\text{Fe}_2\text{O}_3$ protetor, e nas áreas catódicas, onde se formam as camadas aderentes e contínuas dos inibidores de corrosão, associados a cálcio e zinco. Em ambas as áreas os íons cloreto tem a capacidade de romper os filmes protetores com o aparecimento de pites. • A corrosão pelos cloretos é acelerada em meio ácido, nos metais aço-carbono, aço inox 304, cobre e suas ligas, etc.

Tabela 3.2 – Tipos de corrosão (continuação).

Corrosão Sulfídrico	pelo Gás	<ul style="list-style-type: none"> • Pode estar presente no meio ambiente e na torre, é absorvido pela água passando a ácido sulfúrico. • Este ácido é extremamente reativo, atacando todos os metais utilizados em sistemas de refrigeração, com a formação dos seus sulfetos metálicos. • No caso do aço-carbono, o sulfeto de ferro formado cria um par galvânico, onde ele é o catodo e o ferro não atacado, o anodo, estabelecendo-se então, um novo tipo de corrosão. O sulfeto de ferro formado nucleia na forma de grãos ou agulhas de cor negra.
Corrosão pela Amônia		<ul style="list-style-type: none"> • Amônia, em meio aerado, ataca o cobre e suas ligas, formando o complexo azul de fórmula $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4(\text{OH})_2$.
Corrosão Fraturante	Por Tensão	<ul style="list-style-type: none"> • Este tipo de corrosão se refere ao aparecimento de trincas, causadas pelas presenças simultâneas de esforço de tração e de um meio corrosivo específico ao metal fraturado. • Este tipo de corrosão pode ser intercrystalina (as trincas propagando-se nos limites dos grãos da rede cristalina) ou intracrystalina (propagando-se sem preferência para os limites dos grãos), podendo fraturá-los ou seccioná-los. • Os dois casos mais comuns de corrosão por tensão fraturante são: aços inoxidáveis, na presença de cloretos e cobre, e suas ligas na presença de amônia. • Aços inoxidáveis 304, 316 e variantes, como os estabilizados com nióbio e titânio são susceptíveis à corrosão por tensão fraturante na presença de halogenetos e entre estes, principalmente, dos íons cloretos. • O cobre e suas ligas podem sofrer corrosão por tensão fraturante, pela amônia ou pelas aminas que se podem degradar em amônia.
Corrosão Dezincificação e	Seletiva: Grafítica	<ul style="list-style-type: none"> • Resulta da remoção de um dos elementos de uma liga, por meio de um agente corrosivo, específico. Latões e o ferro fundido cinzento são as ligas mais susceptíveis a este tipo de corrosão. • Dezincificação: Ocorre em latões (ligas de zinco metálicas de cor amarela, com constituição média de 70% de cobre e 30% de zinco). Quando o ataque ao zinco acontece, o problema é visto a olho nu, porquanto manchas avermelhadas do cobre poroso aparecem, em contraste com o amarelo do metal. Muitas vezes, depósitos brancos de óxido de zinco, produto de corrosão, mascaram o aparecimento da cor avermelhada do cobre. • Grafítica: O ferro fundido cinzento, variedade com alto teor de carbono (2,5%), sofre corrosão seletiva, em meio corrosivo específico, como: ácidos fracos, água salobra, água do mar e quando enterrado em solos ricos em sulfatos, propícios ao aparecimento de bactérias do ciclo do enxofre. Neste meio corrosivo, o ferro é atacado, aparecendo, na sua superfície, uma camada de grafite, facilmente removida com uma lâmina de faca. Esta aparência, apresentada pelo metal, deu ao fenômeno a denominação de corrosão grafítica. Sendo o grafite, catódico, em relação ao ferro, uma corrosão galvânica se estabelece, agravando a corrosão inicial com a formação de óxido de ferro como produto de corrosão e o aparecimento de uma massa porosa de grafite, vazios e ferrugem.

Fonte: Adaptado de Dantas (1992).

3.1.4.2. Incrustações e depósitos

Incrustações verdadeiras resultam da existência dos sais dissolvidos na água de alimentação dos circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação, que devido à evaporação nas torres de resfriamento tem sua concentração gradualmente aumentada podendo alcançar sua máxima solubilidade para uma dada temperatura. Uma vez alcançada a curva de solubilidade, um aumento da concentração provocará a precipitação da parcela do composto acima da curva de solubilidade provocando as incrustações.

A solubilidade de muitos sais formadores de incrustações em sistemas de resfriamento decresce com o aumento da temperatura (BETZ, 1980). Por consequência, formação de incrustações nas superfícies dos trocadores de calor é mais comum em sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação.

Nas águas incrustantes, o aumento da temperatura provoca a transformação do bicarbonato de cálcio ou magnésio, em carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio, ambos os compostos, de baixa solubilidade, incrustando tubulações com crostas cristalinas ou amorfas (Gentil, 1982).

Ainda segundo Gentil (1982), crostas de sulfato de cálcio são dificilmente encontradas nesses sistemas, porquanto sua solubilidade a 70 °C é da ordem de 180 mg/L na água doce e de 5000 mg/L na água do mar.

As incrustações, devido a sua baixa condutividade térmica quando comparadas com as dos materiais metálicos, comprometem drasticamente a troca térmica e desta forma é imperativo que sejam evitadas. Dantas (1992) destaca que uma crosta de carbonato de cálcio com espessura de 0,60 mm nos condensadores de uma instalação de ar condicionado provoca deficiência na troca térmica, acarretando um aumento de 22 % no consumo de energia elétrica em função do aumento da energia requerida para a compressão dos gases, esta ocasionada pela elevação de temperatura de condensação.

Os depósitos sedimentares têm forma amorfa e pouca ação incrustante, mas comprometem o fluxo normal de água e a troca térmica. Em circuitos de resfriamento são normalmente chamados de *fouling* e dentre outros são provocados pela poeira

absorvida pela água no contato com o ar insuflado nas torres de resfriamento, sólidos em suspensão, matéria orgânica, ferro solúvel ou sílica coloidal introduzidos pela água de alimentação, migração de produtos de corrosão do circuito e deposição de aditivos químicos aplicados para o tratamento da água tais como os fosfatos (BETZ, 1980).

3.1.4.3. Desenvolvimento de microrganismos

Como já mencionado por Gentil (1982), algas, fungos e bactérias podem causar problemas de deposição nos trocadores de calor provocando corrosão nos equipamentos e chegando em certos casos à obstrução total de feixes tubulares e tubulações.

De acordo com Dantas (1992), 70 % das bactérias em águas de resfriamento pertencem aos gêneros *Pseudomonas* e *Aerobacter* e o limo bacteriano, responsável pelos graves problemas de corrosão sob depósito, está fortemente associado à presença destes dois gêneros. Além da formação de pilhas de aeração diferencial (ver Tabela 3.2 – tipos de corrosão), com intensa corrosão sob o depósito ocasionado pelo limo bacteriano, diminuição na transferência de calor e no fluxo de água tem como uma de suas causas o desenvolvimento descontrolado dos microrganismos. Os problemas podem ser agravados com o aparecimento de bactérias anaeróbias, como as redutoras de sulfato, que geram ácido sulfídrico (H_2S) atacando os metais formando os sulfetos correspondentes. Por sua vez, águas ferruginosas, isto é, contendo elevadas concentrações de Fe^{2+} , podem formar elevada tuberculização de $Fe_2O_3.nH_2O$, pela ação de bactérias oxidantes de ferro.

A Tabela 3.3 relaciona os principais tipos de algas preponderantes em águas de sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação e os problemas por elas criados aos referidos circuitos de resfriamento segundo Dantas (1992).

Tabela 3.3 – Principais tipos de algas, pH de crescimento e efeitos.

Divisão	Gênero	Tipo	pH	Efeitos
Verde-azulada	<i>Oscilatória</i>	Filamentosa		Limo-enchimento
Verde	<i>Chlorella</i>	Unicelular	6,0 a 9,3	Fouling
Verde	<i>Ulothrix</i>	Filamentosa	6,0 a 8,9	Enchimento
Diatomácea	<i>Melosira</i>	Filamentosa	6,0 a 8,9	Fouling
Diatomácea	<i>Fragilaria</i>	Filamentosa	6,0 a 8,9	Fouling
Verde	<i>Scenedesmus</i>	Unicelular	6,0 a 7,9	Desprezível
Diatomácea	<i>Navícula</i>	Unicelular	6,0 a 7,9	Limo
Verde-azulada	<i>Anacystis</i>	capsulada	6,0 a 7,9	Limo-odor
Verde	<i>Chlorococum</i>	Unicelular	6,0 a 8,9	Limo

Fonte: Dantas (1992)

A Tabela 3.4 apresenta os principais tipos de bactérias, condições de crescimento e problemas criados em águas de sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação segundo Drew (1979); Santos Filho (1985) apud Macêdo (2001).

Tabela 3.4 – Principais tipos de bactérias, condições de crescimento e problemas criados.

Condições para crescimento				
Tipos de bactérias	Exemplos	Temperatura (°C)	pH	Problemas criados
Aeróbias	<i>Aerobacter aerogenes</i>	20 a 40	ótimo: 7,4	Grande formação de lodos
	<i>Flavobactéria</i>			
	<i>Proteus vulgaris</i>			
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			
	<i>Serratia</i>			
Aeróbias	<i>Alcaligenes</i>			
Aeróbias	<i>Bacillus mycoides</i>	20 a 40	5 a 8	Lodos e esporos produzidos de difícil destruição
Esporuladas	<i>Bacillus subtilis</i>			
Aeróbias enxofre	<i>Thiobacillus</i>	20 a 40	0,6 a 6	Enxofre ou sulfetos são oxidados a ácido sulfúrico
	<i>Thiooxidans</i>			
Anaeróbias Redutoras de sulfato	<i>Desulfovibrio desulficans</i>	20 a 40	4 a 8	Cresce sob lodo aeróbio causando corrosão. Reduz sulfatos e outros compostos de enxofre a sulfetos de hidrogênio
Ferro	<i>Crenothrix</i>	20 a 40	7,4 a 9,5	Precipita hidróxido férrico revestindo a célula. Forma depósitos lodosos volumosos.
	<i>Leptothrix</i>			
	<i>Gallionella</i>			

Fonte: Drew, 1979; Santos Filho, 1985; apud Macêdo (2001)

Segundo Willians (1995), para o controle da formação de limo nas torres de resfriamento deve ser feita uma seleção de biocidas através de testes realizados em laboratório para avaliar sua eficácia e estabilidade e conseqüentemente os mais apropriados. Steinmeyer (1995) cita a utilização de microbicidas à base de bromo como alternativa ao cloro. Como vantagens para esta substituição, o autor afirma que a brominação, como alternativa à cloração, apresenta curva de dissociação do ácido hipobromoso bastante favorável nas faixas de pH normalmente encontradas nos sistemas industriais, eficácia no controle microbiológico com menor tempo de contato, menor potencial de corrosão e menor impacto ambiental.

3.1.5. Índices de Corrosão e Incrustação

No intuito de tentar prever a tendência de corrosão ou incrustação provocada pela água, são largamente utilizados os índices de Langelier e de Ryznar. Além destes, serão abordados o índice de corrosividade de Larson e Skold e o índice de estabilidade de Puckorius específico para circuitos de resfriamento. Os índices, a seguir são descritos conforme Dantas (1992).

3.1.5.1. Índice de saturação de Langelier (ISL)

Langelier estudou a tendência da água ser incrustante comparando o conteúdo de cálcio desta água com o conteúdo de cálcio da mesma água, saturada com carbonato de cálcio. A diferença algébrica entre o pH medido da água e o pH calculado, desta mesma água, após saturação com carbonato de cálcio, foi definida por ele como Índice de saturação (ISL) e é representada pela seguinte expressão:

$$\text{ISL} = \text{pH real (pH}_R\text{)} - \text{pH saturação (pH}_S\text{)} \quad (8)$$

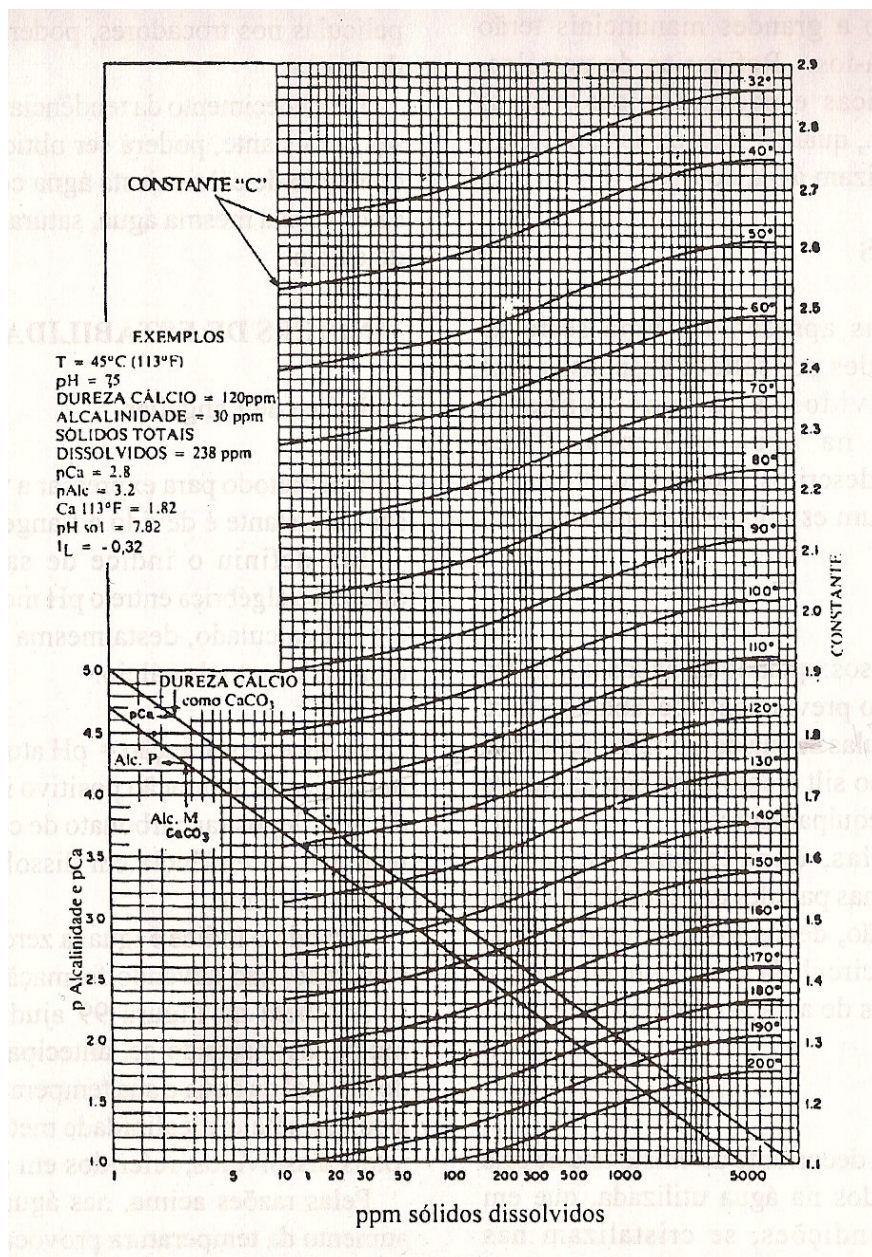
A interpretação da expressão algébrica acima é:

1. Se o resultado da expressão for igual a zero (pH real = pH saturação), há o equilíbrio de saturação, não havendo formação de crostas.
2. Caso o resultado da expressão seja positivo, (pH real > pH saturação) indica a tendência da água precipitar e depositar carbonato de cálcio, isto é: incrustação.

3. Caso o resultado da expressão seja negativo, ($\text{pH}_{\text{real}} < \text{pH}_{\text{saturação}}$) indica a tendência da água dissolver carbonato de cálcio, isto é: corrosão.

Langelier observou que o pH de saturação (pH_S) era influenciado pela alcalinidade total (em mg/L como CaCO_3), dureza cálcio (em mg/L como CaCO_3), sólidos totais dissolvidos (mg/L), o pH real da água (pH_R) e a temperatura.

O pH_S pode ser obtido de expressões matemáticas, tabelas e diagramas, como o diagrama para determinação do Índice de Langelier, conforme Figura 3.2.



Fonte: Dantas (1992).

Figura 3.2 - Diagrama para determinação do Índice de Langelier.

3.1.5.2. Índice de estabilidade de Ryznar (IR)

Ryznar, tomando por base os estudos de Langelier, estabeleceu o cálculo de um índice que avalia o poder incrustante da água com mais precisão, através da seguinte expressão:

$$IR = 2 (pH_S) - pH_R \quad (9)$$

Dantas (1992) apresenta a avaliação desse índice, ilustrada na Tabela 3.5, para uma faixa de temperatura de 0 a 60 °C.

Tabela 3.5 - Avaliação do índice de Ryznar.

Índice	Tendência
4 – 5	Forte incrustação
5 – 6	Pequena incrustação
6 – 7	Equilíbrio
7 – 7,5	Ligeira corrosividade
7,5 – 8,8	Elevada corrosividade

Fonte: Dantas (1992).

3.1.5.3. Índice de corrosividade de Larson e Skold (IL)

Este índice, em função dos valores de cloreto, sulfato e alcalinidade da água, avalia sua agressividade ou corrosividade e a expressão pode ser assim ser escrita:

$$IL = \frac{me / L(Cl^- + SO_4^{-2})}{me / L(alc.CaCO_3)} \quad (10)$$

$$me Cl^- / L = ppm Cl^- \times 0,0282$$

$$me SO_4^{-2} / L = ppm SO_4^{-2} \times 0,0208$$

$$me Alc.total / L = ppm Alc.Total \times 0,02$$

me = igual a miliequivalente ou a milésima parte do equivalente.

3.1.5.4. Índice de estabilidade de Puckorius (IP)

Este índice modifica a maneira de calcular os índices existentes, com a finalidade de melhorar sua exatidão, na previsão de incrustações. Sua determinação consiste na determinação dos pHs, de maneira idêntica aos cálculos feitos para os índices de Langelier ou Ryznar. É expresso pela seguinte equação:

$$IP = 2 \text{ pH}_S - \text{pH}_{eq} \quad (11)$$

Onde pH_{eq} é o pH de equilíbrio, calculado pela equação:

$$\text{pH}_{eq} = 1,465 \times \log (\text{Alc. total}) + 4,54 \quad (12)$$

O índice de estabilidade de Puckorius é específico para prever incrustações em águas de refrigeração, em sistemas abertos com recirculação e sistemas fechados e apresenta as seguintes vantagens:

- É compatível com águas de torres em níveis de pH maiores que 7,5 e tão altos quanto 9.
- Recomendado em tratamentos à base de fosfatos, a fim de acusar deposições.
- Possibilita o aumento do ciclo de concentração.
- Redução do consumo de produtos e, conseqüentemente, na redução no custo do tratamento.
- Resultados mais seguros e melhor proteção aos equipamentos.

3.1.6. Qualidade da água requerida para reposição e recirculação em sistemas de resfriamento

De acordo com Blum (2003), nas atividades econômicas do homem, o conceito de qualidade é invariavelmente associado ao uso de um bem ou serviço. Dessa associação surgem as definições de qualidade baseadas em adequação ao uso, satisfação do usuário etc., assim como o estabelecimento de padrões de qualidade, ou seja, características que definem um bem ou serviço que atende às necessidades do uso a que ele se destina. A adequação ao uso resulta da conformidade daquele bem ou serviço com essas características. A aplicação desses conceitos ao caso da água e seus diversos

usos levou à definição dos padrões de qualidade de água. Dessa forma, a qualidade da água - entendendo-se a expressão "uma água" como uma porção limitada de água - pode ser avaliada a partir da sua comparação com esses padrões.

A definição da qualidade baseada na adequação ao uso, por outro lado, permite uma classificação das águas: águas adequadas ou não a determinados usos. Por esse motivo, a classificação de boa ou má qualidade para uma água só tem sentido quando se leva em consideração o uso previsto para ela. Portanto, o conhecimento sobre os limites de alguns parâmetros para um determinado fim pode evitar tanto um uso impróprio como também evitar desperdícios.

3.1.6.1. Padrões físico-químicos usuais sobre reúso

Em publicações internacionais a limitação de parâmetros típicos de efluentes tais como DBO, nitrogênio amoniacal, sulfetos e Substâncias Reativas ao Azul de Metileno (MBAS) para alimentação de sistemas de resfriamento é um fato comum devido às práticas de reúso utilizadas já há algum tempo, principalmente nos Estados Unidos da América. No Brasil, poucas literaturas de autores nacionais abordam estas limitações.

Dentre os limites dos parâmetros físico-químicos da água de alimentação ou reposição e circulação em circuitos de resfriamento recomendados por várias publicações internacionais, serão abordados apenas dois, apesar de ainda apresentarem limites altos para esse estudo nas condições brasileiras. Os padrões utilizados são os sugeridos pela *Environmental Protection Agency* - EPA (1992) e por Ludwig (1997) e reproduzidos nas Tabelas 3.6 e 3.7.

Tabela 3.6 - Qualidade de água de alimentação ou reposição para uso em sistemas de resfriamento com circuitos semi-abertos com recirculação de água (EPA, 1992).

Parâmetro	Unidade	Limite Recomendado (a)
Cl ⁻	mg/L Cl ⁻	500
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	mg/L	500
Dureza	mg/L CaCO ₃	650
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	350
pH	-	6,9 – 9,0
DQO	mg/L O ₂	75
Sólidos Totais em Suspensão (STS)	mg/L	100
Turbidez	NTU	50
DBO ₅	mg/L O ₂	25
MBAS (b)	mg/L	1,0
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	mg/L N	1,0
Fosfatos	mg/L PO ₄	4
Silica	mg/L SiO ₂	50
Alumínio	mg/L Al	0,1
Ferro	mg/L Fe	0,5
Manganês	mg/L Mn	0,5
Cálcio	mg/L Ca	50
Cálcio	mg/L CaCO ₃	125
Magnésio	mg/L Mg	0,5
Bicarbonatos	mg/L CaCO ₃	24
Sulfatos	mg/L SO ₄	200

(a) - *Water Pollution Control Federation* (1989)

(b) - Substâncias ativas ao azul de metileno

Fonte: *Environmental Protection Agency* – EPA (1992).

Tabela 3.7 - Recomendações de parâmetros de recirculação de água em torres de resfriamento aplicados para plantas químicas e petroquímicas (Ludwig, 1997).

Parâmetro	Unidade	Limite/Comentário
pH	-	6,5 - 8,0
Cloretos	mg/L (NaCl)	máx. 750 – aço galvanizado máx. 1500 – aço inoxidável tipo 300
Cálcio	mg/L CaCO ₃	Se < 800 – não deve resultar em incrustação de CaSO ₄ . Em climas áridos, normalmente, o nível crítico deve ser muito menor. Para tendências de incrustação de carbonato de cálcio, calcular o Índice de Saturação de Langelier ou o Índice de Estabilidade de Ryznar.
Sulfatos	mg/L	Se Ca > 800 – SO ₄ ⁻² < 800
Sílica	mg/L SiO ₂	máx.= 150
Ferro	mg/L	máx. =3
Magnésio	mg/L	máx. = 0,1
Sólidos em Suspensão	mg/L	máx. 150
Óleos e Graxas	mg/L	máx.= 10
Nutrientes	mg/L	Nitratos, amônia, óleos, glicóis, álcoois, açúcares, e fosfatos podem promover o crescimento de algas e lodo. Este crescimento pode causar problemas à torre, particularmente, torres com enchimento.
Amônia	mg/L	máx . = 50 – em presença de ligas de cobre.
Solventes Orgânicos	-	Estes podem atacar plásticos e devem ser evitados.
DBO ₅	mg/L O ₂	máx. =25
Sulfetos	mg/L	máx. = 1
Índice de Saturação de Langelier (ISL)	-	-0,5 a + 0,5 Um ISL negativo indica tendência à corrosão. Um ISL positivo indica tendência à incrustação de CaCO ₃ .

Fonte: Adaptado de Ludwig (1997).

Para os padrões sugeridos nas tabelas 3.6 e 3.7 as seguintes observações devem ser consideradas:

- As tabelas são conflitantes no que refere ao parâmetro magnésio, cujo limite recomendado para a água de circulação (0,1 mg/L) é menor do que o limite recomendado para a água de alimentação (0,5 mg/L). Além deste fato, o valor recomendado na alimentação é, na prática, economicamente impossível de ser alcançado, pois quase todas as águas possuem concentrações mais elevadas que este valor limite e sua redução implicaria em pelo menos se efetuar um abrandamento. Além destes fatos, a vasta literatura internacional de tratamento de água não corrobora com estes limites admitindo valores de magnésio nas águas de alimentação e de circulação inúmeras vezes mais elevados (Puckorius, 2003; Lindemann, 1982; Gray, 1973).
- A limitação em 50 mg/L no nitrogênio amoniacal é contestada por Puckorius et al. (1995) que relatam que 2,0 mg/L de amônia já são suficientes para ocasionar sérios problemas de corrosão ao sistema.

Levando em conta os valores limites sugeridos na Tabela 3.6 por EPA (1992) para os diversos parâmetros na água de alimentação ou reposição e os valores limites sugeridos na Tabela 3.7 por Ludwig (1997) para os diversos parâmetros na água de circulação e considerando que pelo balanço de massas envolvido nos sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação e torres de resfriamento o quociente da divisão da concentração iônica ou salina na circulação (c_s) pela concentração iônica ou salina na alimentação (c_a) representa o ciclo de concentração (C), na tabela 3.8 são apresentados os ciclos máximos de concentração permitidos para cada parâmetro:

Tabela 3.8 – Ciclos de concentração máximos em função das Tabelas 3.6 e 3.7

Parâmetro^a	ca	cs	cs/ca (C)
Cloretos	500	750	1,5
Sólidos Totais Dissolvidos	500	NS	
Dureza	650	NS	
Alcalinidade	350	NS	
pH	6,9 – 9,0	6,5 a 8,0	
DQO	75	NS	
Sólidos Totais em Suspensão	100	150	1,5
Turbidez	50	NS	
DBO ₅	25	25	1,0
Material orgânico	1,0	NS	
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	1,0	50	50,0
Fosfatos	4	NS	
Silica	50	150	3,0
Alumínio	0,1	NS	
Ferro	0,5	3,0	6,0
Manganês	0,5	NS	
Cálcio	125	800	6,4
Bicarbonatos	24	NS	
Sulfatos	200	5000	25,0
Óleos e Graxas	NS	10	
Nutrientes	NS	NS	
Solventes Orgânicos	NS	Evitar	
Sulfetos	NS	1	

ca - Concentração Iônica na Alimentação - Limite Recomendado para a Água de Alimentação (Tabela 3.6).

cs - Concentração Iônica na Circulação - Limite Recomendado para a Água de Circulação (Tabela 3.7).

cs/ca - Ciclo de Concentração Máximo Admitido para o Parâmetro.

NS – Não Sugerido.

Na hipótese da utilização de determinada água para alimentação de um sistema de resfriamento semi-aberto com recirculação com as concentrações dos parâmetros iguais aos máximos estabelecidos na Tabela 3.6, o ciclo máximo de concentração

permitido, para que nenhum dos parâmetros ultrapasse os estabelecidos pela tabela 3.7, seria determinado pelo parâmetro crítico, que neste caso seria a DBO_5 , ou seja: igual a 1,0.

Da equação (7): $P = E / (C-1) - R$, pode-se concluir que quanto menor o ciclo de concentração admitido maior será a necessidade de purga na água circulante, ocasionando maior consumo de água de alimentação e de produtos químicos para o tratamento. O custo do tratamento químico da água recirculada pode ser muito elevado em caso de baixos ciclos de concentração e na maioria dos casos fica entre 5 e 10, segundo Keen & Puckorius (1987).

Nos últimos anos tem havido muita pesquisa no sentido de buscar-se alternativas de tratamentos químicos utilizando novos inibidores de corrosão e de incrustações que possibilitem trabalhar com purgas reduzidas e elevados ciclos de concentração visando a economia de água. Os trabalhos de Kessler (2002), Perez e Freese (1997), Gil et al (1997) e Cognetti et al (1996) apresentados nas diversas *Nace International Annual Conference and Exposition* e Cunningham (1995) no *Cooling Technology Institute Annual Meeting* exemplificam essas pesquisas.

O trabalho de Lancaster e Sanderson (1988), patenteado como processo *staged cooling*, estabelece purga praticamente zero através do reaproveitamento da purga após tratamento baseado em clarificação, filtração e desmineralização para realimentar o mesmo sistema ou outro. Goldblatt (1994) considera viável o modelo em cascata, com o reaproveitamento direto da purga de uma primeira torre na segunda torre e assim sucessivamente. Gomes (1997) afirma que a recuperação da água nos processos industriais é uma condição obrigatória quer do ponto de vista ecológico como econômico em virtude do quadro de escassez mundial de água já observado naquela época e da tendência do agravamento no futuro.

Finalmente, ao se utilizar os parâmetros e limites da Tabela 3.7 para a água de circulação de sistemas semi-abertos com recirculação e torres de resfriamento, deve-se procurar trabalhar com parâmetros físico-químicos na água de alimentação muito mais baixos do que os limites recomendados por EPA (1992) de modo que os ciclos de concentração possibilitem um custo viável no tratamento químico aplicado.

3.1.6.2. Características corrosivas das águas brasileiras

Estudos de Silva et al (1987) levaram à conclusão que as águas naturais brasileiras, tanto as de superfície como as subterrâneas, normalmente utilizadas para alimentação de circuitos de resfriamento de sistemas semi-abertos com recirculação, apresentam características corrosivas. Isto se deve ao fato das referidas águas apresentarem, na maioria das regiões industrializadas, características físico-químicas comuns tais como a baixa dureza que, por sua vez, minimiza o potencial de formação de incrustações devido a carbonatos de cálcio, ao contrário de outros países.

Os autores dividiram as águas de alimentação em quatro grupos como apresentados na Tabela 3.9 e afirmam também que nas regiões mais industrializadas do Brasil as percentagens utilizadas são 5% do tipo I, 65% do tipo II, 25% do tipo III e 5% do tipo IV.

Tabela 3.9. Características das águas brasileiras.

Item	I	II	III	IV	Unidade
pH	5 a 6	6,5 a 7,5	6,5 a 7,5	6,5 a 7,5	
Alcalinidade Total	8 a 10	20 a 30	40 a 60	60 a 80	mg/L CaCO ₃
Dureza Total	5 a 10	20 a 40	90 a 100	90 a 100	mg/L CaCO ₃
Dureza Cálcio	5 a 10	15 a 30	40 a 50	60 a 80	mg/L CaCO ₃
Cloreto	5 a 10	10 a 20	10 a 20	20 a 40	mg/L Cl ⁻
Sílica	10 a 15	10 a 15	10 a 15	20 a 40	mg/L SiO ₂
Ferro Total	0.3 a 0.5	0.3 a 1.0	0.3 a 0.5	0.1 a 0.5	mg/L Fe
Alumínio	-	0.3 a 1.0	0.3 a 0.5	0.1 a 0.5	mg/l Al
Sulfato	10 a 15	10 a 15	10 a 20	10 a 20	mg/L SO ₄ ⁻²
STD	40 a 50	80 a 100	80 a 100	150 a 250	µS
ISL a 25 °C	-5,08 a -3,75	-2,78 a -17,5	-2,06 a -0,8	-1,73 a 0,5	

Fonte: Silva et al (1987)

Observa-se que os valores dos parâmetros físico-químicos da Tabela 3.9 acima se encontram abaixo dos limites recomendados na Tabela 3.6 por EPA (1992) e fazendo-se simulação da utilização destas águas na alimentação de circuitos semi-abertos com recirculação e com 2, 4 e 6 ciclos de concentração, o processo indicou características corrosivas pois o ISL continuou negativo.

3.2. Esgotos sanitários

3.2.1. Composição química e concentração

A composição química e concentração dos esgotos sanitários brutos variam enormemente em função da condição sócio econômica da população e pode ser resumida conforme Tabela 3.10 segundo von Sperling (1996).

Tabela 3.10 – Características químicas dos esgotos domésticos brutos.

Parâmetro	Unidade	Concentração	
		Faixa	Típico
Sólidos Totais	mg/L	700 - 1350	1100
Em suspensão	mg/L	200 – 450	400
Dissolvidos	mg/L	500 - 900	700
Sedimentáveis	mg/L	10 - 20	15
DBO ₅	mg/L	200 - 500	350
DQO	mg/L	400 - 800	700
Nitrogênio Total	mg N/L	35 - 70	50
Nitrogênio orgânico	mg N/L	15 - 30	20
Amônia	mg NH ₃ -N/L	20 - 40	30
Fósforo	mg P/L	5 –25	14
pH	-	6,7 – 7,5	7,0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	110 - 170	140
Cloretos	mg/L	20 - 50	35
Óleos e graxas	mg/L	55 - 170	110

Fontes: adaptado de Arceivala (1981), Pessoa e Jordão (1982), Qasim (1985), Metcalf & Eddy (1981), Apud von Sperling (1996).

3.2.2. Estações de tratamento de esgotos por lodos ativados e aeração prolongada

Considerando os rendimentos típicos na redução da concentração dos diversos parâmetros de Estações de tratamento de esgotos por lodos ativados e aeração prolongada descritos por von Sperling (1997) e Além Sobrinho & Kato (1999) Apud Além Sobrinho (2001) seu efluente possuirá as características da Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Características químicas dos efluentes de estações de tratamento esgotos após tratamento por lodos ativados e sem nitrificação.

Parâmetro	Unidade	% Remoção	Concentração	
			Faixa	Típico
Sólidos Totais *	mg/L		700 - 1350	1100
Em suspensão	mg/L	85 a 95 (2)	10 / 67,5	20 / 60
Dissolvidos *	mg/L		500 / 900	700
Sedimentáveis	mg/L		10 / 20	15
DBO ₅	mg/L	93 a 98 (1)	4 / 35	7 / 24,5
DQO	mg/L	90 a 95 (2)	20 / 80	35 / 70
Nitrogênio Total	mg N/L	15 a 30 (1)	24,5 / 59,5	35 / 42,5
Nitrogênio orgânico	mg N/L		15 / 30	20
Amônia	mg NH ₃ -N/L	85 a 95 (2)	1 / 6	1,5 / 4,5
Fósforo	mg P/l	10 a 20 (1)	4 / 22,5	11,2 / 12,6
pH	-		6,7 / 7,5	7,0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /l		110 / 170	140
Cloretos *	mg/l		20 / 50	35
Óleos e graxas	mg/l		5,5 / 17	11

Fontes:

(1) von Sperling (2001);

(2) Além Sobrinho & Kato 1999 Apud Além Sobrinho (2001);

* O teor de cloretos, sólidos dissolvidos e sólidos totais dependerão das concentrações já existentes na água consumida.

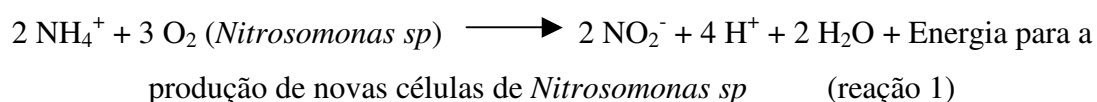
Observando as concentrações típicas dos parâmetros da Tabela 3.11 e comparando-as com as recomendações da Tabela 3.6, para a utilização deste efluente como água de alimentação ou reposição em sistemas de resfriamento verifica-se a necessidade da redução dos seguintes parâmetros: sólidos em suspensão, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, fosfatos e óleos e graxas. A concentração final dos íons cloretos, sílica, sulfatos e sólidos totais dissolvidos vai depender da concentração desses mesmos íons na água servida e sua redução, caso seja necessária, só será possível por processo de dessalinização. Neste caso, vale ressaltar que os fosfatos podem ser aproveitados, pois funcionam como inibidores de corrosão (BETZ, 1980).

Como não há restrição na concentração do íon nitrato nas Tabelas 3.6 e 3.7, um maior rendimento no processo de nitrificação biológica na própria estação de lodos ativados por aeração prolongada deve ser perseguido para a redução do nitrogênio amoniacal, pois evitará a necessidade da oxidação deste parâmetro por processo químico no tratamento terciário.

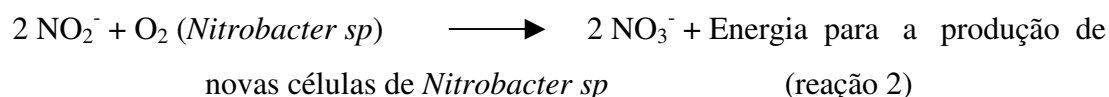
3.2.3. Nitrificação biológica

Os microrganismos envolvidos no processo de nitrificação são autótrofos quimiossintetizantes cuja energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, a formas mineralizadas (von Sperling, 1997).

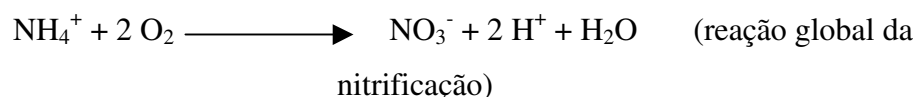
As bactérias do gênero *Nitrosomonas sp* são o principal grupo para a transformação da amônia em nitritos segundo a reação:



A oxidação dos nitritos a nitratos é realizada principalmente pela atuação das bactérias do gênero *Nitrobacter sp* segundo a reação:



A reação global da nitrificação é a soma das duas reações e apresenta como característica um consumo de oxigênio livre denominado “demanda nitrogenada” e consumo da alcalinidade com conseqüente redução do pH (VON SPERLING, 1997).



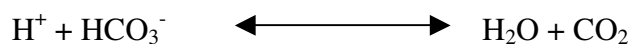
Como o crescimento dos microrganismos nitrificantes é muito mais lento do que os responsáveis pela redução da matéria carbonácea, a idade do lodo, no processo de operação da estação de tratamento de esgotos deve ser calculada em função dos nitrificantes a fim de possibilitar seu desenvolvimento.

A nitrificação heterotrófica provocada por outras bactérias, fungos e actinomicetes também é mencionada por Focht e Chang (1975), porém a velocidade de oxidação neste caso é dez vezes menor do que a produzida pelas *Nitrosomonas sp.* e *Nitrobacter sp.*

Segundo Eckenfelder (1989), a produção de novas células para as *Nitrosomonas sp.* encontra-se na faixa de 0,05 a 0,29 mg para cada miligrama de nitrogênio oxidado, sendo usualmente utilizado em projetos o valor de 0,15 mg/mg de NH₃-N oxidado. Para as *Nitrobacter sp.*, as novas células produzidas encontram-se na faixa de 0,02 a 0,08 mg/mg de NH₃-N oxidado. Admite-se que a taxa específica de crescimento das *Nitrobacter sp.* é maior do que a taxa de crescimento das *Nitrosomonas sp.* e, portanto, não existe acúmulo de nitrito no processo, sendo a taxa de crescimento das *Nitrosomonas sp.* responsável pelo controle da reação global.

Pela estequiometria das reações de oxidação a nitrito e de nitrito a nitrato, a massa necessária de oxigênio para completar tais oxidações é de 4,57 g O₂/g de NH₃-N oxidado, sendo 3,43 g de O₂ da oxidação do nitrogênio amoniacal e 1,14 g da oxidação do nitrito. Como parte do nitrogênio é utilizado na formação da biomassa como nitrogênio orgânico, várias propostas de demanda de oxigênio têm sido apresentadas na literatura. Werzernak e Gannon (1967) propuseram um consumo de 4,33 g de oxigênio por grama de nitrogênio oxidado (3,22 g da oxidação do nitrogênio amoniacal e 1,11 g da oxidação do nitrito). A EPA (1975) propôs o consumo de 4,2 g O₂/g de nitrogênio oxidado.

Segundo von Sperling (1987), a produção do H⁺ pela reação de oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito acionará o sistema de tamponamento bicarbonato-gás carbônico consumindo alcalinidade de acordo com a reação:



Pela equação acima constata-se que uma grande parte da alcalinidade é consumida produzindo ácido carbônico o qual provoca diminuição do pH e cada grama de nitrogênio consumirá estequiometricamente 8,7 g de bicarbonato (HCO₃⁻).

Como parte do nitrogênio é utilizado na formação de biomassa, de acordo com Musterman (1996), para cada grama de nitrogênio oxidado são consumidos 4,5 gramas

de O₂ e 7,14 gramas de alcalinidade (como CaCO₃), 0,15 gramas de novas células são formadas e 0,08 gramas de carbono inorgânico também são consumidos.

3.2.3.1. Cinética química da nitrificação

Segundo von Sperling (1997), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes pode ser calculada pela relação de Monod:

$$\mu = \mu_{\text{máx}} [\text{NH}_4^+ / (\text{K}_N + \text{NH}_4^+)] \quad (13)$$

onde:

μ = taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes (d⁻¹)

$\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento específica máxima em d⁻¹

NH_4^+ = concentração de amônia, expressa como nitrogênio (mg/l)

K_N = concentração de saturação (mg/l).

Ainda de acordo com von Sperling (1997), para efeito de simplificação na modelagem da nitrificação, freqüentemente assume-se uma única etapa (amônia-nitrato) e a Tabela 3.12 apresenta os valores dos coeficientes cinéticos e estequiométricos da biomassa de nitrificantes unificada, normalmente utilizados para o cálculo da taxa de crescimento das bactérias.

Tabela 3.12 – Valores típicos dos coeficientes cinéticos para cálculo da taxa de nitrificação.

Coeficiente	Unidade	Faixa mais ampla	Faixa ou valores típicos
$\mu_{\text{máx}}$ (20 °C)	d ⁻¹	0,3 – 2,2	0,3 – 0,7
K_N (amônia)	mg NH ₄ ⁺ /L	0,1 – 5,6	0,5 – 1,0
K_0 (oxigênio)	mg O ₂ /L	0,3 – 2,0	0,4 – 1,0
θ	-	1,08 – 1,13	1,1
Y_N	mg células/mg NH ₄ ⁺ oxidada	0,03 – 0,13	0,05 – 0,1
K_d	d ⁻¹	0,04 – 0,16	≈ 0

Fonte: Arceivala (1981), Barnes & Bliss (1983), Sedlak (1991), Randal et al (1992), EPA (1993) e Orhon & Artan (1994) apud von Sperling (1997).

Onde:

K_0 = coeficiente para saturação do oxigênio (mg/L);

θ = coeficiente de temperatura para a correção da taxa de crescimento das bactérias nitrificantes;

Y_N = coeficiente de produção celular;

K_d = coeficiente de decaimento bacteriano sendo frequentemente desprezado na modelagem em virtude do seu baixo valor.

3.2.3.2. Fatores ambientais que influenciam a nitrificação

Os fatores ambientais são limitantes no crescimento bacteriano e, portanto, influenciam na velocidade da nitrificação e na sua eficiência. A temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas são os principais fatores.

Efeito da temperatura

Segundo Downing (1978), Apud von Sperling (1997), o efeito da temperatura pode ser representado como:

$$\mu_{\text{máx}}(T) = \mu_{\text{máx}}(20^\circ\text{C}) \cdot \theta^{(T-20)} \quad (14)$$

onde:

$\mu_{\text{máx}}(T)$ = taxa de crescimento máxima a uma temperatura T (d^{-1})

θ = coeficiente de temperatura

T = Temperatura ($^\circ\text{C}$)

Pesquisadores têm reportado que a nitrificação ocorre na faixa de temperatura de 5°C a 45°C , sendo a faixa ótima de 25°C a 35°C . Segundo Culp et al. (1980), apud Mancuso e Santos (2003), o valor ideal da temperatura é de 20 a 30°C .

Efeito do pH

A taxa de nitrificação apresenta um valor ótimo e aproximadamente constante na faixa de pH entre 7,2 e 8,0 de acordo com Downing (1978), apud von Sperling (1997) e abaixo de 7,2 o $\mu_{\text{máx}}$ decresce com o pH segundo a relação:

$$\mu_{\text{máx}}(\text{pH}) = \mu_{\text{máx}} [1 - 0,83 (7,2 - \text{pH})] \quad (15)$$

onde,

$\mu_{\text{máx}}(\text{pH})$ = taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes para um dado pH (d^{-1})

$\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes no pH de 7,2 (d^{-1}).

Culp et al. (1980), apud Mancuso (2003), afirmam que o valor ótimo do pH para a nitrificação é de 8,4.

Efeito do oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é um fator crítico para a ocorrência da nitrificação e segundo Barnes & Bliss (1983), apud von Sperling (1997), abaixo de 0,2 mg/l não se processa.

O efeito da concentração de oxigênio dissolvido sobre a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes pode ser representado pela cinética de Monod:

$$\mu = \mu_{\text{máx}} [\text{OD} / (\text{K}_0 + \text{OD})] \quad (16)$$

onde:

OD = concentração de oxigênio dissolvido no reator (mg/L)

K_0 = coeficiente de saturação para o oxigênio (mg/L)

Idade do lodo necessária para a nitrificação

Como a taxa de reprodução das bactérias nitrificantes é bem inferior à dos microrganismos heterotróficos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea, torna-se imperativo calcular a idade do lodo de tal forma a garantir o desenvolvimento

das bactérias nitrificantes para a oxidação da amônia. Em um sistema de lodos ativados em equilíbrio, a idade do lodo é determinada pelo inverso da taxa de crescimento dos microrganismos. Desta forma, teoricamente a idade do lodo, para que seja garantida a nitrificação, será determinada pelo inverso da taxa de crescimento das bactérias nitrificantes, ou seja:

$$\theta_c \geq 1 / \mu_N \quad (17)$$

É recomendável segundo alguns autores, incluir um fator de segurança de 1,5 a 2,5 no cálculo da idade do lodo de modo a garantir a nitrificação.

3.3. Sistemas de tratamento para reúso

3.3.1. Requisitos básicos

Em sua publicação, Mancuso (2003) destaca que um sistema de tratamento, do ponto de vista de solução tecnológica adotada, é uma seqüência de operações e processos unitários definidos em razão de três requisitos:

1. das características do líquido a ser tratado;
2. dos objetivos pretendidos com o tratamento;
3. da capacidade de remoção de cada processo unitário.

Como exemplo e no nosso caso, o líquido a ser tratado é esgoto sanitário, (primeiro requisito) e o objetivo pretendido o reúso da água para uma determinada aplicação (segundo requisito), desta forma o sistema de tratamento escolhido deverá apresentar taxas de remoção dos contaminantes compatíveis com as restrições impostas para a aplicação pretendida. Neste sentido, o autor ainda estabelece que a técnica pode ser classificada em níveis de tratamento, que resulta em qualidades de água para diversos fins.

Assim, a partir de esgotos urbanos brutos de origem predominantemente doméstica, Richard (1988) apud Mancuso (2003) propõe seqüências de processos que produzem efluentes de níveis de qualidade crescente para reutilizações diversas, sendo que estabeleceu para o menor nível de qualidade o nível 1 e assim sucessivamente,

evoluindo para outros subsequentes pelo acréscimo de processos unitários, até o nível 12 como nível máximo de acordo com o aumento da qualidade do efluente tratado. Os níveis propostos são apresentados na Tabela 3.13.

Tabela 3.13 - Níveis de tratamento e descrição dos sistemas

Nível	Descrição
1	Tratamento primário
2	Lodos ativados convencionais e desinfecção.
3	Combinação de filtro biológico, lodos ativados e desinfecção
4	Aeração prolongada e desinfecção
5	Secundário seguido das recomendações do “Título 22 do Código da Califórnia” ⁽¹⁾ (Clarificação por coagulação, floculação, sedimentação e filtração) e desinfecção
6	Secundário seguido de filtração direta e desinfecção
7	Secundário, filtro Dynasand ^{R(2)} e desinfecção
8	Secundário, filtro Dynasand ^R , remoção de fósforo e desinfecção
9	Processo EIMCO Bardenpho ^{R(3)} e desinfecção
10	Secundário seguido de filtro Dynasand ^R , adsorção e desinfecção
11	Secundário, filtro Dynasand ^R , adsorção, osmose reversa e desinfecção
12	Secundário seguido de recarbonatação, osmose reversa e desinfecção

Obs.: (1) O “Título 22 do Código da Califórnia” são normas do *Department of Health Services* que prescrevem conjuntos de processos e operações unitárias para determinados tipos de reúso; (2) Dynasand – Processo proprietário (filtração por contato), constituído de um tipo de filtro ascendente de leito profundo colocado a montante de coagulação química feita em um misturador na tubulação; (3) Processo proprietário (sistema de filtro biológico). Processo Bardenpho da Eimco – Alternativa ao processo de filtração por contato para remoção de fósforo e nitrogênio por ação biológica num processo compartimentalizado.

Fonte: Adaptado de Richard (1998) apud Mancuso (2003).

3.3.2. Concentração esperada por nível de tratamento

Ainda da fonte Richard (1998) apud Mancuso (2003), de acordo com o nível de tratamento aplicado aos esgotos sanitários, são esperadas concentrações diferentes para os diversos parâmetros físico-químicos e biológicos no efluente final. A Tabela 3.14 descreve os parâmetros e as concentrações esperadas.

Tabela 3.14 - Concentração esperada por nível de tratamento.

Concentração dos parâmetros ⁽¹⁾									
Nível	STS ⁽²⁾	DBO ⁽³⁾	NH ₃ ⁽⁴⁾	NO ₃ ⁽⁵⁾	PO ₄ ⁽⁶⁾	COT ⁽⁷⁾	STD ⁽⁸⁾	Dureza ⁽⁹⁾	Coliformes ⁽¹⁰⁾
1	80	120	NA ⁽¹¹⁾	NA	NA	NA	NA	NA	NA
2	20	20	NA	NA	NA	NA	NA	NA	<23
3	10	10	NA	NA	NA	NA	NA	NA	<23
4	10	10	5	NA	NA	NA	NA	NA	<23
5	10	10	5	NA	NA	NA	NA	NA	<2.2
6	10	10	5	NA	NA	NA	NA	NA	<2.2
7	10	10	5	NA	NA	NA	NA	NA	<2.2
8	10	10	1	2	2	NA	NA	NA	<2.2
9	10	10	1	2	2	NA	NA	NA	<2.2
10	<2	<2	1	2	2	<5	NA	NA	<2.2
11	<1	<1	<1	<1	2	<5	<50	<10	<2.2
12	<1	<1	<1	<1	2	<5	<50	<10	<2.2

Obs.: (1) mg/L, salvo indicação em contrário; (2) Sólidos totais em suspensão; (3) Demanda bioquímica de oxigênio; (4) Nitrogênio amoniacal; (5) Nitrogênio nitrato; (6) fosfato; (7) Carbono orgânico total; (8) Sólidos totais dissolvidos; (9) Dureza como CaCO₃; (10) Coliformes totais/100 ml; (11) Não aplicável.

Fonte: Adaptado de Richard (1998) apud Mancuso (2003).

Os níveis de tratamento sugeridos, de acordo com Mancuso (2003), foram adaptados dos trabalhos de Culp (1980) e de Richard (1998) e estabelecem os processos a que os esgotos urbanos brutos de origem predominantemente doméstica devem sofrer para atingir a qualidade adequada aos seguintes usos:

NÍVEL 1: rega de forragens, fibras têxteis, sementes, pomares e vinhedos.

NÍVEL 2: rega de pastagem para gado leiteiro e de corte, campos de golfe, jardins públicos, canteiros de rodovias, bosques urbanos e de lagos ornamentais.

NÍVEL 3: similar ao nível anterior.

NÍVEL 4: aplicações onde a remoção de nitrogênio se faz necessária.

NÍVEL 5: aplicações agrícolas para produtos comestíveis, em parques e jardins escolares e para enchimento de lagos para recreação de contato primário.

NÍVEL 6: similar ao nível anterior.

NÍVEL 7: similar ao nível anterior.

NÍVEL 8: piscicultura.

NÍVEL 9: culturas alimentícias, parques, playgrounds, irrigação de pátios escolares gramados e para lagos recreacionais de acesso irrestrito. (Atendimento pleno ao “Título 22 do Código da Califórnia”).

NÍVEL 10: recarga de lençóis por injeção no solo e recarga de lençóis por meio de bacias de recarga.

NÍVEL 11: torres de resfriamento, água de processo, caldeiras e geradores de vapor.

NÍVEL 12: torres de resfriamento, água de processo, caldeiras e geradores de vapor.

De acordo com as recomendações anteriores, o nível de qualidade a ser alcançado no tratamento de esgotos urbanos brutos de origem predominantemente doméstica, para o reúso em alimentação de circuitos de resfriamento, seria no mínimo 11 e por consequência a utilização de membranas de osmose reversa no processo avançado seria inevitável. Esta recomendação baseia-se na premissa de que para a reutilização deste efluente na alimentação de torres de resfriamento, se faz necessário a redução da concentração dos sólidos totais dissolvidos.

Entretanto, considerando-se os parâmetros físico-químicos e seus limites sugeridos na Tabela 3.6 como referência para a alimentação de circuitos de resfriamento observa-se que a concentração dos parâmetros DQO, Sólidos Totais em Suspensão, Óleos e Graxas, DBO₅ e Nitrogênio Amoniacal já podem ser alcançadas no nível 5. Se as concentrações dos demais parâmetros tais como Sólidos Totais Dissolvidos, Cloretos e Dureza puderem ser enquadradas dentro dos limites sugeridos pela Tabela 3.6, o nível 5 poderá ser adotado para a escolha do processo que possibilitará o reúso da água nesta aplicação. Observe-se que neste nível de tratamento, exceto para potabilização, a água é considerada bastante segura sob o ponto de vista de contato com o ser humano.

3.3.3. Custos dos sistemas de tratamento para reúso

Em virtude de não se ter conhecimento da publicação de bons estudos de custos para produção de água de reúso no Brasil para os diversos níveis propostos por Richard (1998) apud Mancuso (2003), será apresentado o resumo do trabalho de Richard (1998) apud Santos (2003) referente aos custos nos Estados Unidos da América no ano de 1996.

Segundo Richard (1998) apud Santos (2003), os custos para implantação de um tratamento terciário de água de efluentes de Esgotos Sanitários dependem dos custos de construção e manutenção e operação do processo escolhido. Além disto, o cálculo da água produzida deve levar em conta também o custo da amortização do capital investido.

O custo total por ano ou o custo anual durante a vida útil da estação é obtido dividindo-se o custo total anual (amortização anual do capital somada com o custo operacional anual) pelo volume anual produzido. A amortização anual do capital é calculada pela multiplicação do custo de construção pelo fator de recuperação do capital para a vida útil da instalação.

Os custos de construção dos componentes das instalações de tratamento foram calculados por Richard (1998) apud Santos (2003), baseados em concorrências da época, propostas de empreiteiros, informações de fornecedores e preços divulgados em publicações especializadas e os custos dos equipamentos foram fornecidos por quatorze fabricantes mundialmente conhecidos. Foi incluído também, na planilha de custos, o custo referente a instalações reservas, destinadas a permitir a parada da unidade para manutenção sem comprometer a qualidade do efluente.

Ainda de acordo com Richard (1998) apud Santos (2003), a análise do custo anual assume uma vida útil de 20 anos para uma estação de tratamento e uma determinada taxa de retorno para o capital investido e na Tabela 3.15, como exemplo, são apresentados dados para a obtenção dos custos da vida útil com base nos custos de capital e nos custos de operação e manutenção de um processo de tratamento primário para uma vazão de 44 L/s (158 m³/h).

Tabela 3.15 – Custo da vida útil com base nos custos de capital e de operação e manutenção para tratamento primário e vazão de 44 L/s.

	Discriminação	unidade	Quantitativo dado ou calculado
a	Vida útil da instalação	anos	20
b	Taxa de retorno do investimento	% a.a.	10
c	Fator de recuperação do capital		0,11745
d	Custo de construção (item 1 da tabela 3.16)	US\$ (*)	2.950.000,00
e	Custo anual de amortização do capital (e = d.c)	US\$ (*)	346.478,00
f	Custo anual de operação e manutenção (item 1 da tabela 3.17)	US\$ (*)	150.000,00
g	Custo anual total (g = e + f)	US\$ (*)	496.478,00
h	Vazão da estação (item 1 da tabela 3.16)	L/s	44
i	Dias no ano	dias	365
j	Vazão anual produzida	1.000 m ³	1.382
k	Custo da vida útil (k = g / j)	US\$ (*)	359,24

Fonte: Adaptado de Richard (1998) In: *Wastewater Reclamation and Reuse* apud Santos (2003).

Preços de junho de 1996.

De acordo com os trabalhos de Richard (1998) apud Santos (2003) as Tabelas 3.16 e 3.17 descrevem, respectivamente, as estimativas de custos de construção e operação e manutenção para os doze níveis de tratamento descritos na Tabela 3.13, admitindo vazões de 44 L/s, 219 L/s e 438 L/s.

Tabela 3.16 – Estimativa de custos de construção de estações para os doze níveis de tratamento descritos na tabela 3.13.

Processo de tratamento	Investimento US\$		
	44 L/s	219 L/s	438 L/s
1. Tratamento primário	2.950.000	5.300.000	7.550.000
2. Lodo ativado convencional	6.100.000	14.400.000	24.900.000
3. Lodo ativado combinado com biofiltro	6.500.000	15.200.000	26.100.000
4. Aeração prolongada	5.700.000	13.200.000	24.950.000
5. Tratamento secundário mais instalação para exigências do “Titulo 22 do Código da Califórnia”	8.400.000	18.400.000	35.300.000
6. Tratamento secundário mais filtração direta	6.900.000	15.700.000	30.000.000
7. Tratamento secundário mais filtração por contato	7.050.000	16.650.000	30.900.000
8. Tratamento secundário – filtração por contato – remoção de fósforo	7.100.000	18.100.000	34.500.000
9. Processo Bardenpho	7.600.000	20.800.000	38.200.000
10. Tratamento secundário – filtração por contato adsorção por carvão	9.050.000	25.550.000	49.350.000
11. Tratamento secundário – filtração por contato – adsorção por carvão – osmose reversa	13.450.000	43.800.000	84.150.000
12. Tratamento secundário – calagem – osmose reversa	12.100.000	35.450.000	65.450.000

Fonte: Adaptado de Richard (1998) In: *Wastewater Reclamation and Reuse* apud Santos (2003).

Preços de junho de 1996

Tabela 3.17 – Estimativa de custos de operação e manutenção de estações para os doze níveis de tratamento descritos na tabela 3.13.

Processo de tratamento	Custos de operação e manutenção em US\$/ano		
	44 L/s	219 L/s	438 L/s
1. Tratamento primário	150.000	530.000	960.000
2. Lodo ativado convencional	270.000	930.000	1.730.000
3. Lodo ativado combinado com biofiltro	300.000	1.060.000	1.990.000
4. Aeração prolongada	300.000	1.030.000	1.950.000
5. Tratamento secundário mais instalação para exigências do “Titulo 22 do Código da Califórnia”	520.000	1.960.000	3.810.000
6. Tratamento secundário mais filtração direta	350.000	1.200.000	2.290.000
7. Tratamento secundário mais filtração por contato	340.000	1.200.000	2.280.000
8. Tratamento secundário – filtração por contato – remoção de fósforo	660.000	2.730.000	5.340.000
9. Processo Bardenpho	280.000	1.040.000	2.120.000
10. Tratamento secundário – filtração por contato adsorção por carvão	820.000	3.400.000	6.680.000
11. Tratamento secundário – filtração por contato – adsorção por carvão – osmose reversa	1.240.000	4.960.000	9.600.000
12. Tratamento secundário – calagem – recarbonatação - osmose reversa	1.060.000	4.230.000	8.100.000

Fonte: Adaptado de Richard (1998) In: *Wastewater Reclamation and Reuse* apud Santos (2003).

Preços de junho de 1996

Com base nas Tabelas 3.16 e 3,17 e considerando as mesmas vazões, bem como vida útil de 20 anos e taxa de retorno do investimento de 10 % a.a., são apresentadas na Tabela 3.18 as estimativas dos custos da vida útil em US\$/1.000 m³ produzido para os doze níveis de tratamento.

Tabela 3.18 – Estimativa de custos da vida útil em US\$/1.000 m³ para os doze níveis de tratamento.

Processo de Tratamento	Custos da vida útil. US\$/1.000 m ³		
	44 L/s	219 L/s	438 L/s
1. Tratamento primário			
Custo de Construção	250	91	65
Custo da operação e manutenção	109	78	70
Total	359	169	135
2. Lodos ativados convencional			
Custo de Construção	522	246	212
Custo da operação e manutenção	196	136	125
Total	718	382	337
3. Lodo ativado combinado com biofiltro			
Custo de Construção	557	259	223
Custo da operação e manutenção	221	155	145
Total	778	414	368
4. Aeração prolongada			
Custo de Construção	486	226	212
Custo da operação e manutenção	218	149	142
Total	704	375	354
5. Tratamento secundário mais instalação para exigências do “Titulo 22 do Código da Califórnia”			
Custo de Construção	718	315	301
Custo da operação e manutenção	377	285	277
Total	1.095	600	578
6. Tratamento secundário mais filtração direta			
Custo de Construção	589	268	256
Custo da operação e manutenção	255	174	167
Total	844	442	423

Tabela 3.18 – Estimativa de custos da vida útil em US\$/1.000 m³ (cont.).

Processo de Tratamento	Custos da vida útil. US\$/1.000 m ³		
	44 L/s	219 L/s	438 L/s
7. Trat. Secund. mais filtração por contato			
Custo de Construção	602	284	264
Custo da operação e manutenção	251	174	166
Total	853	458	430
8. Tratamento secundário – filtração por contato – remoção de fósforo			
Custo de Construção	606	310	294
Manut./Operação	482	396	388
Total	1.088	706	682
9. Processo Bardenpho			
Custo de Construção	650	356	327
Custo da operação e manutenção	198	145	147
Total	848	501	474
10. Tratamento secundário – filtração por contato adsorção por carvão			
Custo de Construção	773	437	429
Custo da operação e manutenção	593	495	486
Total	1.366	932	915
11. Trat. Sec. – filtração por contato – adsorção por carvão – osmose reversa			
Custo de Construção	1.147	747	718
Custo da operação e manutenção	899	721	696
Total	2.046	1.468	1.414
12. Tratamento secundário – calagem – recarbonatação - osmose reversa			
Custo de Construção	1.032	604	559
Custo da operação e manutenção	766	614	589
Total	1.798	1.218	1.148

Fonte: Adaptado de Richard (1998) In: *Wastewater Reclamation and Reuse* apud Santos (2003).

Preços de junho de 1996

Considerando que do nível 5 ao nível 12, os custos da vida útil calculados para cada nível têm uma parcela referente ao tratamento secundário, e considerando que esse tratamento secundário seja o do nível 4 (aeração prolongada), na Tabela 3.19 são apresentados os custos dos processos dos níveis 5, 11 e 12 extraídos da Tabela 3.18 com a subtração do custo do processo secundário por aeração prolongada.

Tabela 3.19 – Estimativa de custos da vida útil em U\$/1.000 m³ para os processos dos níveis 5, 11 e 12 subtraído o custo do tratamento terciário

Processo de Tratamento	itens	Custos da vida útil. US\$/1.000 m ³		
		44 L/s	219 L/s	438 L/s
Clarificação, filtração e desinfecção (Título 22 do Código da Califórnia)	Construção	232	89	89
	Manut./Operação	159	136	135
	Total	391	225	224
Filtração por contato, adsorção por carvão e osmose reversa	Construção	661	521	506
	Manut./Operação	681	572	554
	Total	1342	1093	1060
Calagem, recarbonatação e osmose reversa	Construção	546	378	347
	Manut./Operação	548	465	447
	Total	1094	843	794

Fonte: Adaptado de Richard (1998) In: *Wastewater Reclamation and Reuse* apud Santos (2003).

Preços de junho de 1996

Para efeito de ilustração e comparação dos custos da água produzida para reúso, calculados por Richard (1998) apud Santos (2003), com dados internacionais de custos de tarifa de água tratada, é citado por Tomaz (2001) a pesquisa realizada pela *National Utility Service (US)* e publicados em setembro de 1999 pela revista *Water Conditioning & Purification Magazine* (1999), dos valores de custos da tarifa por m³ de água tratada em 15 países, onde o Canadá se destaca como o país de menor tarifa e a Alemanha como a maior. Apesar de não estar incluído no trabalho, o autor afirma que no Japão o custo da tarifa é de US\$ 3,73, acima, portanto, de todos os outros países.

A Tabela 3.20 apresenta os valores praticados em 15 países do mundo, citados por Tomaz (2001).

Tabela 3.20 - Preço por m³ da tarifa de água em 15 países do mundo em setembro de 1999.

País	Custo (em US\$) / m³ de água
Alemanha	1,89
Dinamarca	1,62
Bélgica	1,53
Holanda	1,24
França	1,22
Inglaterra	1,17
Itália	0,75
Finlândia	0,68
Irlanda	0,62
Suécia	0,57
Espanha	0,56
Austrália	0,49
Estados Unidos	0,47
África do Sul	0,45
Canadá	0,4

Fonte: Revista Water Conditioning & Purification Magazine (1999) in: apud Tomaz (2001).

Em se tratando do Brasil, o autor afirma que o custo médio do m³ de água tratada no mesmo período (1999) esteve no patamar de US\$ 0,47 para abastecimento público, sendo que os valores praticados em 2003 pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, para utilização industrial, foram de R\$ 7,52/m³ de água tratada mais o mesmo valor pelo esgoto a consumidores acima de 50 m³ ao mês. Neste caso, aos valores de US\$ do ano (2003), na realidade o custo da água foi de US\$ 3,00 (câmbio de US\$ 1 = R\$ 2,50 em dezembro de 2003) por m³ para fins industriais, acima, portanto, dos custos de países desenvolvidos, apesar de se tratarem de anos diferentes. A SABESP, no entanto, diferencia custos para fins de abastecimento público e industrial e vem praticando esta política, sendo seguida por outras empresas estaduais de abastecimento de água inclusive a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro - CEDAE.

Levantamento realizado em dezembro de 2005 em 20 grandes empreendimentos comerciais na Cidade do Rio de Janeiro indicou que a tarifa de água e esgotos apresentava um custo de R\$ 8,78 para a faixa de 0 a 20 m³, de R\$ 15,47 para a faixa de 21 a 30 m³ e de R\$ 16,55 para a faixa acima de 30 m³. Neste custo, aproximadamente 55% corresponde ao fornecimento da água e 45% ao esgoto.

3.3.4. Processo de tratamento terciário ao nível 5 conforme Richard (1998)

Em vista de todas as considerações, sobre todos os ângulos considerados na revisão de literatura, do ponto de vista da necessidade de reúso da água, da qualidade necessária para reposição em torres de resfriamento de circuitos semi-abertos, dos valores do custo e, sobretudo sobre as condições e necessidades de conservação das águas para abastecimento de água para uma população, é proposto o tratamento de águas de efluentes domésticos ao nível 5 conforme critério de Richard (1998) e segundo as condições ambientais encontradas no Brasil. Neste sentido, apresenta-se a seguir, breve descrição do processo terciário de tratamento composto de operações unitárias de clarificação (coagulação, floculação e sedimentação), filtração e desinfecção da água.

3.3.4.1. Clarificação

O processo de clarificação é composto basicamente de 3 (três) etapas: coagulação, floculação e decantação que segundo Nunes (1993), quando bem conduzido possibilita a eliminação de partículas em suspensão da água, de origem orgânica e inorgânica. Estas partículas conferem cor e turbidez e são formadas por colóides e pigmentos, algas e organismos vegetais, substâncias geradoras de odor de origem química e biológica, precipitados químicos, bactérias e organismos patogênicos.

O processo inicial de clarificação é denominado coagulação, operação prática onde são adicionados produtos químicos na água, denominados coagulantes, que ao reagirem reduzem as forças que tendem a manter separadas as partículas em suspensão (Richter & Azevedo Netto, 1991).

Segundo Di Bernardo et al (2002), a coagulação das partículas em suspensão pelos agentes de coagulação é considerada como o resultado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, varredura, adsorção e formação de pontes.

Como o material em suspensão não se separa facilmente da água, procuramos desestabilizar o material coloidal através de adição de íons com carga contrária à das partículas coloidais presentes ao meio, geralmente aniônicas. Isto faz com que as partículas se agreguem e sejam separadas por processos físicos de sedimentação e

filtração. A aplicação de um polieletrólito indiferente, tal como o cloreto de sódio, que não tem características de hidrólise ou de adsorção como ocorre com os sais de alumínio e ferro, em um sistema coloidal levará ao aumento da densidade de cargas na camada difusa e diminuirá a esfera de influência, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa.

Algumas espécies químicas são capazes de serem adsorvidas na superfície das partículas coloidais e se possuírem carga contrária a da superfície dos colóides haverá a desestabilização dos mesmos. Ligações de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica são as possíveis causas da atração entre a superfície do colóide e a espécie adsorvida.

Este mecanismo é muito importante quando o tratamento é realizado por meio de tecnologia denominada de filtração direta, pois não há a necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação, mas sim partículas desestabilizadas para serem removidas no meio filtrante (Di Bernardo, 1993 apud Di Bernardo et al, 2002).

Dependendo das características do produto químico utilizado, da dosagem do agente floculante, do pH da mistura e da concentração de alguns íons na água pode ocorrer a formação de precipitados e as partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação para estes precipitados, sendo desta forma removidas. Os sais de alumínio e ferro podem formar os precipitados $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ respectivamente. Este mecanismo é muito utilizado no processo de clarificação em que se têm floculação e sedimentação anteriormente à filtração.

Compostos de alumínio e ferro são normalmente empregados como coagulantes na rotina de tratamento de água existindo modernamente produtos naturais e sintéticos de longa cadeia molecular que apresentam, ao longo da cadeia, grupos com carga e são capazes de agir como coagulantes. São chamados de polieletrólitos e podem ser catiônicos, aniônicos ou anfotéricos e não iônicos de acordo com a carga que apresentam.

O comportamento floculante destes produtos é explicado segundo Mendes (1989) apud Di Benardo et al (2002), pela adsorção à superfície das partículas coloidais, seguida ou pela redução da carga ou pelo entrelaçamento das partículas pelos

polímeros. Esta teoria é justificada pelo fato de que colóides carregados negativamente podem ser desestabilizados por compostos catiônicos e aniônicos.

Segundo Richter & Azevedo Netto (1991), a eficiência da coagulação está relacionada com a formação dos primeiros complexos de cátions metálicos hidrolizados, cuja composição depende das condições da água no momento e no ponto onde entram em contato. Para haver a desestabilização dos colóides é indispensável a dispersão de alguns gramas do coagulante por toda a massa de água num tempo muito curto. Isto implica aplicar o coagulante em uma região de grande turbulência. O agente físico para produzir a coagulação é a agitação da água através da operação denominada de mistura rápida.

Ainda de acordo com Richter & Azevedo Netto (1991), na mistura rápida procura-se a máxima eficiência possível de formação de flocos, que depende da taxa de colisão entre as partículas e von Smoluchowski (1917), demonstrou que a taxa de colisão entre as partículas é resultado do movimento do fluido e desta forma, controlável. A taxa de colisão pode ser expressa da seguinte forma:

$$J_{ij} = 4/3 n_i n_j (Y_{ij})^3 dv/dy \quad (18)$$

Onde

J_{ij} = número de colisões por unidade de tempo entre as partículas (i) e (j);

$n_i n_j$ = concentração de partículas (i) e (j);

Y_{ij} = distância de colisão igual á soma dos raios das partículas;

dv/dy = gradiente de velocidade.

O gradiente de velocidade dv/dy é comumente denominado de G e possui fator preponderante na formação de flocos sendo, portanto, bastante utilizado em estudos de tratabilidade de águas para valores de clarificação.

A *American Water Works Association* - AWWA, 3ª ed. (1971) no manual “Water Treatment Plant Design” sugere tempos de detenção na câmara de mistura rápida de 10 a 30 s, com aparelhos de mistura de potência relativamente alta, de modo a promover gradientes de velocidade variáveis com o tempo de mistura conforme tabela 3.21.

Tabela 3.21 – Tempo de detenção versus gradiente de velocidade

Tempo de Detenção (S)	Gradiente de velocidade (S^{-1})
20	1000
30	900
40	790
> 40	700

Fonte: AWWA, 3ª ed. (1971) do manual “Water Treatment Plant Design” apud Richter & Azevedo Netto (1991).

Pesquisas de Letterman et al apud Richter & Azevedo Netto (1991), concluíram que a mistura rápida é função do tempo de mistura T, da dose de sulfato de alumínio aplicada C e do gradiente de velocidade G, e que a operação de mistura rápida encontra um ponto ótimo quando:

$$GTC^{1,46} = 5,9 \times 10^6 \quad (19)$$

Por hipótese, fazendo-se $G = 1500$ e $C = 30$ mg/l, encontraremos $T = 27$ s

Na prática a mistura rápida pode ser conseguida hidraulicamente através de escoamentos em ressaltos hidráulicos denominados na engenharia de medidores ou calhas Parshall ou por intermédio de agitadores mecânicos.

De forma a se obter as melhores condições de mistura rápida, gradiente de velocidade (G_{mr}) e tempo de agitação (T_{mr}), que ocorrem em um dado processo de tratamento de água é necessário se utilizar recursos laboratoriais através de ensaios denominados Jarreste ou teste de jarros. Para cada estação de tratamento de água, há uma combinação de “ G_{mr} ” e “ T_{mr} ” no equipamento de Jarreste que reproduz aproximadamente a mistura do coagulante em escala real (Di Bernardo et al, 2002). O exame laboratorial normalmente é necessário, pois dentre outros fatores, a qualidade da água bruta, mecanismo dominante de coagulação e tipo de coagulante influenciam significativamente os valores de T_{mr} e G_{mr} .

Nas unidades hidráulicas o valor de T_{mr} normalmente é inferior a 1 S e em unidades mecanizadas pode chegar a 30 S enquanto que o valor de G_{mr} que otimiza o processo pode variar de 200 a 2000 S^{-1} .

A segunda etapa da clarificação que ocorre imediatamente após a coagulação é denominada de floculação e consiste na aglomeração das partículas, já desestabilizadas

na coagulação, pelas colisões induzidas por seu movimento relativo. É chamado de floculação pericinética quando o movimento das partículas é causado pelo movimento Browniano e floculação ortocinética quando causado por gradientes de velocidade gerados na água por seu movimento (floculação hidráulica) ou por agitadores mecanizados (floculação mecânica) (Richter & Azevedo Netto, 1991).

No processo, inicialmente são aplicados gradientes de velocidade mais elevados para aumentar as chances de contato das partículas já desestabilizadas pela coagulação. O gradiente de velocidade é então reduzido à medida que os flocos são formados para diminuir sua quebra devida à agitação (Di Bernardo et al, 2002).

Os principais parâmetros que influenciam o processo são o gradiente de velocidade de floculação (G_f) e o tempo de floculação (T_f). O trabalho de Mendes (1989) apud Di Bernardo et al (2002), baseado em estudos de redução de cor aparente de águas em reator estático, observou que o valor ótimo de G_f diminui à medida que aumenta o tempo de floculação T_f .

Os parâmetros G_f e T_f dependem do mecanismo da coagulação, tipo de coagulante, qualidade da água bruta, uso de auxiliares de floculação, etc. e normalmente variam entre 10 e 60 S^{-1} para G_f e 10 e 40 minutos para T_f (Di Bernardo et al, 2002).

O uso de polímeros naturais ou sintéticos como auxiliares de floculação são largamente utilizados e segundo Di Bernardo et al (2002) foi estudado por Costa (1992), Paixão (1996), Di Bernardo (1997) e Marinelli (1999), chegando os autores à conclusão de que vários benefícios tais como a redução considerável da dosagem do coagulante primário, maior velocidade de decantação dos flocos formados e aumento da vazão de água tratada são conseguidos com sua utilização.

A terceira etapa da clarificação é denominada de sedimentação ou decantação. Esta consiste no pelo fenômeno físico em que as partículas em suspensão apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade em função de sua maior massa específica em relação ao líquido, propiciando a clarificação do meio líquido (Di Bernardo et al, 2002).

A decantação convencional pode ser realizada em unidades de escoamento horizontal de manto de lodos e em unidades de escoamento vertical ascendente. Pode

também ser realizada em altas taxas, em unidades providas de placas ou módulos tubulares (Di Bernardo et al, 2002).

O movimento descendente é chamado de velocidade de sedimentação (V_s) e está compreendido entre 15 e 60 m/d (1,042 a 4,17 cm/min) com tempo de detenção ou sedimentação entre 2 e 4 horas (Di Bernardo et al, 2002). Outro parâmetro importante nos decantadores, que influenciam a remoção de partículas é a relação Q/A , conhecida como taxa de escoamento superficial, é usualmente dada em $m^3/m^2.dia$ e é numericamente igual à velocidade crítica de sedimentação V_{CS} . Todas as partículas com velocidade de sedimentação igual ou superior a V_{CS} , serão inteiramente removidas no decantador. Os flocos formados pelo sulfato de alumínio geralmente sedimentam a uma velocidade compreendida entre 18 e 70 m^3/m^2 dia (1,25 e 4,86 cm/min) (Richter & Azevedo Netto, 1991).

Nos decantadores de fluxo horizontal utiliza-se mais comumente uma relação entre o comprimento e largura de 3 a 4. A profundidade tem sido adotada geralmente entre 3,5 e 4,5 m (Richter & Azevedo Netto, 1991).

3.3.4.2. Filtração

A segunda etapa do processo em estudo é a filtração. Este consiste em um processo de separação sólido/líquido envolvendo fenômenos físicos, químicos e, às vezes, biológicos. Visa a remoção das impurezas da água por sua passagem através de um meio poroso. (Richter & Azevedo Netto, 1991).

Os filtros podem ser classificados em lentos ou rápidos segundo a velocidade em que a água atravessa o meio filtrante e ascendentes ou descendentes de acordo com sentido do fluxo.

De acordo com Richter & Azevedo Netto (1991), o material granular dos filtros deve apresentar grãos com tamanhos e variação de tamanhos dentro de padrões determinados pelas normas técnicas e denomina-se tamanho efetivo d_{10} ao tamanho dos grãos abaixo do qual ficam retidos 10% da massa total do material filtrante granular. A relação d_{60}/d_{10} representa um coeficiente de uniformidade do material granular, sendo empregado nas construções de filtro uniformidade de material granular valores compreendidos entre 1,5 e 2,0.

O parâmetro de cálculo e operação de filtros denominado taxa de filtração, é dado em $m^3/m^2.dia$, sendo normal valores compreendidos entre 120 e 360 para os filtros de uma camada (ver tabela 3.22) e entre 240 e 600 para os filtros de camada dupla (Richter & Azevedo Netto, 1991).

O mecanismo de filtração ocorre principalmente por transporte e difusão (físicos) e por aderência devido às forças intermoleculares e/ou eletrostáticas e pontes químicas (físico-químicos) entre as partículas e os grãos do filtro. Durante o processo de funcionamento, à medida que mais partículas são retidas no leito filtrante, aumentam a velocidade intersticial e a perda de carga. Parte das partículas são arrastadas para o interior do leito podendo ser arrastadas para o filtrado. A fim de diminuir problemas de qualidade final de água tratada são utilizadas taxas de filtração declinantes para diminuir o arraste, embora a eficiência do filtro dependa também do tamanho, forma e a distribuição dos grãos, porosidade e profundidade do leito.

A Tabela 3.22 apresenta as características básicas dos meios filtrantes dos filtros normalmente utilizados no Brasil (Di Bernardo et al, 2002).

Tabela 3.22 – Características básicas dos meios filtrantes.

	Areia convencional (camada única)	Areia e antracito (camada dupla)	
		Areia	Antracito
Tamanho mínimo dos grãos (mm)	0,30 a 0,42	0,42 a 0,59	0,71 a 0,84
Tamanho máximo dos grãos (mm)	1,41 a 2,0	1,41 a 2,0	2,0 a 2,4
Tamanho efetivo (mm)	0,4 a 0,55	0,45 a 0,55	0,9 a 1,1
Coefficiente de uniformidade	1,5 a 1,8	1,5 a 1,8	1,5 a 1,8
Espessura da camada	0,6 a 0,8	0,2 a 0,25	0,45 a 0,6

Fonte: Di Bernardo et al (2002).

Quando a taxa de filtração diminui consideravelmente, a lavagem dos filtros é fundamental para o bom funcionamento da filtração e deve ser feita a alta velocidade no sentido ascendente para provocar a expansão (10 a 20%) do leito e assim arrastar as

partículas retidas no filtro. A velocidade da lavagem fica entre 0,5 e 0,6 m/min nos filtros descendentes e entre 0,8 e 1,0 m/min para os filtros ascendentes (Richter & Azevedo Netto, 1991).

3.3.4.3. Desinfecção

A desinfecção é a terceira etapa do projeto proposto. Segundo Lapolli et al. In: Desinfecção de Efluentes Sanitários (2003), do ponto de vista de saúde a desinfecção é a etapa mais importante do tratamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos.

Após o processo de clarificação e filtração do efluente oriundo da estação de tratamento de esgotos, se faz necessário realizar a desinfecção para possibilitar a utilização segura do efluente final no reúso em alimentação de circuitos semi-abertos com recirculação de água. Tal afirmação baseia-se no fato de que em que pesem os aperfeiçoamentos atingidos pelos processos na eficiência do tratamento de esgotos, estes são insuficientes na inativação de organismos patogênicos (Gonçalves et al, 2003) e considerando que as torres de resfriamento, pelas características do processo de troca térmica, produzem aerossóis no entorno das mesmas, o risco ao ser humano se torna óbvio. A EPA (Agência de Proteção Ambiental dos EUA) encoraja as empresas de saneamento a reexaminar todos os aspectos de suas práticas de desinfecção atuais, para identificar oportunidades de melhoria da qualidade da água final, sem reduzir a proteção antimicrobiana (Nuvolari et al, 2003).

A utilização de fontes de cloro para desinfecção de águas de abastecimento público e também de águas residuárias era o processo mais utilizado no mundo inteiro até a década de 70 quando se descobriu que algumas substâncias orgânicas como os fenóis, ácidos húmicos e fúlvicos podem atuar como precursores na formação de trihalometanos e outros produtos suspeitos de serem potencialmente tóxicos. Desta forma ozônio, compostos de bromo, H₂O₂ e radiação ultravioleta tem sido largamente pesquisados (Nuvolari et al, 2003).

A desinfecção não visa a eliminação total dos microrganismos e sim inativar seletivamente as espécies de organismos presentes no esgoto sanitário, em especial as que ameaçam a saúde humana (Gonçalves et al, 2003).

Segundo Piveli et al (2003), a inatividade dos microrganismos em função do tempo por um determinado desinfetante obedece a uma equação de primeira ordem e foi enunciada por Chick em 1908.

$$dN/dt = -KN \quad (20)$$

onde:

dN/dt = velocidade de decaimento dos organismos

K = coeficiente de reação ou taxa de mortalidade.

N = número de microrganismos ainda vivos no instante t .

A resolução desta equação leva à lei de Chick:

$$N = N_0 \cdot e^{-kt} \quad (21)$$

Ainda segundo Piveli et al (2003), como na prática são observadas discrepâncias em relação ao decaimento exponencial, Watson (1908) através de análises de dados de sistemas com várias concentrações de desinfetantes demonstrou que há relação logarítmica entre a concentração do desinfetante e a velocidade média da reação. Propôs a seguinte reação:

$$K = K' \cdot C^n \quad (22)$$

Onde:

C = concentração do desinfetante

n = coeficiente

K' = coeficiente da reação de inativação independente de C e N ; T^{-1} .

A combinação das duas equações nos leva a lei de Chick-Watson.

$$dN/dt = K.N.C^n \quad (23)$$

Por outro lado, o processo de inativação é influenciado pela temperatura e para a correção da constante de velocidade da reação em outras temperaturas diferentes daquelas disponíveis pela literatura podemos utilizar a equação de Arrhenius:

$$K'_t = K'_{20} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (24)$$

Em que:

K'_t = constante da velocidade de reação á temperatura T

K'_{20} = constante da velocidade de reação á temperatura de 20° C

θ = coeficiente experimental associado á energia de ativação e á constante universal dos gases.

Além dos valores trabalhados pela Lei de Chick-Watson, devemos levar em consideração o valor denominado Fator CT (mg.min/L), que segundo a própria lei é definido como o produto da concentração residual do desinfetante (C) em mg/L, pelo tempo (T) em minutos, que esse produto fica em contato com a água (Nuvolari et al, 2003).

Cloração

O cloro é o agente desinfetante mais utilizado no mundo inteiro. Seu mecanismo de ação deve-se principalmente à oxidação do material celular. A inibição enzimática e danificação do material genético são outros mecanismos responsáveis pela ação do cloro como desinfetante (Gonçalves et al, 2003).

O cloro reage com a água formando ácido hipocloroso (HClO) que se dissocia em íons hipoclorito OCl^- e íons hidrogênios H^+ dependendo do pH conforme figura 3.3.

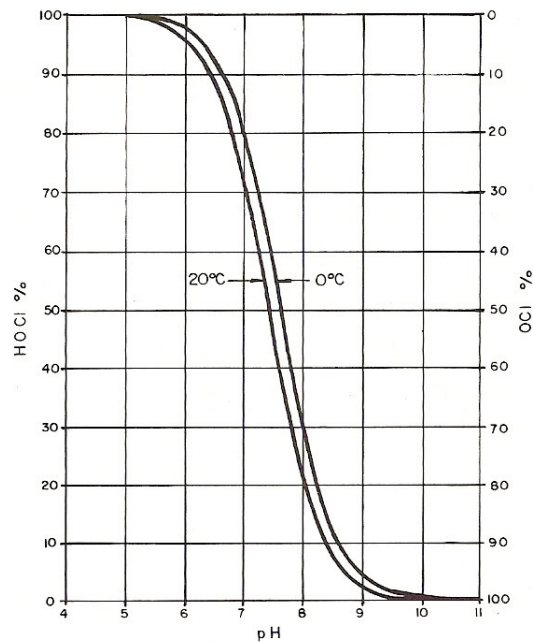


Figura 3.3 – Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH e temperatura

Fonte: Richter & Azevedo Netto (1991)

O interesse no processo de cloração está na formação dos dois compostos, principalmente do ácido hipocloroso por possuir maior poder desinfetante do que o íon hipoclorito.

O cloro por ser um forte agente oxidante, reage com grande número de substâncias redutoras orgânicas ou inorgânicas presentes na água implicando, por vezes, dosagens elevadas para a obtenção da ação desinfetante.

Uma das reações mais importantes do cloro em água ocorre na presença de amônia formando as cloraminas (mono, di e tricloraminas) que possuem muito baixo poder desinfetante quando comparado ao do ácido hipocloroso, mas em contrapartida mais estáveis que este sendo, portanto, vantajoso a formação destes compostos em alguns casos práticos, gerando o que os técnicos chamam de demanda de cloro.

A Figura 3.4 apresenta a curva de cloro residual pela adição de cloro em presença de amônia.

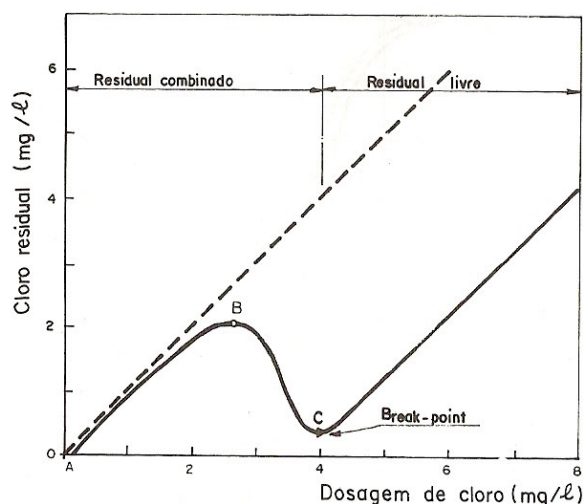


Figura 3.4 – Cloro residual para uma água contendo N amoniacal.

Fonte: Richter & Azevedo Netto (1991)

Na figura 3.4 verifica-se que entre os pontos A e B o residual de cloro aumenta e são formadas as cloraminas mono e di cuja proporção depende do pH.

A partir do ponto B ocorre a decomposição das cloraminas com diminuição também do cloro residual até o ponto C, a partir do qual o residual de cloro passa a crescer proporcionalmente ao acréscimo da dosagem.

Profissionais que atuam na área denominam o ponto C de “break-point” o qual indica que toda a amônia já foi consumida pelo cloro.

Fator importante na cloração, bem como em todos os processos de desinfecção, as concentrações de sólidos em suspensão acarretam barreiras na ação desinfetante do cloro, na eliminação ou inativação de agentes patógenos. As concentrações recomendadas, por exemplo, pela Portaria 518/2004-MS para potabilidade de água, não devem ultrapassar valores de sólidos em suspensão que ocasionem valores de turbidez acima de 1 UNT (unidade nefelométrica de turbidez), quando a água for tratada.

Na prática da desinfecção pode ser utilizado cloro gasoso, hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio e dióxido de cloro, que são os agentes inorgânicos mais facilmente encontrados no mercado.

A Tabela 3.23 apresenta as principais vantagens e desvantagens da desinfecção utilizando cloro.

Tabela 3.23 – Vantagens e desvantagens da desinfecção com cloro.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia amplamente conhecida • Menor custo • Cloro residual prolonga a desinfecção e indica eficiência do processo • Efetiva e confiável para grande variedade de patógenos • Oxida certos compostos orgânicos e inorgânicos • Flexibilidade de dosagens. 	<ul style="list-style-type: none"> • Cloro residual tóxico; requer descloração • Todas as formas de cloro são altamente corrosivas e tóxicas • As reações com cloro geram compostos potencialmente perigosos (trihalometanos – THM) • Aumenta os sólidos totais dissolvidos • O cloro residual é instável na presença de materiais que demandam cloro • Alguns patógenos são resistentes.

Fonte: Adaptado de Usepa (1986), Tchobanoglous & Burton (1991), von Sperling (1996), Campos (1999) e Sant’Ana (2002) apud Gonçalves et al in: Desinfecção de Efluentes Sanitários, 2003.

Desinfecção pelo ozônio

As primeiras aplicações do ozônio em tratamento de água aconteceram em Wiesbaden (1896) e Nice (1906) segundo Richter & Azevedo Netto (1991). Lapolli et al (2003) descrevem cronologicamente a história do ozônio no mundo a partir de 1839 desde sua descoberta em 1839 por C. F. Schonbein, passando por 1983 com o início de sua utilização no Brasil até 1990 em que afirmam que cerca de 40 sistemas de tratamento de água nos Estados Unidos usavam ozônio e 20 novos estavam sendo construídos e projetados.

É conhecido como o germicida mais eficiente entre os agentes desinfetantes por ser um poderoso agente oxidante, possuindo uma ação mais intensa e mais rápida do que o cloro, sendo inclusive eficiente na eliminação de esporos, cistos de amebas e de poliovirus (Richter & Azevedo Netto, 1991).

Devido a sua instabilidade o ozônio é produzido no próprio local através da aplicação de uma corrente elétrica em um fluxo de ar ou oxigênio, o que ocasiona diversos efeitos sendo os principais (Richter & Azevedo Netto, 1991):

- a) oxidação da matéria orgânica, produzindo ozonidas e CO₂;
- b) Alveamento e melhoria da cor;
- c) Redução dos teores de ferro e manganês;
- d) Ação sobre ácidos húmicos, formando produtos biodegradáveis;
- e) Desintegração de fenóis;
- f) Remoção de certas substâncias orgânicas não biodegradáveis.

Quando utilizado na desinfecção de efluentes domésticos, trabalhos de Lapolli et al. (2003) apresentam resultados onde residuais de 0,2 mg/L reduzem 99% dos coliformes totais, dosagens de 0,9 mg/L destroem as cercarias de esquistossomose em 3 minutos e atuam de maneira eficaz sobre bactérias, vírus, *Giardia sp*, *Cryptosporidium sp* e amebas. A Tabela 3.17 apresenta valores comparativos do valor do fator CT (produto da concentração do desinfetante em mg/L pelo tempo T em minutos), para cloração e ozonização.

Tabela 3.24 – Valores comparativos de CT (mg.min/L) entre ClO₂ e O₃.

Microrganismos	ClO ₂	O ₃
<i>E. coli</i>	0,4-0,75	0,002
Pólio 1	0,2-6,7	0,1-0,2
Rotavírus	0,2-2,1	0,006-0,06
Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	-	0,5-0,6
Cistos de <i>Giardia muris</i>	7,2-18,5	1,8-2,0
<i>N. gruberi</i> (NEG)	15,47	4,23

Fonte: Adaptado de Langlais et al apud Lapolli et al in: Desinfecção de Efluentes Sanitários (2003).

No Brasil o ozônio ainda não é empregado em larga escala em processos de tratamento de água. Em primeiro lugar pelo seu custo de implantação, pela pouca experiência prática dos técnicos envolvidos, pela tecnologia basicamente vinda do exterior e pelo fato de que o residual obtido não é estável.

Desinfecção por radiação ultravioleta (UV)

De acordo com Gonçalves et al (2003), a descoberta dos efeitos da luz sobre o desenvolvimento de microrganismos e sua conseqüente multiplicação de células, data do século XIX e foram comprovados através de trabalhos de Barnard & Morgan (1903), que utilizaram correntes elétricas para produzir radiações com comprimento de onda entre 226 nm e 328 nm.

Apesar da comprovação da ação germicida da radiação UV desde o início do século XX, só recentemente está sendo mais empregada para a desinfecção em processos de tratamento de águas mostrando-se altamente competitiva com a cloração-descloração na desinfecção dos esgotos sanitários e na Tabela 3.25 são apresentadas as principais vantagens e desvantagens da desinfecção com radiação UV.

Tabela 3.25 – Vantagens e desvantagens da desinfecção com UV

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none">• A desinfecção com UV é efetiva na inativação de muitos vírus, esporos e cistos.• A desinfecção com UV é um processo físico que, ao contrário de desinfetantes químicos, elimina a necessidade de geração, manuseio, transporte ou estocagem de produtos químicos em geral tóxicos/perigosos/corrosivos.• Não geram efeitos residuais prejudiciais aos humanos ou à vida aquática.• A desinfecção com UV é facilmente controlada pelos operadores.• Tem tempo de contato menor quando comparada a outros desinfetantes. (aproximadamente 20 a 30 segundos com lâmpadas de baixa pressão).• O equipamento de desinfecção com UV requer menos espaço que outros métodos.	<ul style="list-style-type: none">• Baixas dosagens podem não ser efetivas na inativação de alguns vírus, esporos e cistos.• Os microrganismos podem, às vezes, reparar e reverter os efeitos destrutivos do UV por meio de mecanismo de reativação, conhecido como fotoreativação, ou em ausência de luz, conhecido como recuperação no escuro.• Necessidade de programa preventivo para controle da formação de biofilmes nos tubos (reator de contato).• Turbidez e sólidos suspensos totais no esgoto podem prejudicar a eficiência da inativação.• A desinfecção UV não tem custo competitivo com a cloração, mas os custos são competitivos quando comparados com cloração-descloração.

Fonte: Adaptado de Usepa, 1999 apud Gonçalves et al in: Desinfecção de Efluentes Sanitários, 2003.

Ainda de acordo com Gonçalves et al (2003), a ação germicida da radiação UV deve-se à interação da radiação luminosa com as moléculas do material celular, promovendo ruptura das ligações químicas, fragmentando-as, processo esse denominado de fotólise. Por sua vez, proteínas e ácidos nucleicos absorvem intensamente a radiação na faixa de 100 a 280 nm, o que pode desequilibrar o metabolismo das células e, eventualmente, leva-las à morte.

Segundo Gonçalves et al (2003), de acordo com os efeitos aos seres vivos, a radiação UV pode ser dividida em 3 faixas:

- UV-A: sua radiação possui comprimento de onda entre 315 nm (90,8 kcal/einstein) e 400 nm (71,5 kcal/einstein). É o menos perigoso para os seres humanos devido à baixa energia.
- UV-B: possui comprimento de onda entre 280 nm (102 Kcal/einstein) e 315 nm (90,8 kcal/einstein). É a mais destrutiva forma da luz UV, porque tem energia bastante para gerar danos em tecidos biológicos.
- UV-C: comprimento de onda entre 200 e 280 nm e energia entre 143 e 102 kcal/einstein respectivamente. É nessa faixa que a radiação UV é utilizada comercialmente como germicida e o intervalo entre 245 e 285 é considerado como a faixa germicida ótima para a inativação dos microrganismos, pois segundo a Tabela 3.26, a energia de dissociação das ligações químicas em sistemas microbiológicos, encontram-se exatamente dentro desta faixa germicida de UV.

Tabela 3.26 – Energias de ligação em sistemas microbiológicos.

Ligação	Energia de dissociação da ligação (Kcal/Einstein)
O-H	110 a 111
C-H	96 a 99
N-H	93
C=O	173 a 181
C-N	69 a 75
C=C	146 a 151
C-C	83 a 85

Fonte: March, 1985, apud WEF, 1996, apud Gonçalves et al in: Desinfecção de Efluentes Sanitários, 2003.

Pode-se ainda demonstrar o efeito germicida do comprimento de onda através da Figura 3.5 que apresenta a curva do efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV entre 200 e 300 nm.

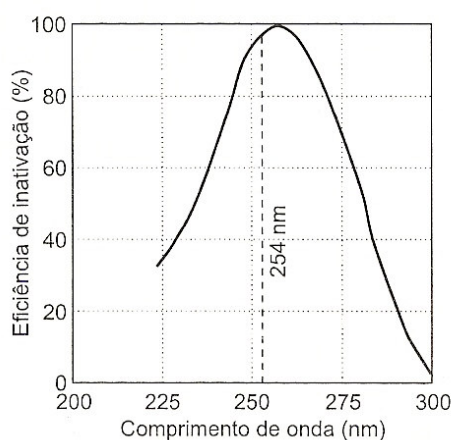


Figura 3.5 - Efeito germicida associado ao comprimento de onda da radiação UV

Fonte: Gonçalves et al in: Desinfecção de Efluentes Sanitários, 2003.

Apesar do comprimento de onda estar associado ao valor efetivo da ação germicida, a dose da radiação UV é o principal parâmetro de projeto e controle operacional da desinfecção sendo o seu valor representado pela intensidade (energia total incidente) da radiação UV multiplicada pelo tempo de exposição.

Por sua vez e da mesma forma que a cloração o material particulado interfere na ação germicida, pois impede a penetração da radiação UV nas células, sendo os valores limitados pela qualidade da água utilizada.

A Tabela 3.27 descreve os efeitos de alguns parâmetros do esgoto na desinfecção pela radiação UV.

Tabela 3.27 - Efeito de alguns parâmetros do esgoto na desinfecção por radiação UV.

Características do esgoto	Efeitos na desinfecção UV
Amônia	Nenhum detectado
Nitrito	Nenhum detectado
Nitrato	Nenhum detectado
Demanda bioquímica de oxigênio	Nenhum detectado. Entretanto, se grande parte da DBO é húmica e/ou de compostos não saturados (ou conjugados). Então a transmissão do UV pode ser diminuída.
Dureza	Afeta a solubilidade de metais que podem absorver a luz UV. Pode levar à precipitação de carbonatos nos tubos de quartzo.
Materiais húmicos, ferro	Alta absorbância de radiação UV.
pH	Afeta a solubilidade de metais e carbonatos.
SST	Absorve a radiação UV e protege microrganismos no interior das partículas.

Fonte: Adaptado de USEPA (1999) apud Gonçalves in: Desinfecção de Efluentes Sanitários, 2003.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de atender aos objetivos e baseados na revisão de literatura, a pesquisa buscou responder as seguintes hipóteses:

- 1 – É possível nitrificar o meio água de uma Estação de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado e Aeração Prolongada ao nível de reúso da água para alimentação de torres de resfriamento?
- 2 – Esta hipótese satisfeita, processos físico-químicos terciários simples constituídos de clarificação, filtração e desinfecção podem atingir a qualidade de água necessária para reúso na alimentação de torres de resfriamento?
- 3 – Sendo as duas questões respondidas, são os custos e a qualidade da água obtida fatores compensadores do ponto de vista econômico e ambiental?

Com estas questões colocadas, foi estabelecida uma rotina de trabalho que seguiu as seguintes etapas:

- 1 – levantamento bibliográfico intenso sobre o tema de forma a estabelecer o atual estado da arte;
- 2 – escolha e seleção de Estações de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado e Aeração Prolongada para estudo de campo, em escala real, de forma a praticar as modificações do processo de nitrificação do meio, em nível secundário de tratamento;
- 3 – testes, em bancada laboratorial, com o objetivo de encontrar os parâmetros ideais de operação do processo de clarificação dos efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado e Aeração Prolongada selecionadas e subsidiar o dimensionamento de unidade piloto;
- 4 – construção, em escala piloto, de unidade para clarificação, filtração e desinfecção da água oriunda das Estações de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado e Aeração Prolongada em nível terciário;
- 5 – obtenção de resultados, modificações para otimização, verificação da aplicabilidade em escalas reais;
- 6 – avaliação de custos e a apropriação da prática de forma a evitar que a proposta e resultados se percam no discurso acadêmico;
- 7 – proposição da aplicabilidade do projeto.

A pesquisa é, portanto, metodologicamente experimental realizada no campo real e em bancada laboratorial, através de modelo reduzido com objetivos práticos de intervir em processos já implantados e em funcionamento, a fim de obter ganhos não obrigatoriamente econômicos, mas principalmente ambientais e conseqüentemente de saúde.

A partir das considerações podemos, então, descrever os Materiais e Métodos empregados.

4.1. Descrição básica da pesquisa

Foram selecionadas 3 (três) estações de tratamento de esgotos por lodo ativado variação aeração prolongada, em pleno funcionamento de 3 (três) empreendimentos para o estudo. A escolha das estações foi baseada na eficiência que apresentavam, na importância para os seus empreendedores do reúso de água, por participarem de programa de auto-controle de operação de estações de tratamento de esgotos (PROCON) da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA-RJ) e pela facilidade de acesso aos dados de operação. Fatores técnicos para a escolha são mencionados ao longo do texto.

Os responsáveis pelos empreendimentos selecionados autorizaram a utilização de suas dependências para a realização da pesquisa bem como do banco de dados das análises de controle do efluente das estações de tratamento de esgotos as quais, devido à exigência estabelecida em sua licença de operação, são encaminhadas ao órgão de controle ambiental do Estado do Rio de Janeiro (FEEMA).

As análises são efetuadas pela empresa AQUALAB QUÍMICA E SERVIÇOS LTDA., devidamente registrada na FEEMA, a qual, além de disponibilizar o banco de dados acima, financiou toda a pesquisa através da realização das análises complementares necessárias bem como a montagem e operação da unidade piloto. Apesar da autorização por parte dos responsáveis pelos empreendimentos no acesso às suas dependências e utilização do banco de dados, por motivos próprios e não informados, não autorizaram a sua identificação.

Duas das estações escolhidas pertencem a dois Centros Comerciais e a terceira a uma grande empresa. As fontes de águas potáveis utilizadas pelos empreendimentos são exclusivamente da concessionária de abastecimento público de água - CEDAE em um dos Centros Comerciais e de poços tubulares misturada com a água da concessionária nos outros dois empreendimentos. Dois empreendimentos estão localizados na cidade do Rio de Janeiro e o terceiro na baixada fluminense e foram selecionados em virtude da já mencionada facilidade de acesso disponibilizada pelos responsáveis pelas estações ao autor, bem como terem como usuários classes sociais diferentes. Outra razão para a escolha, e talvez a mais importante tecnicamente, é que as fontes de águas potáveis utilizadas possuem baixo teor de sólidos totais dissolvidos, no caso do empreendimento que só utiliza água da concessionária do município do Rio de Janeiro; e médio teor, no caso dos outros dois empreendimentos que utilizam água da concessionária misturada á dos poços tubulares. Além destes fatos, estes setores escolhidos têm um elevado consumo de água para resfriamento (aproximadamente 30 % de toda a água consumida) e normalmente já possuem estação de tratamento de esgotos por lodo ativado.

Foi montada e operada uma unidade piloto para tratamento terciário por clarificação seguida de filtração e desinfecção dos efluentes das ETEs escolhidas visando ajustar os parâmetros físico-químicos às exigências de qualidade recomendadas pela literatura para o reúso na alimentação de sistemas de resfriamento abertos com recirculação de água.

Nas Figuras 4.1 a 4.7 são apresentadas as estações de tratamento de esgotos dos empreendimentos denominados de A e C, sendo que a estação de tratamento B é construtivamente similar à estação A e por esta razão suas fotos foram omitidas.



Figura 4.1 - Estação de tratamento de esgotos do empreendimento A.



Figura 4.2 - Calha Parshal da estação do empreendimento A.



Figura 4.3 - Tanques de lodo da estação do empreendimento A.



Figura 4.4 - Saída do efluente tratado da estação do empreendimento A.



Figura 4.5 - Tanque de aeração da estação de tratamento de esgotos do empreendimento C.



Figura 4.6 - Tanque de digestão de lodo da estação do empreendimento C.



Figura 4.7 – Decantador secundário da estação do empreendimento C.

4.2. Descrição da unidade piloto

Inicialmente foi selecionada a vazão de 120 litros/hora para desenvolver o dimensionamento da unidade piloto. O critério fundamental para a escolha desta vazão foi facilitar os cálculos para o dimensionamento dos componentes da unidade.

Com esta vazão estabelecida e considerando que o tempo de detenção hidráulica recomendado pela literatura está compreendido entre 2 e 4 horas, foi escolhido o tempo de 3,5 horas para este parâmetro, implicando que a soma dos volumes dos tanques de floculação e decantação deveria ser de aproximadamente 420 litros.

Para facilitar o transporte para os locais das Estações de Tratamento de Esgotos escolhidas, a unidade piloto deveria ser compacta e, de acordo com essa premissa, as fases de floculação e decantação foram projetadas em um único tanque com dois compartimentos, de forma cilíndrica e fundo cônico para a remoção do lodo formado e decantado. Os compartimentos para a floculação e de mistura rápida para a aplicação dos produtos químicos foram dimensionados após terem sido encontradas as condições ideais do processo nos testes de bancada realizados através do jarteste.

Os componentes principais e dimensões da unidade piloto estão relacionados abaixo.

- **Um tanque** de 150 litros para o recebimento do efluente da estação de tratamento de esgotos a ser clarificado;
- **Uma bomba** centrífuga com vazão ajustada para 120 litros/hora para o recalque do efluente para o floco-decantador;
- **Uma caixa de Mistura Rápida** para a adição e mistura do floculante, auxiliar de floculação e alcalinizante se necessário com volume de 2 litros;
- **Um agitador com regulador de rotação de 100 a 500 rpm para a mistura rápida.**
- **Um agitador com regulador de rotação de 10 a 50 rpm para a zona de mistura lenta de floculação.**
- **Um Floco-decantador** cilíndrico com fundo cônico para a coagulação e decantação dos sólidos em suspensão com as seguintes dimensões e características:
 - altura cilíndrica de 1,5 m;
 - diâmetro de 0,6 m;
 - área de 0,283 m²;
 - altura do cone de 0,5 m;
 - tempo de detenção de aproximadamente 3,5 horas;
 - velocidade ascensional do líquido de 0,75 cm/min.
- **Três tanques** para a alimentação de soluções de coagulante, auxiliar de floculação e carbonato de sódio.
- **Três bombas dosadoras** para a aplicação do coagulante, auxiliar de floculação e do alcalinizante;
- **Um tanque** de 150 litros para o recebimento do efluente clarificado proveniente do floco-decantador;
- **Uma bomba centrífuga** com vazão ajustada para 120 litros/hora para recalque do efluente clarificado;
- **Um filtro** de fluxo descendente constituído de meio filtrante de antracito e areia com o objetivo de reter os sólidos em suspensão maiores que 30 microns que não foram decantados e retidos no floco-decantador com as seguintes características:

- altura 0,90 m;
- área de filtração: 0,012 m²;
- taxa de filtração: 167 L/m²/min.
- **Um tanque** para o preparo da solução e alimentação de hipoclorito de sódio;
- **Uma bomba dosadora** para a aplicação da solução de hipoclorito de sódio;
- **Um filtro de cartucho de polipropileno** com porosidade de 5 microns para polimento final do efluente.

Foi preparado um ramal de ligação na saída das estações de Tratamento de Esgotos para alimentar a unidade piloto.



Figura 4.8 – Unidade piloto.

4.3. Jarteste

Inicialmente foi feito um estudo no laboratório da empresa Aqualab Química e Serviços através do jarteste (teste do jarro) para cada efluente a ser clarificado tendo como objetivo encontrar as condições ideais de coagulação, floculação e sedimentação, bem como subsidiar o dimensionamento da unidade piloto. Os parâmetros estudados no jarteste foram:

- gradientes de velocidade de mistura rápida (Gmr) e de floculação (Gf), tempos de agitação (Tmr e Tf) e tempo de decantação (Td);
- tipo e concentração de coagulante mais indicado para o processo;
- tipo e concentração do auxiliar de floculação;
- valor de pH inicial.

Foi utilizado um aparelho de jarteste da marca Policontrol modelo Floc Control II, composto de 6 jarros de 2000 ml, conforme figura 4.9, cujas características principais são: agitador com controle de rotação até 150 rpm, capacidade de 4 programas com até 20 passos para cada programa controlando velocidade e tempos de mistura rápida, floculação e decantação, cronômetro, mudança automática de cada passo e sinalização de fim de programa, distribuidor simultâneo de dosagens e coletor múltiplo de amostras permitindo, respectivamente, adicionar os reagentes em todas as cubas ao mesmo tempo e retirar amostras de todas as cubas também ao mesmo tempo. O ponto de retirada de amostras de cada cuba está localizado a 7 cm abaixo do seu nível superior, profundidade esta que possibilita calcular a velocidade de sedimentação das partículas que foram coaguladas.



Figura 4.9 – Aparelho de jarteste.

Os parâmetros analíticos de controle determinados no jarteste foram pH, cor aparente e turbidez e os respectivos equipamentos de laboratório utilizados para a medida destes parâmetros foram:

- **pH** - pHmetro marca Metler modelo MP 220.
- **cor Aparente** - Espectrofotômetro marca Hach modelo DR 2010. Método 8025 (APHA / Platinum-cobalt Standard Method) Adaptado de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Water. Res. Vol. 30, nr. 11, pp. 2771-2775, 1996.*
- **turbidez** - Turbidímetro Digital marca Orbeco-Hellige.

Foram também utilizados balança analítica marca Metler modelo H31AR bem como vidrarias diversas tais como bechers, balões e pipetas volumétricas.

Todos os aparelhos utilizados são calibrados anualmente por empresa credenciada da Rede Brasileira de Calibração/INMETRO e aferidos periodicamente seguindo um programa de qualidade estabelecido pela empresa.

Os produtos químicos utilizados como coagulantes nos testes foram o sulfato de alumínio em pó (fórmula $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), cloreto férrico em pó (com 38 a 40% em massa/massa de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e hidróxi-cloreto de alumínio (também denominado de cloreto de polialumínio ou policloreto de alumínio), aplicados através de uma solução a 1 % m/v. Foram também utilizados como auxiliares de floculação os polieletrólitos: catiônico Flonex 9045 da SNF do Brasil Ltda. à base de polímero de acrilamida e o aniônico IFloc 103 BT de fabricação da CIBA Especialidades Químicas Ltda., aplicados através de uma solução a 0,1 % m/v. A barrilha, fórmula Na_2CO_3 , em solução a 1 % m/v foi usada para o ajuste do pH.

Para cada efluente foram feitos testes com os coagulantes escolhidos sem e com a utilização dos auxiliares de floculação. As amostras dos efluentes das estações de tratamento de esgotos selecionadas para a realização dos testes foram retiradas em diversos horários de modo a observar o comportamento da clarificação com variações dos parâmetros turbidez e cor iniciais. Os ensaios foram efetuados de acordo com os procedimentos sugeridos por Di Bernardo et al (2002).

4.3.1. Testes com os coagulantes sem os auxiliares de floculação

Os testes foram executados para cada coagulante de acordo com os seguintes passos:

1. inicialmente foram feitas as medições de pH, turbidez e cor aparente nas amostras a serem testadas;
2. sem ajustar o pH, foi selecionada a velocidade de agitação para a mistura rápida em 150 rpm e adicionadas simultaneamente quantidades iguais de 3,0 ml (15 mg/L) do coagulante nos tubos de adição de produtos das cubas de 1 a 5;
3. os tempos de mistura rápida escolhidos foram de 60, 50, 40, 30 e 20 segundos para as cubas 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente;
4. o coagulante foi adicionado em cada cuba seguindo a programação de modo a garantir os tempos de agitação de mistura rápida escolhidos para as cubas conforme o passo 3;
5. após a etapa de mistura rápida, a velocidade de agitação foi reduzida para 20 rpm e o tempo de agitação escolhido foi de 20 minutos para a etapa de floculação;
6. terminada a etapa de floculação, a agitação foi encerrada, os agitadores levantados e utilizado um tempo de decantação de 5 minutos o qual implica uma velocidade de sedimentação de 1,4 cm/min. Esta velocidade de decantação foi escolhida de modo a garantir o dobro da velocidade ascensional da estação piloto que é de 0,7 cm/min. Encerrado o tempo de decantação, foram coletadas imediata e simultaneamente amostras de cada cuba para a realização dos testes de turbidez, cor aparente e pH final;
7. os resultados foram anotados em uma planilha de controle para comparações de desempenho entre os coagulantes;
8. os procedimentos de 2 a 7 foram repetidos 5 (cinco) vezes, nas mesmas condições, exceto com as velocidades de agitação da mistura rápida em 140, 130, 120, 110 e 100 rpm para cada repetição tendo como objetivo encontrar a combinação velocidade de agitação e tempo de mistura rápida que ocasionava a maior remoção de turbidez na amostra estudada.

Obtida a melhor combinação de velocidade de agitação e tempo de mistura rápida para cada coagulante, os ensaios foram repetidos para outros valores de pH, objetivando encontrar a faixa de pH inicial ideal que ocasionava a maior remoção de turbidez. Os passos abaixo descrevem esta etapa:

1. o pH inicial da amostra foi ajustado entre 6,0 e 8,0, em cada cuba com intervalos de aproximadamente 0,5 pontos;
2. foram adicionados simultaneamente 3,0 ml do coagulante em cada cuba utilizando a velocidade de agitação e tempo de mistura rápida admitidos como ideais nos ensaios anteriores;
3. após a etapa de mistura rápida a velocidade foi reduzida para 20 rpm e o tempo de floculação ajustado para 20 minutos;
4. terminada a floculação e a decantação de 5 minutos, foram retiradas simultaneamente amostras de cada cuba para a realização dos testes de turbidez, cor aparente e pH final;
5. os resultados foram anotados em uma planilha de controle.

Os ensaios foram repetidos combinando quantidades dos coagulantes, velocidades de agitação e tempos de floculação.

As concentrações utilizadas dos coagulantes foram de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 mg/L, correspondentes a 1, 2, 3, 4, 5 e 6 ml da solução a 1% m/v em cada cuba de 2,0 litros. Os tempos de floculação testados foram de 10, 20, 30 e 40 minutos com velocidades de 20, 30, e 40 rpm.

Visualmente todos os testes demonstraram que os flocos formados pelos três coagulantes escolhidos, sem a adição dos auxiliares de floculação e nas diversas condições de trabalho, eram pequenos e todas as cubas ainda apresentavam grande quantidade de flocos acima do ponto de retirada das amostras indicando serem pouco densos e com baixa velocidade de sedimentação. Este fato foi confirmado pelos elevados percentuais de turbidez e cor aparente residuais nas amostras retiradas a 7 cm abaixo do nível superior das cubas do jarreste sinalizando, desta forma, a necessidade da utilização de auxiliares de floculação.

4.3.2. Testes com os coagulantes e os auxiliares de floculação

Como os testes feitos somente com os coagulantes não obtiveram resultados satisfatórios desejados, foram repetidos os procedimentos de 1 a 8 da primeira fase e de 1 a 5 da segunda fase, mas desta vez com a utilização de auxiliares de floculação das classes catiônica (Flonex 9045 da SNF do Brasil Ltda.) e aniônica (Ifloc 103 BT da CIBA Especialidade Químicas Ltda.) disponíveis no mercado, e aplicados juntamente com os três coagulantes estudados.

4.4. Descrição do processo de tratamento terciário

4.4.1. Fluxograma

O fluxograma do processo é mostrado na Figura 4.9, com seu respectivo processo operacional.

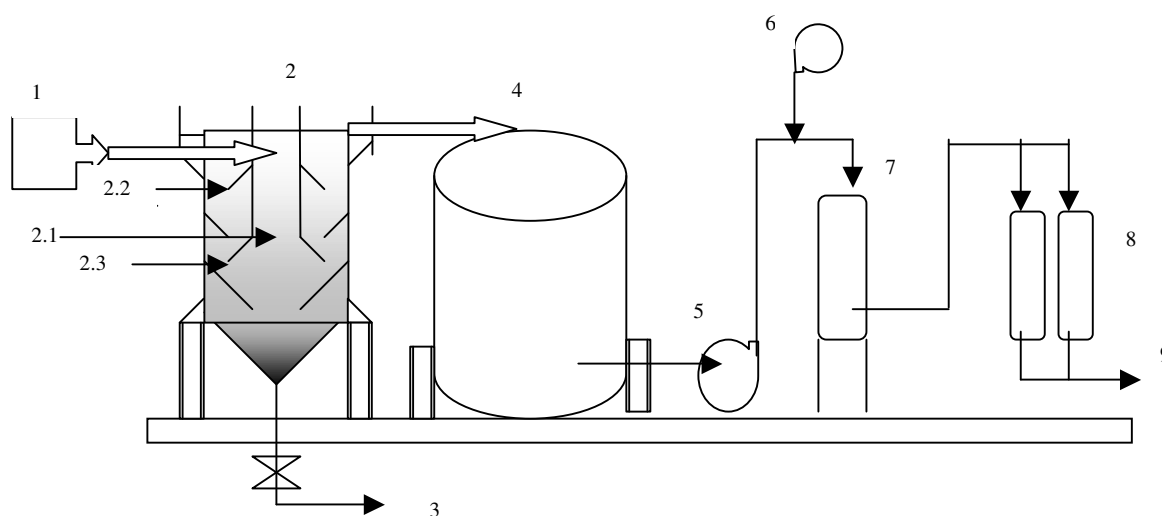


Figura 4.9 – Fluxograma do processo

Legenda:

1	Caixa de adição de coagulante e auxiliar de floculação	2.3	Chicanas	7	Bomba dosadora de cloro
2	Floco decantador	4	Retirada de lodo	7	Filtro de areia
2.1	Zona de floculação	5	Tanque de água clarificada	8	Filtros de cartuchos
2.2	Zona de decantação	6	Bomba de recalque	9	Saída de água tratada

4.4.2. Descrição do processo

Encontradas as condições ideais de clarificação o efluente das estações de tratamento de esgotos tinha seu pH ajustado para a faixa ideal no tanque de alimentação era, então, bombeado à caixa de mistura rápida para a aplicação do coagulante sulfato de alumínio e o auxiliar de floculação aniônico, através das bombas dosadoras nas concentrações estabelecidas no jarteste e seguindo por transbordamento para o floco-decantador onde ocorria a formação e sedimentação dos flocos. Após a coagulação, floculação e sedimentação dos flocos formados, o clarificado seguia também por transbordamento para o tanque de efluente clarificado. O efluente clarificado era então bombeado, passando pelo filtro de areia para a remoção dos sólidos em suspensão com diâmetro maior que 30 microns e que não tinham sido retidos na fase de floculação/decantação, recebia uma desinfecção com cloro e novamente filtrado no filtro de cartucho de polipropileno de 5 microns para um polimento final.

O teste foi conduzido durante 15 dias para cada estação e análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos de controle no efluente da estação e no efluente final após o tratamento terciário foram realizadas a cada 3 dias. As amostras para a execução das análises dos parâmetros de interesse foram obtidas através de amostragem composta pela retirada de alíquotas iguais de 2 em 2 horas por um período de 24 horas após o qual eram conduzidas ao laboratório. As análises foram executadas segundo metodologia preconizada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th. Edition, 1995*.

Análises de turbidez foram realizadas no próprio local a cada hora com o objetivo de monitorar a eficiência do processo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a apresentação dos resultados o trabalho foi dividido de forma a apresentar uma seqüência no sentido do entendimento da pesquisa: águas que irão gerar esgotos e que podem ser utilizadas como de reposição das torres de resfriamento; águas que são esgotos e que devem ser tratadas independentes se servirão para reposição; esgotos tratados após modificação de processo de nitrificação e águas tratadas por processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção com objetivos de reuso em torres de resfriamento.

As análises de água potável e do efluente das estações de tratamento de esgotos foram realizadas por período de 12 meses, de julho de 2004 a junho de 2005.

5.1. Resultados das Análises da Água Potável e do Efluente das Estações de Tratamento de Esgotos

Fator importante para o reuso, a fonte inicial de água que gerou o efluente após utilização, apresentou resultados que não influenciaram no processo de tratamento de esgotos pelo processo biológico existente. Por outro lado a Tabela 5.1 mostra que os valores iniciais de concentrações de substâncias na água potável encontram-se de acordo com os limites máximos proposto por EPA (1992), dependendo apenas para a sua utilização direta, de fatores inerentes ao funcionamento da torre, como por exemplo, os Índices de Corrosão discutidos no Capítulo III. A Tabela 5.1 apresenta as médias dos resultados físico-químicos da água potável utilizada nos três empreendimentos lembrando que a Empresa A, utiliza água tratada fornecida somente por Empresa de Saneamento, dentro do padrão de potabilidade da portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e as Empresas B e C complementam o fornecimento da Empresa de Saneamento com água de poços profundos tubulares também de acordo com os padrões de potabilidade vigentes. Os resultados das Empresas B e C foram obtidos a partir da água misturada, uma vez que será a água geradora do efluente a ser tratado.

Tabela 5.1 – Médias dos Resultados das análises da água potável utilizada nos três empreendimentos.

Parâmetro	unidade	Emp. A	Emp. B	Emp. C	Limites EPA
pH		6,9	6,5	6,9	6,9 - 9,0
N nitrato	mg/L N	0,1	0,25	0,31	NS
Turbidez	UNT	< 1,0	< 1	< 1,0	50
Cloretos	mg/L Cl ⁻	13,2	88,1	95,0	500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	26,0	112,3	134,5	650
Sílica	mg/l SiO ₂	4,4	12,0	7,2	50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,12	0,21	0,18	0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	< 0,01	0,05	0,08	0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	22,1	85,35	109,88	125
Magnésio	mg/L Mg ⁺	4,6	6,7	2,6	0,5
Bicarbonato	mg/L HCO ₃ ⁻				24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ²⁻	3,8	5,8	4,2	200
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	80,0	340,0	280,7	500

Emp. A: Empresa A – água somente da concessionária (CEDAE);

Emp. B: Empresa B – água da concessionária e poços tubulares;

Emp. C: Empresa C – água da concessionária e poços tubulares;

Limites EPA: Limites para água de reposição em torres de resfriamento segundo EPA;

NS – Não sugerido.

Foi verificado que à exceção da turbidez e da concentração de Alumínio, todos os outros parâmetros são afetados pela mistura da água de fonte diferente. A fonte de água da Empresa de Saneamento é única e, portanto, todas as águas deveriam apresentar o padrão semelhante, sendo a diferença de concentrações negligenciáveis devido apenas à distância da fonte e a idade das tubulações. Ressalta-se também que as

águas de mistura são bastante diferentes em sua qualidade ocasionando concentrações maiores de sais, acarretando qualidade inferior à água para reposição na torre de resfriamento e ocasionando menor ciclo de concentração o que implica maior vazão da purga.

Foi observado que apesar da qualidade da água misturada ser inferior à água da Empresa de Saneamento, a mesma continua, sob o ponto de vista físico-químico, dentro dos padrões de potabilidade da água exigidos pelo Ministério da Saúde, bem como nos limites estabelecidos por EPA (1992), para reposição de água em torres de resfriamento.

Há que se ressaltar a concentração do elemento magnésio, pois se trata de valores discutíveis de concentração e conflitantes entre especialistas uma vez que mesmo em águas bem tratadas no Brasil, o valor de magnésio já presente e dissolvido está acima do valor colocado por EPA (1992). Estes valores de magnésio encontrados nas águas brasileiras justificam-se pela distribuição abundante do elemento no solo e nas jazidas calcárias em praticamente todo o território brasileiro e a sua redução ao nível proposto por EPA (1992), é inviável para as condições brasileiras e a experiência tem demonstrado que águas brasileiras com concentrações maiores de magnésio não afetam significativamente as torres, ou seja todas as torres no país usam água de reposição com magnésio acima do limite sugerido por EPA (1992). O valor de sólidos totais dissolvidos reflete a presença de sais de magnésio e cálcio.

5.2 – Resultados das Análises das Estações de Esgotos

De acordo com a descrição das estações de esgotos, todos os empreendimentos tratam seus esgotos por processo biológico por lodo ativado variação aeração prolongada. As estações são semelhantes e foram dimensionadas para carga orgânica em média de 100 kg DBO/dia. Cálculos, discussão do processo e medições não foram objetivos do trabalho, mas evidentemente operar o processo de forma a nitrificar o meio ao nível de eficiências de retirada de Nitrogênio Amoniacal compatíveis a processos de reuso de água para reposição de torres de resfriamento. Desta forma e conforme a revisão bibliográfica, o processo de operação da estação A foi modificado no sentido de nitrificar o meio, aos limites máximos possíveis microbiológicos conforme sugerido por von Sperling (1997). A estação C não necessitou de modificações por operar ao nível de idade do lodo (θ_c) de 30 dias.

Portanto, uma das estações de tratamento que funcionava com a idade de lodo (θ_c) de aproximadamente 20 dias, passou a operar com idade de lodo (θ_c) de 30 dias levando as células a traçar sua curva de crescimento a estágios próximos ao decaimento celular ou morte de células, sendo neste momento o processo trabalhado no seu limite da vida e muito próximo da autólise. Este processo é experimental e os resultados alcançados podem ser encontrados na Tabela 5.2 que apresenta as médias encontradas nos afluentes e efluentes das estações dos empreendimentos, após as modificações de operação, durante um período de 12 meses de funcionamento ininterrupto. Deve-se ressaltar, no entanto, que no empreendimento B não foi possível levar a idade de lodo a valores limites, o que por sua vez foi interessante, pois permitiu observar os processos sobre o aspecto da operação a dados diferentes, sendo neste caso o meio oxigenado acima de valores normais de operação para que a reação seqüencial da série nitrogenada, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, pudesse acontecer.

Tabela 5.2 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento A estudado.

Parâmetro	unidade	Afluente	Efluente	Eficiência da		Limites EPA
				Remoção	%	
pH		6,9	6,5	-		6,9 – 9,0
DBO	mg/L O ₂	423,0	29,0	93,14		25
DQO	mg/L O ₂	647,0	46,0	92,89		75
N amônia	mg/L N	23,5	1,37	94,17		1,0
N nitrato	mg/L N	0,54	22,3	-		NS
Idade do lodo	dias	-	30	-		NS
Turbidez	UNT	36,0	13,0	63,89		50
Cloretos	mg/L Cl ⁻	55,4	54,1	-		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	68,0	64,5	-		650
Fosfatos	mg/L P	16,3	11,0	32,51		4
Sílica	mg/L SiO ₂	6,4	6,0	-		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1	-		0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,41	0,39	-		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	0,03	0,03	-		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	59,8	56,7	-		125
Magnésio	mg/L Mg ⁺	4,6	3,4	-		0,5
Bicarbonato	mg/L HCO ₃ ⁻	9,1	4,5	--		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ²⁻	7,8	7,8	-		200
Óleos e graxas	mg/L	45,9	12,7	72,33		NS
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	340,0	325,0	-		500
Sólidos Totais em Suspensão	mg/L NaCl	277,3	65,3	76,45		100
Vazão média	m ³ /dia		255,0			NA

NS – Não sugerido;

NA – Não aplicável;

Limites EPA - Limites para reposição em torres de resfriamento recomendados por EPA (1992).

Tabela 5.3 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento B estudado.

Parâmetro	unidade	Afluente	Efluente	Eficiência da		Limites EPA
				Remoção	%	
pH		6,5	6,6	-		6,9 – 9,0
DBO	mg/L O ₂	412,0	45,0	89,08		25
DQO	mg/L O ₂	657,0	78,0	88,13		75
N amônia	mg/L N	29,0	2,2	92,41		1,0
N nitrato	mg/L N	2,7	18,4	-		NS
Idade do lodo	dias	-	18	-		NS
Turbidez	UNT	29,0	10,0	65,52		50
Cloretos	mg/L Cl ⁻	88,1	86,5	-		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	112,3	110,0	-		650
Fosfatos	Mg/L P	13,5	10,1	25,18		4
Sílica	mg/L SiO ₂	12,0	11,6	-		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1	-		0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,21	0,26	-		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	0,05	0,05	-		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	96,5	92,4	-		125
Magnésio	mg/L Mg ⁺	6,7	4,4	-		0,5
Bicarbonato	mg/L HCO ₃ ⁻	3,9	4,6	-		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ²⁻	6,8	6,0	-		200
Óleos e graxas	mg/L	72,0	6,1	91,52		NS
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	440,0	412,0	-		500
Sólidos Totais em Suspensão	mg/L NaCl	330,2	43,0	86,98		100
Vazão média	m ³ /dia		266,0	-		NA

NS – Não sugerido;

NA – Não aplicável;

Limites EPA - Limites para reposição em torres de resfriamento recomendados por EPA (1992).

Tabela 5.4 – Médias dos Resultados das análises do afluente e efluente do empreendimento C estudado.

Parâmetro	unidade	Afluente	Efluente	Eficiência da		Limites EPA
				Remoção	%	
pH		6,8	6,4	-		6,9 – 9,0
DBO	mg/L O ₂	466,0	19,5	95,81		25
DQO	mg/L O ₂	655,3	27,8	95,76		75
N amônia	mg/L N	25,1	0,31	98,76		1,0
N nitrato	mg/L N	0,41	24,1	-		NS
Idade do lodo	dias		30	-		NS
Turbidez	UNT	48,0	6,0	87,5		50
Cloretos	mg/L Cl ⁻	85,0	90,4	-		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	134,5	127,3	-		650
Fosfatos	mg/L P	18,2	14,0	23,08		4
Sílica	mg/L SiO ₂	7,2	6,5	-		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1	-		0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,28	0,21	-		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	0,01	0,01	-		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	118,6	104,38	-		125
Magnésio	mg/L Mg ⁺	2,6	2,3	-		0,5
Bicarbonato	mg/L HCO ₃ ⁻	9,5	3,9	-		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ²⁻	4,2	3,9	-		200
Óleos e graxas	mg/L	45,0	4,4	90,22		NS
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	480,7	410,5	-		500
Sólidos Totais em Suspensão	mg/L NaCl	325,6	18,1	94,44		100
Vazão média	m ³ /dia		381,6			NA

NS – Não sugerido;

NA – Não aplicável;

Limites EPA - Limites para reposição em torres de resfriamento recomendados por EPA (1992).

Como pode ser observado o processo de tratamento de esgotos apresenta resultados da eficiência de remoção esperada para os diversos parâmetros compatíveis com a literatura (von Sperling, 1997). Dos dados obtidos pode-se verificar que as estações A e B, operam praticamente à carga nominal média pré-estabelecida em

projeto (107 kg DBO/dia e 109 kg DBO/dia) e a estação C com valores 70% acima de valores médios, o que não influenciou na eficiência do processo, sendo que em termos de DBO e DQO, está acima das outras estações (95% e 95% respectivamente).

Retornando a um dos objetivos da pesquisa, ou seja, nitrificar o meio no processo de tratamento de esgotos reduzindo a concentração do Nitrogênio Amoniacal a níveis de utilização em águas para reposição de torres de resfriamento, todos os processos dos empreendimentos estudados apresentaram níveis satisfatórios (94%, 92% e 98% respectivamente), mesmo aquele que não opera com idade do lodo avançada (empreendimento B com $\theta = 18$ dias).

Para efeito da pesquisa, na questão de redução da concentração de Nitrogênio Amoniacal, tanto as modificações de operação pela idade de lodo, como pela maior oxigenação do meio, podem ser realizadas para satisfazer a qualidade de água para reposição através de processos biológicos de tratamento de esgotos, sendo então factível e possível de serem aplicadas na prática diária de operações das estações.

O mesmo não pode ser afirmado com relação a outros parâmetros tais como, por exemplo, na redução de turbidez (64%, 65%, 87% nas estações A, B e C), que apesar de serem valores esperados dentro dos parâmetros aceitáveis para lançamento de esgotos tratados em corpo receptor (CONAMA, 2005), estão muito próximos de patamares de utilização de água para torre de resfriamento. Da mesma forma valores de cloretos e de Sólidos Totais Dissolvidos praticamente não se modificam e por sua vez dependem da qualidade da água que gerou o esgoto, como já citado.

5.3. Resultados do jarteste

Com os resultados encontrados na fase de tratamento biológico, e conforme proposta, a segunda questão da pesquisa, ou seja, se o processo terciário de tratamento físico-químico é possível de melhorar a qualidade de água para reuso em torres de resfriamento. A fim de atingir esse objetivo, pesquisa exploratória de concentrações de coagulantes químicos, velocidades e tempos de mistura rápida, velocidades e tempos de floculação, auxiliares de floculação e pH ideal, foram realizadas em laboratório em equipamento denominado na língua inglesa de “*jar test*” e já adaptado para a língua portuguesa por diversos autores como “*jarteste*”, que simula o processo de clarificação com a finalidade de encontrar os melhores parâmetros citados para o processo.

Neste sentido foram realizados testes de concentração de coagulantes comuns normalmente utilizados em clarificação de água, sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio, aplicados em concentrações de acordo com os valores de turbidez no efluente tratado das Estações A, B e C, valores estes de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 mg/l, e desta forma foram obtidos os melhores resultados de eficiência de redução de cor e turbidez para a estação A, em função da variação do tempo de mistura rápida conforme a tabela 5.5.

Tabela 5.5 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do efluente da estação A.

		Condições dos Testes				
		Turbidez inicial = 11 UNT / Cor = 160 Pt-Co / pH inicial = 6,19				
		Sulfato de Alumínio = 15 mg/l / Cloreto Férrico = 20 mg/l / Policloreto de Alumínio = 20 mg/l				
		Gmr = 150 S ⁻¹ / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.				
		Tempo de Mistura Rápida (Tmr)				
Parâmetro	Coagulante	60	50	40	30	20
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	2,6	2,5	2,2	2,4	2,6
	Cloreto Férrico	3,9	3,1	2,62	2,9	2,87
	Policloreto de Alumínio	3,02	2,6	2,4	2,1	3,15
Cor Residual	Sulfato de Alumínio	75	73	77	68	79
	Cloreto Férrico	90	87	90	94	85
	Policloreto de Alumínio	82	89	90	85	83

Para melhor entendimento dos resultados da Tabela 5.5, são apresentados, sob forma gráfica, os valores da turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida da estação A na Figura 5.1 e os resultados da cor residual em função do mesmo parâmetro na Figura 5.2.

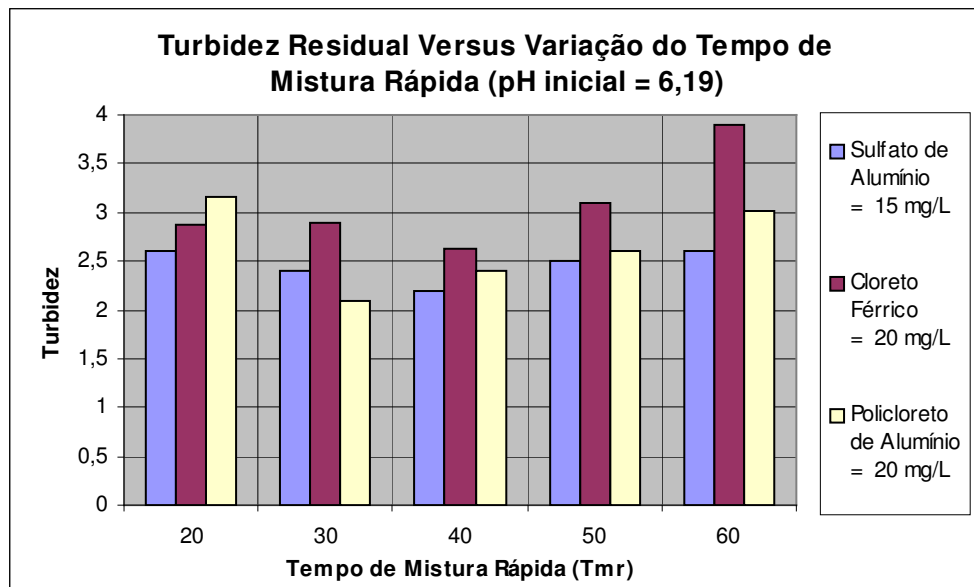


Figura 5.1 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação A.

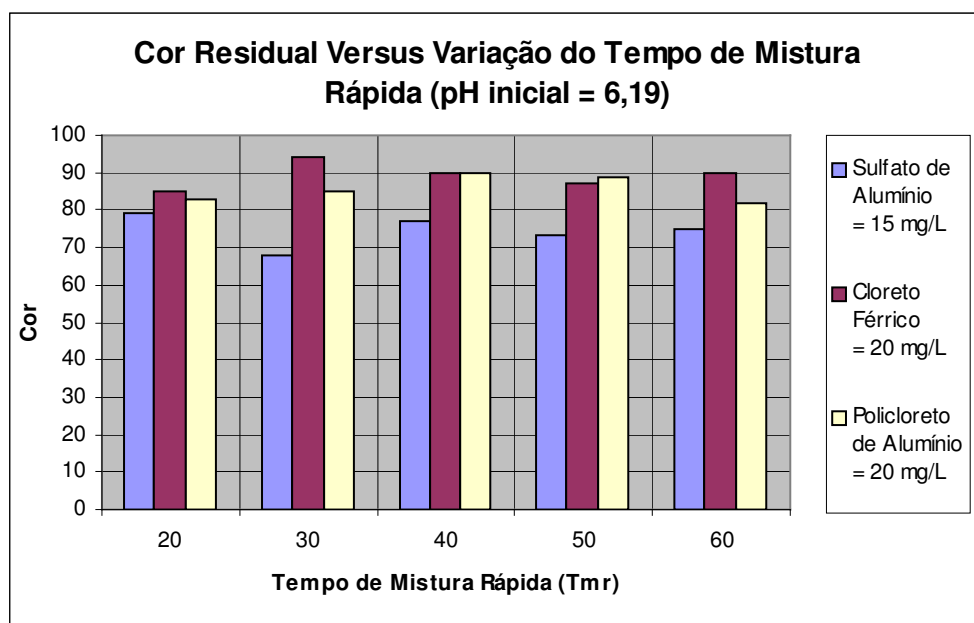


Figura 5.2 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação A.

Através das tabelas e de melhor forma visual com auxílio das Figuras 5.1 e 5.2, pode-se verificar claramente que para os efluentes tratados da Estação A, o sulfato de alumínio, independente do tempo de mistura rápida, apresentou os melhores resultados de redução de turbidez e cor para o processo de clarificação, embora todos os coagulantes possam atingir valores aceitáveis de reuso. Ainda de acordo com os

métodos para estudos de jarreste, deve-se verificar qual o pH ótimo de coagulação, bem como utilizar auxiliares de floculação para melhores clarificações, uma vez que, a desinfecção é recomendada para valores em torno de 1 NTU de turbidez e, desta forma, foram realizados testes laboratoriais para determinação do melhor pH para aplicação dos mesmos coagulantes, cujos resultados encontrados podem ser verificados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A.

Condições dos Testes						
Turbidez inicial = 11 UNT / Cor = 160 Pt-Co						
Sulfato de Alumínio = 15 mg/L / Cloreto Férrico = 20 mg/L / Policloreto de Alumínio = 20 mg/L						
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.						
		pH				
Parâmetro	Coagulante	6,15	6,5	7,12	7,49	7,82
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	2,1	2,32	2,01	2,04	2,41
	Cloreto Férrico	3,12	3,2	2,4	2,31	2,35
	Policloreto de Alumínio	2,4	2,62	2,67	2,15	2,3
	Sulfato de Alumínio	65	68	63	85	90
Cor Residual	Cloreto Férrico	78	83	70	75	77
	Policloreto de Alumínio	63	70	64	66	72

As Figuras 5.3 e 5.4 apresentam os resultados da Tabela 5.6 sob forma gráfica.

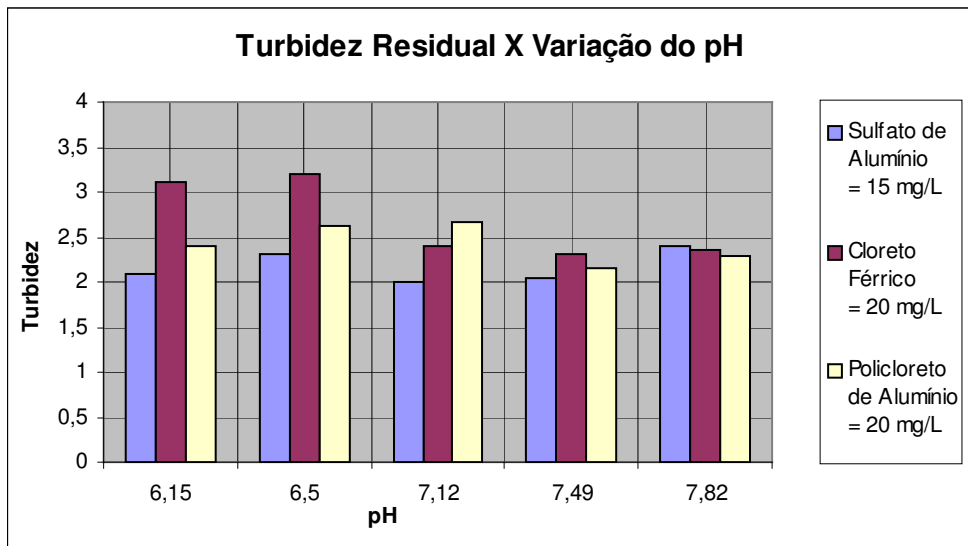


Figura 5.3 - Turbidez residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A.

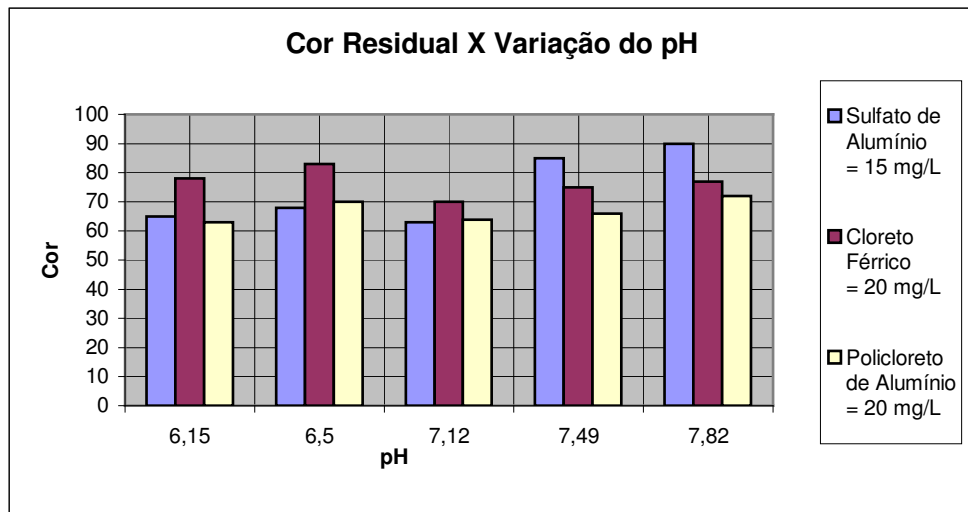


Figura 5.4 - Cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação A.

Ao se analisar os resultados pode-se verificar que o pH tem influencia maior na atuação do sulfato de alumínio como coagulante. Valores de pH muito acima de 7, atuam com menor eficiência em termos de redução de cor, pois normalmente a solubilidade das substâncias que conferem cor é quebrada pelo abaixamento do pH e, uma vez quebrada, comportam-se como qualquer outra partícula de turbidez. Outro fator da influência negativa do elevado valor de pH para o sulfato de alumínio é provavelmente a solubilização dos hidróxidos de alumínio formados no meio não reagindo desta forma com as cargas negativas de pigmentos geradores de cor da água. No caso, portanto, sendo o pH do efluente a ser tratado pelo processo acima de 7, há necessidade de correção de pH antes da coagulação, sendo o pH ideal entre 6,5 – 7,12, para este efluente.

Seguindo ainda, o método de ensaio para encontrar os melhores resultados na redução da turbidez e cor do efluente oriundo da estação A, foram utilizados, nos testes laboratoriais com variação de pH, auxiliares de floculação catiônico e aniônico, sendo os resultados apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Valores médios do desempenho dos floculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação A.

Condições dos Testes							
Turbidez inicial = 11 UNT / Cor = 160 Pt-Co							
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.							
Dosagens			pH				
Parâmetro	Coagulante	Aux. Floculação	6,22	6,5	6,91	7,58	7,9
Turbidez Residual	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	0,82	0,81	0,8	0,8	0,77
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Aniônico 0,75 mg/L	0,37	0,39	0,37	0,4	0,42
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1,95	1,1	1,06	1,12	1,15
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	0,82	0,73	0,6	0,71	0,83
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1	1,06	0,9	0,95	1,12
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	0,61	0,64	0,85	0,87	0,73
Cor Residual	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	51	54	52	60	50
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	38	36	37	42	42
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	50	54	56	50	50
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	48	46	42	48	50
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	53	49	47	51	52
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	50	42	44	51	55

As Figuras 5.5 e 5.6 apresentam de forma gráfica os resultados da redução da turbidez com a adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e variação do pH aos coagulantes testados.

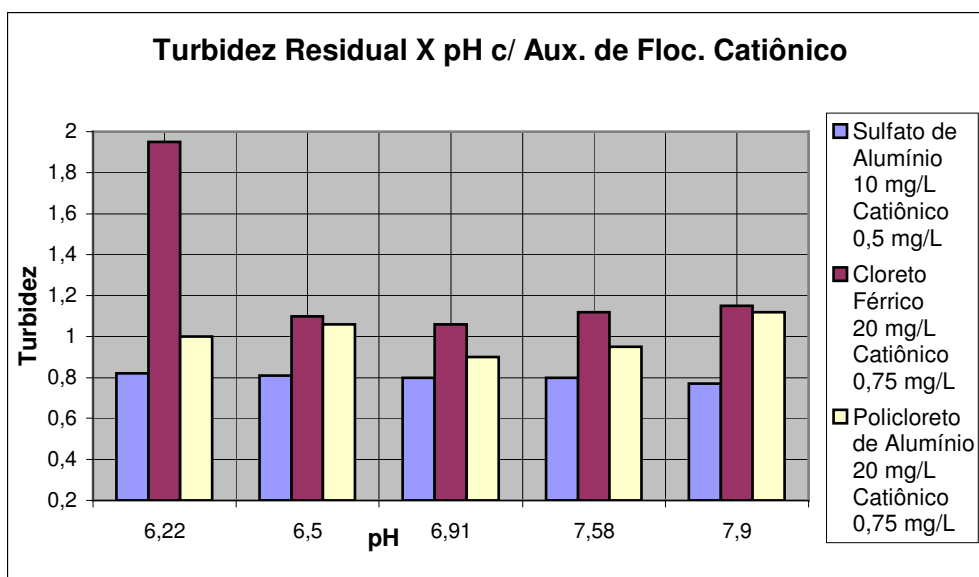


Figura 5.5 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico.

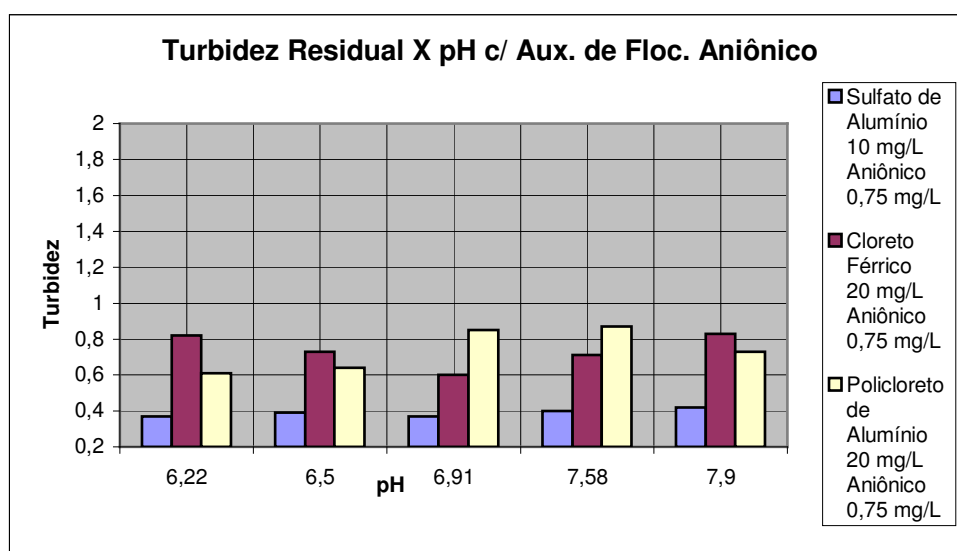


Figura 5.6 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico.

Pode-se verificar que o melhor resultado para qualquer pH, com auxílio dos auxiliares de floculação, é para o efluente da Estação A, o sulfato de alumínio, sendo neste caso recomendado o auxiliar de floculação aniônico, que chegou a resultados de valores de 0,37 NTU na turbidez residual. Os dois auxiliares de floculação conseguiram também a redução na dosagem do sulfato de alumínio de 15 para 10 mg/L.

Do mesmo modo são apresentadas as Figuras 5.7 e 5.8 com relação aos valores encontrados para a redução de cor.

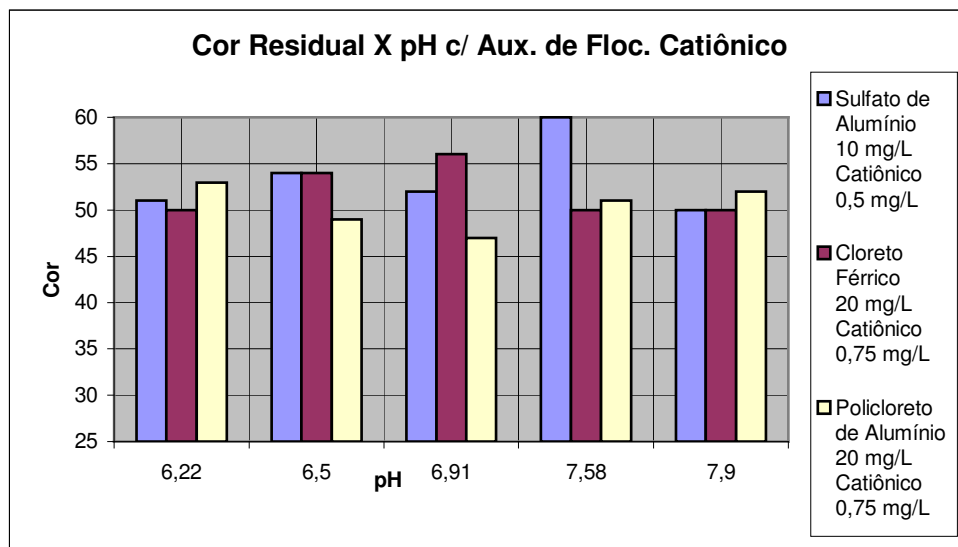


Figura 5.7 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico.

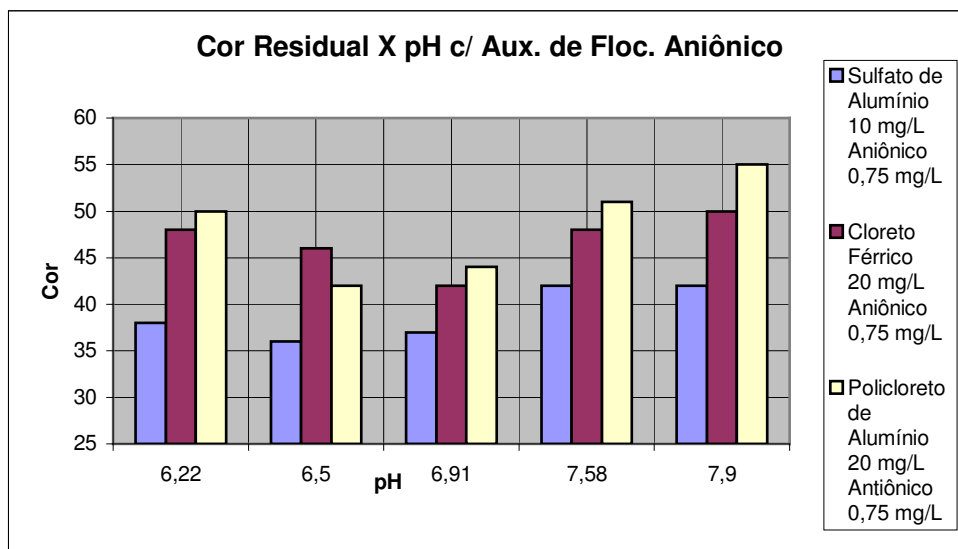


Figura 5.8 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação A utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico

Verifica-se que com auxiliares de coagulação catiônico e aniônico, o sulfato de alumínio combinado com o auxiliar de floculação aniônico apresenta os melhores resultados como coagulante químico e nestas dosagens deve ser testado no piloto de estudo para o processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção. Da mesma forma, observa-se que apesar da adição dos auxiliares de floculação o pH continua

influenciando, não tanto como no teste sem a aplicação dos auxiliares de floculação, na solubilização dos hidróxidos de alumínio sendo então recomendado no estudo piloto que haja correção de pH se o mesmo estiver acima do neutro.

A Tabela 5.8 apresenta os melhores resultados de eficiência de redução de cor e turbidez para a estação B, em função da variação do tempo de mistura rápida.

Tabela 5.8 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do efluente da estação B.

Condições dos Testes						
Turbidez inicial = 10 UNT / Cor = 140 Pt-Co (pH inicial = 6,35)						
Sulfato de Alumínio = 15 mg/L / Cloreto Férrico = 20 mg/L / Policloreto de Alumínio = 20 mg/L						
Gmr = 150 S ⁻¹ / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.						
		Tempo de Mistura Rápida (Tmr)				
Parâmetro	Coagulante	60	50	40	30	20
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	2,2	2	2,3	2,43	2,57
	Cloreto Férrico	3,3	3,5	3,1	3,23	3,12
	Policloreto de Alumínio	2,8	2,25	2,45	2,35	3
Cor Residual	Sulfato de Alumínio	77	79	73	70	71
	Cloreto Férrico	85	83	82	91	90
	Policloreto de Alumínio	77	75	72	78	81

Para melhor entendimento dos resultados são apresentados a variação da turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida da estação B na Figura 5.9 e os resultados da cor residual em função do mesmo parâmetro na Figura 5.10.

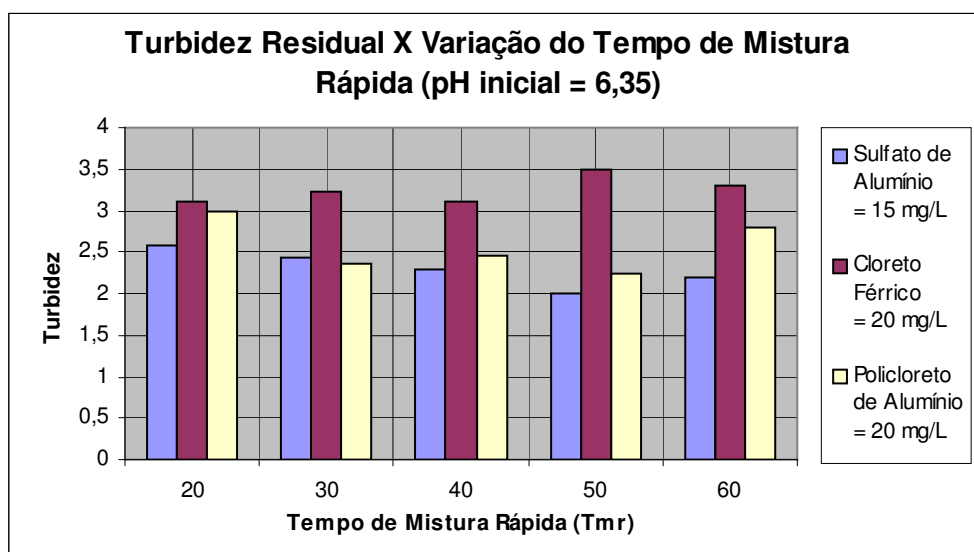


Figura 5.9 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação B.

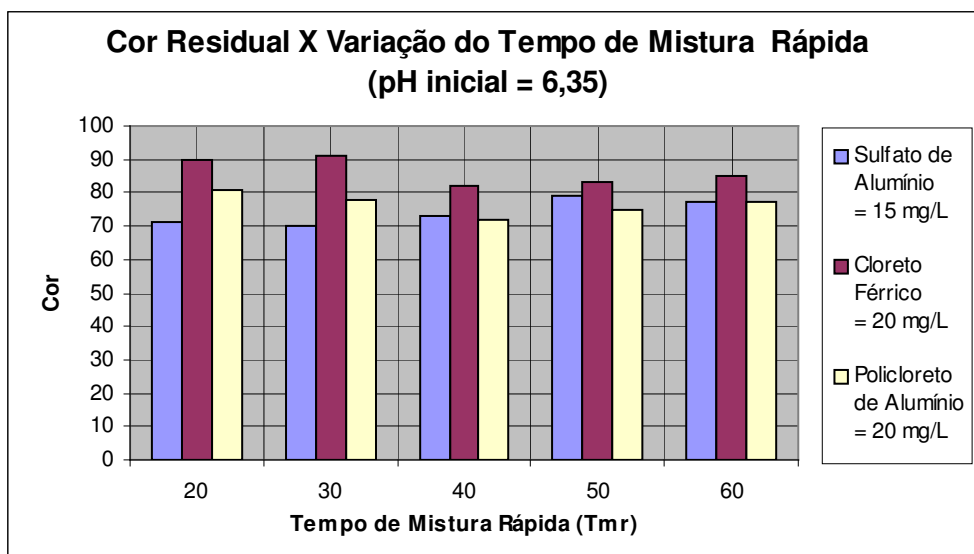


Figura 5.10 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação B.

Através das tabelas e de melhor forma visual com auxílio das Figuras 5.9 e 5.10, pode-se verificar que tal como o ocorrido com os efluentes da Estação A, o sulfato de alumínio também, independente do tempo de mistura rápida, apresentou os melhores resultados de redução de cor e turbidez para o processo de clarificação dos efluentes tratados da Estação B, embora todos os coagulantes possam também atingir valores

aceitáveis de reuso. Ainda e de acordo com os métodos para estudos de jarteste e uma vez que a desinfecção é recomendada para valores em torno de no máximo 1 NTU de turbidez, se faz necessário encontrar a faixa ou o pH ótimo de coagulação, bem como utilizar auxiliares de floculação para melhorar a clarificação,.

Desta forma foram realizados testes laboratoriais para verificação do melhor pH para aplicação dos mesmos coagulantes, cujos resultados são apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 - Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B.

Condições dos Testes						
Turbidez inicial = 10 UNT / Cor = 140 Pt-Co						
Sulfato de Alumínio = 15 mg/L / Cloreto Férrico = 20 mg/L / Policloreto de Alumínio = 20 mg/L						
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.						
		pH				
Parâmetro	Coagulante	6,15	6,55	7,21	7,5	7,95
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	1,7	1,9	2,01	2,14	2,04
	Cloreto Férrico	2,95	2,87	2,99	3,1	3,4
	Policloreto de Alumínio	2,38	2,22	2,03	2,05	2,3
	Sulfato de Alumínio	72	74	65	67	73
Cor Residual	Cloreto Férrico	87	85	70	77	77
	Policloreto de Alumínio	69	72	74	73	75

Para melhor visualização os resultados tabelados de turbidez e cor residuais são apresentados nas Figuras 5.11 e 5.12.

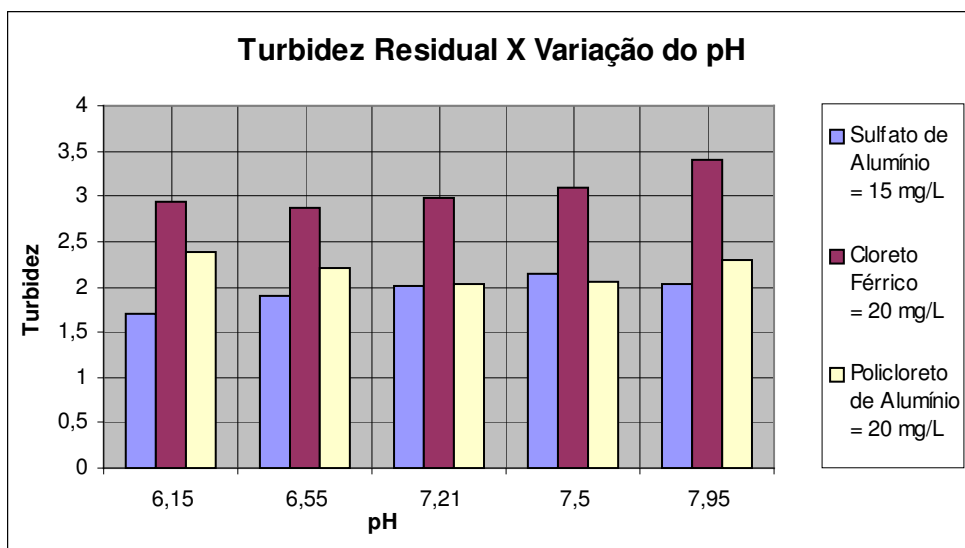


Figura 5.11 - Turbidez residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B.

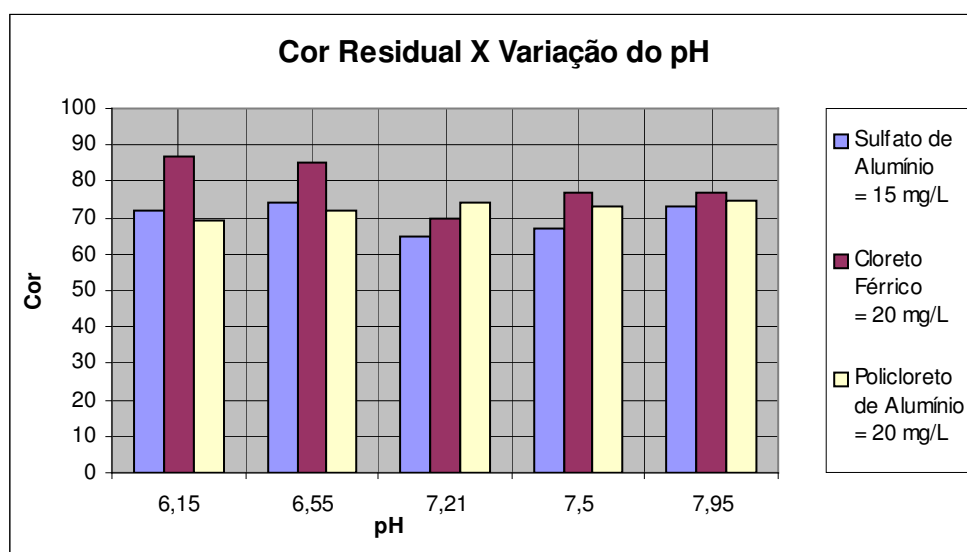


Figura 5.12 - Cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação B.

Pode-se verificar que o sulfato de alumínio, como coagulante, apresentou o melhor desempenho de redução de turbidez e cor em todos os valores de pH testados e tal como o ocorrido com os efluentes da estação A, os menores valores de turbidez residual foram conseguidos com valores de pH até 7. No caso, portanto, sendo o pH do efluente a ser tratado pelo processo acima de 7,21, há necessidade de correção de pH antes da coagulação, sendo o pH ideal entre 6,55 – 7,21.

Seguindo ainda o método de ensaio para encontrar os melhores resultados, foram utilizadas, nos testes laboratoriais do efluente da estação B, concentrações de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e variação de pH, sendo os resultados apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 - Valores médios do desempenho dos floculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação B.

Condições dos Testes							
Turbidez inicial = 10 UNT / Cor = 140 Pt-Co							
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.							
Dosagens			pH				
Parâmetro	Coagulante	Aux. Floculação	6,16	6,54	6,92	7,57	7,94
Turbidez Residual	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	0,84	0,83	0,75	0,8	0,8
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Aniônico 0,75 mg/L	0,48	0,42	0,38	0,37	0,41
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1,82	1,23	1,12	0,9	1,01
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	1,1	0,9	0,87	0,9	0,99
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1,1	1,2	1,03	1,1	1,05
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	0,92	0,86	0,67	0,83	0,95
Cor Residual	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	54	51	50	55	57
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	41	38	36	37	38
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	55	53	54	58	53
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	42	44	46	44	48
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	55	49	50	51	55
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	48	47	48	48	49

Os resultados da tabela 5.10 são apresentados de forma gráfica nas Figuras 5.13 e 5.14 com relação á turbidez residual, variação do pH e com a adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico respectivamente.

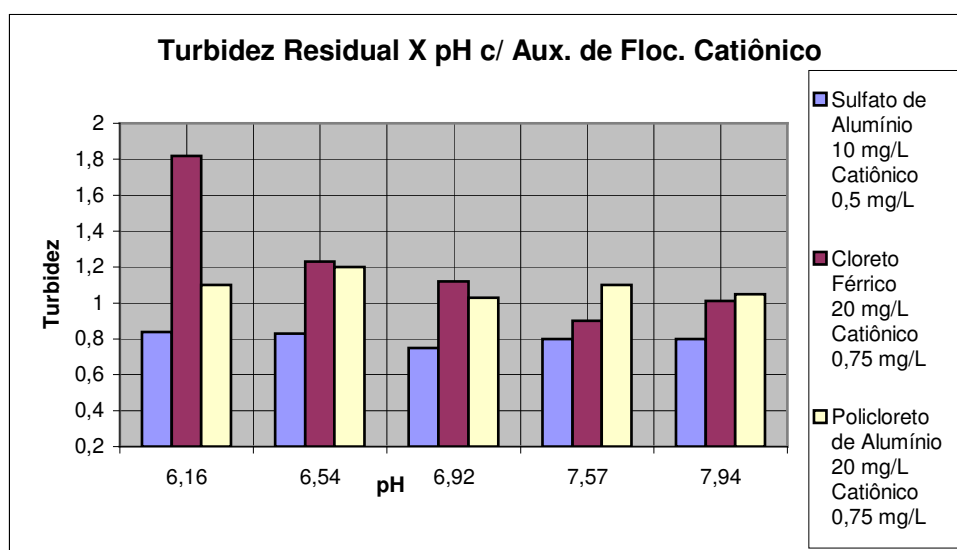


Figura 5.13 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico

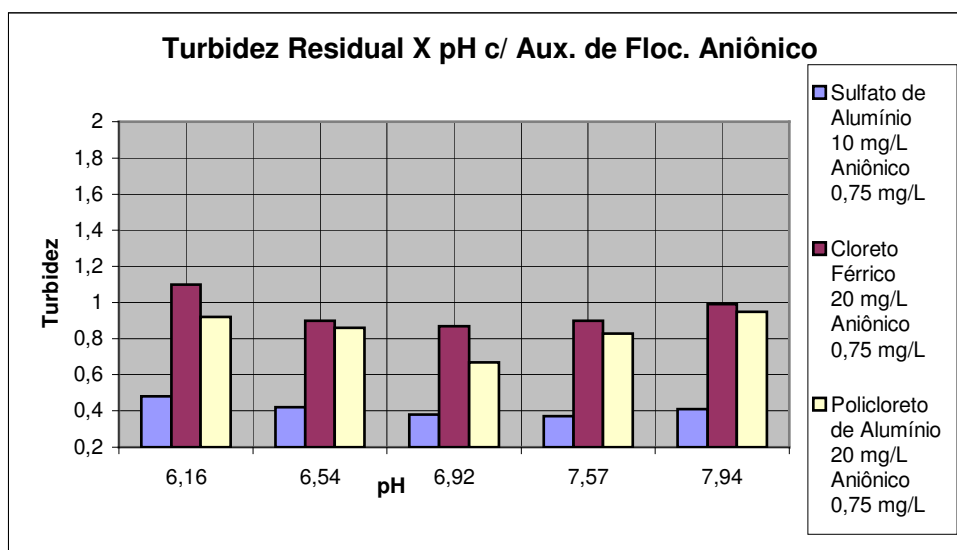


Figura 5.14 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico

Verifica-se que para o efluente da Estação B, independente do valor de pH, o melhor resultado do teste com auxílio de auxiliares de floculação ocorreu com o sulfato de alumínio, sendo neste caso recomendado o auxiliar de floculação aniônico, que chegou a resultados de valores de 0,4 NTU na turbidez residual contra 0,8 NTU com o

auxiliar de floculação catiônico. A redução da dosagem de sulfato de alumínio também foi uma melhoria da incorporação dos auxiliares de floculação.

Do mesmo modo são apresentados nas Figuras 5.15 e 5.16 os resultados da cor residual.

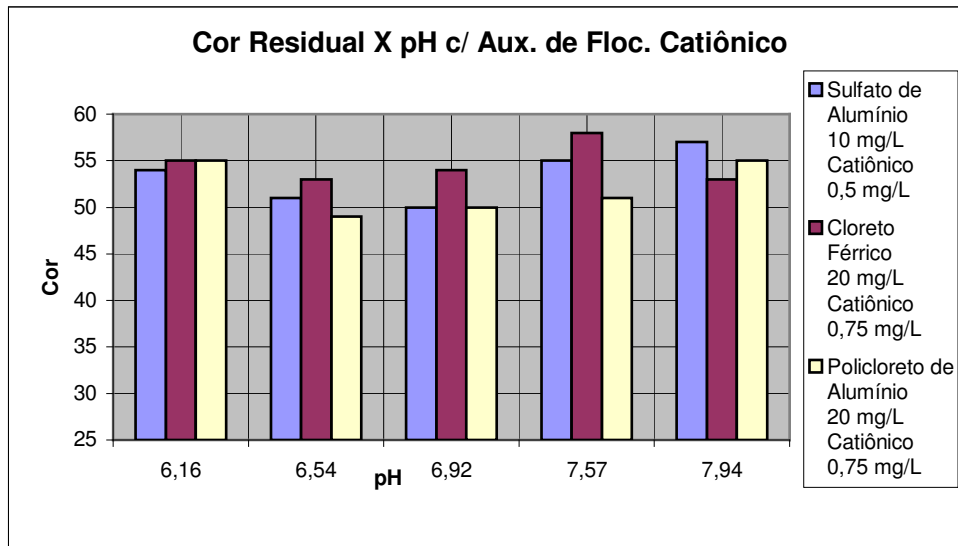


Figura 5.15 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico

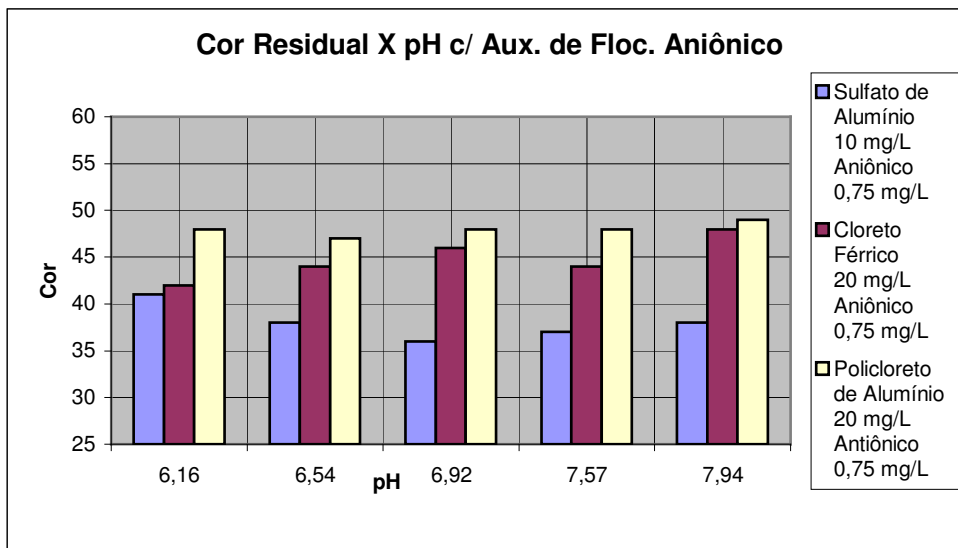


Figura 5.16 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação B utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico

Verifica-se que com os auxiliares de coagulação catiônico e aniônico, o sulfato de alumínio combinado com o aniônico apresenta os melhores resultados como coagulante químico e nestas dosagens deve ser testado no piloto de estudo para o processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção. Observa-se que apesar da utilização dos auxiliares de floculação o pH continua influenciando na formação de hidróxidos de alumínio sendo então recomendado no estudo do piloto que haja correção de pH se o mesmo estiver acima do neutro.

A Tabela 5.11 apresenta os resultados de eficiência de redução de cor e turbidez para a estação C, em função da variação do tempo de mistura rápida.

Tabela 5.11 - Turbidez e cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida do efluente da estação C.

Condições dos Testes						
Turbidez inicial = 12 UNT / Cor = 180 Pt-Co (pH inicial = 6,29)						
Sulfato de Alumínio = 15 mg/L / Cloreto Férrico = 20 mg/L / Policloreto de Alumínio = 20 mg/L						
Gmr = 150 S ⁻¹ / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.						
		Tempo de Mistura Rápida (Tmr)				
Parâmetro	Coagulante	60	50	40	30	20
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	2,4	2,5	2,02	2,7	2,67
	Cloreto Férrico	3,01	3,34	3,03	3,01	3,25
	Policloreto de Alumínio	2,72	2,04	2,51	2,37	2,7
	Sulfato de Alumínio	75	79	72	80	83
Cor Residual	Cloreto Férrico	84	85	82	79	81
	Policloreto de Alumínio	79	75	79	82	74

Os resultados das concentrações residuais de turbidez e cor, obtidas nos testes em função da variação do tempo de mistura rápida do efluente da estação C, são apresentados de forma gráfica nas Figuras 5.17 e 5.18.

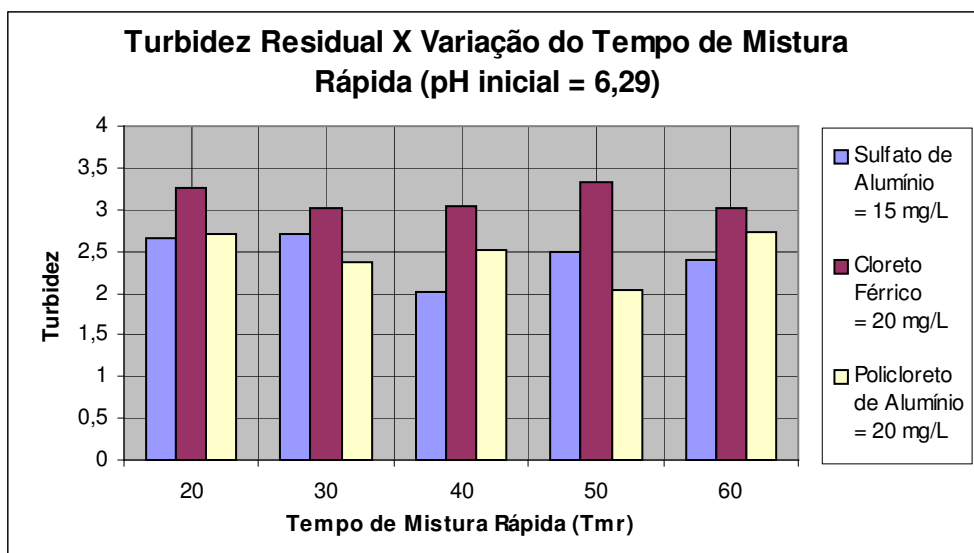


Figura 5.17 - Turbidez residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação C.

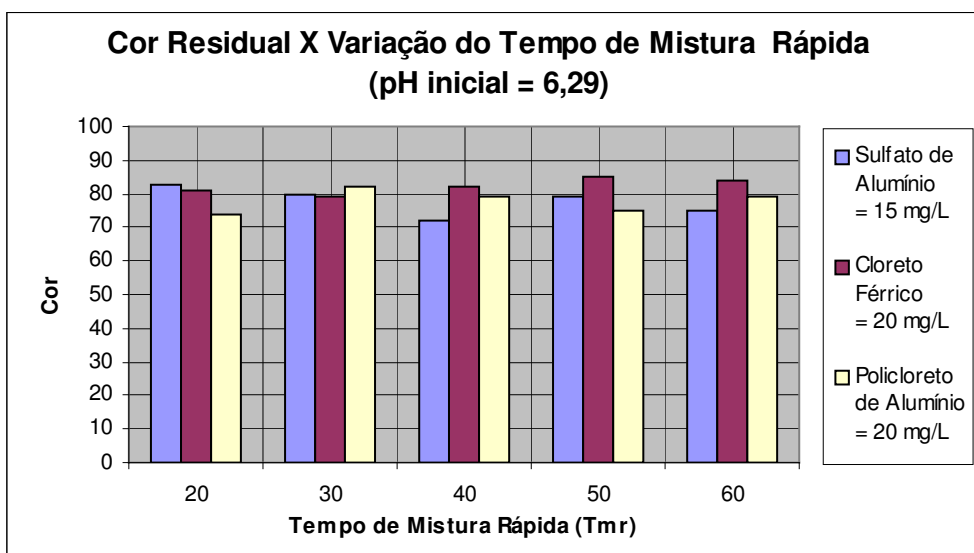


Figura 5.18 - Cor residual em função da variação do tempo de mistura rápida no efluente da estação C.

Através das tabelas e de melhor forma visual com auxílio das Figuras 5.17 e 5.18, pode-se verificar que para os valores de tempo de mistura rápida utilizados houve uma alternância nos desempenhos do sulfato de alumínio e policloreto de alumínio para os efluentes tratados da Estação C. Embora todos os coagulantes possam atingir valores aceitáveis de reuso, ainda e de acordo com os métodos para estudos de jarteste, deve-se verificar o pH ótimo de coagulação, bem como utilizar auxiliares de floculação para melhores clarificações, uma vez que, a desinfecção é recomendada para valores em torno de 1 NTU de turbidez.

Desta forma foram realizados testes laboratoriais para verificação do melhor pH para aplicação dos mesmos coagulantes, cujos resultados podem ser verificados na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 - Turbidez e cor residual em função da variação do pH inicial do efluente da estação C.

Condições dos Testes						
Turbidez inicial = 12 UNT / Cor = 180 Pt-Co						
Sulfato de Alumínio = 15 mg/L / Cloreto Férrico = 20 mg/L / Policloreto de Alumínio = 20 mg/L						
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.						
		pH				
Parâmetro	Coagulante	6,1	6,5	7,01	7,52	7,9
Turbidez Residual	Sulfato de Alumínio	2,2	2,05	2,01	1,9	1,97
	Cloreto Férrico	3,02	2,8	2,97	2,99	2,87
	Policloreto de Alumínio	2,4	2,34	2,21	2,22	2,37
	Sulfato de Alumínio	70	68	67	64	68
Cor Residual	Cloreto Férrico	95	87	88	88	87
	Policloreto de Alumínio	77	72	70	75	74

Da mesma forma e para melhor visualização as Figuras 5.19 e 5.20 apresentam os resultados de turbidez e cor residuais mostrados na Tabela 5.12.

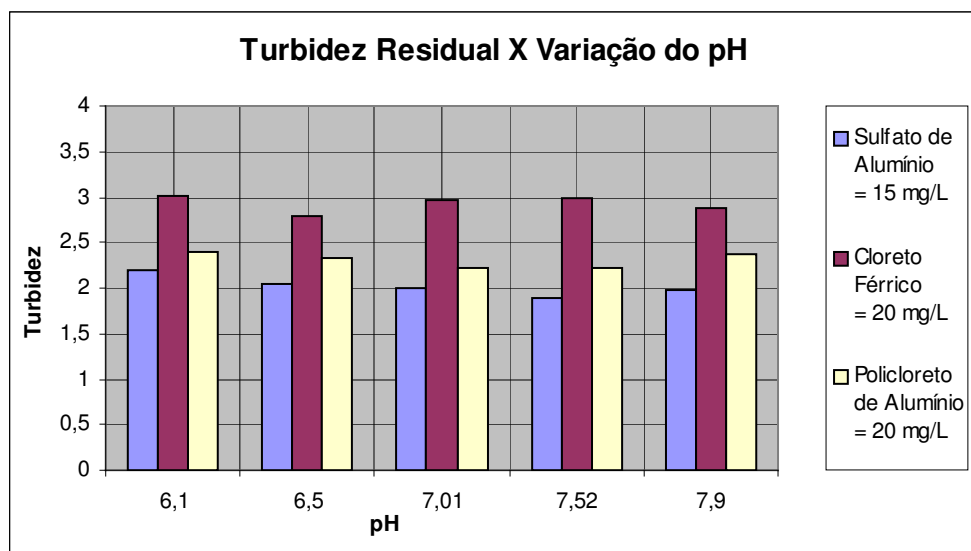


Figura 5.19 - Turbidez residual em função da variação do pH no efluente da estação C.

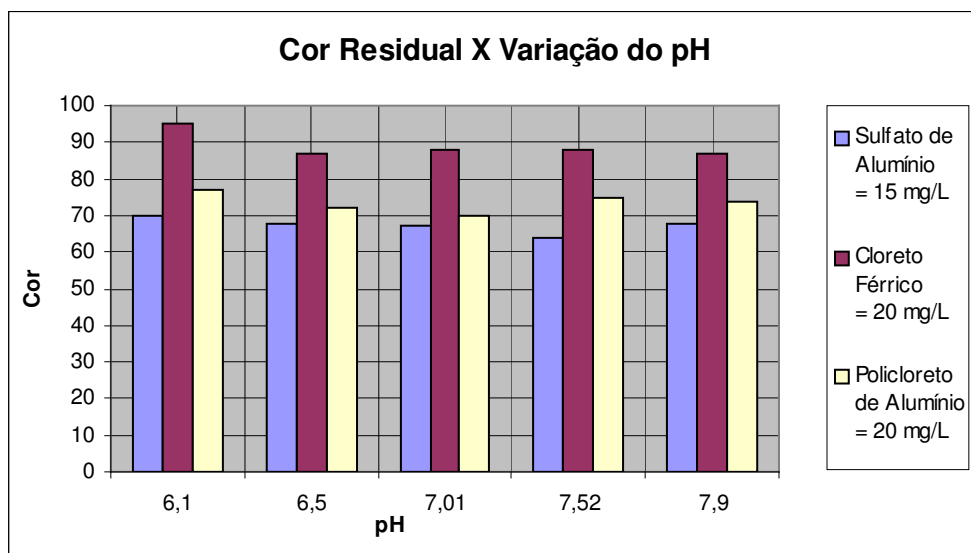


Figura 5.20 - Cor residual em função da variação do pH no efluente da estação C.

Ao se analisar os resultados encontrados na clarificação do efluente da estação C pode-se verificar que a variação do pH teve pouca influência na atuação dos coagulantes e, diferente do ocorrido nos efluentes das estações A e B, valores de pH acima de 7 também apresentaram boa eficiência em termos de redução de cor para os três coagulantes testados e o sulfato de alumínio apresentou os menores resultados de turbidez e cor residuais em toda a faixa de pH testada. No caso, portanto, sendo o pH do efluente a ser tratado pelo processo acima de 7, não haverá necessidade de correção de pH antes da coagulação.

Seguindo ainda, o método de ensaio para encontrar os melhores resultados, empregamos nos testes laboratoriais concentrações de auxiliares de floculação catiônico e aniônico, com variação de pH na estação C, sendo os resultados apresentados na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 - Valores médios do desempenho dos flocculantes com adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico e com variação do pH no jarreste do efluente da estação C.

Condições dos Testes							
Turbidez inicial = 12 UNT / Cor = 180 Pt-Co							
Gmr = 150 S ⁻¹ / Tmr = 40 seg. / Gf = 20 S ⁻¹ / Tf = 20 min. / Td = 5 min.							
Dosagens			pH				
Parâmetro	Coagulante	Aux. Floculação	6,26	6,58	6,97	7,52	7,9
Turbidez	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	0,76	0,77	0,73	0,79	0,81
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Aniônico 0,75 mg/L	0,42	0,45	0,4	0,41	0,42
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1,3	1,23	1,06	1,1	1,07
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	1,1	1,01	0,88	0,92	0,93
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	1,05	1,1	1,01	1,04	1,07
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	0,7	0,65	0,72	0,99	0,97
Cor	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Catiônico 0,5 mg/L	55	53	49	52	53
	Sulf. Alumínio 10 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	39	38	33	32	30
	Clor. Férrico 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	59	59	53	55	55
	Clor. Férrico 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	45	48	44	46	49
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Catiônico 0,75 mg/L	53	54	52	50	51
	Poli. Alumínio 20 mg/L	Polím. Ani. 0,75 mg/L	43	40	42	44	43

As figuras 5.21 e 5.22 apresentam, sob forma gráfica, os resultados da Tabela 5.13 com relação à turbidez residual e variação do pH, com a adição de auxiliares de floculação catiônico e aniônico respectivamente.

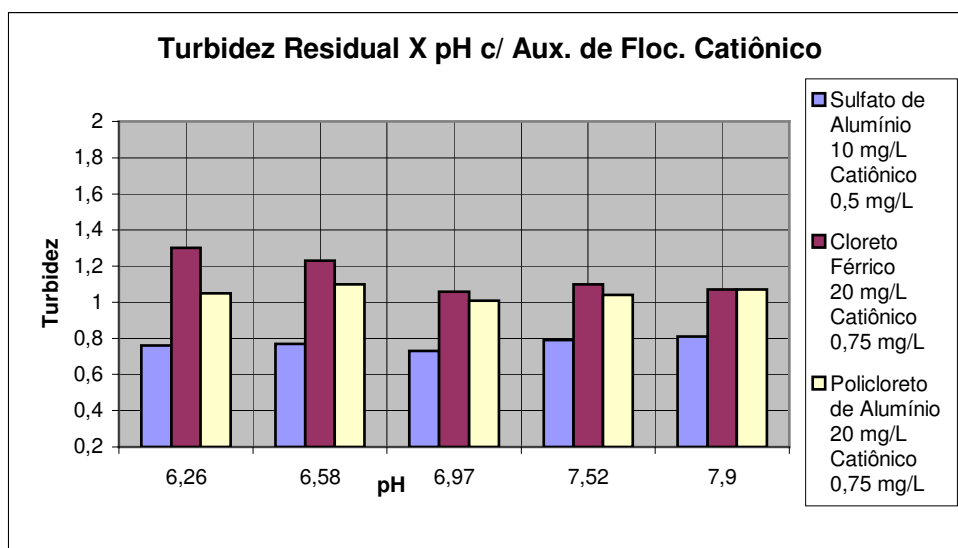


Figura 5.21 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico

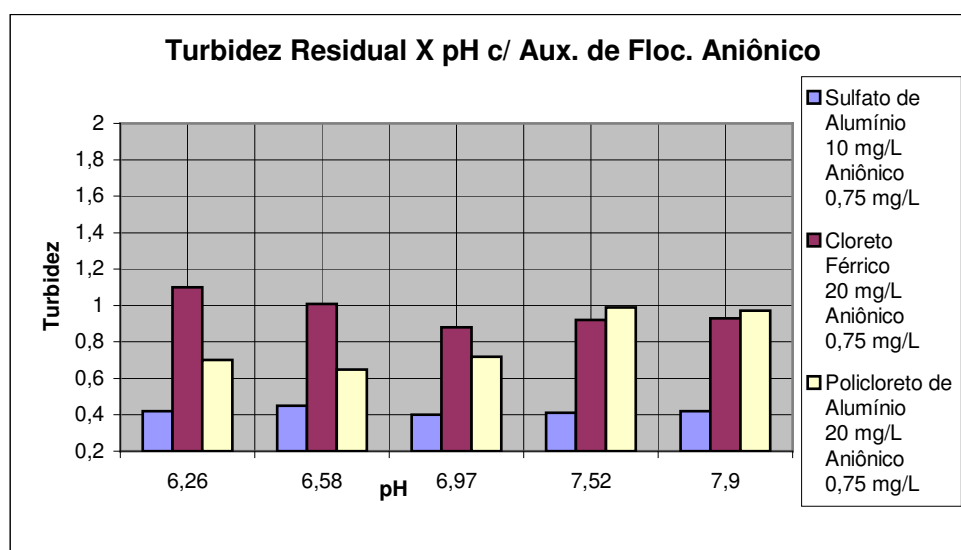


Figura 5.22 - Turbidez residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico

Pode-se verificar que para o efluente da Estação C, a maior redução de turbidez para qualquer pH e com auxílio de auxiliares de floculação foi alcançada com o sulfato de alumínio como coagulante e auxiliar de floculação aniônico.

Do mesmo modo os resultados de cor residual são apresentados nas Figuras 5.23 e 5.24.

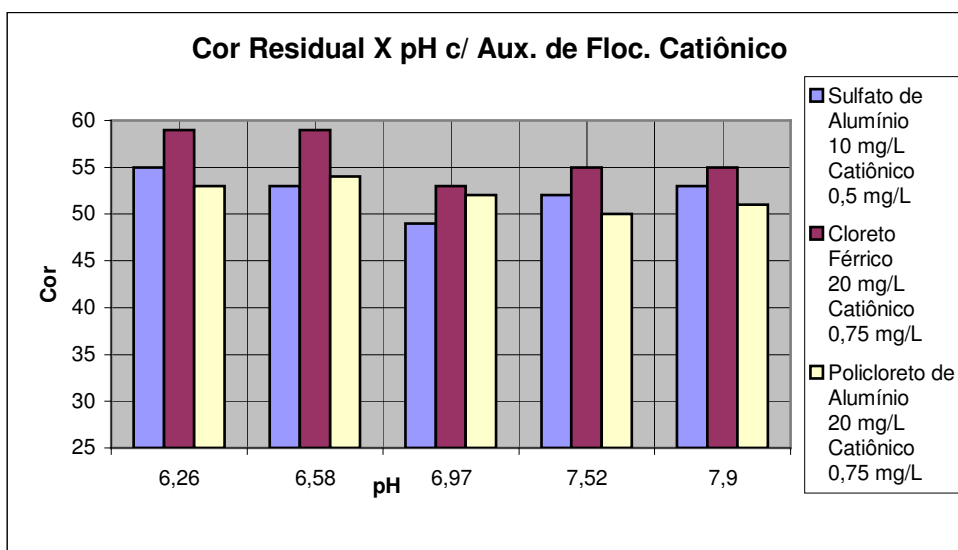


Figura 5.23 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação catiônico

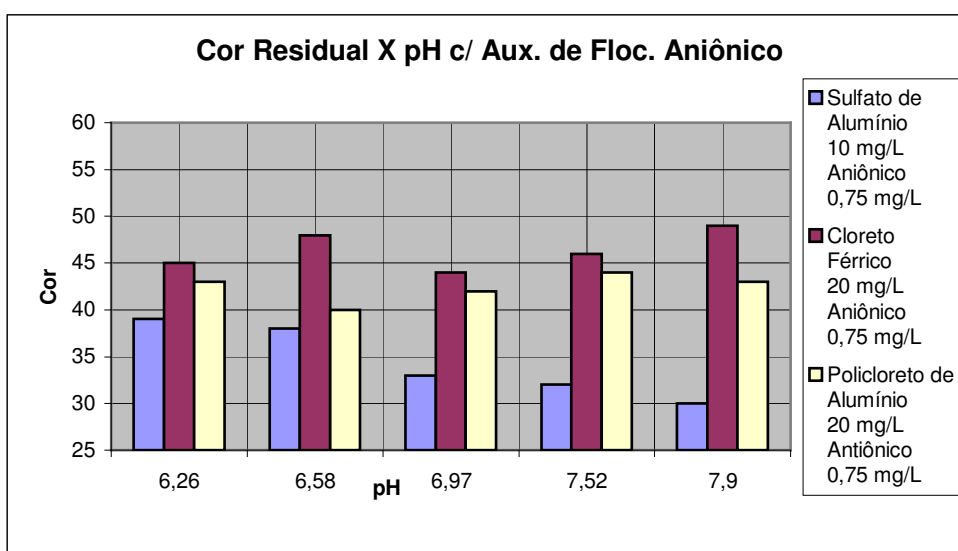


Figura 5.24 - Cor residual versus variação de pH na clarificação do efluente da estação C utilizando os coagulantes com auxiliar de floculação aniônico

Em todos os efluentes estudados, verificou-se que com os coagulantes utilizados a incorporação de auxiliares de floculação apresentou melhores resultados na redução de turbidez e cor e o sulfato de alumínio o que apresentou o melhor resultado como coagulante químico combinado com o auxiliar de floculação aniônico e nestas dosagens deveria ser testado no piloto de estudo para o processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção. Observa-se que apesar dos auxiliares de floculação o pH, na faixa estudada, não influenciou significativamente na eficiência da redução de turbidez e cor não havendo necessidade de correção na faixa estudo de 6,26 a 7,9.

Nas Figuras 5.25 e 5.26 são apresentadas, respectivamente, as etapas de floculação e decantação em um dos diversos testes realizados com a utilização do sulfato de alumínio como coagulante e auxiliar de floculação aniônico.



Figura 5.25 – Formação dos flocos com auxiliar de floculação aniônico.

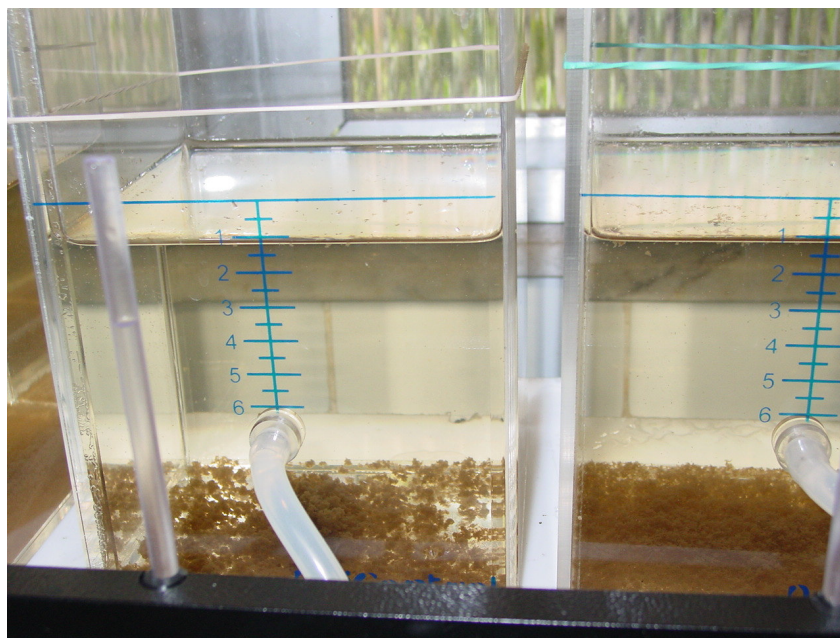


Figura 5.26 – Flocos decantados após o tempo de decantação de 5 minutos.

5.4. Resultados da clarificação na unidade piloto

Os valores dos parâmetros velocidade de mistura rápida (Gmr), tempo de mistura rápida (Tmr), velocidade de floculação (Gf), tempo de floculação (Tf) e tempo de decantação (Td) bem como tipo e concentrações do coagulante e auxiliar de floculação que apresentaram os melhores resultados na remoção de turbidez no jarreste foram então utilizados como base para a clarificação dos efluentes das estações de tratamento de esgotos dos empreendimentos estudados. Estes parâmetros para o efluente da estação A, B e C foram:

- Gmr: 150 S^{-1}
- Tmr: 40 seg.
- Gf : 20 S^{-1}
- Tf : 20 min.
- Td : < 5 min.
- Tempo de detenção total: 3,5 horas
- Coagulante: sulfato de alumínio
 - i. Concentração: 10 mg/L
- Auxiliar de floculação: aniônico Ifloc 103 BT
 - i. Concentração: 1mg/L
- Desinfecção: hipoclorito de sódio comercial
 - i. Concentração no efluente: 1 mg/L de cloro livre
 - ii. Tempo de contato: 2 horas
- pH inicial antes da coagulação: entre 6,0 e 7,0.

Na Tabela 5.14 são apresentados os resultados dos parâmetros analisados no efluente da estação A, no efluente final após o tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção na unidade piloto bem como os valores limite recomendados por EPA (tabela 3.6).

Tabela 5.14 - Resultados da clarificação do efluente da estação A.

Parâmetro	Unidade	Efluente da ETE A	Efluente final da Unidade Piloto	% Remoção	Limite EPA (tabela 3.6)
Cloretos	mg/L Cl ⁻	53,0	71,0		500
Sol.Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	260,3	307,5		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	61,5	60,5		650
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	8,0	17,0		350
pH		6,7	7,5		6,9 – 9,0
DQO	mg/L O ₂	41,4	7,1	82,85	75
Solidos Totais em Suspensão (STS)		42,5	8,3	80,47	100
Turbidez	UNT	12,1	0,6	95,04	50
Cor	Pt-Co	220	32	85,45	
DBO	mg/L O ₂	26,3	3,5	86,69	25
Nitrogênio amônia	mg/L N	0,97	0,23	76,29	1,0
Fosfatos	mg/L P	12,1	3,5	71,07	4
Sílica	mg/L SiO ₂	6,8	6,2		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1		0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,21	0,20		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	0,03	< 0,01		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	50,4	50,2		125
Bicarbonato	mg/L HCO ₃	4,9	10,3		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ⁼	4,5	4,3		200
Óleos e graxas		12,7	2,6	79,52	-
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂		1,0		
Coliformes totais		10 ⁷	< 2,2		-

Observa-se que todos os parâmetros analisados apresentaram resultados abaixo do limite recomendados por EPA para alimentação de circuitos de resfriamento semiabertos com recirculação e a redução percentual dos contaminantes que poderiam ser reduzidos variou de aproximadamente 70% para os fosfatos até 95% no valor da turbidez.

Com relação aos sólidos dissolvidos tais como dureza, sulfatos e sílica, dentre outros, o processo de clarificação não apresentou, como já era esperado, redução de valores enquanto que o teor de cloretos no efluente final da unidade piloto teve seu valor elevado em virtude da desinfecção com cloro.

A manutenção de um residual de 1,0 mg/L de cloro residual livre no efluente final com um tempo de contato de 2 horas satisfaz a exigência da desinfecção do efluente final.

Os resultados dos parâmetros analisados no efluente da estação B, no efluente final após o tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção na unidade piloto bem como os valores limite recomendados por EPA (Tabela 3.6) são apresentados na tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Resultados da clarificação do efluente da estação B.

Parâmetro	Unidade	Efluente da ETE B	Efluente final da Unidade Piloto	% Remoção	Limite EPA (tabela 3.6)
Cloretos	mg/L Cl ⁻	83,0	102,1		500
Sol.Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	305,8	343,1		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	107,9	109,5		650
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	8,0	12,0		350
pH		6,7	7,2		6,9 – 9,0
DQO	mg/L O ₂	54,1	6,5	89,98	75
Sólidos Totais em Suspensão (STS)		65,0	9,4	85,54	100
Turbidez	UNT	12,0	0,45	96,25	50
Cor	Pt-Co	255	40	84,31	
DBO	mg/L O ₂	38,7	4,4	88,63	25
Nitrogênio amônia	mg/L N	1,4	0,31	77,85	1,0
Fosfatos	mg/L P	14,5	6,1	57,93	4
Sílica	mg/L SiO ₂	13,8	12,9		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1		< 0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,21	0,27		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	< 0,01	< 0,01		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	88,9	87,5		125
Bicarbonato	mg/L HCO ₃	4,9	7,3		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ⁼	6,8	6,1		200
Óleos e graxas		6,4	2,1	67,19	-
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂		1,0		
Coliformes totais		10 ⁸	< 2,2		-

Observa-se que à exceção dos fosfatos que, segundo a literatura, podem ser aproveitados como inibidores de corrosão nos circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação, todos os demais parâmetros analisados apresentaram resultados abaixo dos limites recomendados por EPA para alimentação de circuitos de resfriamento semiabertos com recirculação e a redução percentual dos contaminantes que poderiam ser reduzidos variou de aproximadamente 58% para os fosfatos até 96% no valor da turbidez.

Com relação aos sólidos dissolvidos tais como dureza, sulfatos e sílica, dentre outros, o processo de clarificação não apresentou, como já era esperada, redução de valores enquanto que o teor de cloretos no efluente final da unidade piloto teve seu valor elevado em virtude da desinfecção com o hipoclorito de sódio.

A desinfecção com o hipoclorito de sódio, através da manutenção de um residual de 1,0 mg/L de cloro residual livre no efluente final e um tempo de contato de 2 horas atendeu plenamente ao esperado.

Os resultados dos parâmetros analisados no efluente da estação C, no efluente final após o tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção na unidade piloto bem como os valores limite recomendados por EPA (Tabela 3.6) são apresentados na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 - Resultados da clarificação do efluente da estação C.

Parâmetro	Unidade	Efluente da ETE C	Efluente final da Unidade Piloto	% Remoção	Limite EPA (tabela 3.6)
Cloretos	mg/L Cl ⁻	80,1	101,4		500
Sol.Totais Dissolvidos	mg/L NaCl	321,4	351,4		500
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	117,5	120,1		650
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	10,0	15,0		350
pH		6,7	7,4		6,9 – 9,0
DQO	mg/L O ₂	39,0	4,4	88,72	75
Sólidos Totais em Suspensão (STS)		42,4	5,1	87,97	100
Turbidez	UNT	14,0	0,35	97,5	50
Cor	Pt-Co	170	35	79,41	
DBO	mg/L O ₂	25,4	2,5	90,16	25
Nitrogênio amônia	mg/L N	0,37	0,3	18,92	1,0
Fosfatos	mg/L P	12,0	4,4	63,33	4
Sílica	mg/L SiO ₂	6,6	6,5		50
Alumínio	mg/L Al ³⁺	< 0,1	< 0,1		< 0,1
Ferro	mg/L Fe ²⁺	0,22	0,21		0,5
Manganês	mg/L Mn ²⁺	< 0,01	< 0,01		0,5
Cálcio	mg/L CaCO ₃	105,75	105,6		125
Bicarbonato	mg/L HCO ₃	6,1	9,1		24
Sulfatos	mg/L SO ₄ ⁼	7,5	8,0		200
Óleos e graxas		3,4	2,2	35,29	-
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂		1,0		
Coliformes totais		10 ⁷	< 2,2		-

Observa-se, tal como o ocorrido com o efluente da estação B, que à exceção dos fosfatos que como já foi dito podem ser aproveitados como inibidores de corrosão nos circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação segundo Puckorius (2003),

todos os demais parâmetros analisados apresentaram resultados abaixo dos limites recomendados por EPA para alimentação de circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação e a redução percentual dos contaminantes que poderiam ser reduzidos variou de aproximadamente 19% para o nitrogênio amoniacal até 97% no valor da turbidez. Acredita-se que a pequena porcentagem de redução do nitrogênio amoniacal, comparada com os percentuais de redução conseguidos nos efluentes das estações A e B deve-se ao baixo valor no efluente da estação C em função da sua alta eficiência de nitrificação no processo.

Com relação aos sólidos dissolvidos, tais como dureza, sulfatos e sílica, dentre outros, o processo de clarificação não apresentou, como já era esperada, redução de valores enquanto que o teor de cloretos no efluente final da unidade piloto teve seu valor elevado em virtude da desinfecção com o hipoclorito.

A desinfecção com o hipoclorito de sódio, através da manutenção de um residual de 1,0 mg/L de cloro residual livre no efluente final e um tempo de contato de 2 horas atenderam plenamente ao esperado.

5.5. Ciclos de concentração máximos permitidos

Na Tabela 5.17 são apresentados os ciclos de concentração máximos possíveis para cada parâmetro, de acordo com os limites recomendados na tabela 3.7 por Ludwig (1997), dos efluentes finais das estações A, B e C após passar pelo tratamento terciário na unidade piloto.

Tabela 5.17 – Ciclos de concentração máximos permitidos de acordo com a tabela 3.7 para os efluentes finais oriundos das estações A, B e C.

Parâmetro	Unidade	Limite (tabela 3.7)	Efluente Final de A	Ciclo C _A	Efluente Final de B	Ciclo C _B	Efluente Final de C	Ciclo C _C
Cloretos	mg/L Cl ⁻	750	71,0	10,56	102,1	7,34	101,4	7,39
Sol. Totais Dissolv.	mg/L NaCl	NS	307,5	-	343,1	-	351,4	-
Dureza Total	mg/L	NS	60,5	-	109,5	-	120,1	-
Alcalinidade	mg/L	NS	17,0	-	12,0	-	15,0	-
pH		6,5 a 8,0	7,5	-	7,2	-	7,4	-
DQO	mg/L O ₂		7,1	-	6,5	-	4,4	-
SST		150	8,3	14,42	9,4	15,95	5,1	29,4
Turbidez	UNT	NS	0,6	-	0,45	-	0,35	-
Cor	Pt-Co	NS	32	-	40	-	35	-
DBO	mg/L O ₂	25	3,5	7,14	4,4	5,68	2,5	9,26
Nitrogênio amônia	mg/L N	50	0,23	217,39	0,31	161,21	0,3	166,67
Fosfatos	mg/L P	NS	3,5	-	6,1	-	4,4	-
Sílica	mg/L SiO ₂	150	6,2	24,19	12,9	11,63	6,5	23,08
Alumínio	mg/L Al ³⁺	NS	< 0,1	-	< 0,1	-	< 0,1	-
Ferro	mg/L Fe ²⁺	3,0	0,20	15	0,27	11,11	0,21	14,28
Manganês	mg/L Mn ²⁺	NS	< 0,01	-	< 0,01	-	< 0,01	-
Cálcio	mg/L CaCO ₃	800	50,2	15,93	87,5	9,14	105,6	7,57
Bicarbonato	mg/L HCO ₃ ⁻	NS	10,4	-	7,3	-	9,1	-
Sulfatos	mg/L SO ₄ ⁼	800	4,3	186,0	6,1	131,14	8,0	100,0
Óleos e graxas		10	2,6	3,84	2,1	4,76	2,2	4,54

Efluente final de A – resultados encontrados no efluente final da unidade piloto oriundo da estação A;

Ciclo C_A – ciclo de concentração máximo por parâmetro para o efluente da estação A;

Efluente final de B – resultados encontrados no efluente final da unidade piloto oriundo da estação B;

Ciclo C_B - ciclo de concentração máximo por parâmetro para o efluente B.

Efluente final de C – resultados encontrados no efluente final da unidade piloto oriundo da estação C;

Ciclo C_C - ciclo de concentração máximo por parâmetro para o efluente C.

NS – Não sugerido.

Para melhor visualização são apresentados sob forma gráfica na Figura 5.29 os resultados tabelados dos ciclos de concentração máximos possíveis para cada parâmetro de acordo com os limites recomendados na Tabela 3.7 por Ludwig (1997), dos efluentes

finais das estações A, B e C após passar pelo tratamento terciário na unidade piloto sendo que os ciclos máximos possíveis admitidos para os parâmetros nitrogênio amoniacal e sulfato foram divididos por 10 para melhor enquadramento no gráfico.

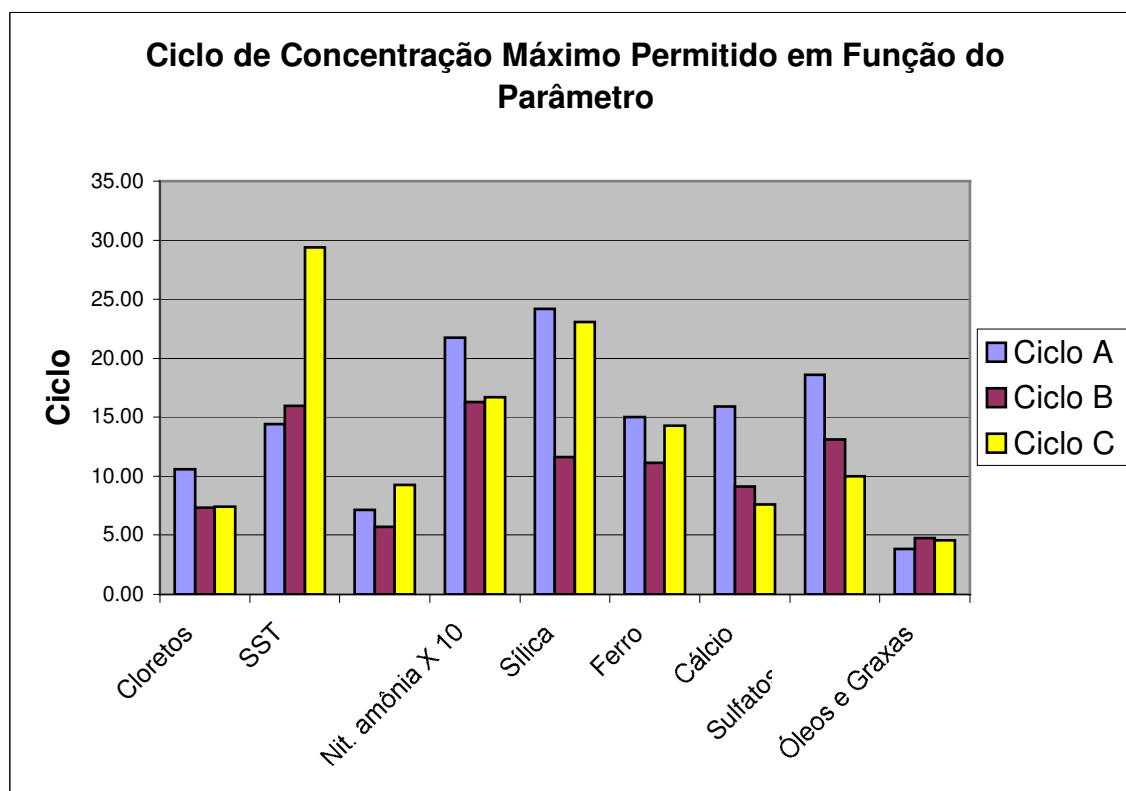


Figura 5.27 – Gráfico comparativo entre os ciclos de concentração máximos permitidos de acordo com a tabela 3.7 para os efluentes finais oriundos das estações A, B e C.

Como pode ser visto no gráfico, com exceção do parâmetro óleos e graxas nos efluentes finais após o tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção dos efluentes das três estações estudadas, os ciclos de concentração que podem ser admitidos para os demais parâmetros, caso estes efluentes sejam utilizados na alimentação de circuitos semi-abertos com recirculação e para que não sejam ultrapassados os limites sugeridos na Tabela 3.7 por Ludwig (1997), encontram-se acima de 5,0 (cinco) que é o valor mínimo mencionado por Keen & Puckorius (1987) que uma água deve permitir para ser utilizada como água de alimentação, demonstrando, portanto, que economicamente é viável a utilização para a finalidade proposta.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Segundo a literatura, águas para reúso na alimentação de torres de resfriamento oriundas de estações de tratamento de esgotos domésticos, devem preferencialmente sofrer processo de tratamento terciário onde membranas de osmose reversa sejam empregadas com a finalidade da redução da salinidade. A pesquisa buscou alternativa para que a menor custo e nas condições de operação de estações de tratamento de esgotos por lodo ativado e aeração prolongada, ou seja, condições específicas de processos na realidade brasileira, fosse possível tratar e obter, para grandes consumidores, água de reúso através de simples processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção e sem a utilização de membranas de osmose reversa, com qualidade para reposição na alimentação de torres de resfriamento.

Atendendo ao objetivo geral e conforme os resultados obtidos, pode-se concluir que o mesmo foi atingido, havendo a possibilidade técnica e econômica da reutilização das águas oriundas dos esgotos domésticos para reposição em torres de resfriamento desde que sejam tomadas precauções e obedecidos os padrões estabelecidos pelas normas de operação da mesma.

Os estudos indicaram que operando as estações de tratamento de esgotos selecionadas para o projeto, o processo de nitrificação pôde ser obtido, em uma das estações, através de oxidação elevada por intermédio do próprio sistema de aeração, levando a níveis de nitrificação elevada no processo e produzindo efluente com baixa concentração de nitrogênio amoniacal, principal parâmetro para efeitos de controle da corrosão às ligas de cobre presentes nos trocadores de calor dos circuitos de resfriamento. O outro processo possível de nitrificar com elevada eficiência o meio, seria pelo parâmetro idade do lodo (θ_c), que se apresentou, no caso específico do outros dois empreendimentos selecionados, como viável para estabelecer reduções vantajosas no caso do nitrogênio amoniacal.

Há que se ter o cuidado de que a concentração de nitrogênio amoniacal seja constantemente monitorada, uma vez que qualquer situação adversa ao sistema de tratamento biológico, pode ocasionar modificações de concentrações e neste caso, o processo de tratamento biológico será comprometido e os níveis não estarão dentro dos

padrões recomendados. Portanto, a operação da estação de tratamento de esgotos, deve ser realizada em alta eficiência e acompanhada durante todo o tempo de funcionamento.

Como a concentração do nitrogênio amoniacal foi reduzida com elevada eficiência, transformado em nitrato pelo processo de nitrificação biológica através das reações de nitrogênio amoniacal seguido de nitrito e por último nitrato, sendo que este último não tem influência nos processo de controle da corrosão ou incrustações dos circuitos de resfriamento semi-abertos com recirculação, apesar de ser de extrema importância na atualidade de lançamentos de efluentes tratados, e os projetos existentes e selecionados não tinham recursos para desnitrificação do meio, fica esta hipótese, então, como uma recomendação para futuros projetos, quando forem implantados em futuros empreendimentos.

O processo terciário de clarificação, filtração e desinfecção alcançou, através da redução dos valores dos parâmetros recomendados pelos pesquisadores da área, resultados viáveis para reúso em torres de resfriamento. Ressalta-se, porém, que esta qualidade depende fundamentalmente da qualidade original da água que gerou o esgoto e do próprio processo secundário biológico, pois, valores elevados de sólidos totais dissolvidos (cloretos, dureza, sílica e sulfatos, principalmente), sendo afluentes ao processo terciário e mesmo o secundário não serão reduzidos e, portanto, podem ser inclusive aumentados, como no caso dos cloretos em consequência da desinfecção realizada com cloro.

Por outro lado, é necessário citar o caso do magnésio, que em águas comuns brasileiras sempre estará presente em concentrações acima do valor máximo recomendado pela instituição americana EPA. A literatura internacional de tratamento de água de circuitos de resfriamento consultada, através dos trabalhos de inúmeros pesquisadores com indiscutível reputação mundial, não concorda com estes limites, admitindo valores de magnésio nas águas de alimentação e de circulação inúmeras vezes mais elevados.

Concluí-se ainda, que a escala piloto para o estudo dos parâmetros, bem como testes laboratoriais como o jarteste, não devem apenas ser utilizados como escala de pesquisa, mas sim como método de avaliação de experimentos, quando se desejar utilizar água para reúso de estação de tratamento de esgotos em escala real. Isto

significa que não se deve utilizar diretamente água para reúso, neste caso específico, sem antes analisar os melhores parâmetros para clarificação, testar e monitorar os processos de corrosão e incrustações através da determinação das taxas de corrosão e de incrustação por métodos diversos inclusive de corpos de provas.

Com relação aos ciclos de concentração que podem ser alcançados nos sistemas de resfriamento semi-abertos com a utilização de águas de efluente de estação de esgoto doméstico tratadas pelo processo estudado, estes apresentaram valores compatíveis com o sugerido pela literatura demonstrando, portanto, serem economicamente viáveis de acordo com o regime de purgas necessários, ou seja, todos os parâmetros, à exceção de óleos e graxas que se aproximaram do número mínimo recomendado, apresentaram valores acima do referido mínimo (no mínimo 5).

Como limitação, vale ressaltar que como o processo de tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção não remove sólidos totais dissolvidos, excessiva salinidade na água servida para fins sanitários ocasionará uma água de reúso também com elevada salinidade, implicando baixo ciclo de concentração na água circulante do circuito de resfriamento com a utilização dos tratamentos químicos convencionais podendo torná-lo inviável economicamente. Neste caso, apesar do tratamento terciário por filtração por contato, adsorção por carvão e osmose reversa apresentar um custo mais elevado, a qualidade da água produzida permite elevado ciclo de concentração e baixo custo do tratamento químico podendo inverter a relação de custos final, a longo prazo, destes dois tratamentos terciários. Como contraponto a este fato, a busca do desenvolvimento de novos tratamentos químicos nos últimos anos, notadamente no controle de incrustações e depósitos objetivando trabalhar com ciclos de concentração mais elevados, conforme descreve a literatura, podem viabilizar o tratamento terciário de clarificação inclusive em águas de maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos.

É importante que sejam efetuados testes de avaliação dos impactos da corrosão e incrustações em unidades piloto de sistemas de resfriamento semi-abertos com recirculação ocasionados pela alimentação destes circuitos com a água proveniente de tratamento terciário por clarificação, filtração e desinfecção de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários por lodo ativado com aeração prolongada. Nestes testes, devem também ser aplicados diversos programas de tratamentos químicos no

intuito de procurar controlar técnica e economicamente os problemas de corrosão, incrustações e desenvolvimento de microrganismos e procurar estudar a substituição da cloração no processo de desinfecção por outros agentes germicidas, tais como o ozônio e a radiação ultravioleta, devido à ação corrosiva do cloro e do íon cloreto na água circulante.

De acordo com a literatura consultada, sob o ponto de vista econômico, observa-se que a partir de esgotos sanitários predominantemente domésticos, tratados por processo secundário de lodo ativado e aeração prolongada, pelos estudos de Richard (1998) o custo do m³ da água produzida para reúso por clarificação, filtração e desinfecção era, em 1996 nos Estados Unidos da América, da ordem de 3,5 vezes menor do que o custo do m³ da água produzida por processos com a utilização de membranas de osmose reversa.

Ainda pela literatura consultada, comparando os custos da água produzida para reúso por processo de clarificação, filtração e desinfecção e a produzida utilizando membranas de osmose reversa obtidos dos estudos efetuados em 1996 por Richard (1998) com a tarifa por m³ da água potável tratada nos Estados Unidos da América publicada em 1999 pela revista *Water Conditioning & Purification Magazine*, verifica-se que o processo terciário simples por clarificação, filtração e desinfecção apresentava, já naquela época, um custo menor do que a tarifa enquanto que o processo utilizando membranas de osmose reversa apresentava custo entre duas a três vezes maior.

Embora os custos indicados pela literatura consultada não possam simplesmente ser importados para o mercado brasileiro, sinalizam que o processo terciário por clarificação, filtração e desinfecção deverá ter um custo menor do que o processo utilizando membranas também no Brasil, pois as membranas de osmose reversa têm como objetivo reduzir a concentração dos sólidos totais dissolvidos e necessitam que o afluente possua qualidade compatível com a água produzida por processos mais simples como a clarificação ou a filtração por contato dentre outros e, desta forma, sua utilização mencionada nos níveis 11 e 12 é uma complementação aos processos mencionados do nível 5 ao nível 10 estabelecidos por Richard (1998).

Os estudos mostraram que haverá economia de água, caso seja realizado o reúso, da ordem de 25 % nos empreendimentos que serviram de sítio de estudo. Pode-se

informar que as empresas encontram-se em regiões do Rio de Janeiro onde o fornecimento de água potável encontra-se já em fase de deficiência, levando certos trechos de rede a receber água através de manobras e remanejamentos, ocasionando para a população problemas de quantidade e qualidade. Neste caso, é óbvio o ganho social e de saúde, pois a água potável não consumida nas torres de resfriamento poderá ser disponibilizada à população.

A pesquisa tem plena possibilidade de reverter-se ao domínio público, ou seja, pode ser aplicada em casos semelhantes em qualquer local do país, desde que, a qualidade da água dos processos de tratamento seja avaliada através da metodologia, ou seja, aplicados os métodos e as avaliações presentes no projeto.

Como recomendações finais, para continuação dos estudos, devem ser realizadas análises de monitoramento, neste caso específico, das águas dos poços tubulares, que tendem a modificar a sua qualidade durante o passar do tempo, modificando então, valores nos processos de tratamento. Por outro lado sugere-se que em continuação ao projeto, sejam realizados estudos do impacto ambiental da concentração de nitratos nos efluentes produzidos pela purga da torre de resfriamento.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 APHA - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th. Edition, Washington, D.C. 1995.
- 2 BETZ LABORATORIES, INC., 1980. **Handbook of Industrial Water Conditioning**. Trevoze.
- 3 BLUM, J. R. C., 2003. Critérios e Padrões de Qualidade da Água. In: **Reúso de Água**. 1. ed. São Paulo: Editora Manole Ltda.
- 4 COGNETTI, A.; PARSONS, J.; GERAGHTY, M.; VANDER POLL, D. 1996. **Operation of Cooling Tower at High Cycles of Concentration: Corrosion and Scale Control**. In: The Nace International Annual Conference and Exposition, Houston, Texas, 1996. n. 575: Nace International.
- 5 CUNNINGHAM, R. 1995. **Maximizing Cooling Tower Cycles of Concentration**. In: Cooling Technology Institute Annual Meeting, Fort Worth, Texas – February, 1995: TP95-08. Cooling Technology Institute.
- 6 DI BERNARDO, L., 1993. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. 1ª Ed. Rio de Janeiro. 2v.
- 7 DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; FILHO, P. L. C. 2002. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. Rima Editora.
- 8 DANTAS, E., 1992. **Geração de vapor e Água de Refrigeração – Falhas - Tratamentos – Limpeza Química**. Rio de Janeiro.
- 9 DREW PRODUTOS QUÍMICOS LTDA. Princípios de tratamento de água industrial. São Paulo; 1979.
- 10 ECKENFELDER W.W.JR., 1989. Industrial Water Pollution Control, Second Edition, McGraw-Hill, Inc.
- 11 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA, 1975. **Process Design Manual for Nitrogen Control**, EPA/625/1-77/007 (NTIS PB-2591), Washington, DC, U.S.
- 12 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA, 1992. Guidelines for Water reuse. Washington (DC), USA.

- 13 FOCHT, D. D; CHANG, A. C. 1975. Nitrification and Denitrification - Processes Related to Waste Water Treatment. Advances in Applied Microbiology, Vol. 20.
- 14 FUNASA, 2004. Manual de Saneamento. 3. ed. Rev. – Brasília: Fundação Nacional de Saúde.
- 15 GENTIL, V., 1982. **Corrosão**. segunda edição, Editora Guanabara Dois.
- 16 GILL, J. S.; PARSONS, J. R.; WREDE, P. H., 1997. **A New Cooling Water Treatment to Reduce Blow Down**. In: The Nace International Annual Conference and Exposition, Houston, Texas 1997. n. 482: Nace International.
- 17 GOLDBLATT, M. E., 1994. **Innovate Thinking in Water Conservation**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting, 1994, Houston. TP 94-09. Houston: Cooling Tower Institute.
- 18 GOMES, C. C. G. Torres de Resfriamento de Água. ALPINA Equipamentos Industriais Ltda, **Revista Oficina do Frio**, n. 25, jan. 1997.
- 19 GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A., 2003. Introdução In: **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. 1ª ed. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.
- 20 GRAY, H. J.; McGUIGAN C. V.; ROWLAND, H., 1973. W. **Sewage Plant Effluent as Cooling Towers Makeup – A Case History**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting. Houston, Texas – January, 1973. TP73-09: Cooling Tower Institute.
- 21 HELLER, L., 1997, Saneamento e Saúde. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde/OMS.
- 22 HENZE, M. HARREMOES, P. ARVIN, E., 1990. **Wastewater Treatment – Biological and chemical process**. 2 ed. Springer.
- 23 KEEN, S. J., PUCKORIUS, P. R., 1987. **“Municipal Wastewater Reuse for Cooling, Implications and Proper Treatment”**. In: AWWA Research Foundation, Implementing Water Reuse, Proceedings of Water Reuse Symposium IV. Denver.

- 24 KESSLER, S. M.; BETZDEARBORN, INC., 2002. **Advanced Scale Control Technology For Cooling Water Systems**. In: The Nace International Annual Conference and Exposition, Houston, Texas, 2002. n. 2402: Nace International.
- 25 LANCASTER, R. L.; SANDERSON W.G., 1998. **Staged Cooling at Signal/Shasta a High Recycle Evaporative Cooling Technique for Cost Effective Zero Discharge**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting, New Orleans, Louisiana – February 8-10, 1998. TP 88-02: Cooling Tower Institute.
- 26 LAPOLLI, F. R.; SANTOS, L. F.; HASSEMER, M. E. N.; AISSE, M. M.; PIVELI, R. P., 2003. Desinfecção de Efluentes Sanitários por Meio da Ozonização In: **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. 1ª ed. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.
- 27 LINDEMANN, K., 1982. **Sewage Effluent Make-up to Cooling Towers with Film Fill**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting. Houston, Texas – February 1-3, 1982. TP82-12: Cooling Tower Institute.
- 28 LUDWIG, E. E., 1997. **Applied Process Design for Chemical and Petrochemical Plants**. 3º ed., Houston: Gulf Publishing Company Book Division, vol. 2.
- 29 MACÊDO, J. A. B., 2001. **Águas & Águas**. Varela Editora e Livraria Ltda.
- 30 MANCUSO, P. C. S. 2001. **Reúso de Água para Torres de Resfriamento**. São Paulo.
- 31 MANCUSO, P. C. S., 2003. Tecnologia de Reúso de Água In: **Reúso de Água**. 1. ed. São Paulo: Editora Manole Ltda.
- 32 METCALF & EDDY., 2003. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4a. ed.. McGraw-Hill.
- 33 MUSTERMAN J. L., 1996. “**Biological Nitrification and Denitrification**”, Technology Transfer Seminar II - Advanced Topics, June, São Paulo.
- 34 NUVOLARI, A.; TELLES, D.A.; RIBEIRO, J. TARCÍSIO; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R., 2003. Esgoto Sanitário – Coleta Transporte e Reúso Agrícola. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo.

- 35 PEREZ, L. A.; FREESE, D.T., 1997. **Scale Prevention at High LSI, High Cycles, and High pH Without the Need for Acid Feed**. In: The Nace International Annual Conference and Exposition, Houston, Texas, 1997. n. 174: Nace International.
- 36 PHILLIPS, E. C.; STRITTMATTER, R. J., 1994. **Reuse of Industrial Waste Stream as Cooling Tower Makeup**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting, Houston Texas – February 13-16, 1994. TP 94-08: Cooling Tower Institute.
- 37 PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M.; DE LUCA, S; SANT’ANA, T. D. C., 2003. Cinética e Hidráulica dos Processos de Desinfecção In: **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. 1ª ed. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.
- 38 PUCKORIUS, P. R.; HELM, K.; SPURRELL, C., 1995. **Reclaimaid Water as Cooling Tower Makeup for Refinery/Petrochemical Plants – Southern California’s Activities and Time Table**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting, Fort Worth, Texas – February, 1995. TP 95-15: Cooling Tower Institute,
- 39 PUCKORIUS, P. R.; LORETITSCH, G. A.; TVEDT, T., 2001. **Water Reuse in Refineries, Chemical Plants, and Utilities: Experiences Throughout the USA and Texas – Guidelines and Case Histories**. In: Cooling Technology Institute Annual Conference, Corpus Christi TX – February 25-28, 2001. TP01-01: Cooling Technology Institute.
- 40 PUCKORIUS, P. R.; TIANGCO, J. M., 2002. **Cooling Tower System Components and the Impact of Reuse Waters**. In: Cooling Technology Institute Annual Conference, 2002, Houston. TP 02-17. Houston: Cooling Technology Institute.
- 41 PUCKORIUS, P. R.; DIEHL, K., 2003. **Water Reuse Experiences With Cooling Tower Systems in San Antonio Texas**. In: Cooling Technology Institute Annual Conference, San Antonio, Texas – February 10-13, 2003. TP03-03: Cooling Technology Institute.
- 42 RICHARD, D., 1998. “The cost of wastewater reclamation and reuse”. In: ASANO, T. (Ed.) Wastewater Reclamation and Reuse. Lancaster, Technomic Publishing Co. Inc.

- 43 RICHTER C. A.; NETTO, J. M. A., 1991. **Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada**. Editora Edgard Blucher Ltda. 5ª reimpressão, 2003.
- 44 SANTOS, H. F., 2003. Custos dos Sistemas de Reúso de Água. In: **Reúso de Água**. 1. ed. São Paulo: Editora Manole Ltda.
- 45 SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T., 2001. **Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reuso**. 1ª edição, ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- 46 SILVA, J. O.; AMARAL, M. C.; BIANCHI, F., 1987. **Corrosive Water – Brazilian Reality**. In: Cooling Tower Institute Annual Meeting, New Orleans Louisiana – February 25-27, 1987. TP 87-14: Cooling Tower Institute.
- 47 STEINMEYER, M. A.; KURLBAUM, C. E., 1995. **Controle da Corrosão Microbiológica através da Brominação**. In: Anais do 18º Congresso Brasileiro de Corrosão, Rio de Janeiro, 1995: ABRACO.
- 48 TOMAZ, P. **Economia de Água para Empresas e Residências: Um Estudo Atualizado sobre o Uso Racional da Água**. 2ª ed., São Paulo: Editora, 2001.
- 49 TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. M. C., 2001. **Gestão da Água no Brasil**. Edições Unesco. Brasília.
- 50 UHLIG, HERBERT H., Reimpression, 1975. “**Corrosion y Control de Corrosion**”.
- 51 VON SPERLING, M., 1996. **Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias, Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2º ed., Volume 1, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.
- 52 VON SPERLING, M., 1997. **Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias, Lodos ativados**, Volume 4, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.
- 53 WERZERNAK, C. T.; GANNON, J. J., 1967. “Oxygen-Nitrogen Relationships in Autotrophic Nitrification”, *Applied Microbiology*, Vol. 15.

- 54 WILLIAMS, T., M.; MATTEUCCI, A., J., 1995. **Seleção de Biocidas para Controle de Formação de Limo.** In: Anais do 18º Congresso Brasileiro de Corrosão, Rio de Janeiro, 1995: ABRACO.