

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

EMPREGO DA FLOTAÇÃO A AR DISSOLVIDO
NO TRATAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA

Avaliação de Desempenho da Estação de
Tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi
Afluentes à Represa da Pampulha

Weber Coutinho

Belo Horizonte

2007

EMPREGO DA FLOTAÇÃO A AR DISSOLVIDO NO TRATAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA

**Avaliação de Desempenho da Estação de
Tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi
Afluentes à Represa da Pampulha**

Weber Coutinho

Weber Coutinho

EMPREGO DA FLOTAÇÃO A AR DISSOLVIDO NO TRATAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA

Avaliação de Desempenho da Estação de Tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi Afluentes à Represa da Pampulha

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Avaliação, modelagem e controle de processos de tratamento de esgotos

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2007



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Av. Contorno 842 – 7º andar 30110-060 Belo Horizonte – BRASIL

Tel: 55 (31) 3238-1882 Fax: 55 (31) 3238-1882 posgrad@desa.ufmg.br

www.smarh.eng.ufmg.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

EMPREGO DA FLOTAÇÃO A AR DISSOLVIDO NO TRATAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA
Avaliação de Desempenho da Estação de Tratamento dos Córregos Ressaca e
Sarandi Afluentes à Represa da Pampulha

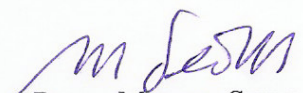
WEBER COUTINHO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. MARCOS VON SPERLING


Prof. EDUARDO VON SPERLING


Prof. Marcelo Libânio


PESQ. MARTIN SEIDL

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Léo Heller
Coordenador

Prof. Marcos von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 09 de abril de 2007.

*À Paula,
ao Frederico
e Laura*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Marcos von Sperling, pelo incentivo, pela sua especial atenção e colaboração para o bom desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, pela dedicação e compromisso com a qualidade do ensino e com a formação de seus alunos.

À Companhia de Saneamento de Minas Gerais, pelo indispensável apoio à realização desta pesquisa e, em especial, aos engenheiros Ronaldo Matias e José Maria de Oliveira Filho por tornar viável essa cooperação e, ainda, à engenheira Maria Letícia de Castro pela sua especial atenção no fornecimento dos dados do monitoramento utilizados nesse trabalho.

À Prefeitura de Belo Horizonte, através da Secretaria Municipal Adjunta de Meio Ambiente, pelo seu importante apoio à realização desse pleito, na pessoa da Secretária Flavia Mourão.

À DT Engenharia, em especial à Maria Cecília O. L. Murgel, pela sua atenção no fornecimento das informações solicitadas.

Aos operadores da ETAF-Pampulha, pelo atendimento atencioso às nossas visitas e, em especial, ao Ferraz pelo seu empenho na busca de melhores resultados para esta estação.

Aos meus familiares, pelo apoio e compreensão indispensáveis nos momentos de maior dedicação a este trabalho.

Aos estagiários da Gerência de Planejamento e Monitoramento Ambiental da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Belo Horizonte, Maria Cecília Dias e Maurício Barbosa Gonçalves Júnior, pela colaboração na formatação gráfica desta Dissertação.

Aos meus amigos da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Belo Horizonte, em especial, aos do PROPAM e do Consórcio de Recuperação da Pampulha, pelo apoio e incentivo.

Aos meus colegas e amigos do curso de mestrado, que compartilharam comigo os bons, porém às vezes difíceis, momentos passados ao longo desta jornada.

RESUMO

A estação em análise possui capacidade de 750 L/s e utiliza o processo de flotação a ar dissolvido (FAD) para o tratamento direto e em fluxo de cursos d'água poluídos. Essa estação trata as águas dos córregos Ressaca e Sarandi, que drenam uma área urbana de 61,5 km² e recebem, além da poluição de fontes difusas, efluentes domésticos e industriais e resíduos sólidos. Como consequência, suas águas apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes, que têm provocado a eutrofização da represa da Pampulha.

No estudo foram utilizados os dados do monitoramento da qualidade da água a montante (água bruta) e a jusante (água tratada) da estação, no período de julho/2003 a fevereiro/2006, bem como os dados de sua operação nesse período, complementados com os de caracterização do lodo.

Os resultados indicaram que a estação obteve eficiências médias de remoção satisfatórias para turbidez (72%), sólidos em suspensão (70%), sólidos sedimentáveis (68%), DBO (71%), DQO (65%), fósforo solúvel (70%), fósforo total (74%) e alumínio (39%). Para os demais parâmetros analisados (nitrogênio, coliformes, sólidos dissolvidos, sulfatos e óleos e graxas), as eficiências médias de remoção ficaram muito abaixo das expectativas.

Concomitantemente, foi feita também a análise dos principais parâmetros operacionais para avaliar a influência desses no desempenho da estação, já que esses parâmetros estão diretamente relacionados com a vazão de tratamento, que no período do estudo apresentou flutuações frequentes e elevadas. Através dessa análise, observou-se que muitos desses parâmetros ficaram fora das faixas de valores adequadas ao processo da flotação, o que pode ter contribuído para o não atendimento às metas previstas no projeto.

Pelos resultados deste trabalho, pode-se concluir que a FAD, aplicada diretamente no curso d'água, apresenta-se como uma alternativa concreta, sob os aspectos técnico e ambiental, para o tratamento de córregos, visando a proteção de mananciais, principalmente de represas e lagoas, ambientes esses frequentemente afetados pelas fontes de poluição pontual e difusa.

ABSTRACT

The investigated treatment plant has a capacity of 750 L/s and uses dissolved air flotation (DAF) for the direct treatment of polluted water courses. The plant treats the water from Ressaca and Sarandi streams, which drain an area of 61,5 km², and receive, besides diffused sources, also domestic and industrial wastewater, as well as solid wastes. As a result, their water has high organic matter and nutrients contents, which have contributed to the eutrophication of Pampulha Reservoir, in Belo Horizonte, Brazil.

In the study, water quality monitoring data from upstream (raw water) and downstream (treated water) of the treatment plant were used, ranging from July/2003 to February/2006. Additionally, operational records were obtained, complemented with the sludge characterization.

These results showed that the plant obtained satisfactory average removal efficiencies for turbidity (72%), suspended solids (70%), settleable solids (68%), BOD (71%), COD (65%), soluble phosphorus (70%), total phosphorus (74%) and aluminium (39%). For the other analyzed parameters (nitrogen, coliforms, dissolved solids, sulfates and oils/greases), the average removal efficiencies were below the expected ones.

The analysis of the main operational variables was also made to evaluate their influence on the plant performance, since they are directly related with the inflow, that presented frequent and large fluctuations. It was observed that many of the operational variables were outside the recommended ranges, what may have contributed to the non-compliance with some of the project treatment goals.

The results of this work show that DAF, when applied directly in the water course, is an attractive alternative for surface water treatment, from the technical and environmental points of view, especially for the protection of lakes and reservoirs, which are frequently affected by point and diffuse sources of pollution.

SUMÁRIO

RESUMO	II
ABSTRACT	III
SUMÁRIO.....	IV
LISTA DE FIGURA	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE QUADROS.....	IX
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. <i>Objetivo geral</i>	4
2.2. <i>Objetivos específicos</i>	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. <i>Considerações iniciais</i>	5
3.2. <i>Bases tecnológicas da flotação a ar dissolvido</i>	7
3.2.1. Pressão na câmara de saturação / Tamanho das bolhas	9
3.2.2. Taxa de aplicação superficial no flotador / Taxa de recirculação	10
3.2.3. Tempo de detenção no flotador	11
3.2.4. Relação ar/sólidos no tanque de flotação.....	11
3.2.5. Gradientes de velocidade na coagulação e floculação	12
3.2.6. Dosagens de coagulantes	13
3.2.7. Síntese dos parâmetros de projeto	15
3.3. <i>Aplicações da flotação em fluxo no Brasil, para tratamento de cursos d'água e efluentes de reatores anaeróbios</i>	16
4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DOS CÓRREGOS RESSACA E SARANDI.....	17
4.1. <i>Descrição da estação</i>	17
4.2. <i>Unidade de Tratamento Preliminar</i>	19
4.3. <i>Unidade de Flotação e ar Dissolvido (DAF)</i>	20
4.3.1. Sistema de Medição de Vazão e Mistura Rápida.....	20
4.3.2. Sistema de Coagulação/Floculação	20
4.3.3. Sistema de Flotação.....	23
5. METODOLOGIA	27
5.1. <i>Introdução</i>	27
5.2. <i>Etapas Metodológicas</i>	28
5.2.1. Levantamento e sistematização dos dados.....	28
5.2.2. Avaliação dos resultados	28
5.2.3. Obtenção e sistematização dos dados de operação da estação.....	29
5.2.4. Avaliação de desempenho da estação	29
5.2.5. Caracterização do lodo e avaliação da sua destinação	29
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
6.1. <i>Introdução</i>	30
6.2. <i>Condições Operacionais</i>	30
6.2.1. Introdução	30
6.2.2. Dados Pluviométricos.....	31
6.2.3. Vazões afluentes à Estação.....	32
6.2.4. Tempos de detenção hidráulica no floculador e no flotador	33
6.2.5. Taxa de aplicação superficial no flotador	35
6.2.6. Aplicação de coagulantes e polímeros.....	36
6.2.7. Vazões de recirculação	38
6.2.8. Remoção do lodo flotado.....	39
6.3. <i>Avaliação dos parâmetros de qualidade da água</i>	40
6.3.1. Temperatura	40
6.3.2. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	41
6.3.3. Turbidez	42
6.3.4. Sólidos.....	46
6.3.5. Matéria Orgânica.....	51

6.3.5.1.	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	51
6.3.5.2.	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	56
6.3.6.	Oxigênio Dissolvido	58
6.3.7.	Nutrientes	62
6.3.7.1.	Nitrogênio Amoniacal e Orgânico	62
6.3.7.2.	Fósforo Solúvel e Total	66
6.3.8.	Sulfetos e Sulfatos	70
6.3.9.	Óleos e graxas	73
6.3.10.	Elementos-traço	76
6.3.10.1.	Alumínio	77
6.3.10.2.	Ferro Solúvel	80
6.3.11.	Coliformes Totais e Termotolerantes	83
6.4.	<i>Caracterização e destinação final do lodo</i>	85
6.5.	<i>Considerações sobre os resultados da ETAF-Pampulha em relação aos das estações dos parques Ibirapuera e Aclimação em São Paulo</i>	92
6.6.	<i>Considerações sobre os resultados ambientais obtidos com a operação da ETAF-Pampulha na Represa da Pampulha</i>	94
6.7.	<i>Considerações sobre os custos de implantação e operação da ETAF-Pampulha</i>	96
7.	CONCLUSÕES	98
8.	RECOMENDAÇÕES	101
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 4.1: Descargas líquidas médias mensais dos córregos Ressaca e Sarandi.....	17
FIGURA 4.2: Vista geral da ETAF-Pampulha.....	17
FIGURA 4.3: Fluxograma geral da ETAF-Pampulha.....	18
FIGURA 4.4: Bacia de distribuição e controle de vazões.....	19
FIGURA 4.5: Grades finas de limpeza mecanizada.....	19
FIGURA 4.6: Caixas de areia de limpeza manual.....	19
FIGURA 4.7: Calha Parshal.....	20
FIGURA 4.8: Tubulações de ar para mistura rápida.....	20
FIGURA 4.9: Bacia de Coagulação/Floculação – Mistura rápida/lenta.....	22
FIGURA 4.10: Bacia de Flotação.....	25
FIGURA 4.11: Sistema de injeção de ar dissolvido.....	25
FIGURA 4.12: Sistema de remoção de lodo.....	26
FIGURA 4.13: Vista do lodo flotado e das calhas.....	26
FIGURA 6.1: Dados Pluviométricos Diários na ETAF-Pampulha.....	31
FIGURA 6.2: Dados Pluviométricos Mensais na ETAF-Pampulha.....	31
FIGURA 6.3: Tempo de Detenção no Floculador – Séries Temporais.....	34
FIGURA 6.4: Tempo de Detenção Hidráulica no Flotador – Séries Temporais.....	34
FIGURA 6.5: Tempos de Detenção Hidráulica – Box Plot.....	34
FIGURA 6.6: Taxa de Aplicação Superficial – Séries Temporais.....	36
FIGURA 6.7: Taxa de Aplicação Superficial – Box Plot.....	36
FIGURA 6.8: Dosagem de Polímero – Séries Temporais.....	37
FIGURA 6.9: Dosagem de Cloreto Férrico – Séries Temporais.....	37
FIGURA 6.10: Temperatura Ambiente – Séries Temporais.....	40
FIGURA 6.11: Temperatura da Amostra – Séries Temporais.....	41
FIGURA 6.12: PH – Séries Temporais.....	42
FIGURA 6.13: Turbidez – Séries Temporais.....	43
FIGURA 6.14: Turbidez – Séries Temporais Eficiência.....	44
FIGURA 6.15: Turbidez – Box Plot.....	45
FIGURA 6.16: Eficiência de Remoção Turbidez – Box Plot.....	45
FIGURA 6.17: Turbidez – Atendimento ao Padrão e à Meta.....	45
FIGURA 6.18: Sólidos Totais – Séries Temporais.....	47
FIGURA 6.19: Sólidos Dissolvidos Totais – Séries Temporais.....	48
FIGURA 6.20: Sólidos em Suspensão Totais – Séries Temporais.....	48
FIGURA 6.21: Sólidos Sedimentáveis – Séries Temporais.....	48
FIGURA 6.22: Sólidos Totais – Eficiência com Médias Móveis Mensais.....	49
FIGURA 6.23: Sólidos Dissolvidos Totais –Eficiência com Médias Móveis Mensais.....	49
FIGURA 6.24: Sólidos em Suspensão Totais - Eficiência com Médias Móveis.....	49
FIGURA 6.25: Sólidos em Suspensão Totais - Eficiência com Médias Móveis Mensais.....	49
FIGURA 6.26: Sólidos Totais – Box Plot.....	50
FIGURA 6.27: Sólidos Dissolvidos Totais – Box Plot.....	50
FIGURA 6.28: Sólidos em Suspensão Totais – Box Plot.....	50
FIGURA 6.29: Sólidos Sedimentáveis – Box Plot.....	50
FIGURA 6.30: Concentração de DBO – Séries Temporais.....	53
FIGURA 6.31: Concentração de DBO – Média Móvel Séries Temporais.....	53
FIGURA 6.32:Concentração de DBO – Box Plot.....	54
FIGURA 6.33: DBO – Séries Temporais Eficiência.....	54
FIGURA 6.34: DBO – Box Plot Eficiência.....	55
FIGURA 6.35: DBO – Atendimento Padrão e Meta.....	55

FIGURA 6.36: DBO – Variação Horária das Concentrações de DBO no afluente da ETAF..	56
FIGURA 6.37: DQO – Eficiência Séries Temporais.....	58
FIGURA 6.38: DQO – Box Plot Eficiência.....	58
FIGURA 6.39: Concentrações de OD – Séries Temporais - Médias Móveis Mensais.....	60
FIGURA 6.40: Concentrações de OD – Box Plot.....	61
FIGURA 6.41: OD – Eficiência - Séries Temporais de Acréscimo/Decréscimo na ETAF.....	62
FIGURA 6.42: Nitrogênio Amoniacal – Séries Temporais.....	65
FIGURA 6.43: Nitrogênio Orgânico – Séries Temporais – Concentração.....	65
FIGURA 6.44: Nitrogênio Amoniacal – Box Plot – Concentração.....	65
FIGURA 6.45: Nitrogênio Orgânico – Box Plot – Concentração.....	65
FIGURA 6.46: Nitrogênio Amoniacal – Distribuição de Freqüência.....	66
FIGURA 6.47: Nitrogênio Orgânico – Distribuição de Freqüência.....	66
FIGURA 6.48: Fósforo Solúvel – Séries Temporais.....	69
FIGURA 6.49: Fósforo Total – Séries Temporais.....	69
FIGURA 6.50: Fósforo Total – Box Plot Concentração.....	69
FIGURA 6.51: Fósforo Solúvel – Box Plot Concentração.....	69
FIGURA 6.52: Fósforo Total – Séries Temporais Eficiência.....	70
FIGURA 6.53: Fósforo Solúvel – Séries Temporais Eficiência.....	70
FIGURA 6.54: Fósforo Total – Eficiência Atendimento ao Padrão e à Meta.....	70
FIGURA 6.55: Fósforo Solúvel – Eficiência Atendimento à Meta.....	70
FIGURA 6.56: Sulfato – Séries Temporais.....	72
FIGURA 6.57: Sulfato – Séries Temporais – Médio Móvel.....	72
FIGURA 6.58: Sulfato – Distribuição de Freqüência.....	73
FIGURA 6.59: Sulfato – Box Plot.....	73
FIGURA 6.60: Óleos e Graxas – Séries Temporais.....	76
FIGURA 6.61: Óleos e Graxas – Box Plot.....	76
FIGURA 6.62: Óleos e Graxas – Séries Temporais Eficiência.....	77
FIGURA 6.63: Óleos e Graxas – Box Plot.....	77
FIGURA 6.64: Óleos e Graxas – Atendimento Padrão e Meta.....	77
FIGURA 6.65: Alumínio – Distribuição de Freqüência.....	79
FIGURA 6.66: Alumínio – Séries Temporais.....	80
FIGURA 6.67: Alumínio – Séries Temporais Eficiência.....	80
FIGURA 6.68: Alumínio – Box Plot.....	80
FIGURA 6.69: Alumínio – Distribuição de Freqüência Eficiência.....	80
FIGURA 6.70: Ferro – Séries Temporais Concentração.....	83
FIGURA 6.71: Ferro – Séries Temporais Eficiência.....	83
FIGURA 6.72: Ferro – Concentrações.....	83
FIGURA 6.73: Ferro – Eficiência.....	83
FIGURA 6.74: Coliformes Termotolerantes – Séries Temporais.....	85
FIGURA 6.75: Coliformes Termotolerantes – Séries Temporais Eficiência.....	86

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1: Parâmetros de projeto para um sistema de FAD para aplicação em tratamento de esgotos, de efluentes de reatores anaeróbios, de água potável e pluvial.....	15
TABELA 4.1: Velocidades de ascensão das micro-bolhas em função da temperatura e de seu diâmetro.....	24
TABELA 4.2: Resumo com os principais parâmetros de projeto.....	26
TABELA 5.1: Relação dos parâmetros monitorados.....	27
TABELA 6.1: Resumo da Estatística de Vazões médias diárias afluentes à estação.....	33
TABELA 6.2: Tempos de detenção hidráulica e taxas de aplicação superficial.....	35
TABELA 6.3: Estatística Descritiva de Turbidez.....	44
TABELA 6.4: Resumo da Estatística dos sólidos.....	50
TABELA 6.5: Resumo da Estatística de Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	53
TABELA 6.6: Resumo da Estatística de DBO x DQO.....	57
TABELA 6.7: Resumo da Estatística da Demanda Química de Oxigênio.....	58
TABELA 6.8: Resumo da Estatística de Oxigênio Dissolvido.....	62
TABELA 6.9: Resumo da Estatística de Nitrogênio.....	64
TABELA 6.10: Estatística Descritiva do Fósforo.....	68
TABELA 6.11: Estatística Descritiva de Sulfato e Sulfeto.....	74
TABELA 6.12: Estatísticas Descritivas de Óleos e Graxas.....	76
TABELA 6.13: Estatística Descritiva do Alumínio.....	81
TABELA 6.14: Resumo da Estatística de Ferro.....	83
TABELA 6.15: Resumo da Estatística de Coliformes.....	86
TABELA 6.16: Características do lodo da ETAF.....	88
TABELA 6.17: Tratamento estatístico dos dados do lodo.....	89
TABELA 6.18: Características do lodo de estações de tratamento de esgotos sanitários.....	90
TABELA 6.19: Concentrações médias de elementos-traço no afluente da ETE-Arrudas.....	93
TABELA 6.20: Resultado de eficiência da ETAF – Pampulha e das estações dos Parques Ibirapuera e Aclimação.....	94
TABELA 6.21: Cargas afluentes a ETAF, geradas nas bacias do Ressaca e Sarandi, e cargas removidas por esta estação no período de Julho/03 a Fevereiro/06.....	96
TABELA 6.22: Custos operacionais anuais da ETAF-Pampulha	97
TABELA 6.23: Custo de tratamento na ETAF_Pampulha.....	98

LISTA DE QUADROS

QUADRO 3.1: Localização e capacidades das unidades de tratamento por flotação existentes no Brasil para tratamento de cursos de água e efluentes de reatores anaeróbios.....	17
--	----

1. INTRODUÇÃO

Os córregos Ressaca e Sarandi são os principais tributários da Represa da Pampulha, represa esta construída na década de 1930, para servir de manancial para o abastecimento de água da Região Norte da cidade de Belo Horizonte. Posteriormente, a Represa da Pampulha, devido à beleza cênica e paisagística de seu entorno, recebeu na sua orla obras arquitetônicas de vanguarda modernista do arquiteto Oscar Niemayer, jardins de Burle Marx e monumentos de artistas famosos como Cesquiatti, Portinari, Pedrosa, dentre outros, passando a ser considerada como cartão postal de Belo Horizonte.

Com o processo de urbanização de sua bacia hidrográfica, com uma área de 100 km², que se estende também pelo município de Contagem, onde se localizam dois distritos industriais, suas águas tornaram-se impróprias para o abastecimento já no final da década de 70, inviabilizando outros usos como atividades esportivas e de lazer, até então desfrutadas pela população de Belo Horizonte. Este processo contribuiu para o assoreamento de parte da represa, provocando a perda de cerca de 20% de seu espelho d'água e de 50% de seu volume, e também para a deterioração da qualidade de suas águas, que se encontram em estado eutrófico com altas concentrações de matéria orgânica, registrando frequentes florações de algas, inclusive de cianobactérias (Coutinho et al. 2001).

Atualmente, reside na bacia da Pampulha uma população de cerca de 350.000 pessoas, cujos esgotos ainda não se encontram totalmente coletados e interceptados, pois cerca de 50% ainda são lançados nos córregos, principalmente no Ressaca e no Sarandi.

Com o programa “Caça–esgotos”, implementado pela COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais), avanços têm sido alcançados na redução dos impactos dessa fonte de poluição pontual, por meio do aumento dos índices de coleta e interceptação, tanto dos esgotos domésticos, quanto dos efluentes industriais, estes também beneficiados pela certificação ambiental da Norma ISO 14000, implementada pelas próprias indústrias.

Porém, pouco se tem avançado no controle das fontes de poluição difusas, tendo em vista as dificuldades de diagnóstico e a complexidade dessa ação. Assim sendo, diversos poluentes, principalmente nutrientes e sedimentos, ainda são carregados para a represa da Pampulha,

oriundos dessas fontes, com destaque para as drenagens pluviais de áreas urbanizadas, as erosões e os lançamentos de resíduos sólidos nos cursos d'água e em botas-foras clandestinos.

Ações outras, como modificações nos leitos dos córregos, dragagens, terraplenagens, desmatamentos das encostas, das matas ciliares e das áreas de nascentes são também responsáveis pela degradação da qualidade das águas da bacia da Pampulha.

Especificamente com relação à bacia dos córregos Ressaca e Sarandi, cujas águas são tratadas na estação objeto deste trabalho, é importante destacar que nela residem atualmente cerca de 250.000 pessoas, das quais aproximadamente 100.000 não dispõem esgotamento sanitário adequado, com o lançamento dos esgotos sendo feito diretamente nesses cursos d'água, o que a torna responsável por 70 % da carga poluidora da represa da Pampulha.

Tendo em vista a preocupação crescente com os recursos hídricos, o governo brasileiro promulgou em 1997 a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. Essa lei estabelece as normas para a gestão desses recursos baseada nos fundamentos de que a água é um bem de domínio público, natural, porém finito, dotado de valor econômico, de uso múltiplo, mas prioritário para o consumo humano e para a dessedentação de animais. Define ainda que a gestão seja descentralizada e participativa, contando com a participação do poder público, dos usuários e da sociedade civil, e que a unidade territorial de planejamento seja a bacia hidrográfica (Brasil, 1977).

Diante da necessidade de se recuperar a Represa da Pampulha para resgatar os usos atualmente reprimidos, observando-se os princípios da referida lei, encontra-se em implantação o PROPAM - Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da Bacia da Pampulha, que consiste em um conjunto de ações estruturantes, de planejamento e de controle com objetivo de despoluir a bacia hidrográfica e promover o desenvolvimento ambiental e socioeconômico da região.

Uma das medidas implementadas pelo PROPAM, para reduzir de imediato o aporte de poluentes à Represa da Pampulha, consistiu na implantação da Estação de Tratamento das Águas Fluviais (ETAF) dos córregos Ressaca e Sarandi, estação esta objeto de avaliação de seu desempenho neste trabalho.

Essa estação utiliza o processo de Flotação a Ar Dissolvido (FAD), através da tecnologia patenteada com o nome de FLOTFLUX[®], considerada uma inovação para o tratamento direto e em fluxo de cursos d'água poluídos, desenvolvida pela empresa DT Engenharia S/C em parceria com a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), no ano de 1997, com a operação de uma estação piloto tratando as águas do rio Pinheiros na cidade de São Paulo. Desde então, essa tecnologia vem sendo utilizada em projetos de tratamento de cursos d'água para sua própria recuperação e ou como medida de proteção de praias e de mananciais (represas, lagos, lagoas, etc.), dos quais estes são tributários. Posteriormente esse processo foi também avaliado como alternativa de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Aisse et al, 2001).

É importante destacar que este trabalho não tem como objetivo discutir o mérito da questão relativa ao emprego do tratamento direto de cursos d'água, contraposta à ampliação e ou implantação de sistemas de esgotamento sanitário em bacias hidrográficas, como alternativa para controle de poluição. Mesmo porque, o tratamento direto de cursos d'água se apresenta como uma alternativa de redução da poluição oriunda de outras fontes, que não somente os lançamentos de esgotos "in natura", mas principalmente difusas e de difícil controle, cujos poluentes são carregados pelas chuvas. Desta forma, o tratamento direto de cursos d'água pode se apresentar como uma medida eficaz de proteção de mananciais.

A justificativa para este projeto fundamenta-se não só na oportunidade de se avaliar, sob o aspecto técnico e operacional, a tecnologia patenteada, mas também de buscar resultados que possibilitem conhecer melhor a aplicação da Flotação a Ar Dissolvido no tratamento de cursos d'água, processo este já consagrado em outras aplicações.

Atualmente encontram-se implantadas, no Brasil, 20 estações de tratamento de cursos d'água e de efluentes de reatores anaeróbios que utilizam a flotação a ar dissolvido, incluindo-se nestas a estação dos córregos Ressaca e Sarandi na Pampulha.

Tendo em vista esse pequeno número de instalações e todas de implantação recente, este processo de tratamento direto de córregos por flotação foi ainda muito pouco avaliado. Assim sendo, considera-se de grande importância a avaliação, sob o aspecto técnico e operacional, desta tecnologia.

2. OBJETIVOS

2.1. *Objetivo geral*

A pesquisa tem como objetivo a avaliação de desempenho da Estação de Tratamento da Água dos córregos Ressaca e Sarandi (ETA-F-Pampulha), córregos esses tributários da Represa da Pampulha localizada em Belo Horizonte - MG, que utiliza o processo de Flotação a Ar Dissolvido (FAD) com a tecnologia FLOTFLUX.

2.2. *Objetivos específicos*

Para se atingir o objetivo deste projeto, propõem-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliação da eficiência do processo de flotação a ar dissolvido na remoção dos poluentes encontrados nos córregos Ressaca e Sarandi, com destaque para matéria orgânica, sólidos em suspensão totais e sedimentáveis, nutrientes, coliformes, sulfatos e elementos-traço;
- Avaliação da eficácia da estação para o atendimento às metas propostas pelo projeto e aos padrões de qualidade de água fixados pela Resolução 357/05 do CONAMA para a classe 2, classe esta estabelecida para os córregos Ressaca e Sarandi, através da DN 020/97 do COPAM que regulamentou o enquadramento da Bacia do Rio da Velhas;
- Avaliação da influência das condições operacionais da estação no seu desempenho, verificando-se a situação em curso com as especificações do projeto, na busca de respostas para as eventuais desconformidades;

Avaliação das características do lodo removido da estação, no que se refere à sua composição físico-química, considerando a proposta de tratamento desse lodo junto com os esgotos, nos reatores anaeróbios da Estação de Tratamento do Ribeirão do Onça.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Considerações iniciais

A flotação a ar dissolvido é um processo consagrado em nível mundial para o tratamento de água e de efluentes industriais. Nas últimas décadas, inúmeros pesquisadores realizaram estudos e pesquisas para a utilização da flotação nos mais diversos campos de aplicação, conferindo a esse processo um alto grau de confiabilidade e competitividade com outras alternativas de separação de sólidos e líquidos e de remoção específica de determinados tipos de poluentes.

Segundo Reali (1991), as primeiras experiências de aplicação da flotação foram iniciadas em 1907 na área de processamento de minérios, passando, por volta de 1920, a ser empregada também na indústria de papel e celulose. Posteriormente, após a segunda guerra mundial, com o desenvolvimento industrial, a aplicação da flotação foi ampliada para a recuperação de óleos e gorduras na indústria petroquímica e de óleos vegetais. Nas últimas décadas a flotação tem sido aplicada com sucesso na área industrial (refinarias, curtumes, mecânicas, papel e celulose, etc.), no tratamento de água para abastecimento e no tratamento do lodo, e como tem sido demonstrado em vários casos, é o mais econômico meio de separação de sólido-líquido para uma larga faixa de aplicações (Bratby, 1983).

Ainda no campo industrial a FAD vem sendo usada como pré-tratamento de efluentes de indústrias com grande concentração de substâncias insolúveis como gorduras, óleos e graxas (Di Bernardo, 1993; Valentine et Carawan, 1996).

No tratamento de águas para abastecimento, a FAD vem sendo utilizada principalmente como uma alternativa ao processo convencional de sedimentação, nos casos em que os mananciais de captação são ricos em nutrientes orgânicos ou possuem concentrações elevadas de algas cianofíceas (cianobactérias), e, ainda, para as águas com baixa turbidez, baixa alcalinidade e cor elevada (AWWA, 1990), pois águas com essas características são difíceis de serem tratadas com a decantação, devido às baixas velocidades de sedimentação dos flocos formados (Edzwald, 1993).

Na Escandinávia e no Reino Unido, já na década de 1980 existiam cerca de 50 estações de tratamento de água que usavam a flotação como processo principal ou associado (AWWA,

1990). Uma das modalidades mais comuns de uso da FAD para tratamento de água para consumo humano é a sua conjugação com a filtração, denominada “flotofiltração”. A principal vantagem dessa conjugação está na possibilidade de concepção de uma ETA (estação de tratamento de água) extremamente compacta, embora a taxa de aplicação superficial da flotação fique condicionada pela capacidade do filtro rápido associado, ou seja, pela taxa de filtração (AWWA, 1990).

No Brasil, ainda são poucas as estações de tratamento de água que utilizam a FAD, merecendo destaque a estação da cidade de Manaus implantada em 2001 com capacidade para uma vazão de cerca de 6,0 m³/s, que trata as águas escuras do Rio Negro, onde a flotação foi considerada a melhor alternativa sob o ponto de vista técnico e econômico para a remoção da cor.

Para o tratamento de esgotos domésticos, as primeiras experiências brasileiras com o emprego da FAD foram realizadas por Bratby em 1982, para a Companhia de Águas e Esgotos de Brasília-CAESB, na estação de tratamento ETEB-Sul, com esgotos quimicamente precipitados (Bratby, 1983). Posteriormente, em 1984, o mesmo autor testou e aplicou a FAD como pós-tratamento, polimento final, do efluente de lodos ativados para remoção de nutrientes, nas estações de tratamento de esgotos ETEB-Norte e ETEB-Sul do Lago Paranoá.

Estudos mais recentes patrocinados por universidades e companhias estaduais de saneamento, como a do estado do Paraná, a SANEPAR (Jürgensen & Richter, 1994), e de Brasília, a CAESB (Pinto Filho & Brandão, 2000), e, ainda, pela Universidade de São Paulo-USP, através da Escola de Engenharia de São Carlos (Campos *et al.*, 1996), confirmaram a viabilidade do emprego da FAD como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente do tipo UASB (AISSE *et al.*, 2001). Pesquisadores da Escola de Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina também têm desenvolvido estudos com coagulação/floculação e flotação para tratamento primário de efluentes de indústrias têxteis (Hassemer, 2000; apud Schoenhals, 2006), e de abatedouro de aves (Schoenhals, 2006), com resultados bastante satisfatórios.

Diante dos resultados positivos da aplicação da flotação a ar dissolvido no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, o Departamento Municipal de Águas e Esgotos da cidade de Uberlândia, implantou esse sistema na ETE-Uberabinha, com capacidade para atender a uma população de 1,0 milhão de habitantes, estação esta em operação desde o ano de 2004.

Na Europa, as primeiras experiências para a aplicação da flotação a ar dissolvido no tratamento de águas pluviais, com objetivo de remover a poluição difusa de áreas urbanas, foram realizadas na cidade de Paris em 1993 por Bernard *et al.* (1995) e em 1997 por Lainé *et al.* (1998), cujos resultados mostraram-se bastante satisfatórios, para a remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão, fósforo, metais pesados e hidrocarbonetos. Lainé *et al.* (1997), com o objetivo de verificar a balneabilidade do efluente tratado, pesquisaram também a remoção de microorganismos patogênicos, conjugando a FAD com posterior filtração e desinfecção com raios ultravioleta, obtendo excelentes resultados para *E. coli*, enterococos, enterovirus, salmonelas, ovos de helmintos e cistos de *Giardia*, atingindo os padrões estabelecidos pela legislação européia.

No Brasil, as primeiras experiências utilizando a FAD no tratamento de cursos d'água para a proteção de mananciais e praias foram realizadas em 1997 pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo-SABESP em parceria com a empresa DT/Engenharia S/A, com o emprego da flotação a ar dissolvido em curso, ou seja no próprio leito do curso d'água. Esses experimentos tiveram como objetivo a remoção de poluentes oriundos de fontes difusas de poluição, lançados nos cursos d'água através das redes coletoras de esgotos e de águas pluviais, clandestinamente ou não, resultado das atividades antrópicas desenvolvidas em áreas urbanas.

Com o sucesso da pesquisa para o emprego da FAD no tratamento de cursos d'água em fluxo, a DT/Engenharia S/A patenteou essa tecnologia com a denominação FLOTFLUX[®], iniciando-se, a partir daí, a implantação desse tipo de tratamento, primeiro para cursos d'água e em seguida para efluentes de reatores anaeróbios.

Conforme visto, encontram-se implantadas, no Brasil, 20 estações com essa tecnologia, com capacidades variando de 15 L/s a 10.000 L/s. Destas, 06 unidades encontram-se instaladas em Minas Gerais (DT Engenharia, 2005), incluindo-se nestas a estação de tratamento dos córregos Ressaca e Sarandi, afluentes da represa da Pampulha, objeto deste trabalho.

3.2. Bases tecnológicas da flotação a ar dissolvido

Com o desenvolvimento das pesquisas, os parâmetros para o processo de flotação a ar dissolvido vêm sendo consolidados, tornando esse processo ambientalmente confiável e técnico-economicamente viável, se comparado com outras alternativas de separação de

sólidos e líquidos, e largamente empregado em vários campos do tratamento de águas e de efluentes em todo o mundo.

Os princípios básicos de funcionamento do processo de flotação a ar dissolvido, embora simples, pois se resumem no contato das partículas sólidas com as bolhas de ar dissolvidas no líquido e no seu conseqüente arraste para a superfície do líquido, dependem de um cuidadoso controle dos parâmetros de projeto, determinados em função das características do afluente a ser tratado.

Dentre esses parâmetros destacam-se a taxa de aplicação superficial de flotação, o tempo de detenção no tanque de flotação, o tamanho das bolhas, a taxa de recirculação do líquido pressurizado com ar, a pressão na câmara de saturação e, conseqüentemente, a quantidade de ar fornecida em relação à massa de sólidos em suspensão no líquido. Ainda assim, como a flotação é sempre precedida da etapa de coagulação-floculação, os parâmetros dessa fase também devem ser cuidadosamente controlados, com destaque para o pH, gradiente de velocidade, tempo de detenção e, ainda, as dosagens de coagulantes.

Dentre os fatores que podem auxiliar o processo de flotação estão a otimização da coagulação, a adequação do tempo e do grau de agitação da floculação e a quantidade de ar na água pressurizada, cujo valor deve levar em consideração a concentração de sólidos na água bruta (AWWA, 1990).

Tendo em vista, as inúmeras pesquisas realizadas, bem como o grande número de unidades de flotação a ar dissolvido atualmente em operação, com aplicação nos mais diversos campos, as faixas de variação desses parâmetros operacionais são bastante conhecidas e divulgadas em publicações técnicas especializadas.

Com o objetivo de se avaliar o desempenho da estação em análise e correlacionar os seus resultados com os parâmetros operacionais de projeto e com aqueles efetivamente verificados, e ainda buscar uma correlação com os valores de referência já consolidados pelos estudos e projetos implantados, apresentam-se neste item alguns critérios e parâmetros obtidos da literatura consultada.

No Brasil, um dos trabalhos pioneiros na avaliação do emprego da flotação no tratamento de água foi realizado por Reali em 1984, trabalho esse complementado por outro em 1991, no

qual o autor fez uma ampla revisão bibliográfica e realizou experiências em uma estação piloto, que possibilitaram propor um equacionamento teórico que relaciona a eficiência da flotação com as principais variáveis envolvidas com o processo e analisar a viabilidade técnica e operacional do mesmo.

Trabalhos importantes também foram desenvolvidos por Di Bernardo (1982), para tratamento de efluentes de laticínios, por Bratby em 1984, no projeto das estações norte e sul do Lago Paranoá de Brasília, para tratamento de esgotos brutos e de efluentes de lodos ativados, e ainda por Jürgensen & Richter (1994), Penetra (1998), Pinto Filho & Brandão (2000), Reali *et al.* (2000), todos esses para tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

3.2.1. Pressão na câmara de saturação / Tamanho das bolhas

Segundo Mouchet (*apud* Reali, 1991), a distribuição do tamanho das bolhas em uma unidade de FAD depende fundamentalmente da taxa de aglutinação das microbolhas formadas devido à liberação dos gases dissolvidos no líquido da recirculação. Diversos fatores influem nesse processo, com destaque para a pressão no interior da câmara de pressurização. Em suas experiências com pressões de 300 e 500 kPa, Mouchet encontrou melhores resultados com essa última, quando obteve uma família de bolhas bem menores e com menor dispersão (40 a 50 μ m). Katz (*apud* Reali, 1991) constatou que pressões acima de 550 kPa podem resultar na diminuição de produção de bolhas adequadas ao processo de flotação. Di Bernardo (1993) recomenda pressões de 250 a 500 kPa. Aisse *et al.* (2001) recomenda o tamanho das bolhas na faixa de 10 a 100 μ m, sendo desejável que a maior parte esteja em torno de 50 μ m. Segundo Jürgensen & Richter (*apud* Aisse *et al.*, 2001), para pressões entre 400 e 600 kPa o tamanho das bolhas varia de 30 a 70 μ m. Dick (1972), Ramalho (1977) e EPA (*apud* Aisse *et al.*, 2001) recomendam pressões de 200 a 480 kPa. Metcalf & Eddy (1981) recomendam pressões de 275 a 350 kPa. Lainé *et al.* (1998) conseguiram bons resultados com pressão de 550 kPa, para o tratamento de águas pluviais.

Os resultados pesquisados e aqui apresentados são também confirmados em pesquisas realizadas por Edzwald & Walsh (*apud* Chung *et al.*, 1999), que afirmam que para assegurar a produção das microbolhas na faixa de tamanho de 10 a 100 μ m é recomendável pressão na câmara de pressurização entre 400 e 600 kPa. Esta mesma publicação cita a conclusão de De

Rijk *et al.*, onde afirmam que o aumento das pressões acima de 500 kPa produz muito pouco efeito no tamanho das bolhas.

3.2.2. Taxa de aplicação superficial no flotador / Taxa de recirculação

A taxa de aplicação superficial no flotador é também um parâmetro fundamental para o bom desempenho da flotação, pois está diretamente relacionada com a velocidade ascensional das bolhas de ar.

Di Bernardo (1993), em suas experiências no tratamento de água, obteve resultados satisfatórios com taxas de aplicação superficial na faixa de 100 a 300 m³ / m². dia, que correspondem a velocidades ascensionais de flotação de 7,2 a 21,6 cm/min.

Experiências realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, para aplicação da FAD no tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, citadas por Aisse *et al.* (2001), Campos *et al.* (1996), Penetra (1998), Reali *et al.*, (2000), com taxas de aplicação superficial variando de 70 a 375 m³ / m². dia, (velocidades de flotação entre 5 e 25 cm/min), com taxa de recirculação de 20% e pressão de 450 kPa constantes, variando apenas os parâmetros da fase de coagulação/floculação (gradientes de velocidade, tempos de detenção e dosagens de coagulantes), mostraram bons resultados na remoção de turbidez, sólidos em suspensão, matéria orgânica, fósforo e nitrogênio.

Nas experiências da Companhia de Águas e Esgotos de Brasília-CAESB, realizadas por Pinto Filho & Brandão (*apud* Aisse *et al.*, 2001), com o uso da FAD também como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, a taxa de aplicação superficial na flotação, que revelou melhores resultados, foi de 195 m³/m².dia, com taxas de recirculação de 10 e 20%, mostrando que ao ser duplicada (para 390 m³/m².dia), implicou em uma notável redução da eficiência para os parâmetros analisados (turbidez, sólidos em suspensão, matéria orgânica e fósforo). Dick (1972) recomenda 235 m³/m².dia, com taxa de recirculação de 30%.

Pelos resultados dos estudos pesquisados, as taxas de aplicação superficial para a FAD podem variar de 70 a 375 m³/m².dia, correspondendo a velocidades de flotação de 5 a 25 cm/min, combinadas com taxas de recirculação de 10 a 30% da vazão afluente.

3.2.3. Tempo de detenção no floculador

O tempo de detenção no floculador ou tempo de floculação também foi bastante estudado. Dick (1972) e Ramalho (1977) recomendam um tempo de 30 min. Di Bernardo (1993), em experiências realizadas, com “Jar test” no tratamento de água, obteve bons resultados com tempos de floculação de 10 a 20 min., constatando que para cada tempo de floculação existe um gradiente ótimo, com o qual se obtém a maior eficiência de remoção dos flocos. Nas experiências realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos, para o emprego da FAD para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, os pesquisadores Campos *et al.*, Penetra *et al.* e Reali *et al.* trabalharam com tempos de floculação de 15, 20, 25 e 60 minutos, e com gradientes de 30 a 100 s⁻¹, encontrando resultados muitos bons, eficiência de remoção em torno de 90%, para fosfato total, sólidos em suspensão totais, turbidez, cor, e eficiências na faixa de 60 a 90 % para DQO, usando como coagulante o cloreto férrico com dosagem de 65mg/L e taxa de recirculação de 20% com pressão de saturação de 450 kPa.

3.2.4. Relação ar/sólidos no tanque de flotação

A relação ar/sólidos, quantidade de ar fornecida pela quantidade de sólidos no tanque de flotação, é um dos parâmetros mais importantes da DAF, porém segundo pesquisas realizadas na Inglaterra por Zabel em 1982, (*apud* Di Bernardo, 1993), a quantidade de ar passa a independe da concentração de sólidos na água quando esta é inferior a 1000 mg/L. Nestas condições, a quantidade de ar a ser fornecida passa a depender do volume de água a ser clarificado, e é normalmente maior, tendo em vista a necessidade de se garantir um elevado número de choques entre as partículas e as bolhas de ar, e, conseqüentemente, propiciar a adesão e o arraste dos sólidos para a superfície do líquido. Esse mesmo autor afirma que, para a flotação de águas para abastecimento, o fornecimento de 7 a 8 g ar / m³ de água bruta é suficiente para a otimização do processo, independente dos valores individuais de vazão de recirculação e da pressão de saturação adotados. Estudos realizados por Di Bernardo (1993) ratificam essa afirmação, pois mostraram que para taxas de aplicação de ar na faixa de 7 a 10 g ar / m³ de afluente a ser tratado, a eficiência na remoção de turbidez praticamente não se altera.

Como a quantidade de ar a ser aplicada na flotação depende das características do afluente (concentração de sólidos) e das condições geoclimáticas (temperatura, altitude e pressão

atmosférica), esta quantidade é calculada para cada caso de aplicação da FAD. Em pesquisas realizadas para o espessamento de lodos, Metcalf & Eddy (1979) encontraram valores na faixa de 0,005 a 0,06 kg de ar / kg de sólidos. Para o tratamento de esgotos, esses mesmos autores comentam que, na prática, quantidades de ar de 2 a 3 % do volume afluente à estação produzem resultados satisfatórios. Dick (1972) e EPA (*apud* Aisse, 2001) trabalharam com taxas de 0,005 e 0,10 kg de ar / kg de sólidos, respectivamente. Reali *et al.* e Pinto Filho & Brandão (*apud* Aisse, 2001), trabalharam com valores de 16 e 19 g ar/m³ e 7 e 14 g ar/m³, respectivamente, para tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Lainé *et al.* (1998) experimentaram, para tratamento de águas pluviais com turbidez inferior a 1000 mg/L, uma taxa de 2,5% de volume de ar em relação ao volume de água a ser tratado, encontrando bons resultados para a remoção de sólidos em suspensão, matéria orgânica, nutrientes e metais pesados.

3.2.5. Gradientes de velocidade na coagulação e floculação

O gradiente de velocidade é o parâmetro mais importante da cinética da floculação. O nível de intensidade e o tempo de mistura influenciam as características físicas da formação dos flocos (Schoenhals, 2006). Experiências de Ayoub (*apud* Schoenhals, 2006), constataram que, quanto maior o gradiente de velocidade, menor o diâmetro dos flocos e maior é a sua densidade. Isso demonstra a necessidade de se ajustar o gradiente com o tempo de floculação, de acordo com o processo posterior, se sedimentação ou flotação.

Sobre a influência da fase de coagulação/floculação na flotação, Longhurst & Graham (*apud* Reali, 1991) comentam sobre a importância de um tratamento químico eficiente para uma floculação que favoreça uma boa flotação, ressaltando a necessidade de se ter uma dosagem acurada de coagulante em pH adequado e condições de mistura rápida favoráveis. Segundo Zabel, (*apud* Reali, 1991), a dosagem e o pH “ótimos” requeridos para a floculação podem ser determinados através de ensaios convencionais de “Jar Test”. Ainda segundo esse autor, os gradientes de velocidade médios na floculação variam em torno de 70 s⁻¹ e o tempo de detenção em torno de 12 a 20 min. Para a mistura rápida, Amirtharajah (*apud* Reali, 1991), ao estudar a influência dos valores de gradiente de velocidade, relata que os melhores resultados no tratamento, com cloreto férrico, de partículas com tamanho médio de 3 µm, foram conseguidos com gradientes entre 700 e 1000 s⁻¹. Reali *et al.* (*apud* Aisse *et al.*, 2001)

recomendam para a mistura rápida um tempo de detenção hidráulica menor que 30 segundos e gradiente de velocidade variando entre 700 e 1500 s⁻¹ e, para a floculação, tempo de detenção entre 10 a 30 minutos e gradientes de velocidade entre 10 e 100 s⁻¹. A Norma Brasileira NB-592 estabelece para a mistura rápida um gradiente de velocidade entre 700 e 1100 s⁻¹.

3.2.6. Dosagens de coagulantes

Na coagulação ocorrem quatro mecanismos diferentes para a desestabilização das partículas sólidas e a formação dos flocos, ou seja: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de cargas; varredura; adsorção e formação de pontes. Segundo Odegaard (*apud* Reali, 1991), todos esses mecanismos, com exceção do primeiro, podem ocorrer no tratamento de águas residuárias. O grau de clarificação do efluente final depende da quantidade utilizada de coagulante e do cuidado com que o processo é operado. As dosagens de coagulantes necessárias a uma boa floculação variam de acordo com o pH e com as concentrações de sólidos na água a ser tratada, sendo possível obter efluentes bastante clarificados, livres da matéria orgânica em suspensão ou em estado coloidal.

O controle do pH é extremamente importante para que ocorra uma boa coagulação e floculação. Dependendo do tipo de coagulante utilizado o pH pode variar numa faixa muito ampla, o que torna os testes do jarro (“Jar test”) indispensáveis para a determinação do pH ótimo e das dosagens de coagulantes.

Segundo Metcalf & Eddy (1979), com a precipitação química é possível remover de 80 a 90% de sólidos em suspensão, de 40 a 70% de demanda bioquímica de oxigênio, e de 80 a 90% de coliformes totais, no tratamento de esgotos.

Para melhorar a floculação e reduzir o consumo de coagulantes primários, têm sido utilizados polímeros sintéticos ou naturais como auxiliares na coagulação, cujas dosagens combinadas devem ser pesquisadas através de ensaios de laboratório realizados com a água ou com o efluente a ser tratado.

No processo da coagulação as substâncias mais utilizadas como coagulantes primários são os sais de cálcio (cal), de ferro e de alumínio, sendo a cal pouco usada no tratamento de águas

residuárias por causa do aumento substancial na massa de lodo e devido a problemas de operação e manutenção, associados à manipulação, estocagem e dosagem da cal (Metcalf & Eddy, 1991).

Embora as dosagens de coagulantes devam ser definidas em ensaios de laboratório para cada caso, as suas faixas de aplicação são bastante conhecidas para cada tipo de água ou efluente a ser tratado.

Experiências realizadas por Vlaski *et al.* (1996), para otimização das condições de coagulação para remoção de cianobactérias, revelaram que as dosagens de coagulantes primários e de polímeros auxiliares necessárias para uma satisfatória eficiência do tratamento variam de acordo com o processo empregado, no caso decantação e flotação, ambos seguidos de filtração. Comparando os resultados encontrados, concluiu-se que para a sedimentação o consumo ótimo de coagulantes foi cerca de três vezes maior que para a flotação, associado a um maior consumo de polímero e maior tempo de floculação. Nesse experimento foi utilizado como coagulante o cloreto férrico e como auxiliar um polímero catiônico (C-573), com dosagens variando de 0, 1, 3, 6, 10 e 15 mg Fe III/L e de 0, 0,5 e 1,0 mg C-573/L.

Penetra (apud Aisse *et al.*, 2001), em pesquisas com o tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, constatou que dosagens acima de 22,4 mg Fe/L (65 mg /L de cloreto férrico) resultaram em remoção de pequenas frações adicionais de fosfato total, sendo suficiente a dosagem de 15,5 mg Fe/L (45 mg/L de cloreto férrico).

Reali *et al.* (apud Aisse *et al.*, 2001) estudaram o uso de polímero e cloreto férrico na coagulação e flotação de efluente anaeróbio, proveniente de reator de leito expandido, para investigar a combinação desses dois elementos objetivando a redução do uso de coagulante e da produção de lodo. Para tanto, investigaram dosagens de cloreto férrico variando de 15 a 65 mg/L e de polímeros de 0,25 a 7 mg/L, com 26 tipos de polímeros com diferentes características de carga (catiônico, aniônico e não iônico), massa molecular e densidade de carga (alta, média e baixa). Os resultados indicaram que, independente da categoria, os polímeros com alta massa molecular e densidade de carga produziram melhores resultados com a redução da dosagem de cloreto férrico. Nesta pesquisa pôde ser observado também que os flocos tiveram taxas de ascensão significativamente maiores que as obtidas sem o uso dos polímeros.

Pinto Filho & Brandão (*apud* Aisse *et al.*, 2000), para tratamento de efluente de reatores anaeróbios conseguiram melhores resultados com a dosagem de sulfato de alumínio na faixa de 160 a 240 mg/L.

Em experiências realizadas no tratamento de águas pluviais com o emprego da FAD, Lainé *et al.* (1998) obtiveram resultados satisfatórios com a dosagem de 100 mg/L de sulfato de alumínio associada com 2,0 mg/L de polímero aniônico (AN 934).

3.2.7. Síntese dos parâmetros de projeto

Com base na pesquisa bibliográfica realizada, apresenta-se a seguir a Tabela 3.1, com os valores pesquisados e comumente adotados para os principais parâmetros de projeto do sistema de flotação a ar dissolvido.

TABELA 3.1- Parâmetros de projeto para um sistema de FAD para aplicação em tratamento de esgotos, de efluentes de reatores anaeróbios, de água potável e pluvial.

Parâmetros	Faixa de Variação	Aplicação/ Tratamento
Pressão (kPa)	200 a 480 ^{1,2,3} 300 a 500 ⁵ 250 a 500 ⁶ 400 a 600 ^{7,8} 275 a 350 ⁴ 550 ⁹ 500 ¹⁰	Esgotos Água Água Efl. de reatores / Água Esgotos Águas pluviais Água
Razão de Recirculação (%)	30 ¹ 15 ⁴ 20 ¹¹ 10 a 20 ¹²	Esgotos Esgotos Efl. de reatores Efl. de reatores
Relação ar-sólido: - (kg de ar/ kg SS) - (g de ar/ m ³ tratado) - (% do volume tratado) - (% do volume tratado)	0,005 a 0,100 ^{1,3,4} 7 a 10 ^{6,13} 2 a 3 % ⁴ 2,5 % ⁹	Esgotos Água Esgotos Águas pluviais
Taxa de escoamento superficial (m ³ / m ² .dia)	235 ¹ 100 a 300 ⁶ 70 a 375 ¹¹ 195 ¹²	Esgotos Água Efl. de reatores Efl. de reatores
Tempo de detenção no flotor (min)	30 ^{1,2} 10 a 20 ⁶ 15 a 60 ¹⁴	Esgotos Água Esgotos

Fonte: ¹DICK (1972); ²RAMALHO (1977); ³EPA (1975); ⁴METCALF e EDDY (1991); ⁵MOUCHET(1986); ⁶DI BERNARDO; ⁷JURGENSEN & RICHITER (2001); ⁸EDZWALD & WALSH (1999); ⁹LAINÉ *et al.* (1998); ¹⁰DE RIJK *et al.* (1999); ¹¹AISSE *et al.* (2001); ¹²PINTO FILHO & BRANDÃO; ¹³ZABEL (1982) e ¹⁴REALI *et al.* (1998).

3.3. Aplicações da flotação em fluxo no Brasil, para tratamento de cursos d'água e efluentes de reatores anaeróbios

Segundo informações da DT Engenharia (2005), atualmente, encontram-se implantadas, no Brasil, 20 unidades utilizando a FAD com a tecnologia FLOTFLUX[®] para tratamento de cursos d'água e/ou de efluentes de reatores UASB, com capacidades variando de 15 L/s a 10.000 L/s, conforme listado no Quadro 3.1.

QUADRO 3.1 – Localização e capacidades das unidades de tratamento por flotação existentes no Brasil para tratamento de cursos de água e efluentes de reatores anaeróbios.

LOCAL / ESTADO	FUNÇÃO/TRATAMENTO	CAPACIDADE ((L/s)
Parque Aclimação – São Paulo - SP	Curso d'água	50
Parque Ibirapuera – São Paulo - SP	Curso d'água	150
Parque do Horto Florestal - SP	Curso d'água	50
Ribeirão Guavirituba - SP	Curso d'água	200
Parque Jaraguá – São Paulo - SP	Curso d'água	50 (*)
Rio Pinheiros – São Paulo - SP	Curso d'água	10.000
Praia da Enseada Guarujá- Canal da Rua Acre - SP	Curso d'água	50
Praia da Enseada Guarujá- Canal da Av. Guadalajara-SP	Curso d'água	100
Cor. Ressaca/Sarandi / Lagoa da Pampulha-BH - MG	Curso d'água	750
Rib. Ibitité / Lagoa Petrobrás – Ibitité - MG	Curso d'água	1.000
Rio Alto Cachoeira – Joinville – SC	Curso d'água	200
Córrego Carioca – Flamengo – RJ	Curso d'água	300
Córrego da Rocinha – São Conrado - RJ	Curso d'água	325
Praia de Ramos – Rio de Janeiro - RJ	Água do Mar	100
Praia das Pedrinha – São Gonçalo - RJ	Água do Mar	50
Rio Cotia – São Paulo - SP	Efluente de reator UASB	120
Ribeirão Imboassica – ZEN de Rio das Ostras - RJ	Efluente de reator UASB	25
Bairro Ipanema – Uberlândia - MG	Efluente de reator UASB	25
Bairro Aclimação – Uberlândia - MG	Efluente de reator UASB	15
Setor Teixeira - Betim - MG	Efluente de reator UASB	30
Rio Uberabinha- Uberlândia - MG	Efluente de reator UASB	4.000 (**)

(*) não foi implantada (em projeto)

(**) vazão de fim de plano

Fonte: DT Engenharia (2005).

4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DOS CÓRREGOS RESSACA E SARANDI

4.1. Descrição da estação

A Estação de Tratamento de Águas Fluviais dos Córregos Ressaca e Sarandi (ETAF-Pampulha) foi implantada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) e teve seu início de operação em janeiro de 2003 (Figura 4.2). Foi projetada com uma vazão máxima de 750 L/s, para atender as descargas líquidas médias de tempo seco desses dois cursos d'água, possuindo assim capacidade para tratar 100% da vazão destes córregos durante o período de seca, ou seja, de meados de abril a outubro, quando há o aumento da concentração dos poluentes na água (Figura 4.1). Esses resultados confirmam os encontrados pelo estudo da curva de permanência das descargas líquidas, que indicaram que em 50% do tempo essas vazões são inferiores a 741 L/s e uma vazão média anual de 840 L/s (Sudcap, 2002).

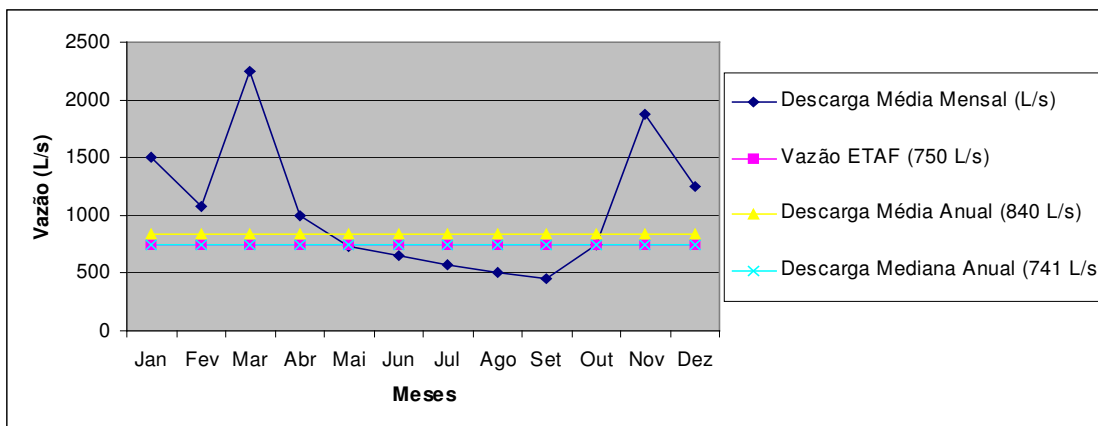


FIGURA 4.1: Descargas líquidas médias mensais dos córregos Ressaca e Sarandi (1998/1999). Fonte: SUDECAP (2002).

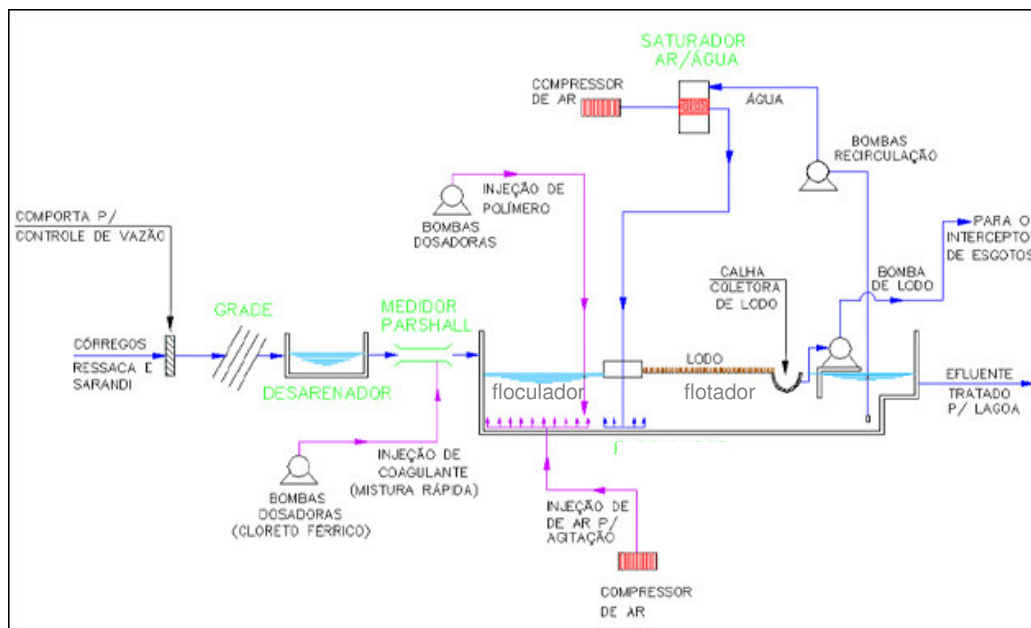


FIGURA 4.2: Vista geral da ETAF-Pampulha (Foto:Sudcap)

O processo de tratamento adotado foi o de flotação a ar dissolvido (FAD), porém aplicado com a tecnologia “em fluxo”, isto é, no leito dos próprios córregos, tecnologia essa patenteada como FLOTFLUX[®]. É um processo estritamente físico-químico que consiste na separação dos sólidos do líquido pela flotação induzida pela injeção de microbolhas de ar dissolvido, introduzidas no fundo do tanque, através da recirculação da água tratada devidamente pressurizada com ar na câmara hiperbárica. Essas microbolhas agregam-se aos flocos já formados anteriormente na bacia de coagulação/floculação, transportando-os para a superfície do líquido, de onde são retirados. Para a coagulação e melhoria dos flocos é feita a aplicação de cloreto férrico e de polímero (Figura 4.3).

A estação é composta pelas seguintes unidades e sistemas:

- a) Unidade de Tratamento Preliminar, com sistemas de gradeamento e desarenação;
- b) Unidade de Flotação a Ar Dissolvido, com os seguintes sistemas:
 - Sistema de Medição de Vazão e Mistura Rápida, com medidor Parshall;
 - Sistema de Coagulação/Floculação, com aplicação de coagulantes;
 - Sistema de Flotação, com injeção de ar/água micropulverizado;
 - Sistema de Remoção de Lodo Flotado;
 - Sistemas de Controle e Automação, de Dosagens de Produtos Químicos e de Injeção de Ar dissolvido e difuso.



4.2. Unidade de Tratamento Preliminar

Os córregos Ressaca e Sarandi, antes de entrarem no canal afluente à estação de flotação, passam por uma bacia de distribuição e controle de vazões, onde a vazão de entrada na estação, máxima de 750 L/s, é controlada por um orifício e uma comporta situados em uma estrutura de tomada d'água localizada ao lado dessa bacia, e, ainda, por um vertedor, que deixa passar para o canal de entrada direta na lagoa (“by pass”) as vazões superiores a esse valor (Figura 4.4).



FIGURA 4.4: Bacia de distribuição e controle de vazões.

Ao entrarem no canal afluente à estação os córregos passam pela unidade de tratamento preliminar composta de sistemas de gradeamento e de desarenação. O sistema de gradeamento é composto de uma grade grosseira de limpeza manual e duas grades finas de limpeza mecanizada (Figura 4.5). O sistema de desarenação é composto por duas caixas de areia de limpeza manual, que operam alternadamente (Figura 4.6).



FIGURA 4.5: Grades finas de limpeza mecanizada.



FIGURA 4.6: Caixas de areia de limpeza manual

O material sólido retido nesses dois sistemas é colocado em caçambas e encaminhado para o aterro sanitário.

4.3. Unidade de Flotação a Ar Dissolvido

4.3.1. Sistema de Medição de Vazão e Mistura Rápida

Para a medição de vazão e mistura rápida do coagulante no afluente a ser tratado a estação conta com uma calha Parshall com garganta (W) igual a 60 polegadas, que possibilita um gradiente de mistura (G) de 669 s^{-1} para a vazão de projeto de 750 L/s (Figura 4.7). Para garantir o gradiente na faixa entre 700 e 1100 s^{-1} (NB-592), foi prevista a aplicação de ar na saída da garganta da calha Parshall, através de tubulação dotada de difusores para bolha grossa para injeção de ar e turbilhonamento da coluna d'água, para provocar a agitação complementar do líquido e garantir o incremento do gradiente de mistura rápida, mantendo-o sempre na faixa da norma, mesmo quando da ocorrência de vazões inferiores ao valor de projeto (Figura 4.8).



FIGURA 4.7: Medidor Parshal.



FIGURA 4.8: Tubulações de ar para mistura rápida.

4.3.2. Sistema de Coagulação/Floculação

Após a aplicação de coagulante, através de mistura rápida, a desestabilização das partículas coloidais com a consequente formação dos flocos ocorre no tanque de floculação, onde se deve manter a água em agitação durante certo tempo, de forma que as partículas desestabilizadas choquem entre si e que a intensidade de agitação seja reduzida à medida que os flocos aumentem em tamanho.

Segundo disposições da NB-592, artigo 5.9.2, o período de detenção no tanque de floculação e os gradientes de velocidade a serem aplicados devem ser determinados por meio de ensaios realizados com a água a ser tratada.

Com base nos ensaios realizados de “*Jar-test*” com amostras dos córregos Ressaca e Sarandi, o tempo de floculação ideal obtido com aplicação de coagulante seguido de polieletrólito foi de 15 minutos, sendo o polieletrólito adicionado após 5 minutos da aplicação do coagulante.

Para atender aos resultados dos ensaios, as dimensões da bacia de floculação são:

- a) Seção do Canal: Largura = 10,00 m / Profundidade = 1,50 m
- b) Comprimento da Bacia de Floculação: 45,00 m

Injeção de ar difuso/ Mistura lenta

Para o processo de mistura lenta são utilizados difusores de ar de bolha grossa ao longo de toda a bacia de floculação, de forma a proporcionar a homogeneização da mistura e não deixar que os flocos sedimentem e nem flutuem prematuramente (Figura 4.9).

Neste sistema de aeração são utilizados os seguintes equipamentos:

- a) Soprador de ar tipo Roots dotado com filtros
- b) Difusores de ar de membrana para bolha grossa

Os difusores de bolha grossa utilizados são os de membrana, que se abrem sob pressão, permitindo a passagem do ar e a formação de uma corrente circular entre o fundo do canal e a superfície da lâmina d’água. Esse tipo de difusor é mais adequado às condições de trabalho em canais, pois quando o ar é interrompido, a membrana se retrai, fechando os orifícios e dificultando com isso o entupimento dos mesmos.

Os difusores adotados foram os de bolha grossa de 100mm de diâmetro e capacidade de vazão de ar entre 0,02 m³/min e 0,15 m³/min.

No caso específico da ETAF-Pampulha, adotou-se a vazão máxima de 0,055 m³/min por difusor e mínima de 0,022 m³/min, com uma densidade de 1,16 difusores por m². Em função

da Bacia de Floculação ter uma área de 450 m², foram instalados 590 difusores, o que implica em uma vazão total de ar necessária para esse sistema de 1947 m³/h e em uma boa distribuição de vazão de ar por toda a bacia.

Para um melhor controle e maior flexibilidade no sistema, a alimentação dos difusores foi dividida em 6 grades, sendo que cada grade contém 10 linhas de difusores.

O espaçamento entre difusores varia de 1,00 m a 1,10 m, dependendo do seu posicionamento na bacia, estando dispostos de forma intercalada, não permitindo assim o aparecimento de “zonas mortas”.



FIGURA 4.9: Bacia de Coagulação/Floculação – Mistura rápida/lenta.

Dosagem de coagulantes e polímeros.

Os equipamentos de dosagem de coagulantes e de polímeros, bem como os tanques de armazenamento dos produtos, encontram-se instalados na edificação de apoio operacional.

O sistema de dosagem de coagulante, no caso cloreto férrico a 50%, é composto por duas bombas dosadoras dotadas com variador de frequência, com capacidade de dosagem de até 700 L/h, de acionamento eletromagnético e regulagem manual e automática, conectadas a um controlador e monitor de coagulante baseado na medição contínua de cargas elétricas da amostra líquida após ter sido dosada com coagulante. O controlador é composto por um display numérico digital, com indicativo do valor da carga correspondente à dosagem correta de coagulante e calibração a um fator de + ou – 0,25% de precisão.

A dosagem de coagulante para a obtenção da coagulação ideal é obtida através do monitoramento realizado pelo controlador de coagulação instalado no Laboratório, que faz a leitura através da amostra coletada da bacia de floculação. Essa coleta é obtida através de duas

bombas centrífugas instaladas junto ao canal, antes da injeção de coagulante. Para calibração do aparelho é feita dosagem manual do coagulante no canal, baseado em valores obtidos em ensaios de “*jar-test*” realizados antes do início da calibração para a obtenção da condição ótima de coagulação. A partir desse parâmetro e através das leituras sucessivas realizadas, as dosagens das bombas dosadoras de coagulante são controladas pelo equipamento para manterem o grau de floculação desejado.

O sistema de dosagem de polímero é composto por duas bombas dosadoras tipo diafragma, com capacidade de dosagem de até 5400 L/h de solução, com controle de regulação automática e manual de vazão.

Todo o sistema de dosagem é conectado a um sistema de medição automática de pH, turbidez e de vazão de entrada, de monitoramento contínuo, interligado ao sistema de supervisão e controle operacional através de rede Ethernet, com software de supervisão GE Cimplicity versão 6.0, runtime, Windows 2000, que executa as funções de aquisição e supervisão dos dados do campo.

A estação de operação permite ao operador monitorar o status de sensores e atuadores de campo, assim como acompanhar a tendência de variáveis de processo, tais como a vazão de entrada, o valor do pH de entrada, pH de floculação, turbidez da água, valor de coagulação, frequência / vazão da bomba dosadora de coagulante e polímero em operação.

4.3.3. Sistema de Flotação

No processo de flotação a ar dissolvido, a flotação é induzida pela injeção de microbolhas de ar no fundo do tanque. As micro-bolhas ao subirem aderem às partículas sólidas (flocos), formando compostos de “partícula-gás” com densidade menor que a do líquido, possibilitando-se com isso a sua flutuação (figuras 4.10 e 4.11).

Injeção de ar dissolvido

Para a produção de microbolhas (ar dissolvido), utiliza-se a técnica de pressurização de mistura ar/água em câmara hiperbárica, sendo a água proveniente da recirculação do próprio efluente tratado e o ar de um sistema de compressores.

A taxa de recirculação da água pressurizada varia de 10% a 20% da vazão afluyente ao tratamento, com pressões de 300 a 600 kPa.

Para obtenção de uma mistura ar/água com taxa de 70% de saturação na pressão considerada, a quantidade de ar comprimido necessária varia de 15 NI/m³ a 50 NI/m³ de vazão de água recirculada, o que equivalente a 1,5% a 5,5% da vazão de tratamento.

A taxa máxima adotada no dimensionamento do equipamento de ar comprimido no processo de flotação com a tecnologia FLOTFLUX[®] é de 5,5% da vazão máxima de tratamento.

Em função da variação das vazões de tratamento, foram adotados três equipamentos de bombeamento para a água de recirculação, com capacidade de 50 L/s de vazão cada, perfazendo um total de 150 L/s, para que seja obtida a taxa de recirculação de até 20%.

Pela mesma razão, para a aplicação de ar comprimido, foram adotados três compressores com capacidade de 1,3 Nm³/h de vazão, para que seja obtida, com os três operando, a taxa máxima de 5,5%.

As microbolhas produzidas no equipamento utilizado possuem diâmetros variando entre 40 a 70 microns, valores esses situados dentro da faixa recomendada para o processo de flotação ar dissolvido (Di Bernardo, 1993). A velocidade de ascensão da microbolha varia em função do seu diâmetro, pois quanto maior o diâmetro, maior a velocidade de subida da microbolha. As velocidades de subida calculadas para as microbolhas com os diâmetros acima e diferentes temperaturas do líquido são apresentadas na Tabela 4.1.

TABELA 4.1: Velocidades de ascensão das microbolhas em função da temperatura e de seu diâmetro

Diâmetro (Microns)	Diâmetro (m)	Temperatura (°C)				
		0	5	10	20	30
		Velocidade de subida (cm/s)				
40	0,000040	4,90E-02	5,55E-02	6,62E-02	8,60E-02	1,05E-01
50	0,000050	7,66E-02	8,67E-02	1,03E-01	1,34E-01	1,64E-01
70	0,000070	1,50E-01	1,70E-01	2,03E-01	2,64E-01	3,22E-01

Fonte: DT Engenharia S/A

Como as temperaturas no tanque de flotação variam entre 13 e 27°C, as velocidades de subida das microbolhas variam de aproximadamente 0,066 cm/s (4 cm/min) a 0,322 cm/s (20 cm/min).



FIGURA 4.10: Bacia de Flotação.



FIGURA 4.11: Sistema de injeção de ar dissolvido.

Taxa de Aplicação Superficial

As leis que regem o fenômeno de flotação são análogas às que regem os processos de sedimentação de sólidos granulares, com a diferença de que se efetuam em sentido inverso (DT Engenharia, 2002). A relação vazão afluente/área do tanque de flotação é conhecida como Taxa de Aplicação Superficial ou Taxa de Escoamento Superficial, e é usualmente dada em $m^3/m^2 \times dia$.

A taxa de aplicação superficial (TAS) adotada é numericamente igual, no caso da flotação, à velocidade de subida das microbolhas consideradas no projeto.

Para dimensionamento da Bacia de Flotação foi utilizada uma TAS de $120 m^3/m^2 \cdot dia$, valor este situado dentro da faixa recomendada para a FAD (Reali, 1991; Di Bernardo, 1993, Aisse *et al.*, 2001).

Desta forma, a Bacia de Flotação foi calculada para a vazão de 750 L/s, tendo uma área de $540 m^2$, com as seguintes dimensões: 54,00 m de comprimento e 10,00 m de largura e profundidade de 1,50 m, profundidade essa considerada adequada para o processo (Reali, 1991).

Sistema de remoção de lodo flotado

A remoção do lodo flotado é feita por um sistema de calhas com rodas de dragagem giratórias instaladas na extremidade final do tanque de flotação (figuras 4.12 e 4.13). Das calhas o lodo

é lançado em um poço de sucção de onde é bombeado para o interceptor de esgotos da margem direita da represa da Pampulha, através do qual é transportado até a estação de tratamento de esgotos do ribeirão do Onça, onde é tratado junto com os esgotos por um sistema de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente.



FIGURA 4.12: Sistema de remoção de lodo.



FIGURA: 4.13: Vista do lodo flotado e das calhas.

Resumo dos principais parâmetros de projeto do sistema de flotação da Pampulha

A seguir apresenta-se a Tabela 4.2 com os principais parâmetros adotados no projeto do sistema de flotação da ETAF-Pampulha.

TABELA 4.2: Resumo com os principais parâmetros de projeto

Parâmetros	Valor de projeto
Pressão (kPa)	300 a 600
Razão de Recirculação (%)	10 a 20
Relação ar-sólido (% do volume tratado)	1,5 a 5,5 %
Taxa de escoamento superficial ($m^3 / m^2 \cdot dia$)	120
Tempo de detenção no flotador (min)	18

5. METODOLOGIA

5.1. Introdução

Os dados necessários ao desenvolvimento desta dissertação, ou seja, para a avaliação de desempenho da ETAF-Pampulha, foram disponibilizados pela COPASA.

Assim sendo, foram utilizados os resultados do monitoramento da qualidade da água a montante (água bruta) e a jusante (água tratada) da estação, no período de julho/2003 a fevereiro/2006, cuja relação dos parâmetros monitorados é apresentada na Tabela 5.1, complementados com análises específicas para caracterização do lodo e com os dados referentes às condições operacionais nesse período.

As coletas das amostras foram efetuadas pelos técnicos da COPASA, com os procedimentos de coleta e preservação das amostras e métodos de análises de acordo com as recomendações do “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA/AWWA/WEF, 1998), utilizando-se para a análise dos metais a técnica da absorção atômica.

O monitoramento foi feito através de amostras simples para os parâmetros temperatura, pH, oxigênio dissolvido, coliformes totais e termotolerantes, nitrogênio total, sulfatos, elementos-traços, e óleos e graxas, e compostas para os demais parâmetros. As coletas foram feitas com frequência semanal, a montante (calha Parshall) e a jusante da estação (canal de água tratada).

As diferentes formas de coleta se deram em função das características do parâmetro a ser amostrado, de forma a se evitar descaracterização da amostra por volatilização, adsorção e/ou reações adversas, e, ainda, pelas condições necessárias de preservação, armazenamento e estocagem específicas, além das exigências de quantidade e de diferentes tipos de frasco.

A medição da vazão afluente à estação foi obtida dos registros diários da operação para os dias de realização das coletas.

As análises complementares para caracterização do lodo flotado foram feitas com amostras simples coletadas na calha de recolhimento do lodo.

Para essa caracterização, foram realizadas 09 coletas simples do lodo flotado, com periodicidade quinzenal, e encaminhamento destas amostras para o laboratório central da

COPASA para que fossem realizadas as análises dos seguintes parâmetros: pH, DBO, DQO, alcalinidade, nitrogênio total Kjeldahl, nitrato, SST, SSF, SSV, ST, fósforo total, óleos e graxas, coliformes totais, E. coli e os elementos-traço Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Hg, Pb, Cd, Cr, Ag, Ni e Sn.

TABELA 5.1: Relação dos parâmetros monitorados

pH	Nitrogênio amoniacal e orgânico	Coliformes totais
Oxigênio dissolvido	Sólidos totais	Coliformes termotolerantes
Turbidez	Sólidos totais fixos	Elementos-traço
DBO	Sólidos totais voláteis	Sulfatos
DQO	Sólidos em suspensão	Sulfetos
Fósforo total	Sólidos sedimentáveis	Óleos e graxas
Fósforo solúvel	Sólidos dissolvidos	Temperatura

5.2. Etapas Metodológicas

5.2.1. Levantamento e sistematização dos dados

Os dados do monitoramento foram compilados na ordem cronológica em planilhas eletrônicas do programa Microsoft Excel, formatado para os cálculos de estatística básica (von Sperling, 2005), o que facilita a sua sistematização e a análise, tendo em vista o elevado número de registros (Oliveira, 2006). Com auxílio deste programa foi feita a caracterização da amostra através da descrição numérica das variáveis quantitativas e da análise exploratória, para conhecimento e interpretação dos resultados. Para tanto, foram utilizadas as medidas de tendência central e de dispersão, de distribuição de frequência e de medidas de posicionamento relativo, representadas em gráficos ilustrativos, do tipo séries temporais, linhas de tendência, Box e Whisker e histogramas de distribuição de frequência.

5.2.2. Avaliação dos resultados

Foi efetuada a interpretação dos resultados estatísticos e feita análise crítica da eficiência da estação para os diversos parâmetros analisados, de forma a possibilitar a avaliação do desempenho do processo de flotação a ar dissolvido, aplicado com a tecnologia FLOTFLUX[®] no tratamento de cursos d'água.

5.2.3. Obtenção e sistematização dos dados de operação da estação

Nesta fase foram levantados os dados referentes à rotina operacional da estação, principalmente, no que concerne às etapas de coagulação, floculação e flotação.

Esse levantamento buscou os dados dos dias em que foram feitas as análises da água do córrego a montante e a jusante da unidade, com destaque para: vazão afluente, controle de pH, dosagem dos produtos químicos necessários à coagulação/floculação, pressão de trabalho na câmara de saturação, taxa de escoamento superficial, tempo de detenção hidráulica no floculador e no flotador, taxa de aplicação de ar/sólidos e vazão de recirculação.

5.2.4. Avaliação de desempenho da estação

Com base nos resultados encontrados nas fases anteriores, fez-se a análise da inter-relação dos parâmetros avaliados com as condições operacionais da estação e, também, climáticas, e entre eles próprios, de forma a possibilitar o conhecimento e a avaliação integrada da eficiência do processo, frente aos critérios e as metas estabelecidas pelo projeto.

Complementarmente, sob a ótica ambiental, avaliou-se a aplicação do processo para o atendimento aos padrões fixados para cursos d'água de Classe 2, classificação esta, estabelecida para os córregos da bacia da Pampulha, pela DN 010/97 do COPAM.

5.2.5. Caracterização do lodo e avaliação da sua destinação

Com base nos resultados das análises do lodo, foi feita a avaliação da viabilidade da proposta de se tratar o lodo junto com os esgotos na Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão do Onça, tendo em vista a presença dos metais pesados nesse lodo.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Introdução

Neste capítulo, são apresentados os estudos estatísticos dos resultados do monitoramento da qualidade da água dos córregos Ressaca e Sarandi afluentes à ETAF, bem como de seu efluente tratado, seguidos da análise de eficiência e atendimento às metas de projeto desta estação, e da avaliação de conformidade do efluente tratado com o padrão de qualidade de água classe 2, estabelecido pela Resolução do CONAMA 357/05.

Com o objetivo de se buscar uma correlação entre as eficiências encontradas na ETAF e as suas condições operacionais, foram levantados os principais dados e parâmetros dessa operação ao longo do período do monitoramento, cujos resultados são, também, aqui apresentados.

Com base na análise desses resultados, é apresentada a avaliação de desempenho do sistema, ou seja, do processo de flotação a ar dissolvido com a aplicação da tecnologia FLOTFLUX, para o tratamento de cursos d'água.

Complementando os objetivos desse trabalho, são apresentados, ao final, os resultados do monitoramento das características do lodo gerado na estação, acompanhados de uma análise quali-quantitativa e da avaliação dos eventuais impactos oriundos do lançamento desse lodo na Estação de Tratamento de Esgotos do ribeirão do Onça, já que o mesmo é lançado no interceptor de esgotos da margem direita da Pampulha e transportado até essa estação.

6.2. Condições Operacionais

6.2.1. Introdução

Para a avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de água, com o emprego da flotação por ar dissolvido, é indispensável o conhecimento prévio de alguns dados e parâmetros de operação, como: vazão afluente, tempos de detenção hidráulica, taxas de aplicação superficial, velocidade de ascensão das bolhas, gradientes de velocidade, vazões de recirculação, dosagens de coagulantes, pressão no interior da câmara de saturação (mistura ar/água) e intervalo de tempo de raspagem do lodo flotado.

Ainda assim, para a avaliação de desempenho da estação em análise, como se trata do tratamento de curso d'água, é importante também correlacionar os resultados do monitoramento com os dados pluviométricos da região, já que as características das águas dos córregos estão diretamente relacionadas com a ocorrência ou não de chuvas na sua bacia hidrográfica.

Assim sendo, apresentam-se a seguir os principais dados e parâmetros que influem nas condições operacionais da estação.

6.2.2. Dados Pluviométricos

Com base nos dados coletados do pluviômetro instalado na área da ETAF-Pampulha, são apresentadas nos gráficos de séries temporais das figuras 6.1 e 6.2 as ocorrências pluviométricas diárias e os totais mensais, ao longo do período de monitoramento realizado para este trabalho.

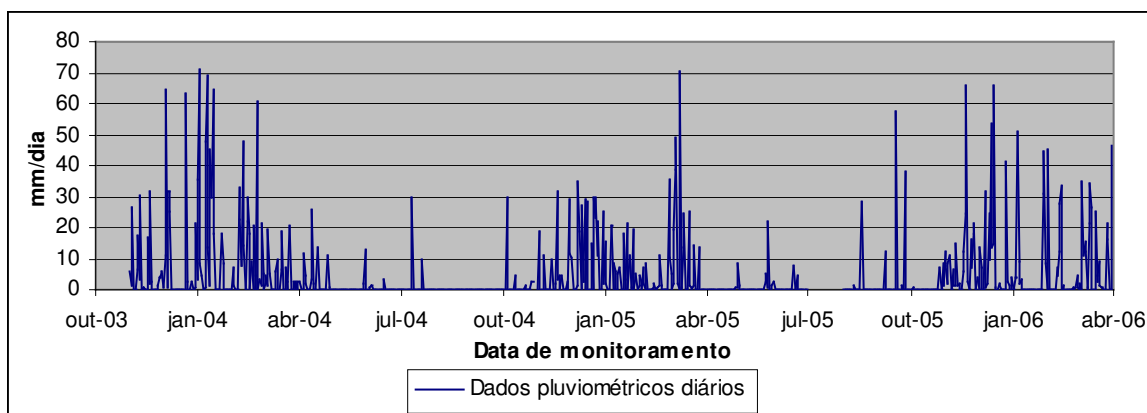


FIGURA 6.1: Dados Pluviométricos Diários na ETAF-Pampulha

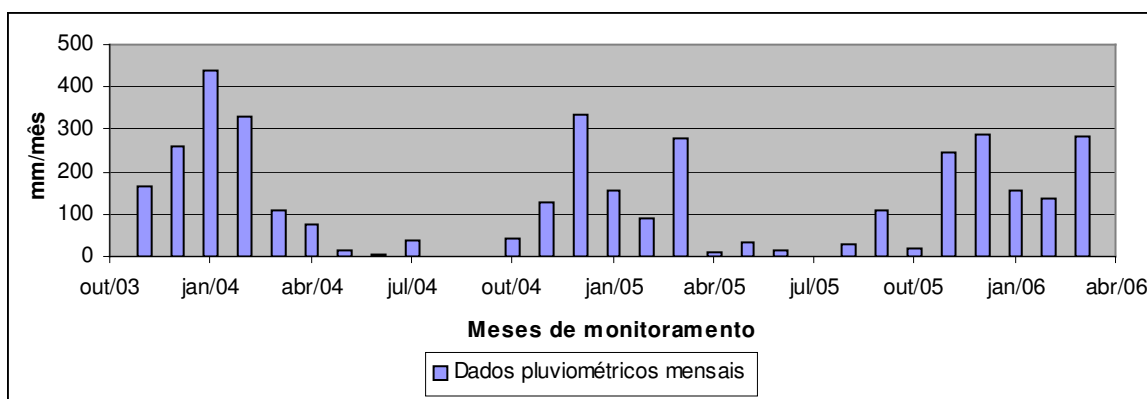


FIGURA 6.2: Dados Pluviométricos Mensais na ETAF-Pampulha

Conforme pode ser observado nos gráficos das figuras 6.1 e 6.2, a incidência do período chuvoso, ao longo dos anos do monitoramento, de 2003 a 2006, ocorreu de meados do mês de outubro até março e que as chuvas de maior intensidade diária ocorreram nos meses de dezembro, janeiro e março, quando houve o registro de índices pluviométricos de até 70 mm/dia e concentrações mensais da ordem de 250 a 400 mm/mês. A partir de abril as chuvas tornaram-se escassas, com um período bastante seco até o mês de setembro. Os resultados desses anos estão de acordo com as previsões meteorológicas para a Região Sudeste do Brasil, que estabelecem o período chuvoso de outubro a março e o de seca de abril a setembro.

6.2.3. Vazões afluentes à Estação

A ETAF foi projetada com capacidade para atender a uma vazão de 750 L/s, vazão esta superior às médias mensais de tempo seco das bacias dos córregos Ressaca e Sarandi, que ocorrem ao longo do período de estiagem, entre os meses de abril e setembro, período esse confirmado pelos dados pluviométricos apresentados nos gráficos das figuras 6.1 e 6.2. No entanto, embora nos outros meses do ano, as vazões médias mensais sejam superiores à capacidade da estação, chegando a 2.300 L/s conforme apresentado na Figura 4.1 do item 4, o projeto prevê que a estação continue trabalhando com sua capacidade máxima para reduzir, ainda que em menor proporção, a carga poluidora afluente à represa da Pampulha. Dessa forma, a estação foi implantada para trabalhar com a vazão constante de 750 L/s durante todo ano.

Pelos resultados obtidos semanalmente, para as vazões médias diárias verificadas nos dias de realização do monitoramento da estação, resultados estes apresentados na Tabela 6.1, pode-se concluir que em nenhum dos dias monitorados a estação trabalhou com a vazão constante prevista no projeto de 750 L/s, atingindo um valor médio diário máximo de 700 L/s, com uma média durante o período monitorado de 451 L/s e um coeficiente de variação relativamente baixo de 0,25, mostrando uma regularidade em torno da média.

TABELA 6.1 Resumo da estatística de Vazões médias diárias afluentes à estação

Estatística / Vazões Médias Diárias Afluentes	Vazão (L/s)
Mínima	201
Máxima	700
Média	451
Mediana	454
Coef. Variação	0,25
Desvio Padrão	111
Percentil 25%	360
Percentil 75%	532

6.2.4. Tempos de detenção hidráulica no floculador e no flotador

O tempo de detenção hidráulica é um dos parâmetros mais importantes de operação, tanto do floculador como do flotador, sendo definido em função das características da água a ser tratada e do grau de agitação adotado no processo (gradiente médio de velocidade), ambos determinados em laboratório através de ensaios de “*Jar-test*”. Nos ensaios realizados pela DT Engenharia para a elaboração do projeto, o tempo ideal de detenção hidráulica no floculador obtido com a aplicação do coagulante seguido de polieletrólito foi de 15 minutos, sendo o polieletrólito adicionado após 5 minutos de agitação do coagulante. Segundo estudos realizados por ZABEL (1982), o tempo de floculação, em geral, assume valores entre 12 a 20 minutos para um gradiente médio de velocidade de 70 s^{-1} .

O tempo médio de detenção hidráulica na câmara de flotação, segundo Dick (1972) e Ramalho (1977) apud Aisse (2001) varia em torno de 30 minutos; já para Di Bernardo (1993) esse tempo deve ficar compreendido entre 10 e 20 minutos, sendo fundamental a realização de pesquisas antes da elaboração do projeto para a definição do valor mais adequado.

Na estação em análise o tempo de detenção hidráulica no flotador foi fixado em 18 minutos, em função da taxa de aplicação superficial, ou seja, no caso da flotação, da velocidade de subida das micro-bolhas.

Pelos resultados operacionais encontrados e apresentados nos gráficos das figuras 6.3, 6.4 e 6.5, e sintetizados na Tabela 6.2, verifica-se que o tempo de detenção hidráulica no floculador variou de 16 a 58 minutos, com um valor médio de 27 minutos, e no flotador de 19 a 69 minutos, com uma média de 33 minutos, estando, portanto, em ambas as unidades sempre acima do determinado pelo projeto.

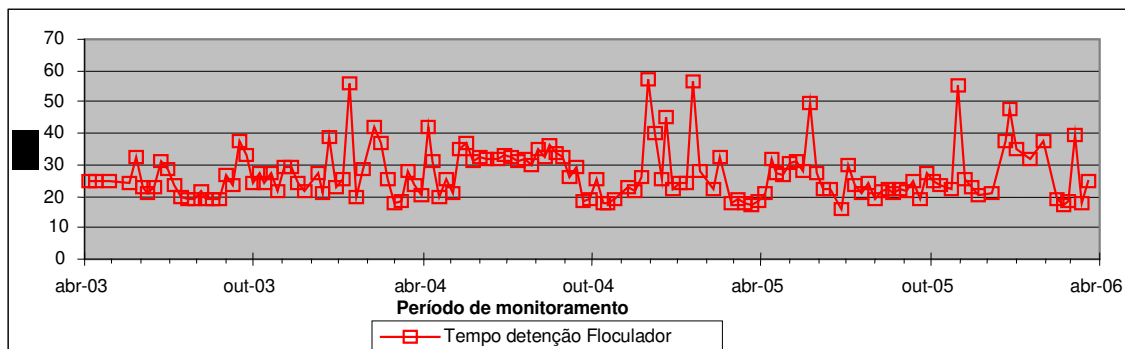


FIGURA 6.3: Tempo de Detenção no Floculador – Séries Temporais

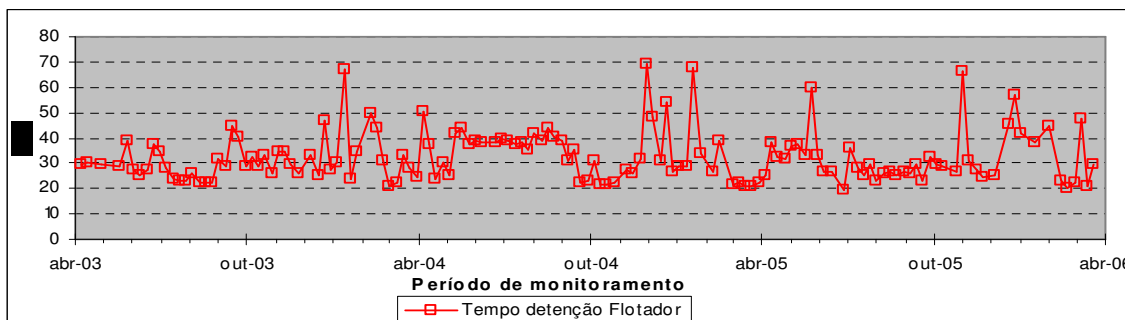


FIGURA 6.4: Tempo de Detenção Hidráulica no Flotador – Séries Temporais

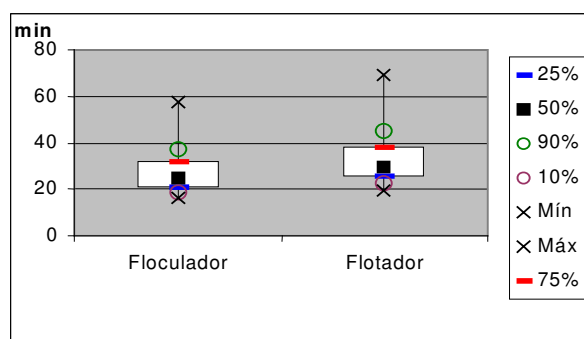


FIGURA 6.5: Tempos de Detenção Hidráulica – Box Plot

TABELA 6.2- Tempos de detenção hidráulica e taxas de aplicação superficial

Estatística/ Tempos de detenção	Tempo de Detenção (min)		Taxa de Aplicação
	Floculador	Flotador	Superficial (m ³ /m ² . dia)
Mínimo	16	19	31
Máximo	58	69	112
Médio	27	33	72
Mediana	25	30	73
Coef. Variação	0,31	0,31	0,26
Desvio Padrão	8	10	18
Percentil 25%	21	25	57
Percentil 75%	32	38	85

6.2.5. Taxa de aplicação superficial no flotador

A taxa de aplicação superficial corresponde à relação entre a vazão afluyente e a área da bacia de flotação, que no caso desta unidade está associada à velocidade de subida das micro-bolhas, sendo, portanto, condicionada pelo tamanho destas bolhas.

Segundo Longhurst apud Reali (1991), um levantamento realizado em 1985 em diversas unidades de tratamento de água em operação na Grã-Bretanha, que utilizavam a flotação a ar dissolvido, constatou que as taxas de aplicação superficial usualmente empregadas ficavam na faixa de 140 a 215 m³/m². dia, com valores máximos de 260 m³/m². dia. No que se refere à profundidade o autor comenta ainda que o Water Research Centre recomenda valores mínimos de 1,2 a 1,6 m para taxas de aplicação superficial entre 140 e 260 m³/m². dia. Di Bernardo (1993) recomenda, para esta taxa, valores entre 100 e 300 m³/m². dia.

Na estação em análise, a unidade de flotação foi dimensionada com uma taxa de aplicação superficial de 120 m³/m². dia, para atender à velocidade de subida das micro-bolhas com diâmetros na faixa de 40 a 70 microns.

Pelos resultados operacionais apresentados sintetizados na Tabela 6.2 e nas figuras 6.6 e 6.7, verifica-se que os valores ficaram muito abaixo do valor de projeto, numa faixa entre 31 e 112 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, com uma média de 72 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$. É importante ressaltar também que cerca de 50% dos valores ficaram entre 57 e 85 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

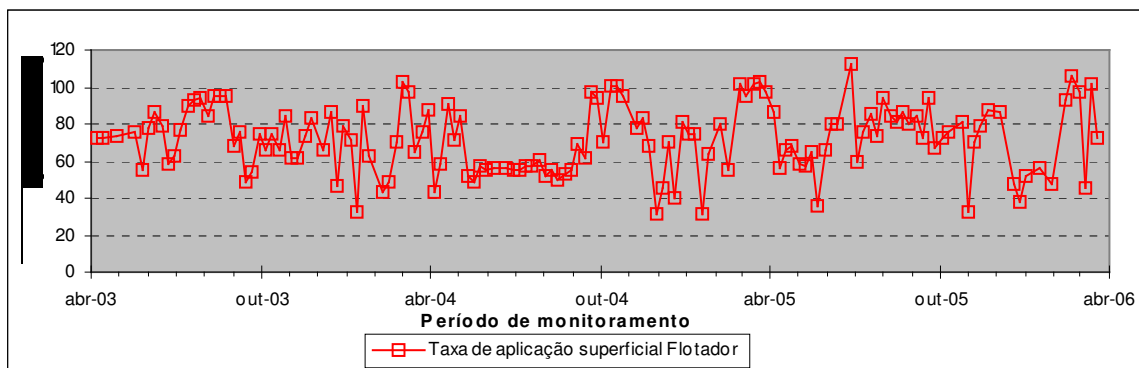


FIGURA 6.6: Taxa de Aplicação Superficial – Séries Temporais

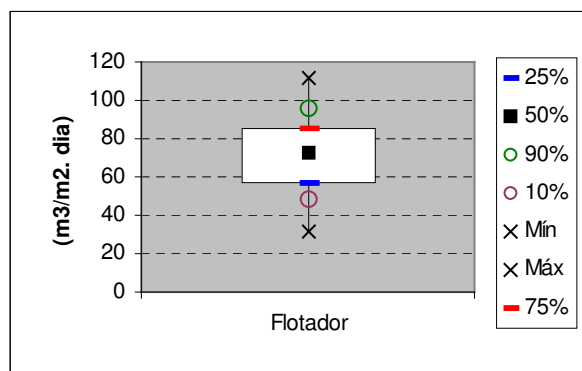


FIGURA 6.7: Taxa de Aplicação Superficial – Box Plot

6.2.6. Aplicação de coagulantes e polímeros

Longhurst e Graham, apud Reali (1991), ressaltam que um tratamento químico eficiente é fundamental para obtenção de uma floculação adequada, sem a qual torna-se inviável a flotação. Destacam também a importância da determinação das dosagens corretas no emprego da FAD, pois dosagens de coagulantes menores do que a requerida prejudicam a formação dos flocos, enquanto que dosagens excessivas formam flocos densos e de maior tamanho que possuem a tendência de sedimentar ao invés de flotar, indicando que a flotação requer dosagens de coagulantes menores do que a sedimentação.

Ensaio laboratoriais de “*Jar-test*” realizados para determinar a escolha do coagulante e as melhores condições de dosagem para o tratamento das águas dos córregos Ressaca e Sarandi, possibilitaram concluir pela utilização do cloreto férrico, com dosagem de 60 mg/L, auxiliado por um polímero catiônico, com dosagem de 2,0 mg/L.

Ao longo do período de operação da estação em análise, as dosagens do coagulante e do polímero foram sendo ajustadas pelo operador da estação, no decorrer do dia e dos meses do ano, tendo em vista as modificações constantes das características físico-químicas e biológicas da água dos córregos afluentes.

Conforme pode ser observado nos gráficos das figuras 6.8 e 6.9, as dosagens médias diárias variaram de 30 a 70 mg/L para o cloreto férrico e de 0,30 a 5,00 mg/L para o polímero. Estes valores encontram-se dentro das faixas de dosagens normalmente pesquisadas e que têm dado bons resultados de eficiência, quando bem compatibilizadas com as variações de pH e das características da água a ser tratada.

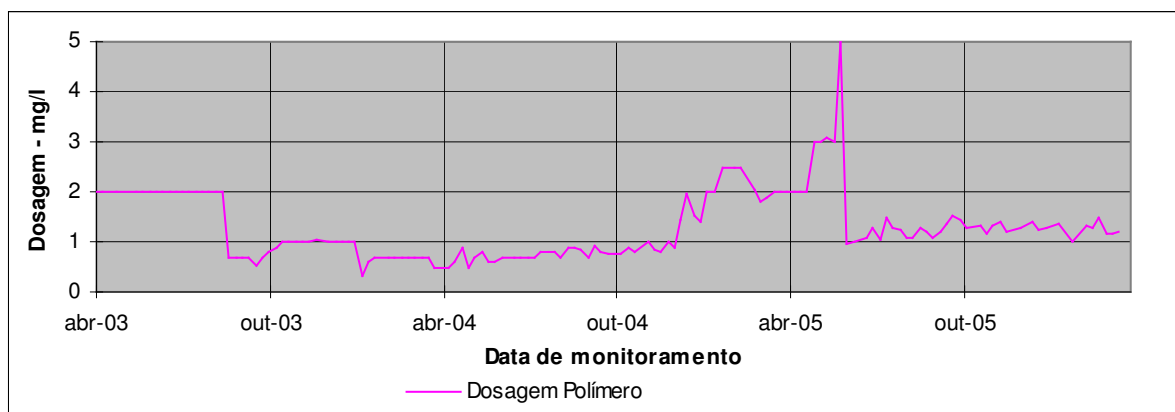


FIGURA 6.8: Dosagem de Polímero – Séries Temporais

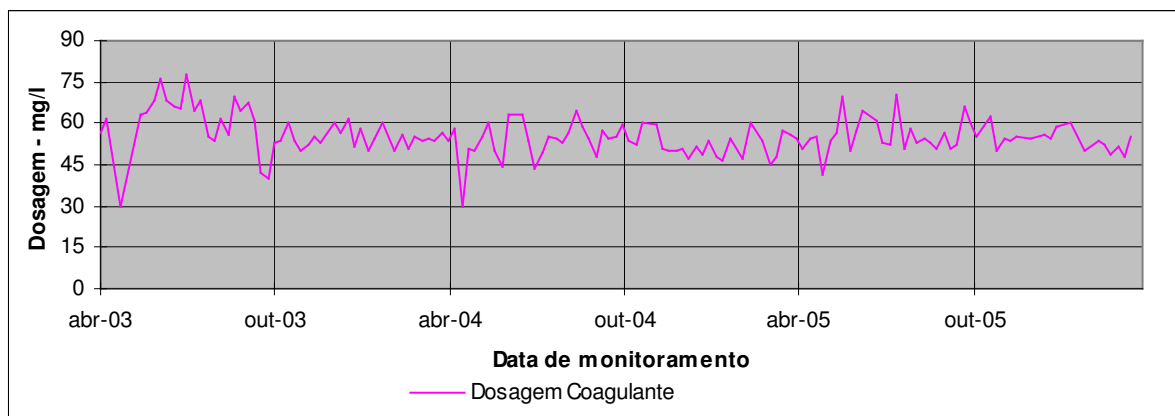


FIGURA 6.9: Dosagem de Cloreto Férrico – Séries Temporais

Reali *et al.*, (2000) realizaram estudos para a coagulação/floculação de efluente de reator anaeróbio, combinando cloreto férrico e polímero nas faixas de dosagem de 15 a 65 mg/L e 0,25 a 7 mg/L, respectivamente. Nestes estudos foram observados que os flocos tiveram taxas de ascensão significativamente maiores do que as obtidas sem o uso de polímeros, com valores entre 5 e 25 cm/s e, conseqüentemente, resultados de eficiência de remoção de fosfato, DQO e turbidez muito melhores.

6.2.7. Vazões de recirculação

A eficiência de uma estação de tratamento de água que utiliza o sistema de flotação a ar dissolvido depende muito da taxa de recirculação empregada para o fornecimento da quantidade de ar requerida pelo processo.

Di Bernardo (1993) recomenda taxas de recirculação na faixa de 5 a 15% da vazão a ser tratada. Estudos realizados por Van Vuurem *et al.*, apud Reali (1991), testando taxas de recirculação de 9%, 12% e 15% , com pressão de 350 kPa, obtiveram os melhores resultados com a taxa de 15%. Para o tratamento de efluentes de reatores anaeróbios do tipo UASB, estudos realizados na Companhia de Saneamento de Brasília, por Pinto Filho & Brandão em 2000, constataram que taxas de recirculação de 5% revelaram-se inadequadas e que os melhores resultados foram alcançados com as taxas na faixa de 10 a 20 %.

Para a estação da Pampulha, objeto deste trabalho, a taxa de recirculação adotada foi de 20%, com a instalação de três sistemas de bombeamento, cada qual com capacidade de recircular 50 L/s, o que possibilita maior flexibilidade operacional, tendo em vista as variações de vazão afluentes. De acordo com os procedimentos operacionais adotados, a unidade de recirculação funciona com dois sistemas de bombeamento recirculando 100 L/s, para vazões de tratamento de até 400 L/s, e com os três sistemas recirculando 150 L/s, para vazões superiores a esse valor. Dessa forma, a taxa de recirculação é, na prática, sempre superior aos 20 % especificados pelo projeto.

6.2.8. Remoção do lodo flotado

A operação para a remoção do lodo flotado é outro fator que exerce grande influência na eficiência do processo da FAD. Sendo assim, esta deve ser realizada em intervalos de tempo adequados às características e ao volume de lodo flotado, e com velocidades que não provoquem a quebra dos flocos. Para atender a esses requisitos é recomendável o uso de raspadores mecanizados de funcionamento contínuo.

Segundo Di Bernardo (1993), é usual a adoção de um intervalo de tempo entre as raspagens de 2 horas, com velocidades de deslocamento em flotores retangulares que não devem ultrapassar 0,5 m/min. Zabel, apud Reali (1991), também afirma que para se ter uma boa eficiência e uma concentração de 3% de sólidos no lodo, a remoção do lodo deve ser feita com a utilização de raspadores mecanizados.

A estação da Pampulha não possui raspador mecanizado. O projeto previu para a remoção do lodo somente três rodas de dragagem giratórias fixas que puxam o lodo para dentro das calhas coletoras posicionadas na extremidade final da bacia de flotação. Para suprir a falta do raspador mecanizado e possibilitar o arraste do lodo até as rodas de dragagem, está sendo utilizada de forma precária uma tubulação de PVC flutuante.

Segundo Di Bernardo (1993), o comprimento de uma bacia de flotação sem raspadores mecânicos deve variar de 4 a 12 metros, para garantir a eficiência da flotação e não deixar que o material já flotado decante com a corrente descendente da água ao final da bacia. A bacia de flotação da estação da Pampulha possui uma extensão de 54 metros.

De acordo com os procedimentos operacionais adotados, a raspagem do lodo está sendo feita manualmente, com os dois operadores fazendo o arraste do tubo de PVC flutuante e empurrando o lodo flotado até as calhas giratórias, de onde esse lodo é encaminhado para as bombas que o recalcam para o interceptor de esgotos da margem direita da Pampulha, através do qual é transportado junto com os esgotos até a estação de tratamento de esgotos do ribeirão da Onça.

A operação de raspagem do lodo é feita em intervalos de tempo distintos ao longo do dia, sendo a cada 15 minutos no período de 14 às 19 horas e, em média, a cada 40 minutos nos

demais horários. A velocidade da raspagem é controlada pela observação visual dos operadores, de modo a reduzir a quebra dos flocos.

6.3. Avaliação dos parâmetros de qualidade da água

6.3.1. Temperatura

As variações de temperatura ambiente fazem parte do regime climático natural e, como tal, influem nas temperaturas dos corpos de água, provocando variações sazonais ao longo das estações do ano e do dia. No caso de ambientes lânticos, as variações de temperatura podem provocar tanto a estratificação, quanto a desestratificação de sua coluna d'água. A elevação da temperatura em um corpo d'água, acima dos valores associados ao clima, geralmente é provocada por despejos industriais e de usinas termoelétricas. Dependendo das variações, a temperatura desempenha um papel importante de controle no meio aquático, condicionando a influência de uma série de parâmetros físico-químicos, dentre esses a solubilidade dos gases.

Na Pampulha, onde se encontra a estação em análise, as temperaturas ambientes variaram entre 15 e 32°C (Figura 6.10) e das amostras do afluente e do efluente da estação variaram entre 16 e 33°C e 13 e 27°C, respectivamente (figuras 6.10 e 6.11).

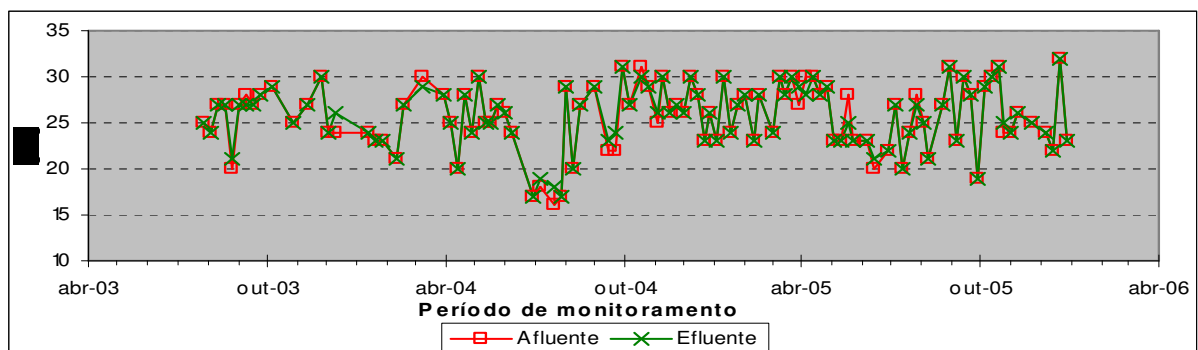


FIGURA 6.10: Temperatura Ambiente – Séries Temporais

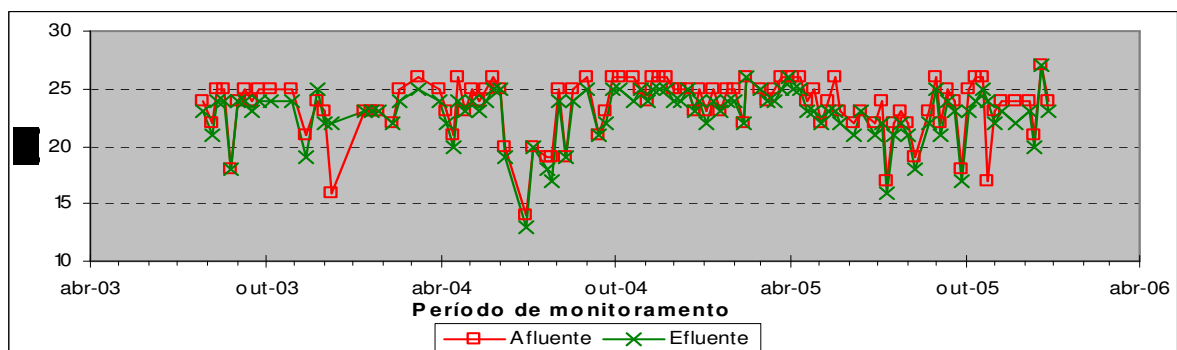


FIGURA 6.11: Temperatura da Amostra – Séries Temporais

Segundo Reali (1991), a velocidade de ascensão da bolha é influenciada pelo seu diâmetro e pela variação de temperatura, a qual se relaciona mais sensivelmente com a viscosidade do líquido.

Considerando a variação da temperatura da água obtida pela amostra, pode-se afirmar que na faixa verificada há pouca influência deste parâmetro na operação da estação, pois segundo estudos de Shanon & Buisson, apud Reali (1991), para verificação da aplicação da FAD no tratamento de águas com temperaturas de 21, 50 e 80°C, utilizando pressões de saturação ar/água de 210 e 350 kPa, constatou-se pouca variação na distribuição de tamanhos das bolhas produzidas, por influência da aglutinação, sendo estes suficientes para promover uma boa flotação. Já para temperaturas em torno de 80°C e pressões de 420 kPa, o tamanho das bolhas aumentou exageradamente, tornando o sistema inoperante.

Segundo a DT Engenharia, para a faixa de tamanho/diâmetro das microbolhas adequadas para a flotação, de 40 a 70 microns, as velocidades de ascensão das bolhas em temperaturas de até 30 °C encontram-se dentro da faixa de aplicação da FAD, conforme apresentado na tabela 4.1. Di Bernardo (1993) recomenda velocidades entre 1,20E-01 e 3,50E-01 cm/s.

6.3.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH, por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente na água ou em seus processos unitários de tratamento, como na coagulação e floculação, na solubilidade e na precipitação de elementos químicos, como metais pesados e nutrientes, é um parâmetro importante para o processo da flotação.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Desta forma, visando a proteção das comunidades aquáticas, os valores do pH foram estabelecidos na faixa entre 6 e 9, para as diversas classes de águas naturais, tanto pela legislação federal (Resolução nº 357/2005 do CONAMA), como pela legislação do Estado de Minas Gerais (DN COPAM 010/1986).

Na FAD, os processos de coagulação e floculação, através dos mecanismos de adsorção, neutralização de cargas e formação de pontes, dependem fundamentalmente do pH, devendo este ser controlado a uma condição denominada "pH ótimo" de coagulação, que corresponde à

situação em que as partículas coloidais apresentam menor quantidade de carga eletrostática superficial. Os estudos realizados pela DT Engenharia para a definição dos parâmetros de projeto da estação, através de ensaios de “Jar Test”, encontraram uma faixa de “pH ótimo” entre 6,4 e 6,6. Com a operação, configurou-se na prática um “pH ótimo” de 6,6, que vem sendo adotado pelo operador.

Conforme pode ser observado na Figura 6.12 os valores de pH do afluente variaram-se entre 6,7 e 8,4 e do efluente entre 6,2 e 8,2. Os valores inferiores do pH no efluente se devem à utilização de cloreto férrico na coagulação.

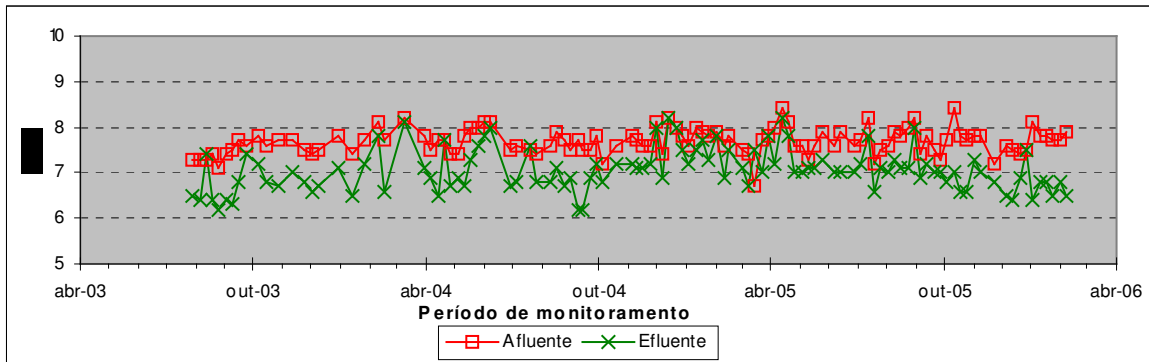


FIGURA 6.12: pH – Séries Temporais

6.3.3. Turbidez

As erosões são as principais responsáveis pela turbidez dos cursos d’água, no entanto as atividades de mineração e os lançamentos inadequados dos esgotos sanitários e industriais também contribuem para o agravamento desse impacto nos ecossistemas aquáticos.

Os sedimentos de origem natural não acarretam inconvenientes sanitários diretos, porém provocam aspectos desagradáveis à água, afetando adversamente os usos doméstico, industrial e de recreação, podendo também servir de abrigo para microrganismos patogênicos. A alta turbidez prejudica a fotossíntese das macrófitas enraizadas submersas e das algas, reduzindo com isto a produtividade desse extrato da cadeia alimentar, e influenciando negativamente no desenvolvimento das comunidades aquáticas.

Na Pampulha, a turbidez dos córregos afluentes à estação se deve ao aporte de sólidos oriundos das erosões e ao lançamento de esgotos domésticos e industriais nesses cursos d’água.

Conforme pode ser observado na Tabela 6.3 e nos gráficos das figuras 6.13 e 6.14, no período em análise, enquanto a turbidez dos córregos afluentes variou de 10 a 120 uT, no efluente tratado variou de 2 a 67 uT. A baixa turbidez média do efluente (8 uT) mostra a boa performance do tratamento, que produziu um efluente bastante homogêneo durante todo o tempo. Ainda pelos gráficos das figuras 6.14 e 6.16, com as séries temporais e box-plot, observa-se que a DAF teve uma boa eficiência na remoção da turbidez, atingindo uma média de 71 %, chegando a um máximo de 96 %, e uma mediana de 77 % e, ainda, com apenas 10 % dos resultados abaixo de 50 %, embora tenha atingido a meta estabelecida pelo projeto (92%) em somente 10% das amostras.

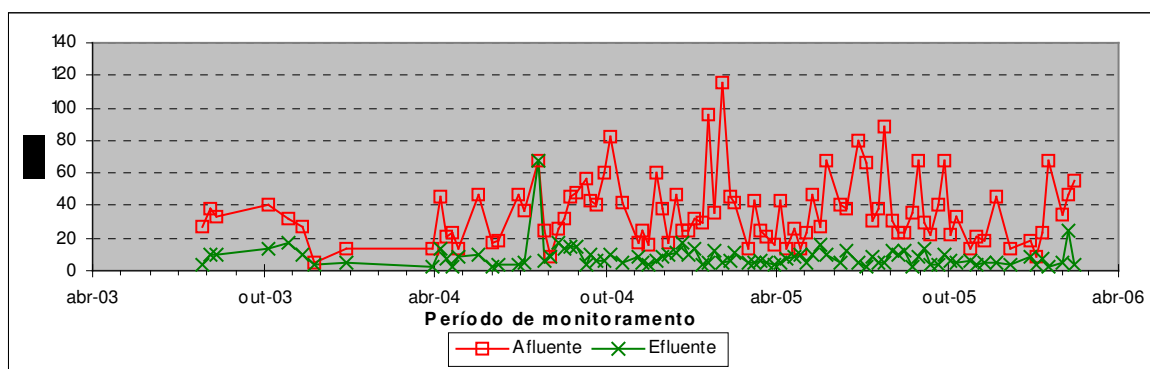


FIGURA 6.13: Turbidez – Séries Temporais

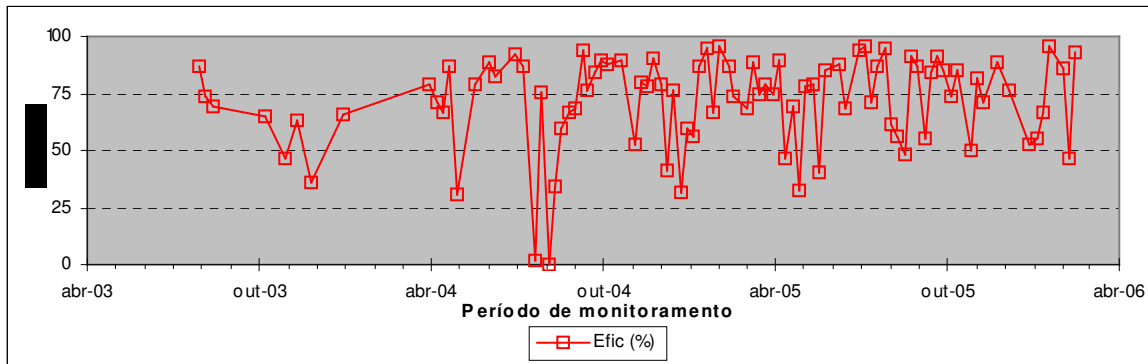


FIGURA 6.14: Turbidez – Séries Temporais Eficiência

TABELA 6.3: Estatística Descritiva de Turbidez

Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência(%)
Mínima	uT	5	2	0
Máxima	uT	115	67	96
Média	uT	36	8	71
Mediana	uT	32	6	77
Coefficiente de Variação	-	0,6	0,9	0,3
Desvio Padrão	-	21	7	20
Percentil 25%	%	22	4	62
Percentil 75%	%	45	10	87
Meta ETAF	%			92,0
Atendimento à Meta	%			10,0
Padrão Classe 2	uT	100		
Atendimento ao Padrão	%	100		

Ainda assim, esses resultados não atenderam às expectativas do projeto, que estabeleceu como meta uma eficiência de 92 %, o que só foi atingindo em cerca de 10 % das amostras, conforme pode ser visto na Figura 6.17. Nesta figura pode-se também observar o atendimento ao padrão para o curso d'água de classe 2, fixado em 100 uT pela Resolução do CONAMA 357/05, atendido em 100 % das amostras.

Mesmo não cumprindo com a meta de projeto para a eficiência de remoção, o desempenho da estação para remoção da turbidez pode ser considerado satisfatório. As eficiências abaixo da média - 1 desvio padrão (51%) ocorreram somente em 10 % do tempo, mesmo assim quando a turbidez afluente registrou valores mais baixos, em torno de 25 uT. O melhor desempenho foi verificado quando a turbidez atingiu valores mais altos, acima de 60 uT.

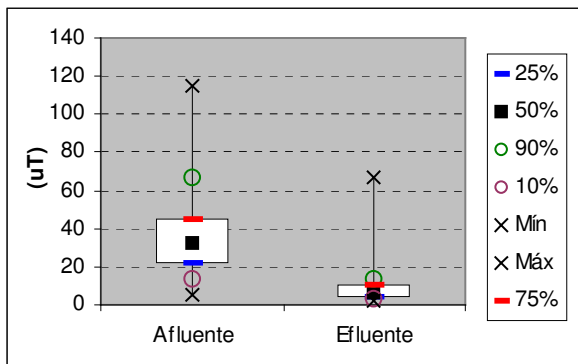


FIGURA 6.15: Turbidez – Box Plot

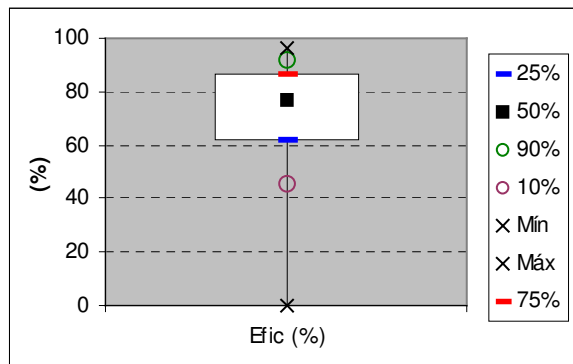


FIGURA 6.16: Eficiência de Remoção Turbidez – Box Plot

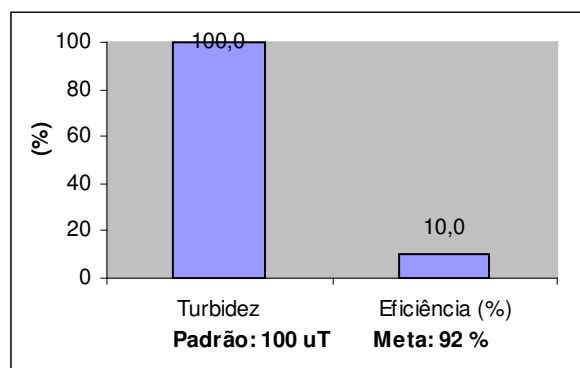


FIGURA 6.17: Turbidez – Atendimento ao Padrão e à Meta

Analisando-se as ocorrências extremas, observa-se que quando a eficiência foi nula a turbidez registrada no afluente foi de apenas 9 uT e a vazão afluente à estação de 320 L/s; por outro lado, quando a eficiência atingiu 95%, a turbidez havia atingido seu pico (115 uT) e a vazão afluente estava em torno da média (400 L/s).

Procurando correlacionar o desempenho relativo à redução da turbidez com as condições operacionais, foram analisadas as dosagens do coagulante e do polímero, os tempos de detenção no floculador e no flotador e também as taxas de aplicação superficial, conforme comentado a seguir.

Na fase de coagulação, observou-se que, tanto para a faixa de eficiências mais baixas quanto para as mais altas, as dosagens do coagulante e do polímero variaram nas mesmas condições, ou seja: 50 a 60 mg/L para o coagulante e 0,70 a 2,00 mg/L para o polímero. Isto mostra que as oscilações da eficiência dependeram mais de outros fatores, como o tempo de detenção e a taxa de aplicação superficial.

Para as faixas com menor eficiência, os tempos de detenção variaram no floculador entre 30 e 45 min e no flotador entre 30 e 55 min, enquanto para as faixas com maior eficiência estes tempos variaram entre 15 a 35 min e 20 a 40 min, respectivamente. Neste caso, nota-se que as melhores eficiências ocorreram com os tempos de detenção mais próximos do valor de projeto, de 15 min para a floculação e de 18 para a flotação, e dentro da faixa de valores estudados e recomendados por diversos pesquisadores, de 12 a 20 min para a floculação e de 10 a 30 min para a flotação.

Com relação à taxa de aplicação superficial, constatou-se que esta foi baixa o tempo todo, mas muito baixa quando ocorreram as piores eficiências, quando as taxas variaram de 40 a 70 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Para as melhores eficiências, esta variou de 55 a 112 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, valores esses ainda inferiores ao previsto no projeto, de 120 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, e das normalmente recomendadas para a FAD, de 100 a 300 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Ao contrário do que ocorre nos processos que empregam a decantação, onde um tempo de detenção maior e uma taxa de aplicação superficial menor podem contribuir para uma melhor eficiência, nos que utilizam a flotação, esses fatores devem permanecer próximos dos estipulados pelo projeto, pois suas variações, tanto para mais como para menos, influem significativamente nos resultados.

6.3.4. Sólidos

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e de caracterização de efluentes líquidos, a determinação dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resulta em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos).

No controle operacional de sistemas de tratamento de esgotos, o conhecimento das frações de sólidos assume grande importância, pois auxilia tanto na análise do processo quanto na avaliação de seu desempenho.

Nos recursos hídricos, elevadas concentrações de sólidos podem causar danos a todo ecossistema devido à elevação da turbidez e à conseqüente redução da fotossíntese. Podem, também, sedimentar-se no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos,

danificando os leitos de desova de peixes, promovendo decomposição anaeróbia e ou provocando assoreamentos que acarretam em inundações e ou soterramentos de lagos.

Para a bacia da Pampulha, com base nos monitoramentos realizados, a tabela 6.4 e as figuras 6.18, 6.19, 6.20 e 6.21 apresentam os valores e as séries temporais das concentrações das diversas frações dos sólidos encontradas nos córregos afluentes à estação, bem como no efluente tratado. Analisando-se estes resultados observa-se que, nos afluentes as concentrações das frações de sólidos fixos e voláteis são semelhantes, demonstrando a importância da contribuição dos esgotos nesses cursos d'água. Nesses gráficos, pode-se observar também as variações sazonais, nos períodos de seca (abril a setembro) e de chuva (outubro a março) nas concentrações de sólidos dissolvidos e sedimentáveis. Enquanto as concentrações de sólidos dissolvidos diminuem nos períodos de seca e aumentam nos períodos de chuva, as dos sólidos sedimentáveis se comportam de forma inversa, demonstrando a importante influência da diluição e da poluição oriunda de fontes difusas, ambas provocadas pelo escoamento das águas pluviais em bacias com alto índice de urbanização.

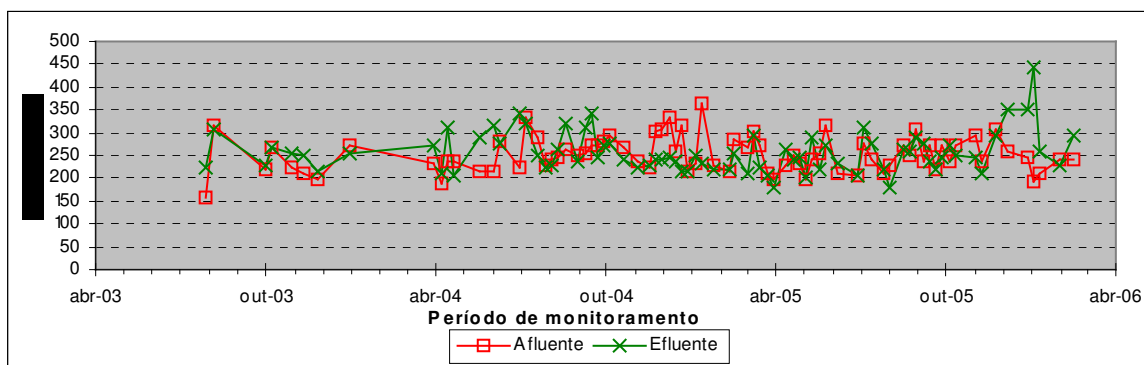


FIGURA 6.18: Sólidos Totais – Séries Temporais

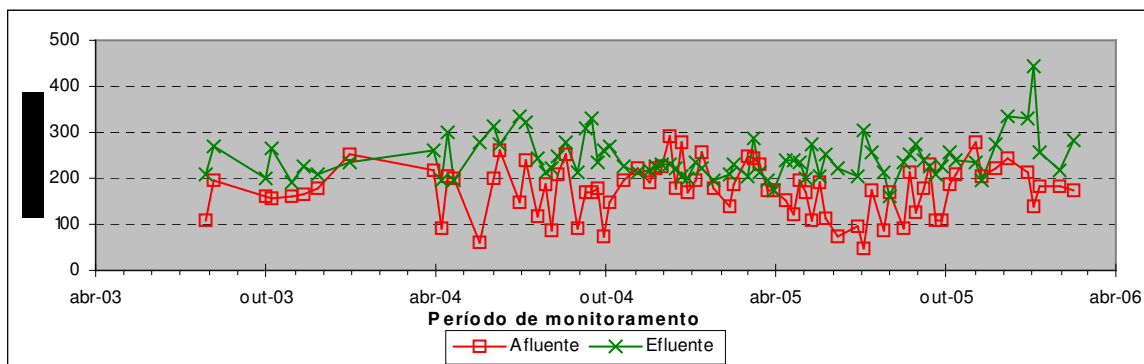


FIGURA 6.19: Sólidos Dissolvidos Totais – Séries Temporais

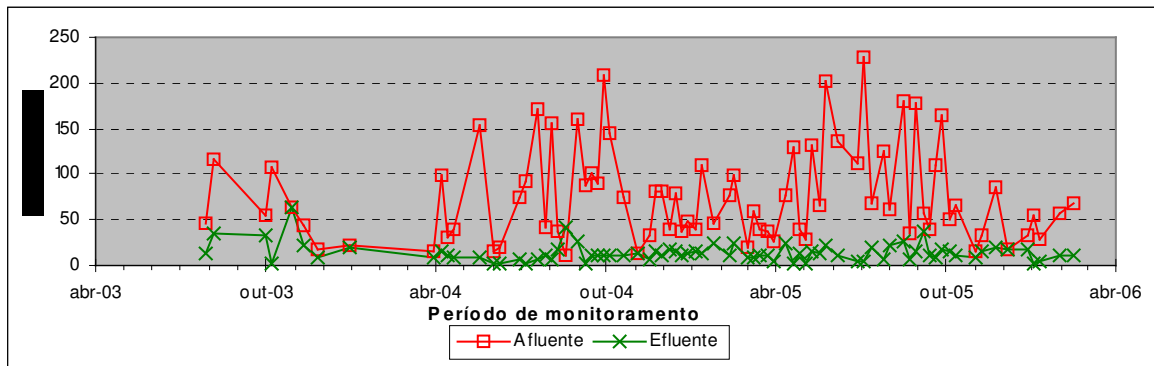


FIGURA 6.20: Sólidos em Suspensão Totais – Séries Temporais

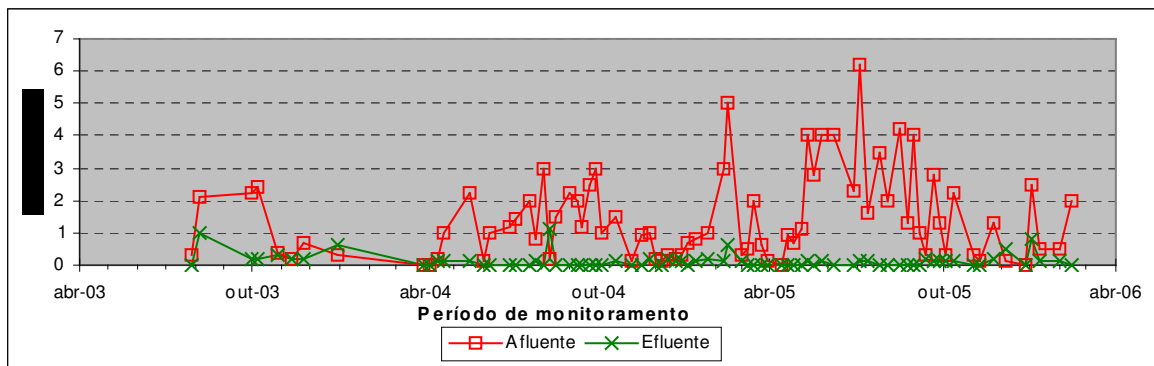


FIGURA 6.21: Sólidos Sedimentáveis – Séries Temporais

Para avaliação do desempenho da DAF, na eficiência de remoção de sólidos, os dados da tabela 6.4, os gráficos das figuras 6.22, 6.23, 6.24 e 6.25, das séries temporais de eficiência com as médias móveis mensais, e os gráficos Box-plot das figuras 6.26, 6.27, 6.28 e 6.29 ilustram com clareza que o emprego desse processo só apresenta bons resultados para a redução das concentrações de sólidos em suspensão e, especialmente, dos sólidos sedimentáveis, ocorrendo, inclusive o inverso com os sólidos dissolvidos, o que pode ser atribuído à utilização de cloreto férrico na coagulação.

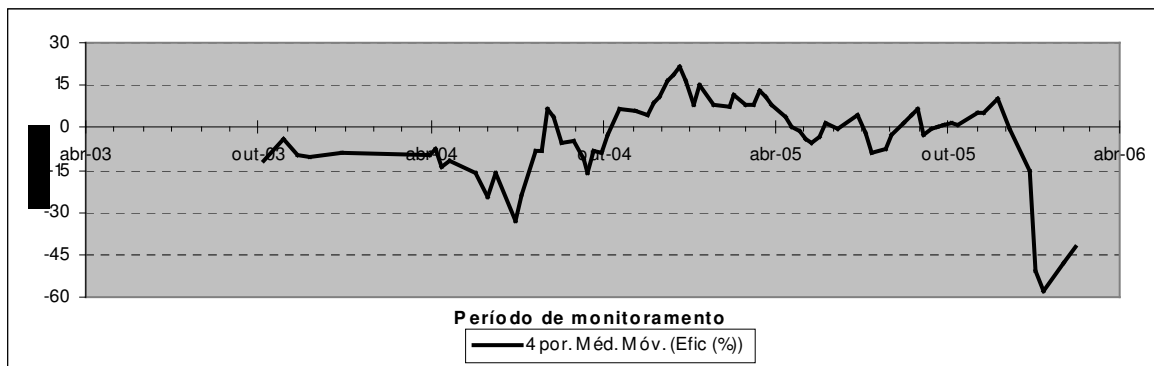


FIGURA 6.22: Sólidos Totais – Eficiência com Médias Móveis Mensais

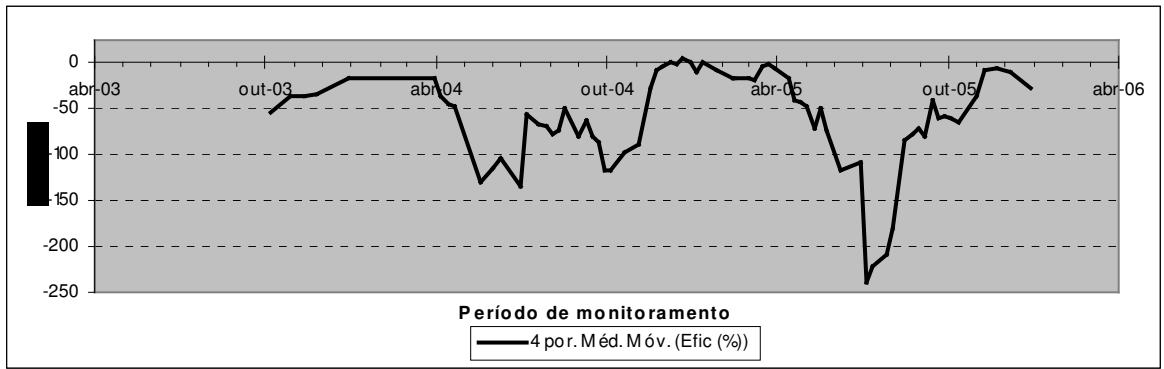


FIGURA 6.23: Sólidos Dissolvidos Totais –Eficiência com Médias Móveis Mensais

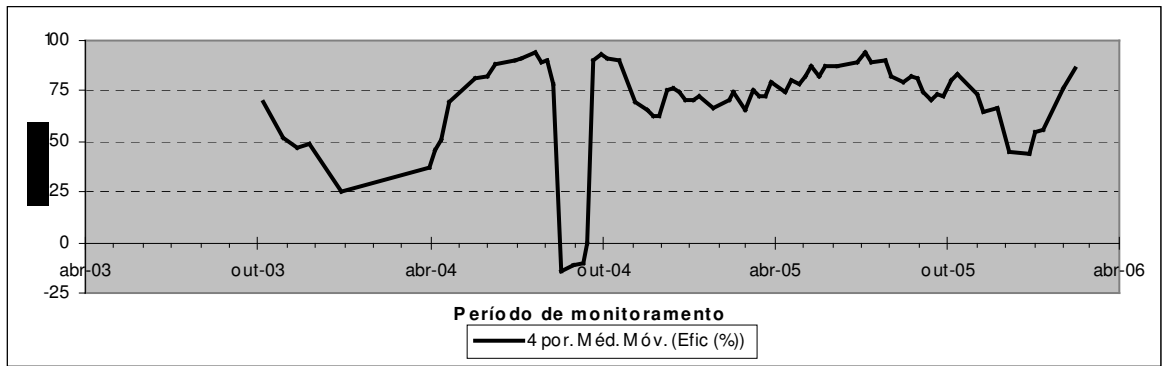


FIGURA 6.24: Sólidos em Suspensão Totais -Eficiência com Médias Móveis Mensais

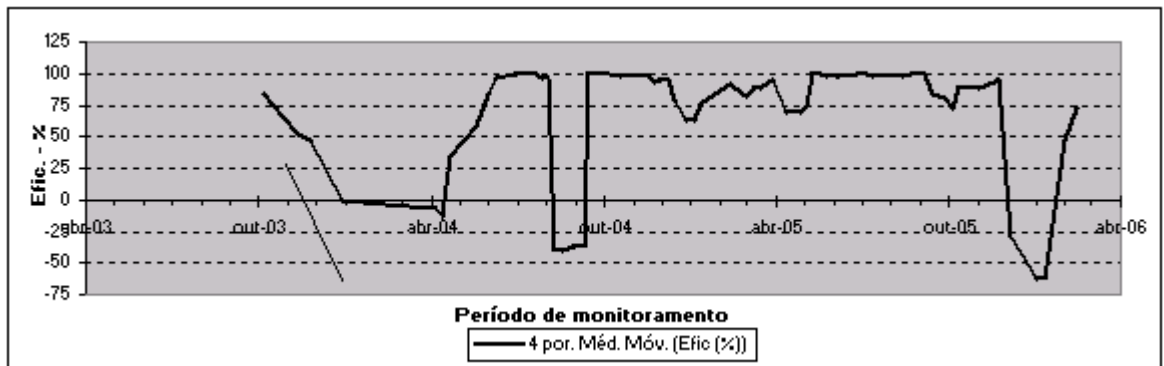


FIGURA 6.25: Sólidos em Sedimentáveis - Eficiência com Médias Móveis Mensais

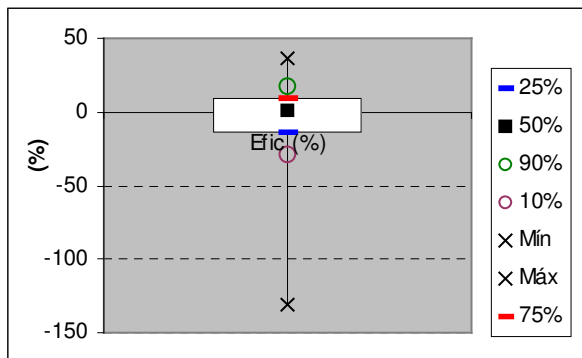


FIGURA 6.26: Sólidos Totais – Box Plot

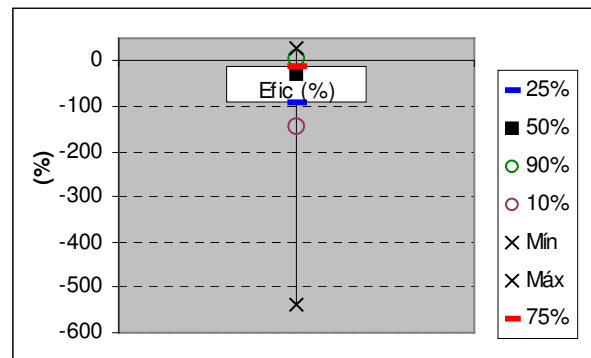


FIGURA 6.27: Sólidos Dissolvidos Totais – Box Plot

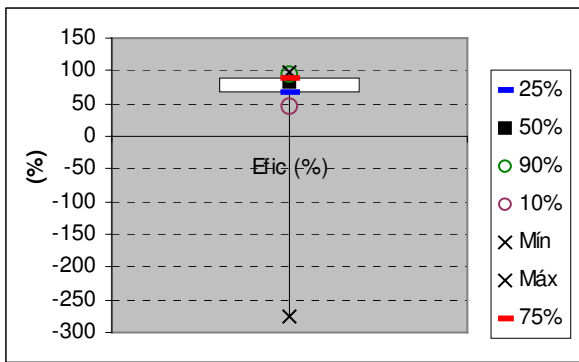


FIGURA 6.28: Sólidos em Suspensão Totais – Box Plot

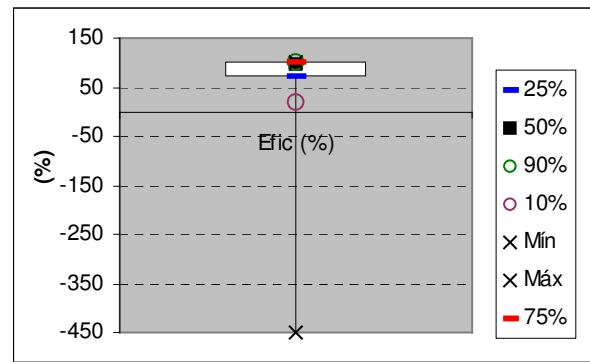


FIGURA 6.29: Sólidos Sedimentáveis – Box Plot

TABELA 6.4: Resumo da estatística dos sólidos.

Estat. / Conc.					Coef. Varia.	Desv. Pad.	Percentil		Meta (mg/L)		Atend. (%)	
		Min.	Máx.	Média			25%	75%	ETAF	Padrão	ETAF	Padrão
ST	Aflu. (mg/L)	156	366	251	0,2	39	223	272				
	Eflu. (mg/L)	180	444	257	0,2	44	224	278				
	Efic. (%)	-131	36	4	-5,7	23	-14	9				
SDT	Aflu. (mg/L)	48	292	175	0,3	55	140	212				
	Eflu. (mg/L)	161	442	243	0,2	45	211	267				
	Efic. (%)	-538	27	-60	-1,5	87	-92	-13				
SST	Aflu. (mg/L)	11	228	76	0,7	52	37	106				
	Eflu. (mg/L)	2	64	14	0,7	10	8	18				
	Efic. (%)	-274	98	70	0,7	46	68	90	92		21	
STF	Aflu. (mg/L)	8	302	120	0,3	38	102	138				
	Eflu. (mg/L)	20	166	100	0,3	28	89	118				
	Efic. (%)	-400	62	10	5,4	51	0	30				
STV	Aflu. (mg/L)	0	222	132	0,3	33	114	152				
	Eflu. (mg/L)	80	348	157	0,3	46	124	180				
	Efic. (%)	-263	33	-22	-1,9	41	-39	1				
Ssed	Aflu. (mL/L)	0,0	6,2	1,4	0,9	1,3	0,3	2,2				
	Eflu. (mL/L)	0,0	1,1	0,1	1,9	0,2	0,0	0,1		500		100
	Efic. (%)	-450	100	68	1,3	88	74	100				

Esses resultados confirmam a proposta do projeto, que previu como meta somente a remoção de sólidos em suspensão totais (SST). No entanto, pelo gráfico da figura 6.28, conclui-se que, embora tenha havido bons resultados para esse parâmetro, com uma eficiência média de 70% e com somente 10% dos resultados com eficiência inferior a 50%, a meta de remoção proposta de 92% só foi atendida em cerca de 20% das amostras.

O desempenho da estação para a remoção de sólidos pode ser considerado muito bom para os sólidos em suspensão e sedimentáveis. Para os sólidos em suspensão totais a DAF atingiu

eficiências de até 98%, com uma média de 70%, e para os sólidos sedimentáveis 100% e média de 68%. Para os sólidos dissolvidos não houve eficiência e sim um acréscimo nas concentrações, o que pode ser atribuído à utilização do cloreto férrico para a coagulação.

No entanto, mesmo para os sólidos em suspensão e sedimentáveis ocorreram eficiências negativas e próximas de zero. No caso dos sólidos em suspensão, os 05 piores resultados ocorreram quando as concentrações atingiram valores muito baixos, isto é, menores que 20 mg/L, o mesmo acontecendo com os sólidos sedimentáveis, em que os 08 piores resultados foram registrados quando as concentrações desses sólidos se encontravam na faixa de 0,0 a 0,2 ml/L. Aqui cabe ressaltar que as concentrações de sólidos sedimentáveis afluentes ficaram ao longo de todo o tempo numa faixa muito baixa, entre 0,0 e 6,2 ml/L, com uma média de 1,4 ml/L.

6.3.5. Matéria Orgânica

6.3.5.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A elevação das concentrações de DBO num corpo d'água geralmente é provocada por despejos de composição predominantemente orgânica, especialmente de esgotos domésticos e de alguns tipos de indústrias, como laticínios, abatedouros, de produtos alimentícios, curtumes, de açúcar e álcool, etc.

Nos córregos da bacia da Pampulha, principalmente naqueles afluentes à estação de tratamento em análise, as elevadas concentrações de matéria orgânica se devem aos lançamentos inadequados de esgotos sanitários, tendo em vista a insuficiência de redes coletoras e de interceptores de esgotos, que atualmente deixam de atender uma população de aproximadamente 100.000 habitantes.

A legislação brasileira, especificamente a resolução do CONAMA 357/2005, estabelece em 5,0 mg/L o valor máximo para a concentração da DBO em um curso de água doce classe 2.

Pelos resultados do monitoramento dos córregos afluentes e do efluente da estação, cujo resumo do tratamento estatístico é apresentado na Tabela 6.5, e ilustrado nas figuras 6.30 de séries temporais e 6.32 de Box-plot, pode-se observar que as concentrações médias diárias da DBO nos córregos, já que as amostras são compostas em um período de 24 horas, variam

numa faixa muito ampla, de 4 a 114 mg/L. Essas condições podem ser explicadas pelas grandes variações das contribuições dos esgotos ao longo do dia e das vazões sazonais dos cursos d'água ao longo do ano, que implicam em diferentes taxas de diluição e, conseqüentemente, em diferentes concentrações. Os resultados estatísticos apresentados no gráfico de médias móveis mensais das concentrações da DBO (Figura 6.31), confirmam a sazonalidade decorrente das estações do ano, períodos de seca e de chuva, quando demonstram que as concentrações se elevam ao longo dos meses de abril a setembro e se reduzem de outubro a março, com picos logo após as primeiras chuvas de outubro, devido à grande carga da poluição difusa carregada nesse período. Com base nessa característica é que se propôs o dimensionamento da estação para atender à vazão média de tempo seco dos cursos d'água, período de maior concentração da poluição.

TABELA 6.5: Resumo da Estatística de Demanda Bioquímica de Oxigênio				
Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Mínima	mg/L	4	1	23
Máxima	mg/L	114	24	98
Média	mg/L	30	8	71
Mediana	mg/L	27	6	74
Coefficiente de Variação	-	0,67	0,73	0,30
Desvio Padrão	-	20	6	19
Percentil 25%	%	15	3	60
Percentil 75%	%	40	11	85
Meta de Eficiência da ETAF	%	70		
Atendimento à Meta	%	65		
DBO Padrão Classe 2	mg/L	5		
Atendimento ao Padrão	%	40		

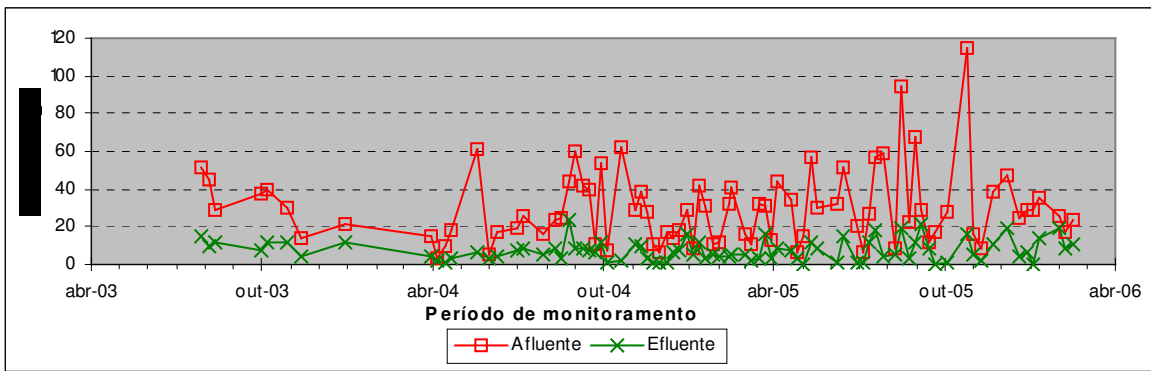


FIGURA 6.30: Concentração de DBO – Séries Temporais

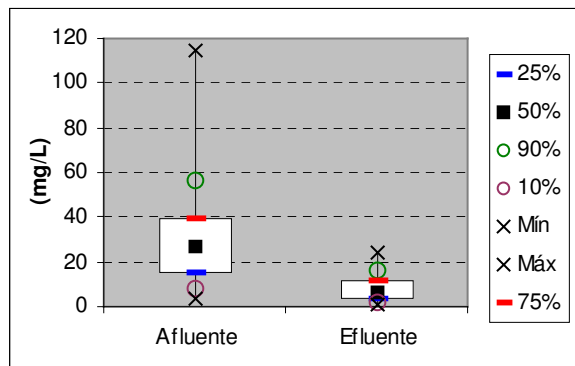
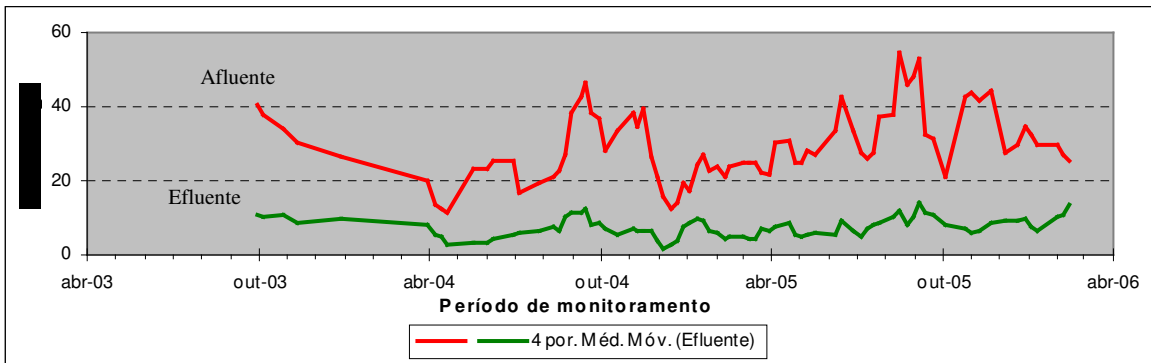


FIGURA 6.32:Concentração de DBO – Box Plot

Ao se analisar ainda a Tabela 6.5 e os gráficos das figuras 6.33 e 6.34, com os resultados estatísticos de eficiência, observa-se uma boa regularidade da eficiência relativa à remoção de DBO, com um coeficiente de variação baixo (0,3) e com 50% dos resultados situados na faixa de 60 a 85 %, valores esses próximos da média registrada de 71 %. Porém com relação ao atendimento à meta do projeto (eficiência de 70 %) e ao padrão de classe 2 (concentração de 5 mg/L), apresenta-se que os resultados estão aquém das expectativas, pois só atenderam em 65 e 40 % das amostras, respectivamente.

Procurando correlacionar as piores eficiências, com as condições operacionais, observou-se que o pior desempenho da estação foi verificado quando da ocorrência de concentrações muito baixas da DBO afluente, com valores menores que 30mg/L.

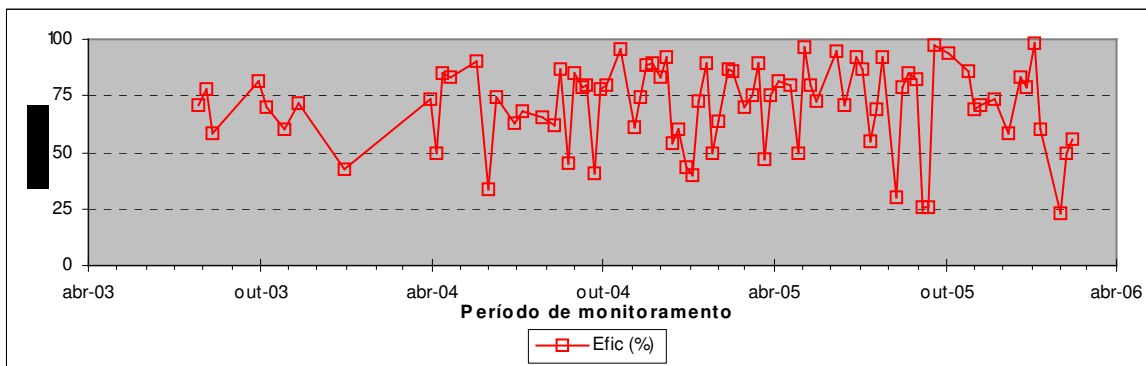


FIGURA 6.33: DBO – Séries Temporais Eficiência

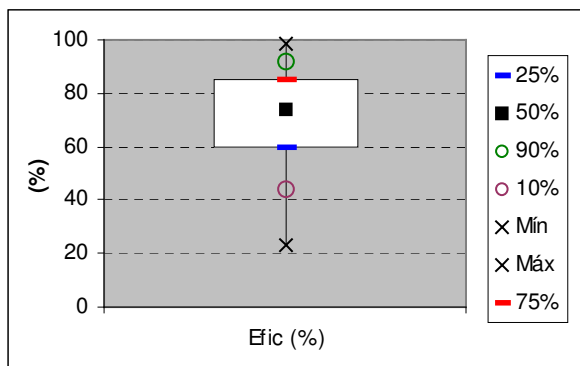


FIGURA 6.34: DBO – Box Plot Eficiência

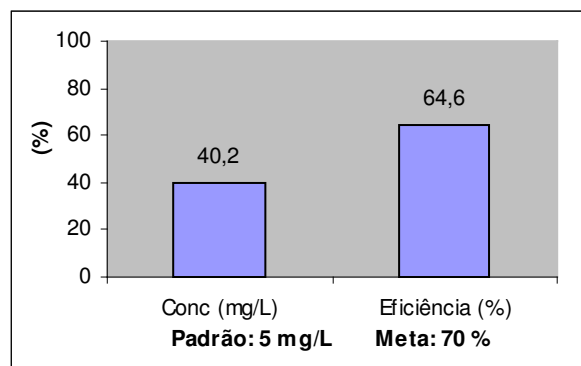


FIGURA 6.35: DBO – Atendimento Padrão e Meta

Considerando a concentração média dos esgotos domésticos em torno de 250 mg/L (média ETE-Arrudas, COPASA, 2006), e os resultados estatísticos para as vazões afluentes à ETAF apresentados na Tabela 6.1 (item 6.2), pode-se inferir que para a concentração média de 30 mg/L, há uma correspondente diluição de aproximadamente 8 vezes, ou seja, a vazão média dos esgotos é cerca de 8 vezes menor do que a vazão média dos cursos d'água (desconsiderando a poluição por drenagem pluvial). Como a vazão média afluente à estação no período do monitoramento foi de 451 L/s (Tabela 6.1), pode-se concluir que a vazão média dos esgotos no período foi de cerca de 60 L/s, que, pela contribuição de esgotos “*per capita*” de cerca de 150 L/hab.x dia (COPASA, 2006), resulta numa população de aproximadamente de 45.000 habitantes.

Com base nesses resultados e na eficiência média da estação para remoção de DBO de 71 % (Tabela 6.5), pode-se ainda concluir que a redução média da carga orgânica afluente à represa

da Pampulha é de cerca de 857 kg/d, ou seja carga média removida (kg/d) = 451 L/s x 86400 s/d x (30-8) mg/L / 1.000.000 mg/kg.

O desempenho da estação para a remoção de matéria orgânica pode ser considerado muito bom, pois, como visto anteriormente, as eficiências para DBO atingiram valores de até 98% , com média de 71%, e atendimento à meta de projeto em 65 % do tempo.

No entanto, foram registradas eficiências muito baixas, com valores próximos de 20%. Procurando correlacionar essas eficiências com as condições operacionais, observou-se que o pior desempenho foi verificado quando da ocorrência das concentrações afluentes mais baixas e bem inferiores à média encontrada.

É interessante ressaltar também que a estação se manteve com uma boa regularidade na eficiência, atestada pelo baixo coeficiente de variação de 0,30 e pelos baixos valores das concentrações médias de DBO no efluente tratado (8 mg/L).

Ressalta ainda que as análises feitas anteriormente foram com base nos resultados do monitoramento realizado, com amostras compostas de 24 horas e coletas de horárias.

Com objetivo de se observar o comportamento da DBO no afluente da estação, no decorrer do dia, foram realizadas análises de amostras simples, coletadas de hora em hora no período de setembro a dezembro de 2004. Esses resultados registraram picos de concentrações de até 120 mg/L e uma curva de variação semelhante ao hidrograma padrão de consumo diário de água, conforme pode ser observado na Figura 6.36, confirmando a predominância do lançamento de esgotos sanitários nos córregos afluentes à estação.

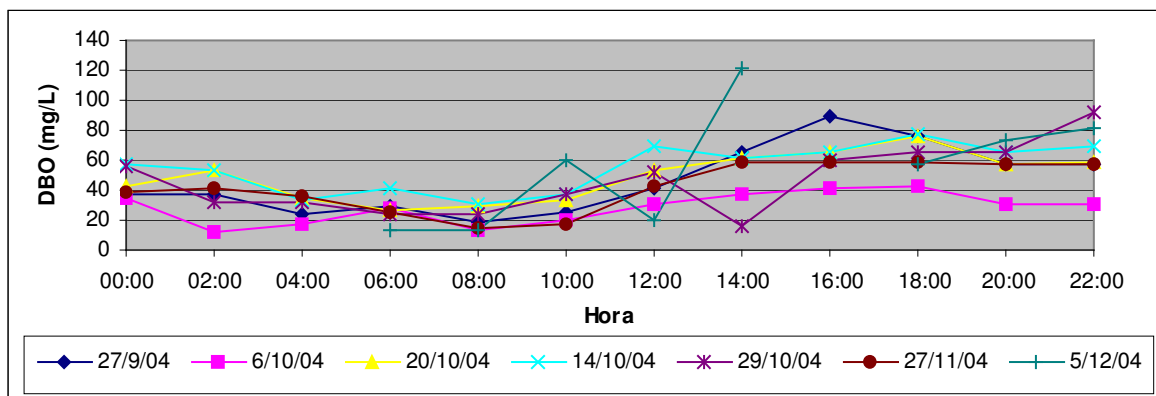


FIGURA 6.36: DBO – Variação Horária das Concentrações de DBO no afluente da ETAF

6.3.5.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de efluentes sanitários, de efluentes industriais e também de cursos d'água, pois além de possibilitar a avaliação da biodegradabilidade da matéria orgânica, quando utilizado conjuntamente com a DBO, possibilita avaliar, mesmo que de forma preliminar, a origem dos despejos.

Segundo von Sperling (2005), análises efetuadas em afluentes de 163 estações de tratamento de efluentes de São Paulo e Minas Gerais encontraram para a relação DQO/DBO, variação na faixa central com 50 % dos resultados entre 1,9 e 2,3.

O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente aos despejos inadequados de origem industrial.

Na bacia da Pampulha, encontram-se situados dois distritos industriais e ainda um elevado número de grandes estabelecimentos comerciais e atacadistas de diversos ramos, que tendo em vista as ações de controle implementadas nos últimos anos, com a exigência de licenciamentos corretivos, e ainda com o avanço da certificação ambiental da ISO 14.000 pelas próprias empresas, houve uma significativa redução da poluição oriunda desses empreendimentos. Os resultados do monitoramento da qualidade das águas dos córregos realizado nestes três anos, que serve de base para este trabalho, vêm confirmar essa situação.

As concentrações de matéria orgânica detectadas pelas análises da DQO são relativamente baixas se comparadas com as concentrações de DBO, pois nas mesmas condições de diluição, a relação DQO/DBO, para os diversos valores do estudo estatístico, situa-se em torno do valor médio de 2,2, à exceção do que ocorre na condição da concentração mínima quando atinge

TABELA 6.6: Resumo da Estatística de DBO x DQO

Estatística / Concentrações	Unid.	DBO	DQO	DQO/DBO
Mínima	mg/L	4	21	5,8
Máxima	mg/L	114	287	2,5
Média	mg/L	30	70	2,2
Mediana	mg/L	27	60	2,1
Média Geométrica	mg/L	24	57	2,4

5,8, conforme pode ser observado na Tabela 6.6. Nestas condições, pode-se afirmar que as cargas orgânicas na bacia da Pampulha são predominantemente de origem doméstica.

Analisando-se a eficiência do emprego da FAD na remoção da DQO, segundo os resultados estatísticos apresentados na Tabela 6.7 e nas figuras 6.37, 6.38, observa-se que esta alcançou valores altos, de até 96 % e com 50% dos valores na faixa entre 52 e 79%. Porém, embora tenha sido registrada uma média de 65 %, eficiência esta coincidente com a meta proposta no projeto, esta meta não foi atendida em 40 % das amostras, ou seja, do tempo.

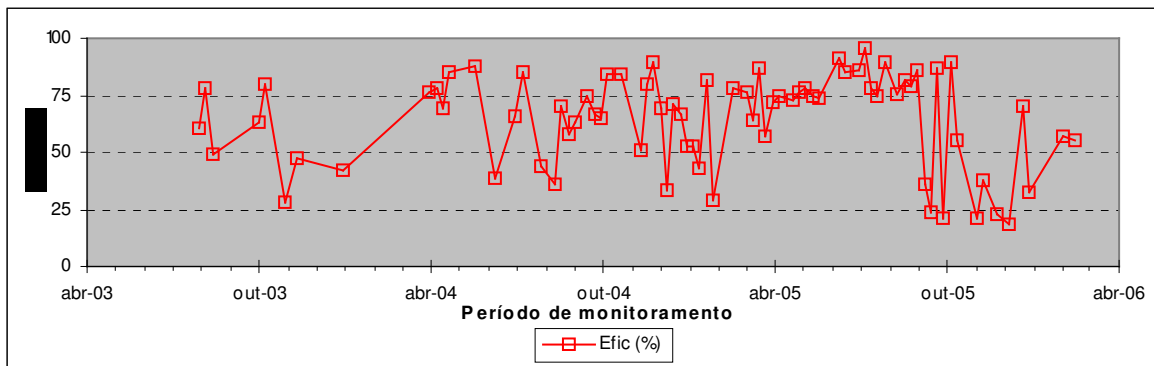


FIGURA 6.37: DQO – Eficiência Séries Temporais

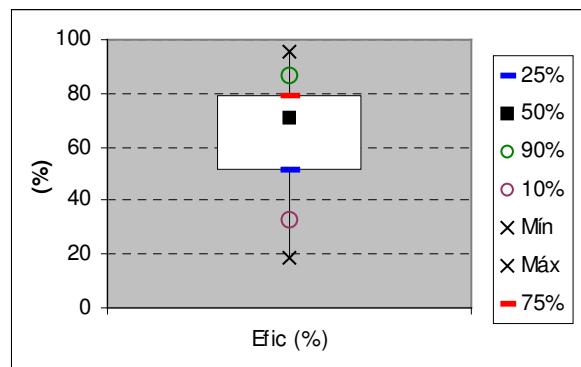


FIGURA 6.38: DQO – Eficiência Box-plot

TABELA 6.7: Resumo da Estatística da Demanda Química de Oxigênio				
Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Mínima	mg/L	21	5	19
Máxima	mg/L	287	234	96
Média	mg/L	67	25	65
Mediana	mg/L	60	16	71
Média Geométrica	mg/L	57	17	60
Coefficiente de Variação	-	0,7	1,3	0,3
Desvio Padrão	-	48	32	21
Percentil 25%	%	39	10	52
Percentil 75%	%	77	26	79
Meta de Eficiência da ETAF	%	65		
Atendimento à Meta	%	60		

Pelos resultados apresentados na Tabela 6.7, pode-se afirmar que o desempenho da FAD para a remoção da DQO foi bastante satisfatório, com uma eficiência média igual à meta, mantendo uma boa regularidade na eficiência, atestada pelo baixo coeficiente de variação de 0,3 e pelos baixos valores das concentrações médias no efluente tratado (25 mg/L).

6.3.6. Oxigênio Dissolvido

Segundo Esteves (1998), dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, sendo as principais fontes desse elemento a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas se devem, principalmente, à decomposição da matéria orgânica, e ainda pela respiração dos organismos aquáticos e pela oxidação de íons metálicos, como exemplo o ferro e o manganês.

O oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura, variando de forma inversamente

proporcional a esta. Para uma temperatura de 20°C e uma pressão atmosférica de 1,0 atm (nível do mar), a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a 9,2 mg/L. Em Belo Horizonte, na região da Pampulha, a concentração de saturação de oxigênio é de aproximadamente 8,6 mg/L.

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície, depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade de escoamento, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade normalmente é muito baixa.

Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Esta fonte é pouco significativa nos trechos de rios a jusante de fortes lançamentos de esgotos, onde a turbidez e a cor elevadas dificultam a penetração dos raios solares e apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz.

A elevação da concentração de oxigênio pela fotossíntese pode "mascarar" a avaliação do grau de poluição de uma água, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido. Sob este aspecto, águas poluídas apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, enquanto que as águas limpas concentrações mais altas, com valores próximos à saturação. No entanto, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de oxigênio superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em lagos de baixa velocidade, onde chegam a se formar crostas verdes de algas na superfície. Esta situação ocorre frequentemente nas camadas superficiais da represa da Pampulha.

Pelos resultados do monitoramento dos córregos afluentes à estação em análise, apresentados no gráfico de médias mensais da Figura 6.39 e no gráfico Box-plot da Figura 6.40 pode-se observar que as concentrações de oxigênio dissolvido estão em 90% das amostras abaixo da concentração de saturação (8,6 mg/L) e em 50% inferiores ao valor mínimo estabelecido para a classe 2 (5,0 mg/L), situação esta, segundo o diagnóstico realizado na bacia hidrográfica

desses cursos d'água, atribuída ao lançamento de esgotos nesses locais. No entanto, houve um registro de 9,2 mg/L, para o qual não há justificativa técnica, a não ser um problema com a coleta ou com a análise.

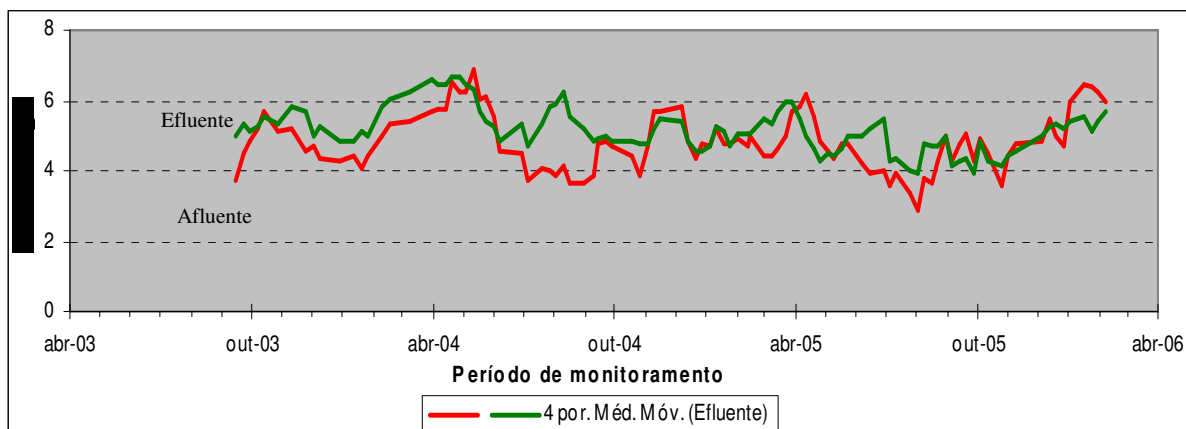


FIGURA 6.39: Concentrações de OD – Séries Temporais - Médias Móveis Mensais

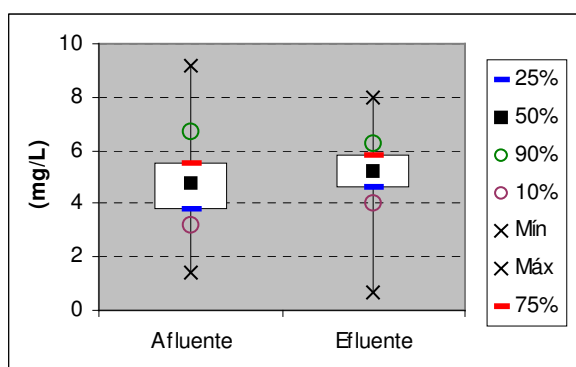


FIGURA 6.40: Concentrações de OD – Box Plot

Outra constatação que pode ser obtida do monitoramento, através das médias mensais apresentadas na Figura 6.39, é que as concentrações de oxigênio dissolvido nos córregos sofrem variações sazonais nos períodos de seca e de chuva, registrando valores médios mais elevados neste último e mais baixos nos meses de junho a setembro.

Essa correlação com as ocorrências pluviométricas pode ser observada também com a elevação e a queda das concentrações de oxigênio dissolvido logo após as primeiras chuvas, em meados de setembro e outubro, quando no primeiro momento ocorre a diluição da poluição existente nos córregos e em seguida a sobrecarga da poluição difusa carregada pelas águas pluviais. Passado esse período, as concentrações médias de oxigênio voltam a elevar-se, atingindo seus picos em meados de abril e maio.

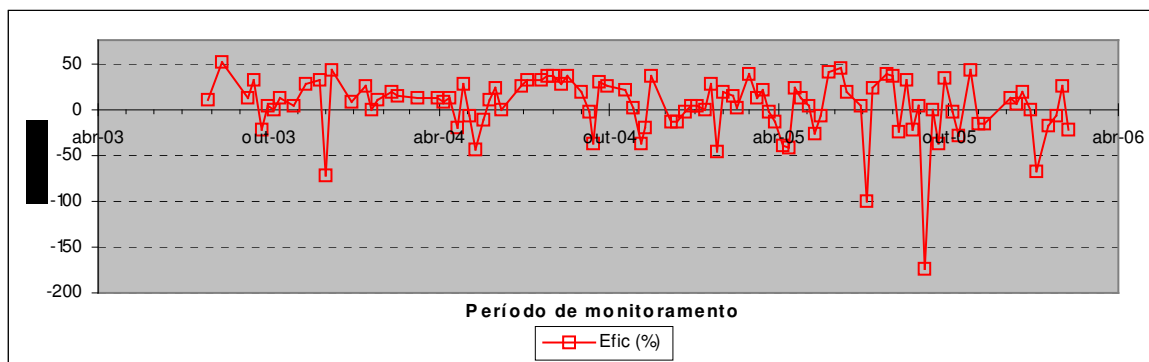
Por essa razão é que as estações de tratamento de cursos d'água são dimensionadas para as vazões médias de tempo seco, quando são mais críticas as condições da poluição das águas.

Para avaliação do desempenho da estação, com relação à introdução de oxigênio no curso d'água com a aplicação da FAD, a Tabela 6.8 e a Figura 6.41 apresentam as eficiências (% de acréscimos/decréscimos de OD) no efluente tratado. Com base nesses resultados, pode-se constatar que predomina o acréscimo nas concentrações de oxigênio no efluente tratado, com uma média de acréscimo de 3%.

Esse desempenho pode ser considerado bom, embora o efluente tenha registrado uma concentração média de 5,2 mg/L, e, portanto, inferior ao previsto no projeto de 5,5 mg/L. Ainda assim, essa concentração é superior à mínima fixada para o padrão de classe 2 de 5,0 mg/L, condição esta observada em 40,6% das amostras, conforme registrado na Tabela 6.8.

TABELA 6.8: Resumo da Estatística de Oxigênio Dissolvido

Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Acréscimo (%)
Mínima	mg/L	1,4	0,7	-175
Máxima	mg/L	9,2	8,0	51
Média	mg/L	4,8	5,2	3
Mediana	mg/L	4,8	5,2	7
Coefficiente de Variação	-	0,3	0,2	11,1
Desvio Padrão	-	1,4	1,1	33
Percentil 25%	%	3,8	4,6	12
Percentil 75%	%	5,5	5,8	25
Padrão Classe 2	mg/L	5,0		
Atendimento ao Padrão	%	40,6		



6.3.7. Nutrientes

6.3.7.1. *Nitrogênio Amoniacal e Orgânico*

Na natureza, o nitrogênio, além de existir em abundância na atmosfera, se apresenta de diversas formas, constituindo-se, juntamente com o carbono, em um macro-nutriente fundamental na constituição dos organismos vivos, sendo ainda um dos elementos mais importantes no metabolismo dos ecossistemas aquáticos.

Nas águas, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas reduzidas (nitrogênio orgânico e amoniacal) e oxidadas (nitrito e nitrato), formas estas que o coloca como um importante indicador do estágio de poluição do corpo hídrico. Concentrações elevadas das formas reduzidas indicam poluição recente e de fontes próximas. A predominância de nitratos indica poluição mais remota e ou um distanciamento maior da fonte. Por outro lado, águas naturais com elevada densidade de vegetação aquática e com baixo fluxo podem ser ricas em nitrogênio orgânico e amônia.

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico e amoniacal devido à presença de proteínas e uréia na sua composição. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio nas águas, como os de indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, de conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a fixação biológica desempenhada por bactérias e algas e as lavagens da atmosfera poluída pelas chuvas. Nas áreas agrícolas e urbanas o escoamento das águas pluviais pelos solos também contribui para

a presença de diversas formas de nitrogênio na água, constituindo-se em fontes difusas de difícil caracterização e controle.

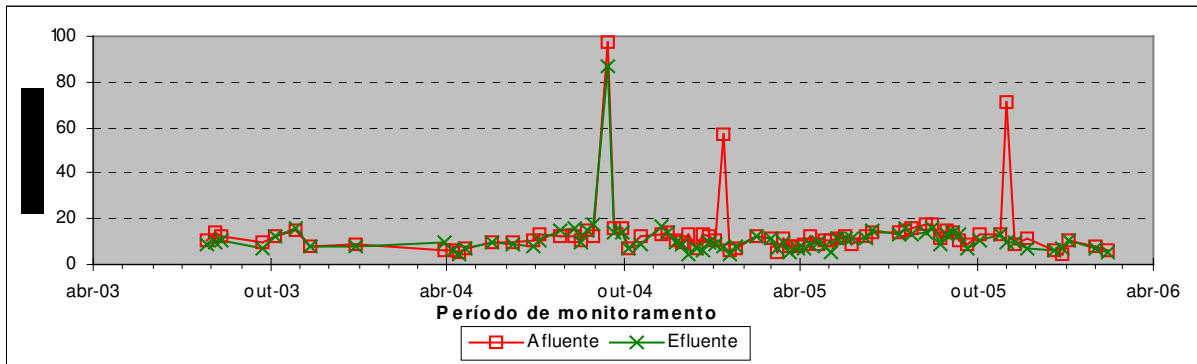
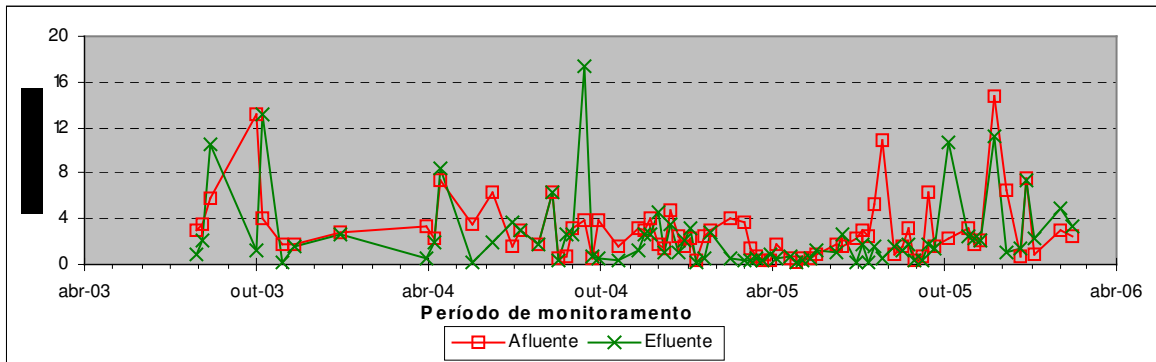
A presença de nitrogênio nas águas naturais, em conjunto com o fósforo e outros nutrientes comumente encontrados nos despejos, provoca o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil, condição favorável ao crescimento dos seres vivos que os utilizam, especialmente das algas, provocando o fenômeno da eutrofização. Este fenômeno ocorre com mais intensidade e frequência em ambientes lânticos, lagoas e represas, onde o tempo de residência é maior. Vollenweider (1968) apud Esteves (1998), classifica os lagos segundo as diferentes formas de compostos nitrogenados em oligotróficos, mesotróficos e eutróficos, no caso do nitrogênio amoniacal nas concentrações de até 0,3 mg/L, de 0,3 a 2,0 mg/L e de 2,0 a 15 mg/L, respectivamente.

Na represa da Pampulha, onde as concentrações de nitrogênio amoniacal estão sempre acima de 2,0 mg/L, é frequente a ocorrência de florações de algas e intensa a proliferação de macrófitas, como os aguapés (*Eichhornia crassipes*), situação esta provocada pela poluição dos seus tributários. Esta condição impediu, já no final da década de 1970, um de seus principais usos, para a qual foi construída, ou seja, servir de manancial de abastecimento de água para a Região Norte de Belo Horizonte.

Os resultados do monitoramento do afluente na Tabela 6.9 e nas figuras 6.42, 6.43, 6.44 e 6.45 apresentam valores bastante elevados para as concentrações de nitrogênio nas formas reduzidas. Para o nitrogênio amoniacal as concentrações variam de 4,3 a 97,4 mg/L, com uma média de 13,5 mg/L e 50% dos valores variando na faixa de 8,8 a 13,2 mg/L, concentrações estas muito superiores ao limite de 3,7 mg/L, para cursos d'água de classe 2 com $\text{pH} < 7,5$. Para o nitrogênio orgânico as concentrações variam de 0,2 a 14,7 mg/L, com uma média de 3,0 mg/L e 50% dos valores variando na faixa de 1,4 a 3,5 mg/L.

TABELA 6.9: Resumo da Estatística de Nitrogênio

Estatística / Concentrações	Unid.	NITROGÊNIO AMONICAL			NITROGÊNIO ORGÂNICO		
		Afluente	Efluente	Efic. (%)	Afluente	Efluente	Efic. (%)
Mínima	mg/L	4,3	4,5	-57	0,2	0,2	-386
Máxima	mg/L	97,4	86,8	86	14,7	17,4	96
Média	mg/L	13,5	11,1	8	3,0	2,5	-4
Mediana	mg/L	11,2	9,7	7	2,3	1,5	20
Coef. Variação	-	1,0	0,9	3,0	0,9	1,3	-25
Desvio Padrão	-	13,6	9,5	25	2,7	3,3	101
Percentil 25%	%	8,8	7,3	-3	1,4	0,6	-29
Percentil 75%	%	13,2	13,2	20	3,5	2,7	68
Meta de eficiência ETAF	%			20			50
Atendimento Meta	%			27			29
Padrão Classe 2	mg/L		3,7			-	
Atendimento Padrão	%		0			-	

**FIGURA 6.42:** Nitrogênio Amoniacal – Séries Temporais**FIGURA 6.43:** Nitrogênio Orgânico – Séries Temporais - Concentração

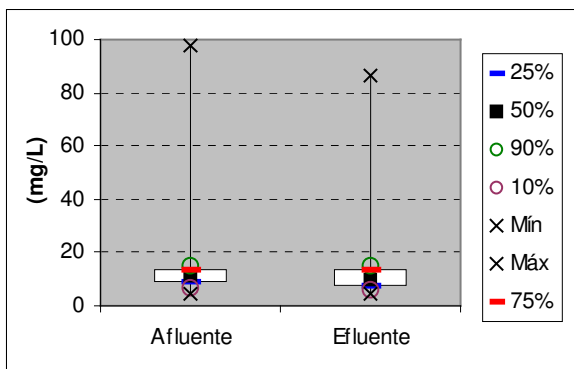


FIGURA 6.44: Nitrogênio Amoniacal – Box Plot - Concentração

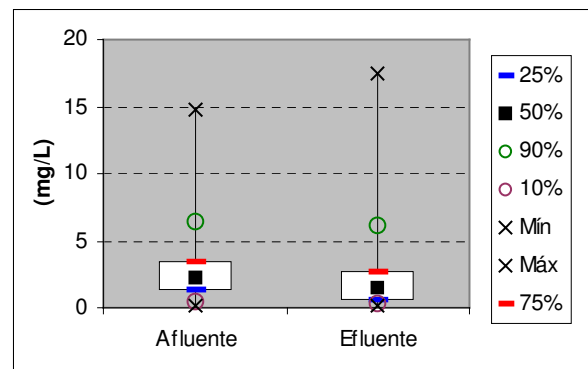


FIGURA 6.45: Nitrogênio Orgânico – Box Plot - Concentração

Com relação à eficiência da FAD na remoção de nitrogênio, os estudos para o projeto da estação, que estabeleceram como metas de remoção, eficiências de 20% e 50% para o nitrogênio amoniacal e orgânico, respectivamente, foram compatíveis com as pesquisas realizadas por Campos *et al.*, (1996), Reali *et al.*, (1998) e Penetra *et al.*, (1999), na aplicação deste processo como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, que obtiveram, na melhor performance, remoção de NTK de 49%, 31% e 24%, respectivamente.

No entanto, conforme os resultados do monitoramento apresentados, o desempenho da estação para a remoção de nitrogênio ficou muito aquém das expectativas, pois somente em cerca de 30% do tempo se atingiu as metas para nitrogênio amoniacal (20%) e orgânico (50%), e com médias muito baixas e até negativa de 8 e -4%, respectivamente. Pelos gráficos de distribuição de frequência apresentados nas figuras 6.46 e 6.47, é possível observar a ocorrência de eficiências negativas em 30% das amostras.

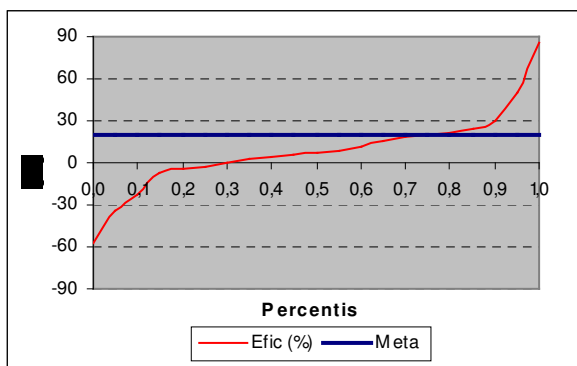


FIGURA 6.46: Nitrogênio Amoniacal – Distribuição de Frequência

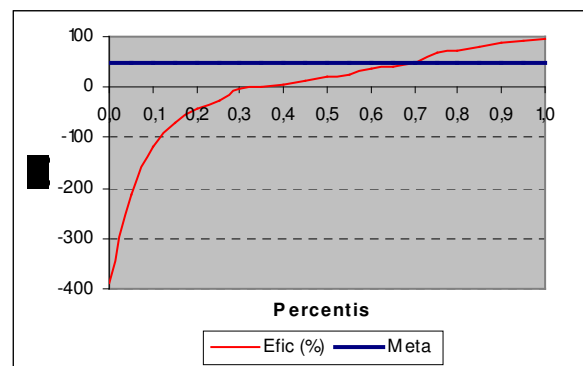


FIGURA 6.47: Nitrogênio Orgânico – Distribuição de Frequência

Com relação ao atendimento ao padrão estabelecido pela legislação federal em vigor, a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, para corpos de água doce classe 2 com pH < 7,5, que

estabelece para o nitrogênio amoniacal total o limite máximo de 3,7 mg/L, o efluente da ETAF não alcançou em nenhum momento o atendimento.

6.3.7.2. Fósforo Solúvel e Total

O fósforo é encontrado na natureza na forma de fosfatos, sendo na atmosfera presente no material particulado e nos solos adsorvido às argilas, resultado do fenômeno da intemperização, quando são desagregados das rochas, principalmente das apatitas.

Nos ecossistemas aquáticos, as concentrações de fósforo variam de acordo com as características geológicas e com tipo de uso e ocupação do solo da bacia de drenagem. Nas áreas urbanas, o aporte de fósforo para os cursos d'água se faz, principalmente, através dos lançamentos indevidos de efluentes industriais e de esgotos domésticos. Nestes, os detergentes superfosfatados, utilizados em larga escala na limpeza doméstica, constituem a principal fonte, além da matéria fecal rica em proteínas. No caso dos efluentes industriais, as indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios são as maiores contribuintes. Outra importante fonte se verifica em áreas agrícolas com utilização de fertilizantes.

Na bacia da Pampulha, a principal fonte de fósforo se encontra nos lançamentos de esgotos sanitários nos cursos d'água.

O fósforo apresenta-se nas águas sob diversas formas de fosfato, podendo ser orgânico ou inorgânico, dissolvido ou particulado. Segundo von Sperling (2005), na forma orgânica o fósforo se apresenta complexado à matéria orgânica, geralmente de origem fisiológica, e na forma inorgânica como ortofosfatos e polifosfatos oriundos, principalmente, de detergentes e outros produtos químicos domésticos. Segundo Esteves (1998), do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes, no entanto o ortofosfato assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos.

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Assim, concentrações elevadas de fósforo nas águas superficiais propiciam o aumento da produtividade e, conseqüentemente, a proliferação excessiva dos organismos autotróficos, como as algas, provocando o fenômeno da

eutrofização. Vollenweider (1968) apud Esteves (1998), classificou os lagos em relação ao seu estado trófico, considerando meso-eutrófico para concentrações de fósforo total na faixa de 0,01 a 0,03 mg/L e eu-politrófico para concentrações acima de 0,03 mg/L.

As concentrações de fósforo total nos esgotos sanitários são elevadas, variando na faixa de 4 a 15 mg P/L (Metcalf & Eddy, 1991).

Pelos problemas causados pelo excesso de fósforo nos corpos d'água, principalmente, nos ambientes lênticos, ambientes estes freqüentemente utilizados como mananciais de abastecimento de água e locais de lazer e turismo, a legislação brasileira (Resolução CONAMA 357/2005) estabeleceu limites bastante restritivos, fixando para as águas doces de classe 2 o valor máximo para concentrações de fósforo total de 0,03 mg/L para ambientes lênticos e 0,05 mg/L para tributários diretos de ambientes lênticos.

Pelos resultados do monitoramento apresentados na Tabela 6.10 e nas figuras 6.48, 6.49, 6.50, 6.51, para fósforo solúvel e total, as concentrações nos córregos afluentes à ETAF variam de 0,02 a 2,02 mg/L e 0,16 a 10,53 mg/L, com médias de 0,91 mg/L e 1,34, respectivamente, ficando, portanto, bem acima dos limites da legislação.

TABELA 6.10: Estatística Descritiva do Fósforo

Estatística / Concentrações	Unid.	FÓSFORO SOLÚVEL			FÓSFORO TOTAL		
		Afluente	Efluente	Efic. (%)	Afluente	Efluente	Efic. (%)
Mínima	mg/L	0,02	0,02	-124	0,16	0,02	0
Máxima	mg/L	2,02	1,16	99	10,53	2,72	99
Média	mg/L	0,91	0,22	66	1,34	0,31	74
Mediana	mg/L	0,83	0,18	79	1,10	0,26	81
Coef. Variação	-	0,57	0,87	0,60	0,97	1,16	0,29
Desvio Padrão	-	0,52	0,19	40	1,30	0,36	21
Percentil 25%	mg/L	0,51	0,10	66	0,75	0,13	68
Percentil 75%	mg/L	1,31	0,28	86	1,60	0,36	86
Meta de eficiência ETAF	%			97			95
Atendimento Meta	%			2,5			9,2
Padrão Classe 2	mg/L	-			0,05		
Atendimento Padrão	%	-			8,0		

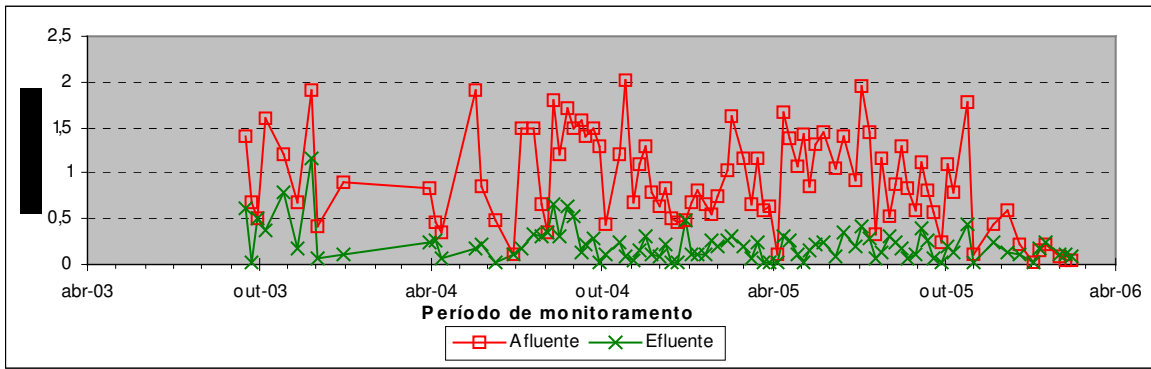


FIGURA 6.48: Fósforo Solúvel – Séries Temporais

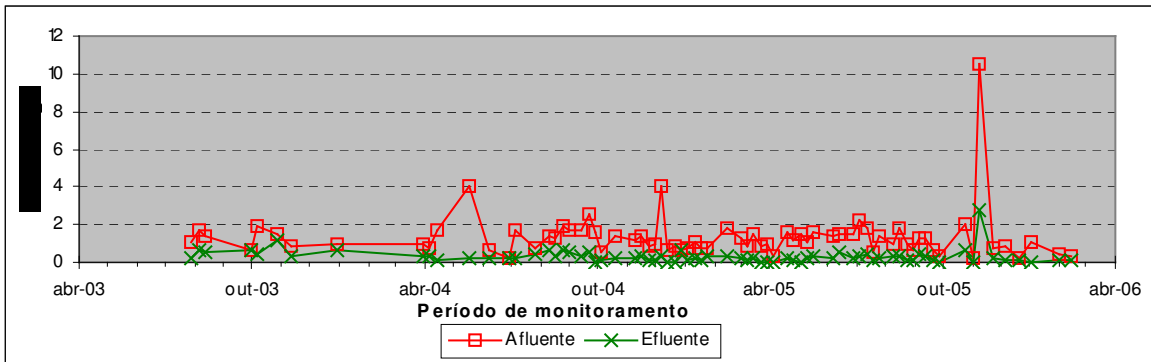


FIGURA 6.49: Fósforo Total – Séries Temporais

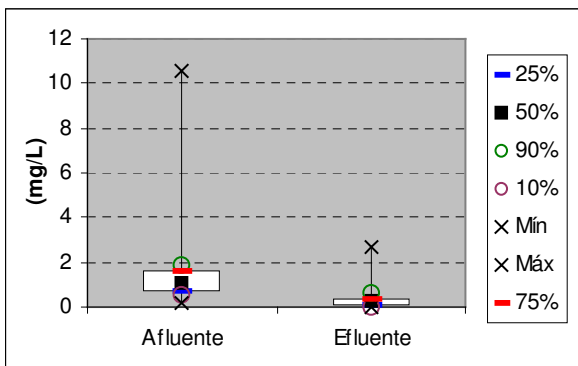


FIGURA 6.50: Fósforo Total – Box Plot Concentração

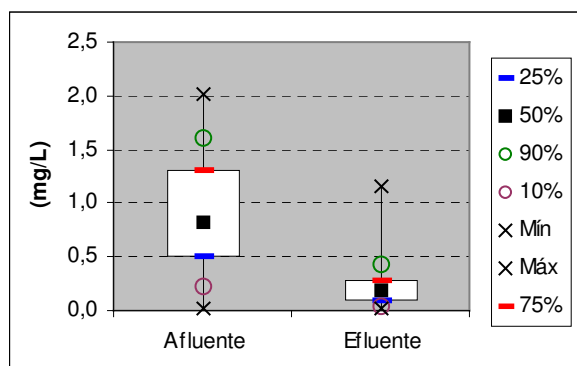


FIGURA 6.51: Fósforo Solúvel – Box Plot Concentração

Com relação às eficiências da FAD para remoção de fósforo total e solúvel, observa-se na Tabela 6.10 e nas figuras 6.52, 6.53 que os resultados são positivos, com eficiências médias de 66 e 74 %, para fósforo solúvel e total, respectivamente, e com 50 % dos valores variando entre 66 e 86 %. No entanto, pelos resultados apresentados nas figuras 6.54 e 6.55, observa-se que o atendimento às metas de eficiência do projeto (97 % para fósforo total e 95 % para fósforo solúvel) ficou muito aquém do esperado, ou seja, 9,2 e 2,5 %. O atendimento ao padrão dos córregos para fósforo total também foi baixo (12,6 %). Apesar disto, o

desempenho da estação para a remoção de fósforo, conforme os resultados apresentados anteriormente, pode ser considerado satisfatório, pois em 75% do tempo as eficiências foram superiores a 66%, chegando ao máximo de 99%, embora tenha atendido às metas do projeto em menos de 10% do tempo.

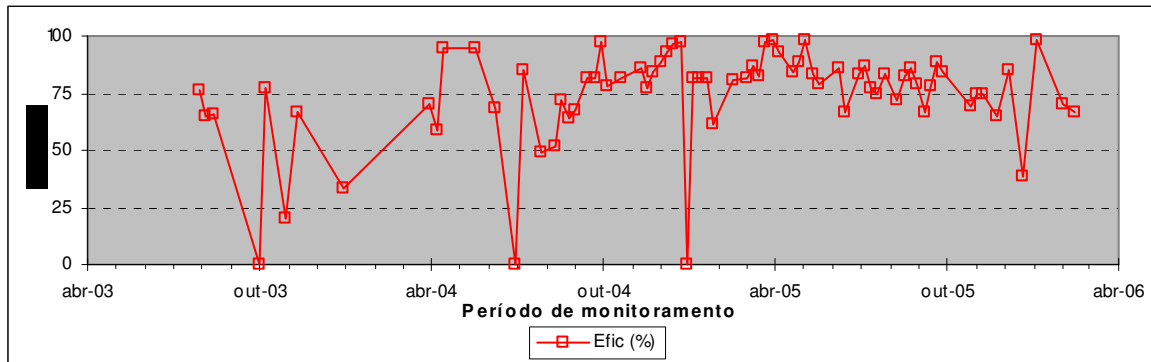


FIGURA 6.52: Fósforo Total – Séries Temporais Eficiência

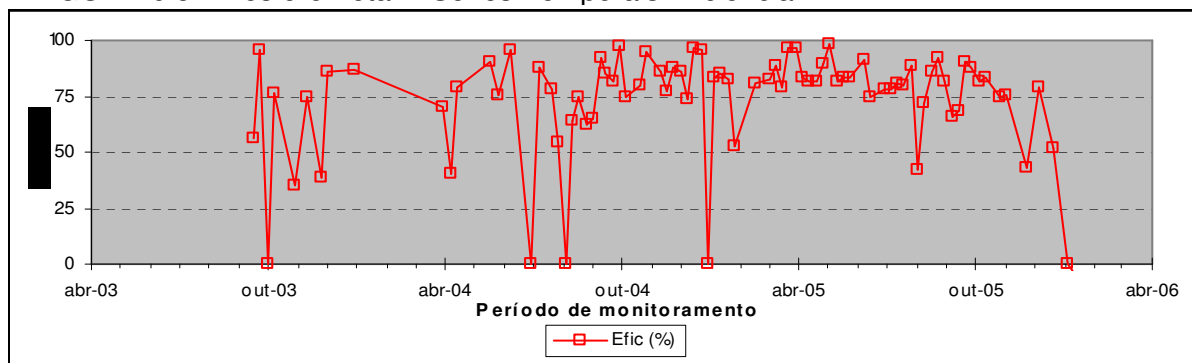


FIGURA 6.53: Fósforo Solúvel – Séries Temporais Eficiência

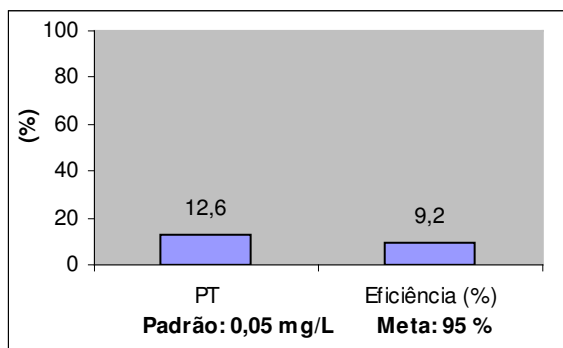


FIGURA 6.54: Fósforo Total – Eficiência Atendimento ao Padrão e à Meta

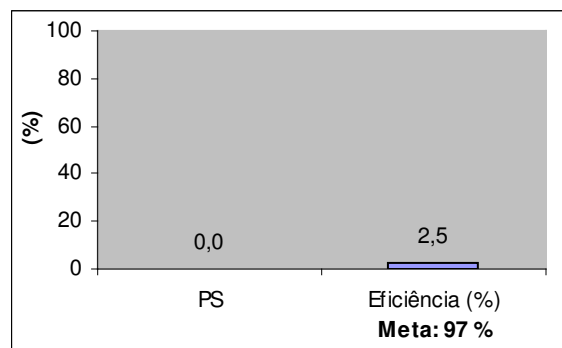


FIGURA 6.55 Fósforo Solúvel-Eficiência Atendimento à Meta

Buscando uma correlação entre as menores eficiências e as concentrações para o fósforo solúvel, encontrou-se em 07 das 09 amostras com eficiências nulas ou negativas, concentrações afluentes inferiores a 0,20mg/l. Considerando que esses resultados são atípicos

e muito afastados das medidas de tendência central e, portanto, expurgando-os da base de dados, o desempenho da estação e, conseqüentemente da FAD, melhora substancialmente. A eficiência média atinge um valor de 78%, com um baixo coeficiente de variação de 0,19, o que indica também uma boa estabilidade do processo.

Adotando-se o mesmo procedimento para a análise da eficiência de remoção do fósforo total, expurgando as 04 amostras com eficiência zero, a eficiência média passa para 78% , com um coeficiente de variação baixo de 0,18, comprovando também uma boa estabilidade e capacidade de remoção desse nutriente pelo processo de flotação a ar dissolvido.

6.3.8. Sulfetos e Sulfatos

Os sulfetos e os sulfatos são algumas das formas, dentre outras, como o enxofre molecular, o sulfito, o gás sulfídrico, o dióxido de enxofre, o ácido sulfúrico e, ainda, associado a metais, nas quais o enxofre encontra-se presente nos sistemas aquáticos. Dentre estas, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais freqüentes, sendo que o sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema por constituir a principal fonte para os produtores primários.

As principais fontes de enxofre para os ambientes aquáticos provêm da decomposição de rochas ricas em sulfatos, da atmosfera quando carregado pelas chuvas e também de áreas agrícolas em que são utilizados adubos com compostos contendo enxofre.

Segundo Esteves (1998), em regiões industrializadas tem sido observado um aumento considerável da concentração de enxofre nos lagos, devido ao transporte de gases e material particulado para a atmosfera e sua posterior precipitação com as chuvas.

Nos ecossistemas aquáticos, concentrações elevadas de sulfatos em ambientes eutróficos com baixas concentrações ou ausência (anoxia) de oxigênio no hipolímnio propiciam, através do metabolismo realizado pelas bactérias redutoras de sulfato (dessulfurantes), a produção de sulfetos e de gás sulfídrico. Nessas condições, o ambiente, além de tornar-se nocivo à maioria dos organismos aquáticos devido à toxidez do gás sulfídrico, provocando inclusive mortandade de peixes, torna-se impróprio às atividades de lazer devido à liberação de odor repugnante.

A legislação brasileira, especificamente a Resolução CONAMA 357/2005, que trata da classificação das águas segundo a qualidade exigida para os diversos usos, estabelece para corpos d'água doce classe 2 as concentrações máximas para sulfato total 250 mg/L e para sulfeto (H_2S não dissociado) 0,002 mg/L.

Pelos resultados do monitoramento apresentados nas figuras 6.56, 6.57, 6.58 e 6.59, observa-se que as concentrações de sulfato nos córregos afluentes à ETAF são muito baixas, variando de 5,0 a 32,0 mg/L, com uma média de 12,0 mg/L, valores esses muito inferiores ao limite padrão da classe 2 (250 mg/L).

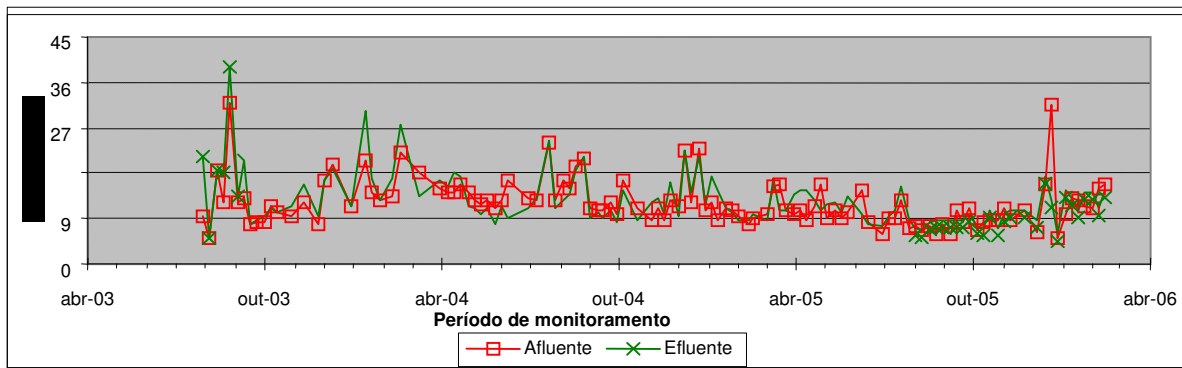


FIGURA 6.56: Sulfato – Séries Temporais

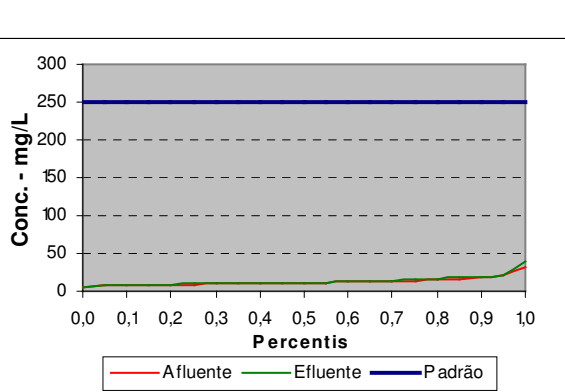
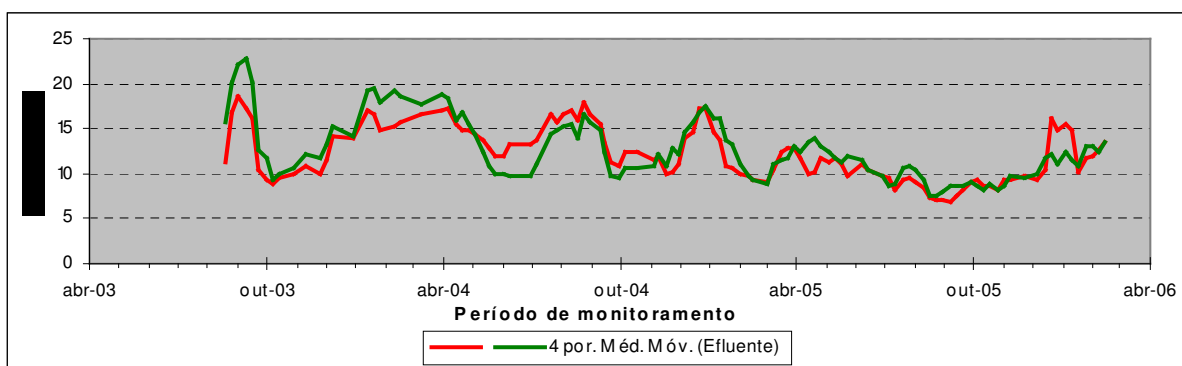


FIGURA 6.58: Sulfato – Distribuição de Frequência

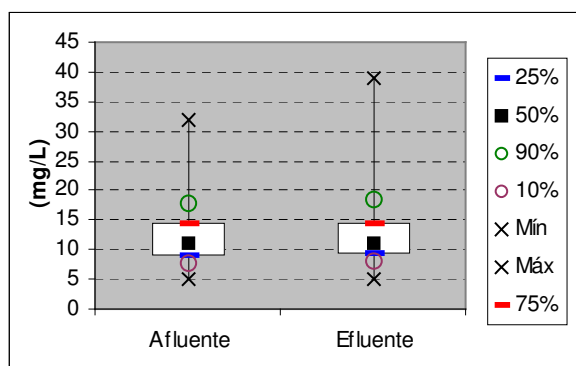


FIGURA 6.59: Sulfato – Box Plot

Pelos resultados do monitoramento apresentados na Tabela 6.11, a eficiência da estação para a remoção de sulfato foi muito variável, indo de valores negativos (-126,3 %) a valores positivos (60,2%), com uma média negativa de -6,7%, o que confirma o alto coeficiente de variação de 3,8.

TABELA 6.11: Estatística Descritiva de Sulfato e Sulfeto

Estatística / Concentrações	Unid.	SULFATO			SULFETO			
		Afluente	Efluente	Efic. (%)	Afluente	Efluente	Efic. (%)	
Mínima	mg/L	5	5	-126	0,02	0,02	0,0	
Máxima	mg/L	32	39	60	0,6	0,1	83,3	
Média	mg/L	12	13	-7	0,1	0,09	1,4	
Mediana	mg/L	11	11	-4	0,1	0,1	0,0	
Coef. Variação	-	0,4	0,4	-3,8	0,6	0,3	7,1	
Desvio Padrão	-	5	5	25	0,059	0,026	9,8	
Percentil 25%	%	9	9	-22	0,1	0,1	0,0	
Percentil 75%	%	14	14	11	0,1	0,1	0,0	
Meta de eficiência ETAF	%				-			95
Atendimento Meta	%				-			0,0
Padrão Classe 2	mg/L		250			0,002		
Atendimento Padrão	%		100			0,0		

Para os sulfetos, os resultados encontrados no monitoramento apresentados na Tabela 6.11 indicam que 98% das concentrações foram inferiores ao limite de detecção do método de análise de 0,02 mg/L para as 11 primeiras coletas e 0,10 mg/L para as demais coletas, impossibilitando-se, assim, a avaliação do desempenho da estação para esse parâmetro, tanto para o alcance da meta, quanto para o limite estabelecido pela legislação para a classe 2 (0,002 mg/L).

6.3.9. Óleos e graxas

Óleos e graxas são substâncias orgânicas de origens mineral, vegetal ou animal, compreendendo, principalmente, ácidos graxos, gorduras animais, sabões, graxas, óleos vegetais, ceras, óleos minerais. Em laboratório, são identificadas também por MSH - material solúvel em hexano, que não se volatilizam durante a evaporação do solvente a 100°C, classificadas como hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. São raramente encontrados em águas naturais, e normalmente oriundos de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas e de postos de gasolina, e de drenagens de estradas e vias públicas.

Os despejos de origem industrial são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água. Dentre esses despejos, destacam-se os de refinarias, frigoríficos e saboarias. A pequena solubilidade dos óleos e graxas constitui um fator negativo no que se refere à sua degradação em unidades de tratamento de esgotos por processos biológicos e, quando presentes em mananciais utilizados para abastecimento público, causam problemas no tratamento d'água.

Sob o aspecto ambiental, a presença de óleos e graxas nos corpos d'água provoca alterações no ecossistema aquático, pois, além de acarretar problemas de ordem estética, interferem nas concentrações de oxigênio dissolvido na água, na medida em que, prejudicam o contato entre a superfície da água e o ar, impedindo, dessa maneira, a transferência do oxigênio da atmosfera para a água, e, ainda, no seu processo de decomposição elevam a DBO e a DQO.

Na legislação brasileira, a resolução do CONAMA 357/ 2005, recomenda que os óleos e as graxas sejam virtualmente ausentes para as classes especial, 1, 2 e 3 de águas doces e para as classes 1 e 2 de águas salinas e salobras, permitindo para as demais classes, 3 (salinas e salobras) e 4 (doces), iridescências.

Na bacia da Pampulha, os óleos e graxas são oriundos dos esgotos domésticos e industriais, além dos efluentes de estabelecimentos comerciais, como postos de gasolina, oficinas mecânicas, restaurantes e garagens de ônibus.

As concentrações desses constituintes nos córregos afluentes à estação em análise, bem como de seu efluente tratado, detectadas no monitoramento e apresentadas na tabela 6.12, nas

figuras 6.60 e 6.61, embora não sejam elevadas, encontram-se freqüentemente fora dos padrões recomendados para um curso d'água de classe 2. O valor máximo encontrado foi de 47 mg/L para os córregos, com 50 % das concentrações encontrando-se na faixa de 3,3 a 9,7 mg/L e uma concentração média de 7,8 mg/L.

TABELA 6.12: Estatística Descritiva de Óleos e Graxas

Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Mínima	mg/L	0,0	0,0	-238
Máxima	mg/L	47,0	35,2	100
Média	mg/L	7,8	4,4	27
Mediana	mg/L	5,8	3,7	33
Coefficiente de Variação	-	1,0	1,0	2,1
Desvio Padrão	-	8,2	4,5	57
Percentil 25%	%	3,3	1,0	0
Percentil 75%	%	9,7	6,0	67
Meta de Eficiência da ETAF	mg/L	80		
Atendimento à Meta	%	18,5		
Óleos e Graxas Padrão Classe 2	mg/L	(Virtualmente ausentes)		
Atendimento ao Padrão	%	10,2		

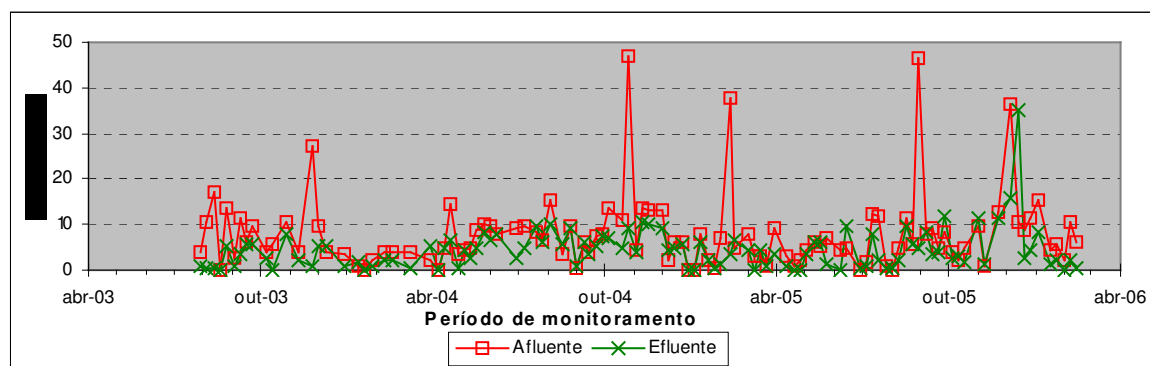


FIGURA 6.60: Óleos e Graxas – Séries Temporais

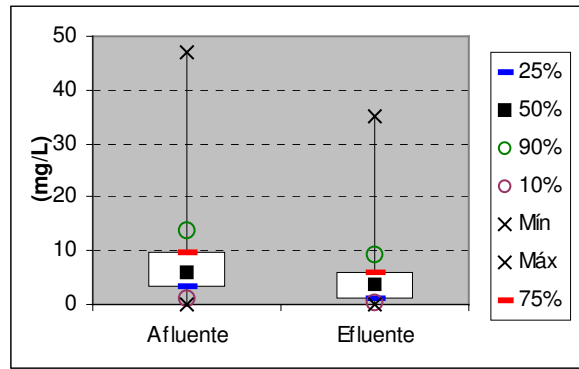


FIGURA 6.61: Óleos e Graxas – Box Plot

O desempenho da estação, com a aplicação da FAD, para a remoção dos óleos e graxas ficou muito abaixo dos valores comumente referendados em literatura e da meta proposta pelo projeto, pois, pelos resultados obtidos e apresentados nas figuras 6.62, e 6.63, observa-se que as eficiências variaram numa faixa muito ampla, de valores negativos a positivos, com coeficiente de variação muito alto (2,1) e uma média muito baixa de 27 % . Dessa forma, conforme os resultados estatísticos apresentados na Figura 6.64, o atendimento à meta de eficiência de 80 % prevista no projeto foi de apenas 18,5 %, e ao padrão da legislação para o corpo receptor de somente 10,2 % das amostras.

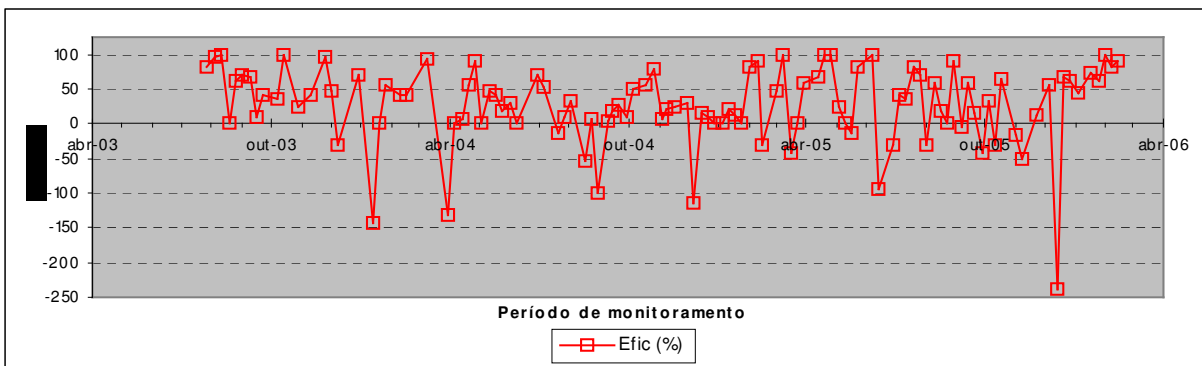


FIGURA 6.62: Óleos e Graxas – Séries Temporais Eficiência

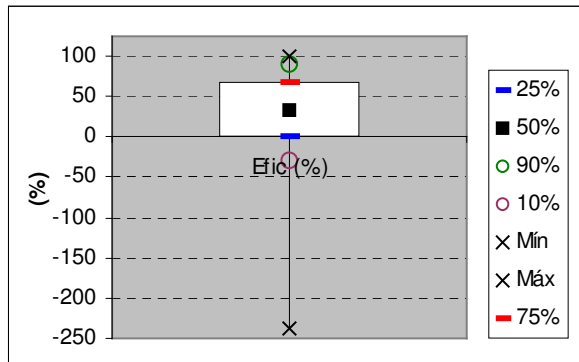


FIGURA 6.63: Óleos e Graxas – Box Plot

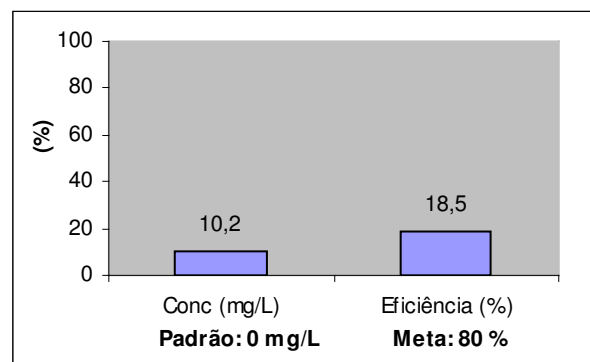


FIGURA 6.64: Óleos e Graxas – Atendimento Padrão e Meta

6.3.10. Elementos-traço

Os elementos-traço são substâncias químicas que ocorrem na natureza, de um modo geral em pequenas concentrações (à exceção quando ocorrem em jazidas), da ordem de partes por bilhão (ppb) a partes por milhão (ppm). São também caracterizadas como micronutrientes inorgânicos comumente enquadrados no grupo dos metais pesados, enquadramento este considerado por muitos pesquisadores como não sendo o mais adequado. Dentre esses elementos destacam-se aqueles essenciais aos seres vivos, que exercem, em pequenas concentrações, importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, como o Fe, Mg, Mn, Cr, Zn e o Cu, embora possam ser tóxicos em concentrações elevadas, e aqueles que não têm função biológica conhecida e são cumulativos e tóxicos aos organismos vegetais e animais como o Hg, Pb, Cd, Ag, Ni, Sn e Al.

Na bacia da Pampulha, até pouco tempo, vários elementos tóxicos como chumbo, cádmio, zinco e mercúrio apareciam frequentemente nas análises de água dos córregos, em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela legislação para a classe 2, segundo os resultados dos monitoramentos anuais realizados pelo Instituto de Ciências Biológicas da UFMG, através de convênios firmados entre a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Belo Horizonte e a Fundação de Desenvolvimento e Pesquisa (Fundep). Nos últimos anos, com a implementação do PROPAM, que tem entre suas ações a ampliação da coleta e interceptação dos esgotos e o controle das fontes de poluição industrial, e, ainda, com a adoção, por parte das indústrias, de políticas de gestão ambiental visando à certificação da ISO 14.000, as concentrações desses elementos nas águas dos córregos tiveram uma redução significativa, conforme resultados dos monitoramentos realizados pela COPASA em convênio com o PROPAM

De acordo com o atual monitoramento da qualidade da água dos córregos, cujos dados são utilizados neste trabalho, somente o ferro e o alumínio foram encontrados em concentrações acima dos limites de detecção dos métodos de análise, os demais não foram detectados. Desta forma, somente será possível fazer a avaliação de desempenho da ETAF para esses dois elementos.

6.3.10.1. Alumínio

Na atmosfera, o alumínio é um dos principais constituintes de um grande número de componentes, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão e de emissões de determinados tipos de indústrias. Nos solos é comumente encontrado nas argilas, nos mantos de intemperismo de rochas como a bauxita e certos tipos de xistos. Na água, o alumínio existente é normalmente complexado com outros elementos, na presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes, e sua solubilidade depende da temperatura e do pH, sendo esta mais baixa em pH entre 5,5 e 6,0.

O transporte do alumínio para os cursos d'água depende das chuvas, ocorrendo em maior ou menor intensidade de acordo com as características da bacia de drenagem, como a geomorfologia, o uso e a ocupação do solo e a existência de erosões, podendo ocorrer também através do lançamento de efluentes líquidos industriais. Desta forma, o aumento das concentrações de alumínio em um curso d'água está sempre associado com o período de chuvas e com a elevação da turbidez.

Embora o alumínio se enquadre como o terceiro elemento mais abundante da crosta terrestre, nas águas naturais apresenta-se, na maior parte das vezes em concentrações negligenciáveis, à exceção em águas com pH baixo que tenham tido contato com rochas ou solos muito solúveis (bauxitas e xistos). Dentre os problemas que podem ser provocados pela presença de alumínio nas águas de abastecimento, destacam-se as incrustações nas tubulações de caldeiras (Aguirre Jr., 2003). Segundo Silva *et al.* (2001), em concentrações elevadas na água o alumínio pode provocar efeitos negativos sobre a saúde do homem, principalmente sobre os sistemas nervoso (doenças de Alzheimer e Parkinson) e ósseo (osteomalácia). Nos ecossistemas aquáticos o alumínio em altas concentrações se torna tóxico às plantas e aos animais.

Na legislação brasileira, especificamente na resolução do CONAMA 357/2005, o limite máximo estabelecido para a concentração de alumínio em cursos d'água de classe 2 é de 0,10 mg/L. Para a água potável, a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde estabelece o limite máximo para esse elemento é de 0,2 mg/L.

Pelos resultados do monitoramento apresentados nas figuras 6.65, 6.66, observa-se que em 50% das amostras (28 amostras) do afluente à ETAF as concentrações de alumínio não foram detectadas, isto é, ficaram abaixo do valor de detecção do método de análise, de 0,20 mg/L. Assim sendo, para efeito dos estudos estatísticos de eficiência da estação estes valores não

serão computados. No caso do efluente tratado, o número de amostras com as concentrações inferiores ao valor de detecção foi muito maior, 92% (44 amostras). No entanto, para os estudos estatísticos de eficiência da ETAF, estes valores do efluente tratado não serão excluídos, donde se conclui que os resultados reais de eficiência da ETAF podem ser analisados como sendo sempre superiores aos resultados encontrados nos estudos.

Adotando-se a metodologia justificada anteriormente, os resultados da análise estatística passam a ser os apresentados na Tabela 6.13, e nas figuras 6.67, 6.68 e 6.69, podendo-se observar que as concentrações de alumínio no afluente variaram de 0,20 a 1,48 mg/L, com uma média de 0,51 mg/L e que a eficiência da FAD para a remoção deste parâmetro variou de -30 a 86 %, com média de 38,5 % e, ainda, que em 50% do tempo as eficiências ficaram entre 13,0 e 66,3%. Considerando que as concentrações no efluente tratado podem estar abaixo do limite de detecção, a eficiência efetiva da FAD é superior esses valores.

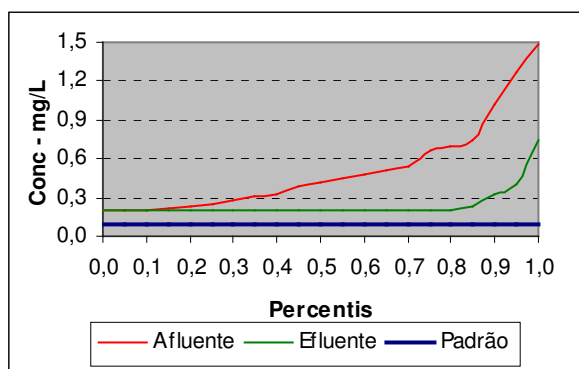


FIGURA 6.65: Alumínio – Distribuição de Frequência

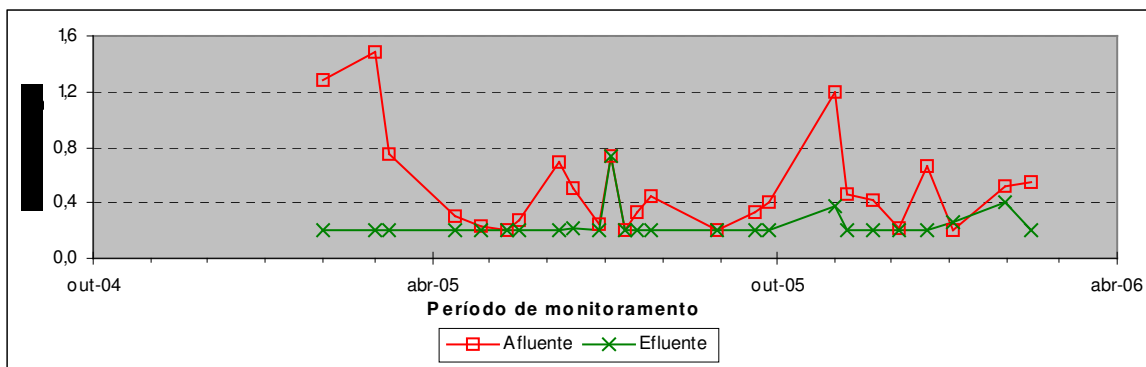


FIGURA 6.66: Alumínio – Séries Temporais

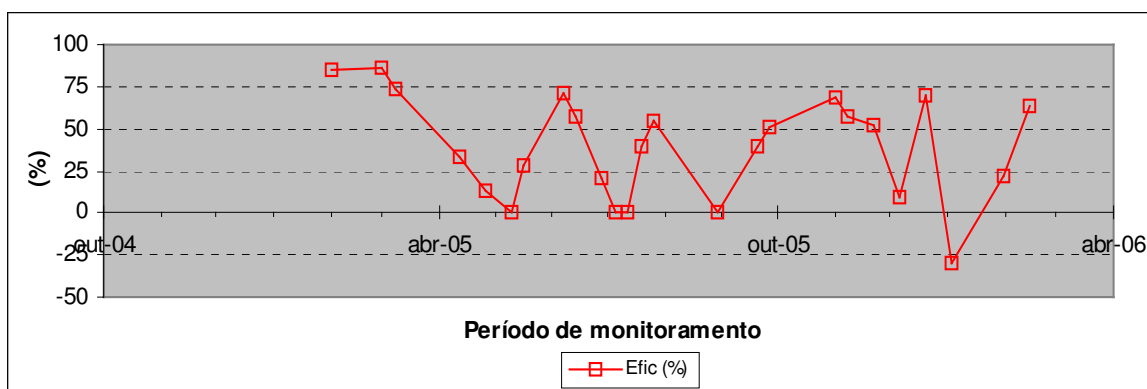


FIGURA 6.67: Alumínio – Séries Temporais Eficiência

TABELA 6.13: Estatística Descritiva do Alumínio

Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Mínima	mg/L	0,20	0,20	-30
Máxima	mg/L	1,48	0,74	87
Média	mg/L	0,51	0,24	39
Mediana	mg/L	0,42	0,20	39
Coefficiente de Variação	-	0,69	0,49	0,8
Desvio Padrão	-	0,35	0,12	31
Percentil 25%	%	0,25	0,20	13
Percentil 75%	%	0,66	0,20	64
Alumínio Padrão Classe 2	mg/L	0,1		
Atendimento ao Padrão	%	-		

Notas: 1) Limite de detecção do método de análise = 0,20 mg/L.

2) Os dados do efluente tratado com concentrações inferiores a esse limite foram incluídos nesta

análise estatística como sendo o próprio limite (0,20 mg/L) e os do afluente foram excluídos.

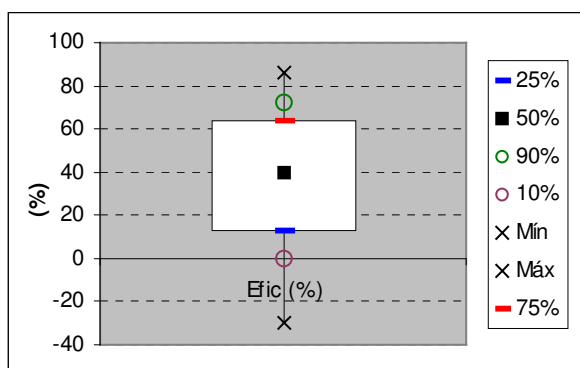


FIGURA 6.68: Alumínio – Box Plot

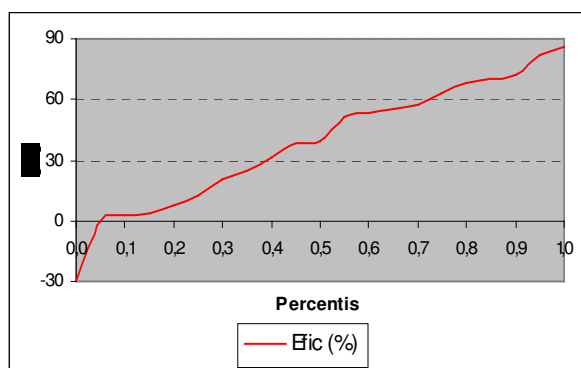


FIGURA 6.69: Alumínio – Distribuição de Frequência Eficiência

Embora no projeto da estação não tenha sido proposta nenhuma meta para a remoção de elementos-traço, como o alumínio, pode-se concluir que a FAD com a tecnologia “FLOTFLUX” obteve uma boa performance para esse metal.

Quanto à verificação do atendimento ao padrão do córrego (classe 2) de 0,1 mg/L, esta não é possível de ser realizada, tendo em vista ser este valor inferior ao limite de detecção do método de análise.

6.3.10.2. Ferro Solúvel

Os óxidos e hidróxidos de ferro são abundantes na natureza em rochas e solos na forma insolúvel, podendo em águas com ausência de oxigênio dissolvido e presença de gás carbônico apresentar-se na forma solúvel. Esta condição se verifica em lençóis subterrâneos e em águas superficiais poluídas, nestas últimas em função da decomposição da matéria orgânica pelas bactérias que consomem o oxigênio e liberam o gás carbônico. Esse processo de dissolução do ferro pelo gás carbônico na água ocorre com a reação química que resulta na formação do carbonato ferroso.

Da mesma forma que ocorre com o alumínio, o aporte de ferro para as águas superficiais depende das características da bacia de drenagem e acontece com maior intensidade nas estações chuvosas, devido ao carreamento de solos de áreas sem cobertura vegetal e ou com processos erosivos. Outra fonte importante de ferro se deve ao lançamento de efluentes de minerações (lavagem de minérios), de indústrias metalúrgicas (decapagens) e siderúrgicas (águas de lavagens de gases, de resfriamento, etc.).

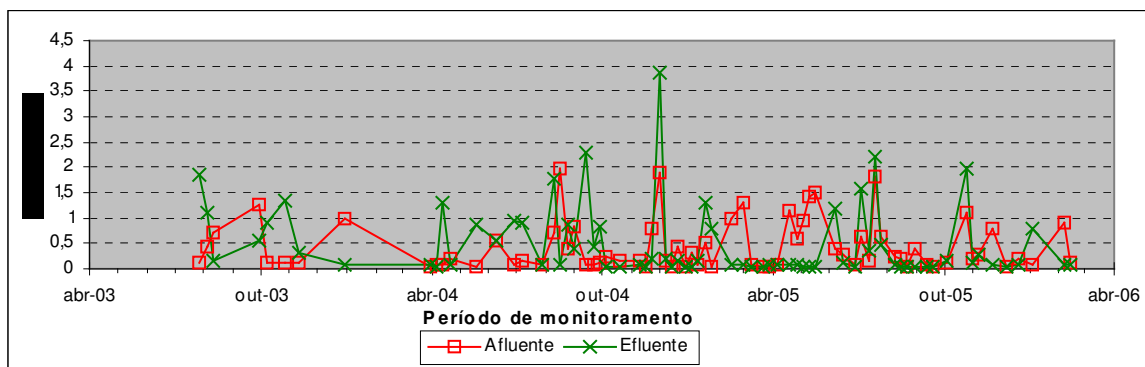
Nas estações de tratamento de água, que utilizam coagulantes a base de ferro, as concentrações deste elemento são elevadas, exigindo para sua redução e atendimento aos padrões de potabilidade o posterior emprego de filtros. As águas de lavagens dos filtros também são fontes de ferro para os córregos.

O ferro, apesar de não se constituir em um elemento potencialmente tóxico, acarreta diversos problemas para o abastecimento público, pois confere cor e sabor à água, além de provocar o desenvolvimento de ferrobactérias e depósitos nas canalizações, implicando em entupimentos e contaminação biológica na própria rede de distribuição.

Pela legislação brasileira de classificação das águas, a resolução do CONAMA 357/2005, o limite estabelecido para o ferro solúvel em águas doces de classe 2 é de 0,3 mg/L.

Na bacia da Pampulha, como era de se esperar, as concentrações de ferro encontradas nos córregos foram muito baixas, pois os solos da região são predominantemente compostos por argilas e silte-argilosos e arenosos, solos estes com baixo ou nenhum teor de ferro. Além disto, nessa bacia os lançamentos de efluentes de indústrias metalúrgicas e siderúrgicas estão sendo equacionados com tratamentos próprios e com a ampliação da rede coletora.

Finalmente, cabe ressaltar que a ETAF utiliza como coagulante o cloreto férrico, passando então a ser uma fonte desse elemento para os córregos. Isto pode ser observado pelos resultados do monitoramento apresentados nas figuras 6.70, 6.71, 6.72 e 6.73.



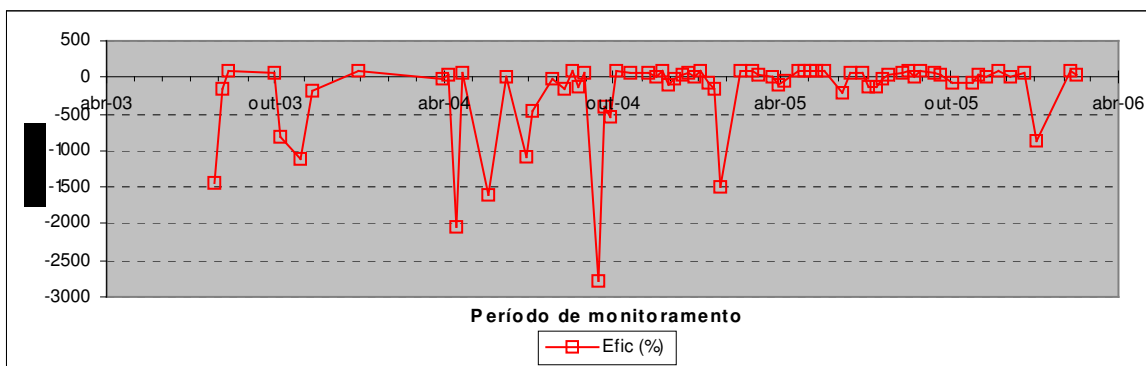


FIGURA 6.71: Ferro – Séries Temporais Eficiência

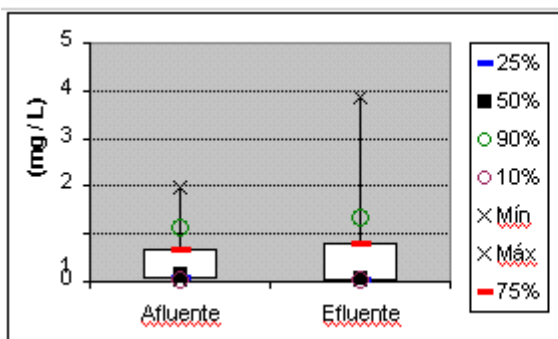


FIGURA 6.72: Ferro - Concentrações

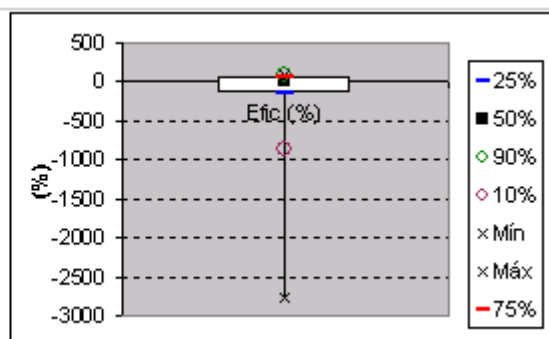


FIGURA 6.73: Ferro - Eficiência

Devido a isto, conforme pode ser observado na Tabela 6.14, as concentrações de ferro nos córregos afluentes a ETAF são mais baixas, variando de 0,039 a 1,96 mg/L, com uma média de 0,43 mg/L e no efluente tratado de 0,039 a 3,85 mg/L, com uma média de 0,49 mg/L, resultando em um acréscimo médio (eficiência média negativa) de 195 %. Esses valores são superiores ao limite fixado pela Resolução 357/05 do CONAMA para o padrão de classe 2, de 0,3 mg/L, mostrando que a estação não atende a esse padrão. Com esses resultados observa-se que o emprego da FAD, com a utilização do cloreto férrico na coagulação, não é capaz de remover por si só o residual de ferro complexado ou não à matéria orgânica.

TABELA 6.14: Resumo da Estatística de Ferro

Estatística / Concentrações	Unid.	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Mínima	mg/L	0,039	0,039	-2775
Máxima	mg/L	1,96	3,85	97
Média	mg/L	0,43	0,49	-195
Mediana	mg/L	0,18	0,10	0,0
Coef. Variação	-	1,15	1,46	-2,8
Desvio Padrão	-	0,49	0,715	543
Percentil 25%	%	0,08	0,048	-140
Percentil 75%	%	0,66	0,81	73

6.3.11. Coliformes Totais e Termotolerantes

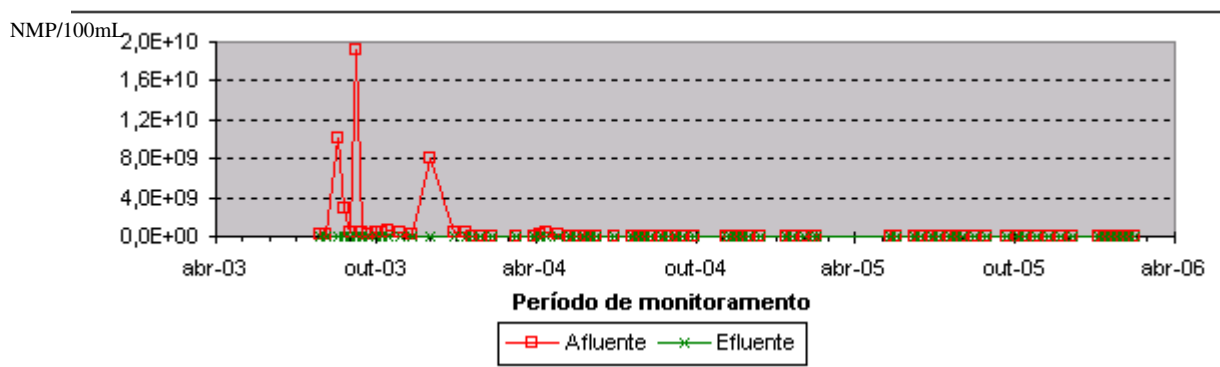
A presença de coliformes nas águas é um indicador da possível existência de contaminação fecal e, portanto, da potencialidade da presença de organismos patogênicos transmissores de doenças. Tendo em vista as dificuldades de se isolar os organismos patogênicos na água, tem-se utilizado para esse indicador a presença das bactérias do grupo coliformes fecais, recentemente nomeado para coliformes termotolerantes, que compreende predominantemente o gênero *Escherichia* e, em menor grau, espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter* (WHO, 1993, apud von Sperling, 2005). Mesmo assim, o gênero *Escherichia* é o único exclusivo do trato intestinal humano e de outros animais, e, portanto, o melhor indicador da contaminação fecal (von Sperling, 2005). Ainda segundo von Sperling, o grupo dos coliformes totais não deve ser utilizado como indicador de contaminação fecal em águas superficiais por compreender as bactérias de vida livre e não intestinal.

Recentemente, a legislação brasileira incluiu a *Escherichia coli* como indicador efetivo de contaminação fecal, primeiramente para o padrão de balneabilidade, através da Resolução CONAMA 274/2000, e em seguida para o enquadramento das águas, através da promulgação da Resolução CONAMA 357/2005, que substituiu a Resolução 020/1986.

Nas águas superficiais da bacia da Pampulha, a principal fonte de coliformes termotolerantes se encontra nos esgotos sanitários que ainda são lançados “in natura” nos cursos d’água.

Na legislação brasileira, especificamente nas Resoluções do CONAMA 357/2005 e 274/2000, que tratam da classificação e do padrão de balneabilidade das águas, respectivamente, o parâmetro coliformes termotolerantes é considerado como indicador de contaminação e, portanto, possui sua contagem limitada. Para as águas doces de classe 2, classificação dos córregos da bacia da Pampulha, este limite é fixado em 1.000 coliformes termotolerantes por 100mL de água.

Pelos resultados do monitoramento dos córregos Ressaca e Sarandi afluentes à estação em análise, apresentados na tabela 6.15 e na Figura 6.74, observa-se que as concentrações de coliformes termotolerantes atingem valores bastante elevados, muito próximos dos valores normalmente encontrados em esgotos brutos, de 10^{10} NMP/100mL, com média geométrica de 10^6 NMP/100mL.



A eficiência da FAD na remoção de coliformes termotolerantes, conforme pode ser observado na tabela 6.15 e na Figura 6.75, embora seja alta em valor absoluto, não é suficiente para atender ao padrão de classe 2 (10^3 NMP/ 100mL) e nem a meta prevista no projeto (99%), o que ocorreu em somente cerca de 50 % do tempo.

TABELA 6.15: Resumo da Estatística de Coliformes

Estatística / Concentrações	Unid.	COLIFORMES TERMOTOLERANTES			
		Afluente	Efluente	Efic.(%)	Efic. (Unid. log removidas)
Mínima	NMP/100mL	1,2E+04	1,7E+03	-16,67	-0,08
Máxima	NMP/100mL	1,9E+10	1,6E+07	99,99	4,00
Média	NMP/100mL	6,1E+08	6,9E+05	91,53	1,07
Mediana	NMP/100mL	3,7E+06	4,4E+04	99,00	2,00
Média Geométrica	NMP /100ml	7,2E+06	5,8E+04	93,88	1,21
Coef. Variação	-	4,3	3,8	0,24	0,29
Desvio Padrão	-	2,6E+09	2,7E+06	21,68	0,11
Percentil 25%	%	1,2E+06	2,0E+04	95,97	1,39
Percentil 75%	%	1,0E+08	1,6E+05	99,91	3,04
Meta de Eficiência ETAF	%	99,00			
Atendimento Meta	%	50,7			
Padrão Classe 2	NMP /100mL	1,0E+03			
Atendimento Padrão	%	0			

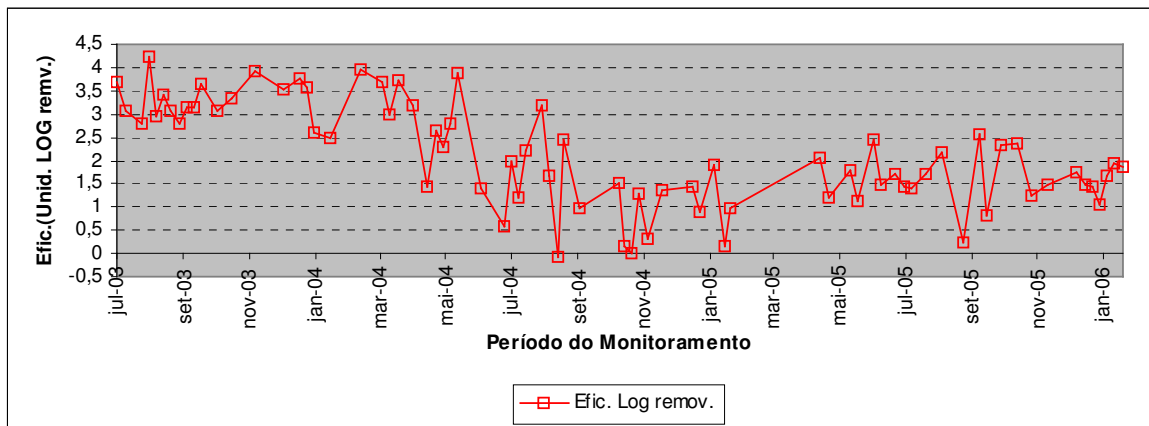


FIGURA 6.75: Coliformes Termotolerantes – Séries Temporais Eficiência

6.4. Caracterização e destinação final do lodo

O lodo gerado nas estações de tratamento de água e de esgotos corresponde a uma parcela dos subprodutos sólidos normalmente retirada dos decantadores e ou flotores, unidades estas responsáveis pela separação dos sólidos da fase líquida. Dependendo do nível de tratamento e

da unidade de origem, esse lodo é caracterizado como primário ou secundário, e/ou lodo químico, neste caso quando se emprega uma etapa físico-química para o processo de coagulação / floculação.

Por se originar de um processo físico-químico, o lodo produzido na ETAF é do tipo químico. Este lodo, conforme visto anteriormente, é retirado do tanque de flotação e bombeado para o interceptor de esgotos da margem direita da lagoa da Pampulha, através do qual é encaminhado até a estação de tratamento de esgotos do ribeirão do Onça, onde é tratado junto com os esgotos nos reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB).

A caracterização do lodo da ETAF foi feita através da análise de 09 amostras coletadas a cada duas semanas nos meses de maio a setembro, cujos resultados são apresentados na Tabela 6.16. O tratamento estatístico desses resultados é apresentado na Tabela 6.17.

TABELA 6.16 – Características do lodo da ETAF										
Parâmetro / Data	Unid.	23/5/2006	6/6/2006	20/6/2006	4/7/2006	16/8/2006	29/8/2006	5/9/2006	11/9/2006	26/9/2006
pH	-	-	-	-	-				6,6	4,3
DBO	mg/L	278	927	122	1.720	2.955	3.933	3.674	18.018	984
DQO	mg/L	2.248	9.496	1.223	2.375	8.768	20.535	6.308	46.722	2477
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	1650	500	415	650	-	-	-	-	-
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	428	49	337	85	364	577	206	626	481
Nitratos	mg/L	-	15,4	11,1	5,3	0,2	3,3	1,5	0,2	24,5
SST	mg/L	40.608	32.408	32.962	23.232	25.683	15.670	52.993	35.573	29.487
SSF	mg/L	18.420	17.492	16.612	4.444	24.512	9.019	29.681	16.964	17.422
SSV	mg/L	22.188	14.916	16.350	18.788	1.171	6.651	23.312	18.609	12.065
ST	mg/L	46.290	32.428	33.630	23.826	26.248	43.618	57.698	35.742	30.266
Cobre	mg/L	0,11	0,02	0,01	1,13	10,07	0,14	3,50	6,24	-
Zinco	mg/L	0,47	0,18	0,03	1,39	59,30	1,42	23,6	120,3	-
Alumínio Total	mg/L	-	-	-	-	445	260	440	445	-
Ferro Solúvel	mg/L	26	39	19	16	19	95	708	13	-
Fósforo Total	mg/L	1,1	1,5	19,0	13,5	7,4	7,9	17,6	37,7	20,2
Sulfatos	mg/L	67	47	29	5	24	76	83	20	14
Óleos e Graxas	mg/L	1255	635	116	329	84	90	1144	89	18
E. coli	NMP/100ml	2,9E+08	1,4E+08	1,2E+08	3,3E+08	8,0E+07	2,9E+08	6,3E+06	4,0E+07	1,40E+08
Coliformes Totais	NMP/100ml	1,6E+09	4,1E+08	3,7E+08	1,2E+09	6,7E+08	1,2E+09	5,3E+07	2,7E+08	5,5E+08

TABELA 6.17: Tratamento estatístico dos dados do lodo

Parâmetro / Concentrações	Unidade	Média	Mediana	Desvio Padrão	Percentil 25%	Percentil 75%	Coef. de Variação
pH	-	5,5	5,4	1,6	4,9	6,0	0,30
DBO	mg/L	3.623	602	728	239	1.125	0,20
DQO	mg/L	11.128	2.311	3.809	1.991	4.155	0,34
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	804	575	572	479	900	0,71
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	350	211	186	76	360	0,53
Nitratos	mg/L	7,7	4,3	8,7	1,1	12,2	1,13
SST	mg/L	32.068	32.685	7.111	30.114	34.873	0,22
SSF	mg/L	17.174	17.052	6.574	13.570	17.724	0,38
SSV	mg/L	14.894	17.569	3.182	15.991	19.638	0,21
ST	mg/L	36.638	33.630	10.756	30.266	43.618	0,29
Cobre	mg/L	2,7	0,06	0,54	0,02	0,37	0,20
Zinco	mg/L	26	1,4	43	0,4	32	1,68
Alumínio Total	mg/L	397	442	92	395	445	0,23
Ferro Solúvel	mg/L	117	22	240	18	53	2,06
Fósforo Total	mg/L	14	13	11	7	19	0,81
Óleos e Graxas	mg/L	417	116	482	89	635	1,2
<i>E. coli</i>	NMP/100ml	1,6E+08	1,4E+08	1,2E+08	8,0E+07	2,9E+08	0,73
Colif. Totais	NMP/100ml	7,0E+08	5,5E+08	5,2E+08	3,7E+08	1,2E+09	0,73

Como subsídio para a análise dos resultados da caracterização do lodo da ETAF, apresentam-se na Tabela 6.18 as características comumente encontradas nos lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários.

TABELA 6.18 – Características do lodo de estações de tratamento de esgotos sanitários

Parâmetro / Concentração	Unidade	Faixa de Variação (1)	Valor Típico (1)	Faixa de Variação (2)	Valor Típico (2)	Valor Típico (3)	Valor Típico ETE Arrudas(4)	Valores Médios Lodo ETAF
pH	-	5,0 - 8,0	6,0	-	-			5,5
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	500 -1500	600	-	-			804
Nitrogênio	% ST	1,5 – 6,0	4,0	0,5 – 17,6	3,9			0,99
Cobre	% ST	-	-	0,0084 – 1,04	0,12	0,05		0,0076
Zinco	% ST	-	-	0,01 – 2,78	0,28	0,04		0,07
Alumínio Total	% ST	-	-	0,1 – 13,5	1,2	4,3		1,12
Ferro Solúvel	% ST	2,0 – 4,0	2,5	0,1 – 15,3	1,3	6,0		0,33
Fósforo Total	% ST	0,8 – 3,0	2,0	0,1 – 14,3	3,3	1,5		0,04
ST	%	2,0 – 8,0	5,0	5,0 – 7,0	-		2,7	3,6
STV / ST	%	60 - 80	65	-	-		77	42
Óleos e Graxas	% ST	6,0 – 30,0	-	8,5	0,68		-	1,2

Fontes: (1) Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) / Lodo primário; (2) EPA (1983) / Lodo misto; (3) Arceivala (1981) e (4) COPASA (2004) / Lodo misto adensado

Analisando-se os dados da Tabela 6.18, observa-se que as características do lodo gerado na ETAF são bastante similares às características dos lodos de estações de tratamento de esgotos. Porém, pelo fato de ser um lodo oriundo do tratamento de um curso d'água, a fração inorgânica é significativamente maior do que a orgânica, como demonstra a relação sólidos voláteis / sólidos totais de 42 %, bem inferior ao valor médio de 77% verificado na ETE-Arrudas e ao valor típico de 65 % para o lodo de ETEs pesquisadas por Metcalf & Eddy (1991). As concentrações médias de nitrogênio e fósforo são também relativamente mais baixas, como pode ser observado pelos percentuais relativos aos sólidos totais, de 0,99 e 0,04%, frente aos outros valores de referência apresentados na tabela.

Os resultados encontrados para a relação STV/ST indicam um lodo bem estabilizado, porém com alto teor de umidade, o que indicaria a necessidade de desidratação caso esse lodo fosse encaminhado para uma destinação final em aterro sanitário. Como esse lodo está sendo encaminhado para a ETE-Onça, não há necessidade de desidratação.

Neste caso, é importante ressaltar que a vazão máxima de lodo bombeada da ETAF para o interceptor de esgotos, conforme projeto, é de 200 m³/dia, o que corresponde a uma vazão média de lodo de 2,3 L/s, cuja relação Qlodo/Qesgotos é de cerca de 0,25 %, considerando a vazão de início de plano da ETE-Onça de 1000 L/s, segundo os dados do projeto.

Considerando que a capacidade dos reatores é definida pela carga hidráulica, e portanto limitada por esta, e que essa relação é ínfima, essa medida não deverá implicar em nenhum impacto operacional na ETE-Onça.

A alcalinidade e o pH do lodo da ETAF ficaram dentro dos limites típicos de lodos de esgotos sanitários, com valores médios de 804 mg CaCO₃/L e 5,5, respectivamente.

Segundo von Sperling (2005), a concentração de sólidos de um lodo é expressa em forma de sólidos secos, e equivalente à dos sólidos totais (ST), que é, neste caso, bem próxima à dos sólidos em suspensão (SST), constatação esta que pode ser observada na Tabela 6.18. Para o lodo da ETAF a concentração de sólidos secos registrou uma média de 3,6 % , aproximando-se do valor típico de 5,0 % e do valor médio encontrado na ETE-Arrudas de 2,7% para o lodo primário (COPASA, 2004).

É interessante ressaltar que as concentrações de elementos-traço (metais pesados), especificamente de cobre, zinco, alumínio e ferro, pois os demais elementos como o mercúrio, cádmio, chumbo, prata, níquel, estanho e cromo não foram detectados no monitoramento, ficaram bem abaixo das concentrações normalmente encontradas para lodos de tratamento de esgotos. Como pode ser observado na Tabela 6.18, os percentuais em relação aos sólidos totais, para o cobre de 0,0076, para o zinco de 0,07, para o alumínio de 1,12 e para o ferro de 0,33, foram inferiores aos valores típicos encontrados por Arceivala (1981) e EPA (1983), para lodos de estações de tratamento de esgotos.

A presença de elementos-traço tóxicos nos cursos d'água e nos esgotos é sempre um problema. Esses, além de exigirem processos mais sofisticados, no caso da água, e de

poderem até inibir o processo biológico, no caso dos esgotos, quando são removidos permanecem concentrados no lodo, inviabilizando a sua utilização como fertilizante e tornando mais complexa a sua disposição final.

Segundo Arceivala (1981), a presença de elementos-traço tóxicos em pequenas concentrações não afeta o tratamento biológico, embora possa provocar conseqüências para os solos e plantas, pelo seu efeito cumulativo, quando os lodos são dispostos inadequadamente ou utilizados na agricultura. Especificamente sobre o cobre e o zinco que aparecem no lodo da ETAF, Arceivala (1981), em sua pesquisa sobre as características de esgotos afluentes a estações de tratamento de esgotos existentes em Tóquio no Japão, encontrou concentrações de 1,75 e 4,6 mg/L, respectivamente.

As concentrações médias desses elementos (cobre e zinco) no lodo da ETAF (Tabela 6.17) são de 2,7 e 25,8 mg/L, respectivamente.

Para avaliar a possibilidade de efeitos tóxicos desses elementos no processo anaeróbico da estação de tratamento de esgotos do ribeirão do Onça, deve-se levar em consideração a diluição dos mesmos. Neste caso, considerando a vazão média máxima de lodo bombeada da ETAF para o interceptor de esgotos, conforme visto anteriormente, de 2,3 L/s e que a vazão média de esgotos afluente à ETE – Onça em início de operação (2007) é estimada em 1000 L/s, a diluição do lodo será, na pior das hipóteses, da ordem de 500 vezes.

Essa diluição reduzirá as concentrações de cobre e de zinco a valores da ordem de 0,005 e 0,05 mg/L, respectivamente, muito inferiores às normalmente encontrados nos esgotos, e que não causam nenhum problema para o tratamento biológico, conforme constatado por Arceivala (1981).

Por outro lado, analisando a concentração desses metais nos esgotos afluentes à ETE-Arrudas, especificamente para o cobre e o zinco, que foram objeto da pesquisa realizada por Arceivala (1981) nas estações de tratamento de esgotos do Japão, conclui-se que as concentrações médias, (Tabela 6.19) para o cobre de 0,04 mg/L e para o zinco de 0,71 mg/L, são inferiores aos valores encontrados no Japão e muito superiores aos estimados para a ETE-Onça, que, também, não têm causado nenhum problema operacional para o sistema de lodos ativados da ETE-Arrudas e nem para os reatores anaeróbios da ETE-Piloto existente no local.

TABELA 6.19: Concentrações médias de elementos-traço no afluente da ETE-Arrudas

Parâmetros	Concentração Média (mg/L)
Cobre	0,04
Zinco	0,71
Alumínio	0,65
Ferro Total	1,85

Fonte: COPASA – Relatórios de monitoramento de 2006.

6.5. Considerações sobre os resultados da ETAF-Pampulha em relação aos das estações dos parques Ibirapuera e Aclimação em São Paulo

O desempenho das estações instaladas na cidade de São Paulo, para proteção dos lagos do Parque Ibirapuera e Aclimação, com a tecnologia FLOTFLUX[®], segundo os resultados dos monitoramentos realizados e apresentados na Tabela 6.20, foi, pelas eficiências médias alcançadas, melhor do que o desempenho da ETAF-Pampulha.

Como pode-se observar nessa tabela, somente as eficiências médias de remoção para a DBO e para a DQO da ETAF-Pampulha atingiram as metas do projeto e foram um pouco superiores às da ETAF- Ibirapuera, porém inferiores às da ETAF-Aclimação. As eficiências de remoção para os demais parâmetros, além de não atenderem às metas do projeto, ficaram muito aquém das alcançadas pelas ETAFs de São Paulo, com os piores resultados para o nitrogênio orgânico e o amoniacal e para óleos e graxas.

TABELA 6.20: Resultado de eficiência da ETAF – Pampulha e das estações dos Parques Ibirapuera e Aclimação

ETAF – Pampulha							ETAFs – São Paulo (1)	
Parâmetro	Unid.	Concentração Média (mg/L)			Eficiência Média (%)		Eficiência Média (%)	
		Afluente	Efluente	Limite Classe 2	Meta Projeto	Efetiva	Ibirapuera*	Aclimação**
Turbidez	unT	36,2	8,4	100	92	72	92	93
DBO	mg/L	29,5	7,6	5	70	71	62	80
DQO	mg/L	66,9	24,5	-	65	65	64	79
SST	mg/L	76,1	13,8	-	92	70	92	93
Ssed	m/L	1,4	0,1	500	-	68	-	99
PT	mg/L	1,34	0,31	0,05	95	74	97	97
PS	mg/L	0,93	0,22	-	97	70	-	-
NA	mg/L	13,5	11,1	3,7	20	8	-	32
NO	mg/L	3,0	2,5	-	50	-4	-	65
Óleos e Graxas	m/L	7,8	4,4	Virtualmente ausentes	80	27	-	86
Coliformes Termotol.	NMP/100mL	7,19E+06	5,77E+04	1000	99	94	99	99
OD	mg/L	4,8	5,2	5	-	2,9		

(1) Fonte: DT Engenharia S/C - * Período: Jan. / 2001 (CETESB) - ** Período: Jan. a Jun. / 2001 (SABESP).

Embora não se possa fazer uma análise mais consistente entre os resultados da ETAF-Pampulha e os das estações de São Paulo, somente com os dados de eficiências médias dessas últimas, sem conhecer as suas condições operacionais, o não atendimento às metas da ETAF-Pampulha, pode, preliminarmente, ser atribuído a algumas condições operacionais a seguir comentadas.

Um dos fatores que podem ter influenciado na ocorrência de eficiências abaixo das metas previstas pelo projeto da estação pode ser a grande flutuação das vazões de entrada, bem como a sua larga faixa de variação e, ainda, com grande frequência e permanência de vazões muito baixas.

A vazão média afluente à estação foi de 451 L/s, e em cerca de 25 % do tempo as vazões foram inferiores a 360 L/s. Isto fez com que os tempos de detenção no floculador e no flotador ficassem muito elevados, com valores de até 60 e 70 minutos, respectivamente, valores esses muito superiores aos fixados pelo projeto, de 15 e 18 minutos, e também superiores às faixas recomendadas pela literatura, de 10 minutos para a floculação e de 20 minutos para a flotação (Dick, 1972, Ramalho, 1977 e Di Bernardo, 1993).

Esses elevados tempos de detenção influíram nas taxas de aplicação superficial do flotador, que ficaram muito baixas, com valores de até 31 m³/m².dia, com média de 72 e máximo de

112 m³/m².dia, valores esses inferiores ao valor de projeto de 120 m³/m².dia e fora da faixa recomendada pela literatura de 100 a 300 m³/m².dia (Di Bernardo, 1993).

A ocorrência de tempos de detenção elevados e fora das especificações do projeto na fase de coagulação e floculação pode prejudicar a formação de flocos consistentes que possibilitem uma boa flotação.

Por outro lado, o excessivo tempo de detenção no tanque de flotação pode ter propiciado a sedimentação dos flocos e a sua conseqüente perda para o efluente tratado. Essa situação pode, também, ter sido agravada pela forma como é feita a remoção do lodo flotado, que ocorre com arraste manual e em intervalos de tempo variáveis de acordo com a observação dos operadores, já que a ETAF-Pampulha não conta com raspador de lodo mecanizado e de funcionamento automático.

6.6. Considerações sobre os resultados ambientais obtidos com a operação da ETAF-Pampulha na Represa da Pampulha

Embora a estação tenha iniciado sua operação em janeiro de 2003, esta pesquisa somente considerou os dados do monitoramento realizado a partir de julho de 2003, pois esses seis primeiros meses foram dedicados aos acertos operacionais iniciais. Assim sendo, a coleta dos dados iniciou em julho de 2003 e finalizou em fevereiro de 2006, abrangendo um período de aproximadamente dois anos e meio.

Nesse período, outras intervenções do Programa de Recuperação da Bacia da Pampulha estavam sendo executadas, cabendo destaque para a dragagem dos sedimentos da represa, que, pela sua forma de execução, exigiu o rebaixamento do nível d'água, em cerca de 2,5 m, nos anos de 2004 e 2005 durante os meses de abril a setembro. Esse tipo de intervenção, pela sua própria natureza, implica em impactos significativos em um meio hídrico, principalmente, em se tratando de um ambiente lântico, quando modifica todas as condições que influem no metabolismo em curso. Dessa forma, foi quebrada a série histórica do monitoramento realizado mensalmente para avaliar e acompanhar a evolução da qualidade de água da represa, não só ao longo do período da realização desta pesquisa, mas também em relação aos anos anteriores.

Diante disso, tornou-se inviável a realização de uma análise comparativa da qualidade da água da represa da Pampulha, antes e depois da operação da ETAF, com o objetivo de verificar os impactos ambientais positivos que certamente seriam observados, se as condições desse ambiente não tivessem sofrido mudanças tão significativas.

Mesmo assim, para se ter uma idéia desse impacto, foi feita uma estimativa de (a) carga de poluentes afluente à represa pelas bacias dos córregos Ressaca e Sarandi, com base na vazão média anual desses cursos d'água de 840 L/s (PROPAM, 2000), caso não houvesse a ETAF-Pampulha, e (b) carga removida por esta estação por ano, no período do monitoramento, tomando como base as eficiências de remoção médias diárias e as vazões médias diárias também afluentes à estação, seguindo a metodologia do monitoramento realizado. Esses cálculos foram realizados para os principais poluentes, ou seja: matéria orgânica, nutrientes e alumínio, conforme apresentado na Tabela 6.21.

TABELA 6.21: Cargas geradas nas bacias dos córregos Ressaca e Sarandi e cargas removidas pela ETAF, por ano.

POLUENTES	Carga média anual (toneladas/ano)		% de remoção da carga gerada
	Gerada	Removida	
DBO	795	310	40
DQO	1.775	595	30
Fósforo total	33	15	46
Fósforo solúvel	25	11	44
Nitrogênio orgânico	78	7	9
Nitrogênio amoniacal	351	33	10
Alumínio	12	4	32

Sobre a influência da ETAF na represa da Pampulha, estima-se que a bacia do Ressaca/Sarandi seja responsável por cerca de 70% da carga total de poluentes, em geral, afluente à represa (PROPAM, 2000), portanto, a redução da poluição pela ETAF, correspondente à aplicação de sua eficiência sobre esse percentual para cada parâmetro.

Assim, a carga de DBO total afluente à represa foi removida em cerca de 28% (40 % x 70 %), calculando de forma similar com os resultados da Tabela 6.21, a de DQO foi removida em

21%, a de fósforo total em 32%, a de fósforo solúvel em 31%, a de nitrogênio orgânico em 6%, a de nitrogênio amoniacal em 7% e a de alumínio em 22%.

6.7. Considerações sobre os custos de implantação e operação da ETAF-Pampulha

O custo de implantação da ETAF-Pampulha, incluindo obras civis e aquisição de equipamentos, foi de R\$ 7.305.000,00, o equivalente a US\$ 2,701,000, referente ao ano de 2002.

Segundo informações da empresa DT Engenharia, no ano de 2002, o custo médio para implantação de uma estação com o processo de flotação a ar dissolvido e com a tecnologia FLOTFLUX[®] era de cerca de R\$ 1.000.000,00 por cada 100 L/s de água tratada, o equivalente a US\$ 370,000 por cada 100 L/s de água tratada. Essa estimativa foi confirmada, pois o valor gasto na implantação da ETAF-Pampulha, com capacidade para tratar 750 L/s, correspondeu a cerca de R\$ 974.000,00.

Para se calcular os custos operacionais dessa estação, ao longo desse período de monitoramento, tomaram-se como base os custos anuais fornecidos pela COPASA, conforme apresentados na Tabela 6.22.

TABELA 6.22: Custos operacionais anuais da ETAF-Pampulha						
ESPECIFICAÇÃO DOS GASTOS	CUSTOS ANUAIS (R\$)					
	2004	(%)	2005	(%)	2006	(%)
Produtos Químicos e Materiais de Consumo	789.859,00	66	1.453.631,00	66	2.112.000,00	73
Pessoal	233.191,00	19	387.659,00	18	351.005,00	12
Energia Elétrica	180.982,00	15	362.065,00	16	420.363,00	15
TOTAIS	1.204.032,00	100	2.203.355,00	100	2.883.368,00	100

Conforme pode ser observado na Tabela 6.22, os maiores custos correspondem ao item consumo de produtos químicos e materiais de consumo, o que era de se esperar por se tratar de um processo físico-químico, com auxílio de coagulantes e de polímeros. Nesses três anos, esse custo variou em torno de 70% do custo total de operação.

Em segundo lugar vem custo de energia elétrica, variando em torno de 12 a 19%, muito próximo do custo de pessoal, em torno de 15%.

Com base nesses valores e nos valores médios das vazões afluentes à estação, nos anos 2004, 2005 e 2006, período do monitoramento, os custos operacionais do tratamento são apresentados na Tabela 6.23.

ANO	VAZÃO MÉDIA (L/s)	VAZÃO TRATADA (m ³ /ano)	CUSTO TOTAL (R\$/ano)	CUSTO (R\$/m ³ tratado)
2004	410	12.929.760	1.204.032,00	0,09
2005	440	13.875.840	2.203.355,00	0,16
2006	634	19.993.824	2.883.368,00	0,14
Custo Médio do Tratamento				0,13

Conforme pode ser observado na Tabela 6.23, o custo médio para o tratamento de cursos d'água utilizando a flotação a ar dissolvido com a tecnologia FLOTFLUX[®] foi em média de R\$ 0,13 / m³ tratado, aproximadamente US\$ 0,06 / m³ tratado (Ref.: US\$ 1,00 = R\$ 2,35 - Valor do dólar médio no período 2004 - 2006).

Somente para se ter uma referência do custo operacional desse processo de tratamento, em relação ao processo biológico, foram levantados os custos de operação, no ano de 2006, da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas, também operada pela COPASA e que utiliza o processo de lodos ativados convencional, encontrando um valor de R\$ 0,07/m³ de esgotos tratado, ou seja, aproximadamente a metade do valor gasto com a operação para o processo físico-químico da ETAF-Pampulha.

7. CONCLUSÕES

Pelos resultados deste trabalho, que analisou os resultados do monitoramento da ETAF-Pampulha durante um período de 32 meses, ou seja, cerca de dois anos e meio, pode-se afirmar que o processo de flotação a ar dissolvido, aplicado diretamente no curso d'água e em fluxo, apresentou um bom desempenho.

As eficiências de remoção foram satisfatórias para turbidez, sólidos (em suspensão e sedimentáveis), matéria orgânica (DBO e DQO), fósforo (solúvel e total) e também para o alumínio, sendo que para a matéria orgânica foi que a estação apresentou seu melhor desempenho.

Para os demais parâmetros, ou seja, nitrogênio amoniacal e orgânico e coliformes termotolerantes, conforme pode ser observado na Tabela 6.20, as eficiências de remoção médias não atenderam às metas do projeto.

Para óleos e graxas as eficiências de remoção, além de não atenderem às metas do projeto, ficaram muito abaixo das expectativas, que são normalmente elevadas na flotação.

Sob o aspecto do atendimento à legislação ambiental, nesse caso, aos limites fixados para a classe 2, pela Resolução CONAMA 357/05, o desempenho da estação, se analisado com base nas concentrações médias do efluente tratado, foi adequado para a remoção da turbidez, de matéria orgânica e de sólidos. Já para a remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio), de coliformes termotolerantes e de óleos e graxas, a estação não obteve resultados suficientes para atender ao padrão de classe 2 (Tabela 6.20).

Cabe ressaltar que para os parâmetros fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes, nem mesmo o tratamento biológico em nível secundário é usualmente suficiente para atender aos limites restritivos do padrão de classe 2, sendo necessário, para esse atendimento, uma etapa de pós-tratamento, ou seja de tratamento terciário.

Um parâmetro importante sob o aspecto ambiental para a qualidade das águas e que não deve ser desprezado é o oxigênio dissolvido. Para esse parâmetro, a ETAF desempenhou um papel relevante, pois para as concentrações mais baixas houve um acréscimo de até 50% de

oxigênio, mantendo em cerca de 75% do tempo com concentrações muito próximas ou superiores ao limite mínimo de 5,0 mg/L estabelecido para cursos d'água de classe 2.

As características do lodo produzido na ETAF também são outro aspecto importante. O lodo produzido na ETAF registrou uma concentração média de sólidos de 3,6 % e uma relação de sólidos voláteis para sólidos totais de 44%, indicando um lodo estabilizado, o que seria de se esperar por se tratar de um lodo químico.

A verificação de eficiências abaixo das expectativas do projeto, conforme visto anteriormente, pode ser atribuída às grandes e freqüentes variações na vazão afluyente à ETAF. Essa condição, além de ter provocado o aumento dos tempos de detenção nos tanques de floculação e flotação, com suas respectivas implicações negativas, pode também ter dificultado o controle e a manutenção da taxa de recirculação de água/ar dissolvido em 20% e, conseqüentemente, prejudicado o fornecimento de ar necessário, conforme especificado no projeto. A quantidade de ar fornecida é um dos mais importantes parâmetros da flotação a ar dissolvido.

Outro fator que pode ter influído negativamente no desempenho da ETAF-Pampulha é a necessidade que a operação teve de improvisar a operação de raspagem do lodo flotado até a calha de recolhimento, pela inexistência de raspador superficial. Para se garantir uma boa eficiência e uma boa concentração de sólidos no lodo em um tanque do porte do desta estação (comprimento de 54 metros e largura de 10 metros) é recomendável que a sua remoção seja feita com a utilização de raspadores mecanizados e com intervalos de tempo controlados automaticamente. Neste caso, a falta desse raspador pode estar implicando na remoção ineficiente do lodo flotado, com a conseqüente sedimentação desse lodo e a sua posterior perda no efluente tratado.

Analisando esta estação sob a ótica do Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da Bacia da Pampulha, cujo objetivo de sua implantação foi o de reduzir a carga de poluentes lançada na represa da Pampulha, e com isto possibilitar, em curto prazo, a melhoria de suas águas, conclui-se que, mesmo não tendo sido operada com sua capacidade plena e alcançadas as metas do projeto, a sua contribuição foi importante.

Pelos resultados apresentados e comentados no item 6.6, sua implantação contribuiu para a remoção dos principais poluentes, com destaque para a redução da carga orgânica (~ 28%) e

de nutrientes, fósforo (~32%) e nitrogênio (~7%), elementos esses, os principais responsáveis pelo atual estado de eutrofização que se verifica na represa. Cabe ressaltar, ainda, a remoção de alumínio (~22%).

Finalmente, sobre a aplicação do processo de flotação a ar dissolvido diretamente no curso d'água, pode-se concluir que o mesmo se apresenta como uma alternativa concreta, sob os aspectos técnico e ambiental, para o tratamento de cursos d'água e proteção de mananciais, principalmente de represas e lagoas, ambientes esses freqüentemente afetados pelas fontes de poluição pontual que descarregam em seus tributários, bem como pela poluição difusa carregada pelos escoamentos superficiais de suas bacias hidrográficas.

8. RECOMENDAÇÕES

Considerando a análise realizada neste trabalho, alguns ítems precisam ser monitorados para se conhecer e avaliar com maior consistência a influência de determinados parâmetros operacionais no desempenho da ETAF-Pampulha. Dentre esses itens destacam-se:

- O monitoramento contínuo da quantidade de ar dissolvido injetada no tanque de flotação no decorrer do dia, concomitantemente e correlacionada com a vazão afluyente, de modo a conhecer a faixa de variação real da quantidade de ar fornecida (grama de ar/m³ tratado), já que as três bombas de recirculação de água/ar funcionam com vazão fixa e com duas ou três operando simultaneamente, dependendo do valor fixo para a variação de vazão, se menor ou maior que 400L/s, respectivamente. O dia dessa operação deve coincidir com o dia de realização do monitoramento da qualidade do afluyente e do efluyente tratado, para que se possa fazer a correlação com os resultados de eficiência obtidos.

- O monitoramento da quantidade de ar difuso, de forma similar ao do ar dissolvido, injetada do tanque de coagulação/floculação para se conhecer os reais gradientes de mistura, nestas duas fases, tendo em vista a importância desse parâmetro para a formação de flocos adequados à flotação, devendo os mesmos estar em conformidade com os resultados indicados pelos ensaios de “Jar test”, realizados com as dosagens definidas para os coagulantes utilizados.

Com relação à rotina operacional é recomendável que se mantenha sempre limpa a bacia de controle e desvio de vazão dos córregos para a ETAF-Pampulha, bem como desobstruída a abertura para entrada de água no canal de acesso ao tratamento preliminar, de forma a se evitar grandes variações de vazão no decorrer do dia, mantendo-a em regime o mais uniforme possível e próxima da capacidade da estação, ou seja 750 L/s, ao longo de todo ano.

Por fim, com relação à parte dos equipamentos é recomendável que seja instalado no tanque de flotação um raspador superficial de lodo mecanizado e de funcionamento automático, para melhorar a eficiência de retirada do lodo flotado.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L. e SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.
- AGUIRRE JR, J.C. *Controle da Poluição Hídrica – Qualidade das Águas*. Belo Horizonte, 2003. No prelo. 144 p.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4th ed, 1990. pp. 426-453.
- ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 6. Lodos de Esgotos. Tratamento e Disposição Final*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. 484 p.
- APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. New York, 1998.
- ARCEIVALA, S. J. *Wastewater Treatment and Disposal*. Volumes 1 e 2. New York. Marcel Dekker, 1981. 892 p.
- AYOUB, G.M.A. A model for flocculation in a gravel reactor: Development and assessment. *Journal Water SRT-Aqua*. V. 45,n. 2, 1996. p.76-83 apud SCHOENHALS, M. *Avaliação da Eficiência do Processo de Flotação Aplicado ao Tratamento Primário de Efluentes de Abatedouro Avícola*. Florianópolis, 87p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.
- BERNARD, C.; HERVIOU, P. and POUJOL, T. (1995). Stormwater Treatment by Dissolved Air Flotation: First results from a pilot project. *Water Science and Technology*, 32(1), 137-143.
- BRASIL.Congresso Nacional. *Lei Federal n.º 9433/97 – Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Recursos Hídricos*. 08/01/1997. Brasília, 1997.
- BRATBY, J. R. *Aplicação de Flotação a Ar Dissolvido no Tratamento de Água e Esgoto*. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. Anais, 1983.
- CAMPOS, J.R. (Coordenador). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro. ABES, 1999. 464 p.
- CHUNG, Y.; CHAN, Y. C.; CHOI Y. H. and KANG H. S. *A Demonstration Scaling-up of the Dissolved Air Flotation*. Institute for Environmental Research, Yonsei University, 134 Shin-Chon Dong, Seo-Dae-Mun Ku, Seoul, Maio 1999. pp. 120-752.
- COPASA. *Relatórios de Monitoramento da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas*. 2004.
- COUTINHO, W., CHAMPS, J.R., MACIEL JR, P., LIMA, C. C. Z., VALADARES, M. G. – *Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da Bacia da Pampulha*. In: IV Diálogo Interamericano de Gerenciamento de Águas, 2001, Foz do Iguaçu. Anais. SRH-MMA, 2001.
- DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Volume 1. Rio de Janeiro, ABES, 1993. 469p.
- DI BERNARDO, L. et al. *Emprego da Flotação por Ar Dissolvido para Tratamento de Despejos Líquidos Industriais Provenientes de Laticínios*. XVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental . Panama. Ago. 1982.
- DE RIJK, S.E., Van der Graf, J.H.J.M. and Den Blanken, J.G., 1994. Bubble size in flotation thickening. *Water Research*. 28, 465–473 apud CHUNG, Y.; CHAN, Y. C.; CHOI Y. H. and KANG H. S. *A Demonstration Scaling-up of the Dissolved Air Flotation*. Institute for

- Environmental Research, Yonsei University, 134 Shin-Chon Dong, Seo-Dae-Mun Ku, Seoul, Maio 1999. pp. 120-752.
- DICK, R. I. – Sludge treatment In: WEBER, W. J. *Physicochemical Processes for Water Quality Control*, New York, John Wiley, 1972. Cap. 12, p.533-596
- DT ENGENHARIA S/C. *Projetos*. 2005. Disponível em:<<http://www.dtengenharia.com.br>>. Acesso em 13 nov. 2005.
- DT ENGENHARIA S/C. *Projeto da Estação de Tratamento de Efluentes do Complexo Sarandi e Ressaca. Lagoa da Pampulha*. São Paulo, 2002.
- EDZWALD, J.K. (1993). Algae, Bubbles, Coagulants, and Dissolved Air Flotation. *Water Science and Technology*, 27(10), 67-81.
- EDZWALD, J.K. and WALSH, J.P., 1992. *Dissolved Air Flotation: Laboratory and Pilot Plant Investigation* AWWA Research Foundation, Denver, CO. *apud* CHUNG, Y.; CHAN, Y. C.; CHOI Y. H. and KANG H. S. *A Demonstration Scaling-up of the Dissolved Air Flotation*. Institute for Environmental Research, Yonsei University, 134 Shin-Chon Dong, Seo-Dae-Mun Ku, Seoul, Maio 1999. pp. 120-752.
- EPA – ENVIRONMENTAL AGENCY PROTECTION – *Process Design Manual for Suspended Solids Removal*, USEPA Technology Transfer, 1975 *apud* AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L. e SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; . *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.
- EPA – ENVIRONMENTAL AGENCY PROTECTION – *Process Design Manual for Land Application of Municipal Sludge*, USEPA Technology Transfer, 1983.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro. Interciência, 1998. 602 p.
- FRANÇA, J. L.; VASCONCELOS A. C. *Manual para Normalização de Publicações Técnico-científicas*. 7. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2004. 242 p.
- JÜRGENSEN, D. & RICHTER, C. A. *Tratamento de esgotos por digestão anaeróbia – Coagulação e flotação*. SANARE. Curitiba, SANEPAR. 1 (1): 19-20. Jul/Set 1994.
- LAINÉ, S.; POUJOL, T.; DUFAY, S.; BARON, J. and ROBERT, P. (1998). Treatment of Stormwater to Bathing Water Quality by Dissolved Air Flotation, filtration and Ultraviolet Desinfection. *Water Science and Technology*, 38(10), 99-105.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. TMH ed. New York, Mc Graw Hill, 1979. 919p.
- MORETTIN, P. A. & BUSSAB, W. O. *Estatística Básica*. 5. ed. São Paulo. Ed. Saraiva,2004. 526 p.
- MOUCHET, P. *La flotation à air dissous: point de vue sur son développement et sur la diversification de ses applications dans le traitement des eaux*. L'Eau, L'Industry, Les Nuissances, Paris, 76: 25-30, 1983.
- OLIVEIRA, S. M. A. C. *Análise de Desempenho de 208 Estações de Tratamento de Esgotos situadas nos Estados de Minas Gerais e São Paulo*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte, 2006. 213p.
- PENETRA, R. G. *Pós-tratamento Físico-químico por flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo*. São Carlos. 140 p. EESC, USP. São Carlos, 1998 *apud* AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L. e SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.
- PINTO FILHO, A.C.T. & BRANDÃO, C.C.S. Avaliação do Potencial da Flotação por Ar Dissolvido como Pós-tratamento para Efluentes de Reatores Anaeróbios de Fluxo

Ascendente. In: *Congresso da AIDIS, XXVII*. Porto Alegre, 2000. Anais. Rio de Janeiro, ABES, 2000. Sp (I-001), *apud* AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L. e SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; . *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.

PROPAM - *Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da bacia da Pampulha*. Belo Horizonte / Contagem – Síntese, 2000.

RAMALHO, R. S. *Introduction to Wastewater Treatment Process*. New York, Academic Press, 1977.409p.

REALI, M.A.P.; PENETRA, R.G. & CARVALHO, M.E. Flotation Technique with Coagulant and Polymer Application Applied to the Pos-treatment of Effluents from Anaerobic Reactor Treating Sewage. In: *VI Latinamerican Workshop-Seminar on Anaerobic Digestion*. Recife, Novembro. Anais. 2000b *apud* AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L. e SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; . *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.

REALI, M.A.P. *Avaliação de um Sistema Original Compacto para Clarificação de Águas de Abastecimento, Utilizando o Processo de Flotação a Ar Dissolvido e Filtração com Taxa Declinante*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, 1991. 364p.

SCHOENHALS, M. *Avaliação da Eficiência do Processo de Flotação Aplicado ao Tratamento Primário de Efluentes de Abatedouro Avícola*. Florianópolis, 87p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

SILVA, S.M.C.P. *et al.* Princípios Contaminantes do Lodo. In: ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 6. Lodos de Esgotos. Tratamento e Disposição Final*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. 484 p.

SUDECAP. *Plano de Controle Ambiental da Estação de Tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi na Pampulha*. Belo Horizonte. 2002.

VALENTINE, E.G.; CARAWAN R.E. *Dissolved Air Flotation Systems (DAFs) for Bakeries*. Published by: North Carolina Cooperative Extension Service Publication Number: CD-43. March 1996. 13p.

VLASKI A.; VAN BREEMENT, A. N.; ALAERTS, G. J. *Optimization of Coagulation Conditions for the Removal of Cyanobacteria by Dissolved Air Flotation*. IHE.Delft. J W SRT- Aqua. Vol. 45. No. 5. 1996. pp. 253-251.

VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: DESA; UFMG, 2005. 452p.

ZABEL, T. *Flotation in Water Treatment*. In: *The Scientific Basis of Flotation*, KENNETH J. IVES. England. 1982 *apud* DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Volume 1. Rio de Janeiro, ABES, 1993. 469p.