



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL,
ARQUITETURA E URBANISMO**

Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido

Vanessa Egidio Pereira

Campinas

2011

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

Vanessa Egidio Pereira

**Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento
primário quimicamente assistido**

**Dissertação apresentada à
Comissão de Pós-graduação da
Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo da
Universidade Estadual de
Campinas, como parte dos
requisitos para a obtenção do
título de Mestre em Engenharia
Civil, na área de concentração de
Saneamento e Ambiente.**

Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour

Campinas

2011

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

P41d Pereira, Vanessa Egidio
 Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com
 tratamento primário quimicamente assistido / Vanessa
 Egidio Pereira. --Campinas, SP: [s.n.], 2011.

 Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour.
 Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de
 Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
 Urbanismo.

 1. Lodo. 2. Lodo - Reaproveitamento. 3. Água -
 Estações de tratamento - Eliminação de resíduos. 4.
 Águas residuais - Estações de tratamento. 5.
 Gerenciamento de resíduos. I. Nour, Edson Aparecido
 Abdul. II. Universidade Estadual de Campinas.
 Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
 Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Thickened water treatment sludge disposal in a wastewater treatment
 presenting a chemically enhanced primary treatment

Palavras-chave em Inglês: Sludge, Sludge - Reuse, Water - Sewage treatment - Waste
 disposal, Wastewater - Sewage treatment, Waste management

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Ricardo de Lima Isaac, Sidney Seckler Ferreira Filho

Data da defesa: 23-08-2011

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

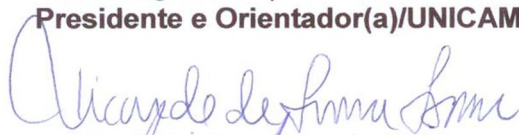
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

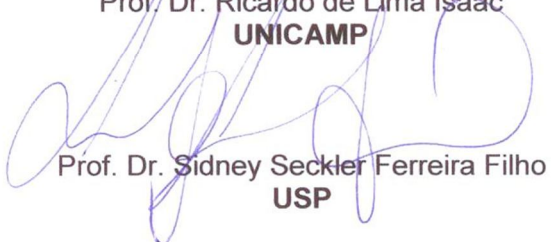
**DISPOSIÇÃO DE LODO ADENSADO DE ETA EM ETE
COM TRATAMENTO PRIMÁRIO QUIMICAMENTE
ASSISTIDO**

Vanessa Egidio Pereira

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:


Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour
Presidente e Orientador(a)/UNICAMP


Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac
UNICAMP


Prof. Dr. Sidney Seckler Ferreira Filho
USP

Campinas, 23 de agosto de 2011.

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

A Deus pela dádiva da vida e pela oportunidade de sempre aprender e crescer com o conhecimento adquirido.

Ao meu marido Vicente, pelo carinho, amor, atenção, compreensão, disponibilização de tempo, pela cobrança e constante incentivo, sem os quais certamente seria impossível concluir este trabalho.

Ao Professor Edson Aparecido Abdul Nour, que me convidou para enfrentar o “desafio do Mestrado”; pela orientação, compreensão e incentivo à execução deste trabalho.

A amiga Camila Luz de Lucena que esteve disposta a programar, controlar, acompanhar os resultados e incentivar na realização conclusão do estudo.

A Sabesp, incluindo as equipes de operação da ETA, ETL e ETE de Itatiba, pela permissão e apoio na realização deste trabalho.

Aos amigos Denise, Ane, Célia, Pedro, Marilza, Cristiano que sempre estiveram na torcida e com quem troquei ideias para dar continuidade ao trabalho.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Na natureza nada se cria, nada se perde,
tudo se transforma”*

Antoine Lavoisier

RESUMO

PEREIRA, Vanessa Egidio. **Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido**. Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2011. 153 p. Dissertação de Mestrado.

Os sistemas de tratamento, para a potabilização da água ou para a redução da quantidade de poluentes presentes no esgoto antes de seu lançamento em corpos hídricos, englobam processos físicos, químicos e biológicos, sendo a geração de resíduos inerente tanto à concepção das estações de tratamento de água (ETA), quanto das estações de tratamento de esgotos (ETE). Os resíduos sólidos gerados em estações de tratamento de água têm características inorgânicas, sendo eles os resíduos retirados da água bruta por meio de processos químicos e físicos e também os produtos utilizados no condicionamento da água e na coagulação para remoção dessas impurezas. Como alguns estudos apontaram para disposições semelhantes para os dois tipos de resíduos, apesar das características diferentes de cada um, a proposta deste trabalho foi a de avaliar a possibilidade de tratamento combinado desses resíduos, aproveitando as diversas vantagens de cada material e verificando os impactos que podem ser gerados no tratamento do efluente. Utilizando essa premissa, foi avaliado o potencial de utilização de um lodo adensado proveniente de uma ETA como auxiliar em uma ETE que apresenta uma etapa utilizando processo físico-químico de tratamento. O estudo e levantamentos apresentados nesse trabalho tiveram por propósito apontar para uma solução técnica viável para a disposição do lodo gerado na estação de tratamento de água (ETA), adensado na estação de tratamento de lodo (ETL), transportado e lançado na estação de tratamento de esgotos (ETE), no município de Itatiba. Com base no trabalho desenvolvido, foi possível confirmar que o adensamento de lodo em sacos de geotecido possibilita que a água deles drenada possa ser lançada em córregos, pois atende aos padrões de lançamento exigidos pelas leis vigentes; o lodo, adensado na ETL e lançado na ETE, não prejudicou a eficiência do tratamento dos esgotos quanto à remoção de carga orgânica e sólidos suspensos totais, principalmente porque o processo adotado também utiliza coagulantes. Contudo, o limitante para o aumento do lançamento é determinado pelas condições em que foram consideradas para o projeto da ETE, principalmente quanto a carga de sólidos e volume afluente.

Palavras chave: lodo, ETA, ETE, disposição, reuso.

ABSTRACT

PEREIRA, Vanessa Egidio. **Thickened water treatment sludge disposal in a wastewater treatment presenting a chemically enhanced primary treatment.** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2011. 153 p. Dissertação de Mestrado.

Treatment systems, even for water potabilization or to reduce the amount of pollutants in wastewater, include physical, chemical and biological processes, and waste generation are inherent to water or sewage treatment plants. Solid waste generated in water treatment plants have inorganic characteristic, being removed from raw water by chemical and physical processes and also products used in the conditioning of water and coagulation. The wastes generated in sewage treatment plants are derived from biochemical reactions and from decomposition of organic matter present in wastewater. As some studies have pointed to similar disposal solutions for both types of waste, despite their different characteristics, the purpose of this study was to evaluate the possibility of combined treatment of such waste, using the many advantages of each material and checking the impacts that they could generate in the sewage treatment. Using this premise, the potential use of a thickened sludge from a water treatment plant as to assist in a wastewater treatment plant was evaluated. The study and surveys presented here had the purpose to point a viable technical solution for the disposal of sludge generated in a water treatment plant narrow in the sludge treatment plant, transported and released at sewage treatment plant in Itatiba, São Paulo, Brazil. Based on the work developed, it was confirmed that the thickening of sludge in geotec bags allows water drained from them to be released into rivers, because it meets the discharge Brazilian standards required; the thickened sludge did not impair the efficiency of sewage treatment on organic load removal or suspended solids removal, mainly because the process adopted also uses coagulants. However, limiting the increase in the release is determined by project conditions, especially as the influent volume and solids load.

Palavras chave: sludge, water treatment, wastewater treatment, disposal, reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Etapas do tratamento convencional de água	8
Figura 3.2	Distribuição da água no floco do lodo	15
Figura 3.3	Diagrama pC-pH para espécies de alumínio em equilíbrio com hidróxido de alumínio sólido	26
Figura 3.4	Diagrama pC-pH para espécies de ferro em equilíbrio com hidróxido de ferro sólido	28
Figura 3.5	Diagrama típico do processo de recuperação de coagulante para a extração ácida ou básica do alumínio e/ou ferro presente em lodo de ETA	31
Figura 3.6	Disposição de lodo de ETE na República Tcheca, Eslováquia, Polônia, Hungria e Eslovênia	48
Figura 4.1	Indicação da localização da ETA Itatiba	64
Figura 4.2	Fluxograma da ETA do município de Itatiba, referente à fase líquida	67
Figura 4.3	Croqui do sistema de desaguamento do lodo da ETA	68
Figura 4.4	Vista da ETE Itatiba	71

Figura 4.5	Etapas de tratamento da ETE Itatiba (fase líquida)	75
Figura 4.6	Etapas de tratamento da ETE Itatiba (fase sólida)	75
Figura 4.7	Esquema para a composição das amostras compostas de água de lavagem dos filtros	75
Figura 4.8	Esquema para a composição das amostras compostas de água de lavagem dos decantadores	80
Figura 4.9	Retirada de lodo dos sacos de geotecido, utilizando-se caminhão tipo limpa-fossa para a sucção e transporte	81
Figura 4.10	As setas indicam os pontos de coleta de amostras na ETE Itatiba.	86
Figura 5.1	Vazão de água tratada na ETA Itatiba	91
Figura 5.2	Valores médios diários da cor da água bruta em 2007	91
Figura 5.3	Valores médios diários da cor da água bruta em 2008	92
Figura 5.4	Valores médios diários da cor da água bruta em 2009	92
Figura 5.5	Valores médios diários da cor da água bruta em 2010	93
Figura 5.6	Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2007	93
Figura 5.7	Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2008	94
Figura 5.8	Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2009	94
Figura 5.9	Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2010	95
Figura 5.10	Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2007	96
Figura 5.11	Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2008	97
Figura 5.12	Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2009	97

Figura 5.13	Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2010	98
Figura 5.14	Estimativa da geração de lodo na ETA Itatiba, em termos de massa seca	99
Figura 5.15	Balanço de massa do adensamento do lodo gerado na ETA Itatiba	107
Figura 5.16	Volume de esgoto tratado na ETE Itatiba entre 2008 e 2010	109
Figura 5.17	Valores médios mensais de DBO em 2008	111
Figura 5.18	Valores médios da eficiência de remoção de DBO em 2008	111
Figura 5.19	Valores médios mensais de DBO em 2009	112
Figura 5.20	Valores médios da eficiência de DBO em 2009	112
Figura 5.21	Valores médios mensais de DBO entre jan/2010 e abr/2011	113
Figura 5.22	Valores médios da eficiência de remoção de DBO entre jan/2010 e abr/2011	113
Figura 5.23	Valores médios mensais de SST em 2008	115
Figura 5.24	Valores médios da eficiência de remoção de SST em 2008	116
Figura 5.25	Valores médios mensais de SST em 2009	116
Figura 5.26	Valores médios da eficiência de remoção de SST em 2009	117
Figura 5.27	Valores médios mensais de SST entre jan/2010 e abr/2011	117
Figura 5.28	Valores médios da eficiência de remoção de SST entre jan/2010 e abr/2011	118
Figura 5.29	Variação da concentração de SST de acordo com o ponto de coleta – ETE Itatiba	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Teor de sólidos em lodo de ETA durante o desaguamento	21
Tabela 3.2	Porcentagem de lodo utilizado na agricultura (oeste europeu)	47
Tabela 3.3	Porcentagem de lodo utilizado na agricultura em alguns países do leste europeu	48
Tabela 3.4	Principais características dos lodos de ETA e ETE	52
Tabela 4.1	Valores médios das vazões de água tratada pela ETA de Itatiba para o ano de 2009	63
Tabela 4.2	Dimensões características das unidades de tratamento de cada um dos módulos da ETA do município de Itatiba	66
Tabela 4.3	Vazões médias de esgoto tratado pela ETE Itatiba no ano de 2009	71
Tabela 4.4	Dimensões características das unidades do tratamento secundário do esgoto	74
Tabela 5.1	Vazão de água tratada na ETA Itatiba	90
Tabela 5.2	Valores obtidos para cor da água bruta durante o período entre 2007 e 2010	90

Tabela 5.3	Valores obtidos para turbidez da água bruta durante o período entre 2007 e 2010	90
Tabela 5.4	Dosagem média de coagulante utilizada na ETA Itatiba no período de 2007 a 2010	95
Tabela 5.5	Estimativa da geração de lodo da ETA Itatiba, em termos de massa seca	99
Tabela 5.6	Valores da série de sólidos encontrados nas amostras compostas para água de lavagem dos filtros	101
Tabela 5.7	Valores da série de sólidos encontrados nas amostras compostas para a água de lavagem dos decantadores	102
Tabela 5.8	Valores da série de sólidos encontrada nas amostras de lodo da ETL que chega à ETE	104
Tabela 5.9	Resultados da água que escoa dos sacos de geotecido da ETL	105
Tabela 5.10	Volume de esgoto tratado na ETE Itatiba no período de 2008 a 2010	108
Tabela 5.11	Valores obtidos para DBO do esgoto bruto e tratado durante o período entre 2008 e 2011	110
Tabela 5.12	Valores obtidos para SST do esgoto bruto e tratado durante o período de 2008 a 2011	114
Tabela 5.13	Resultados das etapas intermediárias do processo de tratamento da ETE Itatiba	119
Tabela 5.14	Condições de operação da ETE Itatiba	121
Tabela 5.15	Condições de operação da ETE Itatiba com recebimento do lodo adensado na ETL	121
Tabela 5.16	Lodo removido da ETE Itatiba e encaminhado para aterro licenciado	123

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

a.C.	Antes de Cristo
AWWA	American Water Works Association
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DRL	Dispositivo de retenção de lodo
ETA	Estação de tratamento de água
ETA-1	Identificação do módulo 1 da ETA de Itatiba
ETA-2	Identificação do módulo 2 da ETA de Itatiba
ETA-3	Identificação do módulo 3 da ETA de Itatiba
ETE	Estação de tratamento de esgotos
ETL	Estação de tratamento de lodo
EUA	Estados Unidos da América
FTR	Formulário de trabalho (SABESP)
Lodo ETA-Al	Lodo gerado em ETA cujo coagulante utilizado é a base de sais de alumínio
Lodo ETA-Fe	Lodo gerado em ETA cujo coagulante utilizado é a base de sais de ferro
NTU	Unidade nefelométrica de turbidez

PAC	<i>polyaluminum chloride</i> ou cloreto de polialumínio ou policloreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Cloreto de polivinila
RAFA	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
SAA	Sistema de abastecimento de água
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEADE	Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados
SES	Sistema de esgotamento sanitário
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo

LISTA DE SÍMBOLOS

% m/v	Porcentagem - massa por volume
Al	Alumínio
Al(OH) ₃ .3H ₂ O	Hidróxido de alumínio
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de alumínio
Al ₂ (SO ₄) ₃ .14.3H ₂ O	Sulfato de alumínio
Al ₂ O ₃ .nH ₂ O	Óxido de alumínio
AlCl ₃	Cloreto de alumínio
Al _n (OH) _m Cl _{3n-m}	<i>polyaluminum chloride</i> ou cloreto de polialumínio ou policloreto de alumínio
Ca(OH) ₂	Hidróxido de cálcio
CaAl ₂ (OH) ₈	Hidróxido de alumínio-cálcio
CaO	Cal, óxido de cálcio
CH ₄	Metano
cm	Centímetro
cm.ano ⁻¹	Centímetro por ano
cm.s ⁻¹	Centímetro por segundo
CO ₂	Dióxido de carbono

$\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Hidróxido de ferro
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Sulfato férrico
FeCl_3	Cloreto férrico
g	Grama
g Al.L^{-1}	Grama de alumínio por litro
g.kg^{-1}	Grama por quilograma
g.L^{-1}	Grama por litro
h	Hora
h.dia^{-1}	Horas por dia
H_2O	Água
H_2SO_4	Ácido sulfúrico
HCl	Ácido clorídrico
kg	Quilograma
$\text{kg H}_2\text{SO}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ Al}$	Quilograma de ácido sulfúrico por quilograma de alumínio
$\text{kg H}_2\text{SO}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Quilograma de ácido sulfúrico por quilograma de hidróxido de alumínio
$\text{kg HCl} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ Al}$	Quilograma de ácido clorídrico por quilograma de alumínio
$\text{kg HCl} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Quilograma de ácido clorídrico por quilograma de hidróxido de alumínio
km^2	Quilômetro quadrado
L	Litro
L.s^{-1}	Litros por segundo
LOG	Logaritmo
Mg	10^6 g
mg Al.L^{-1}	Miligrama de alumínio por litro
mg lodo.L^{-1}	Miligrama de lodo por litro
mg P.L^{-1}	Miligrama de fósforo por litro
mg Pt-Co.L^{-1}	Miligrama de platina-cobalto por litro (unidade de cor APHA)
mg.L^{-1}	10^{-3} g.L^{-1}
mm	10^{-3} m

$\mu\text{g.L}^{-1}$	10^{-6} g.L^{-1}
NaAl(OH)_4	Hidróxido de alumínio-sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
ng.L^{-1}	10^{-9} g.L^{-1}
O_2	Oxigênio
$^{\circ}\text{C}$	Grau centígrado (Celsius)
OH^-	Íon hidroxila
P	Fósforo
pC	Logaritmo da concentração
pH	Potencial hidrogeniônico
s	Segundo
t	Tonelada ($= 10^6 \text{ g}$)

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	vii
RESUMO	xi
ABSTRACT.....	xiii
LISTA DE FIGURAS.....	xv
LISTA DE TABELAS.....	xix
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xxi
LISTA DE SÍMBOLOS	xxiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVO.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 Resíduos gerados em estações de tratamento de água potável: lodo de ETA.....	8
3.1.1 Tratamento do lodo de ETA.....	13
3.1.2 Disposição do lodo de ETA.....	22
3.1.3 Recuperação de coagulantes	25
3.2 Resíduos gerados em estações de tratamento de esgotos ou lodo de ETE	36
3.2.1 Tratamento do lodo de ETE.....	41
3.2.2 Disposição do lodo de ETE.....	46
3.3 Lançamento de lodo de ETA em ETE.....	52
4 METODOLOGIA.....	61
4.1 Município de Itatiba.....	61
4.2 Sistema de produção de água de Itatiba.....	62

4.3	Sistema de adensamento do lodo da ETA.....	68
4.3	Sistema de esgotamento sanitário de Itatiba	70
4.4	Estudos desenvolvidos	76
4.4.1	ETA Itatiba.....	76
4.4.2	ETL Itatiba	80
4.4.3	ETE Itatiba.....	84
4.4.4	Metodologias Analíticas.....	87
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
5.1	Resultados dos estudos desenvolvidos	89
5.1.1	ETA Itatiba.....	89
5.1.2	ETL Itatiba	102
5.1.3	ETE Itatiba.....	108
6	CONCLUSÕES.....	125
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	127
8	RECOMENDAÇÕES	129
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	131

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento, para a potabilização da água ou para a redução da quantidade de poluentes presentes no esgoto antes de seu lançamento em corpos hídricos, englobam processos físicos, químicos e biológicos, sendo a geração de resíduos inerente tanto à concepção das estações de tratamento de água (ETA), quanto das estações de tratamento de esgotos (ETE). Dessa forma, o tratamento e a disposição dos resíduos sólidos gerados em ETA ou em ETE vêm gerando nos últimos anos uma preocupação crescente e conseqüentemente, demandando um aumento de pesquisas que possam levar a soluções técnica e economicamente viáveis para o manejo desse material.

As pesquisas recentes avaliam desde as características dos resíduos gerados nas estações de tratamento, incluindo quantidade e qualidade do material, passando pelas opções de processos para estabilização, adensamento e desaguamento, até alternativas para a disposição adequada desse resíduo.

Os resíduos sólidos gerados em estações de tratamento de água têm características inorgânicas, sendo eles os resíduos retirados da água bruta por meio de processos químicos e físicos e também os produtos utilizados no condicionamento da água e na coagulação para remoção dessas impurezas. As principais alternativas apontadas para disposição ou reuso desses resíduos são a utilização na fabricação de produtos a base de cerâmica vermelha, o recobrimento de células de aterro, a recuperação de coagulante, como material para fechamento de valas dentre outros.

Os resíduos gerados em estações de tratamento de esgoto são provenientes de reações bioquímicas e de decomposição da matéria orgânica presente nas águas residuárias. Após sua bioestabilização, as principais alternativas de tratamento e disposição são a compostagem, o uso em atividades agrícolas e a disposição em aterros.

Como alguns estudos apontaram para disposições semelhantes para os dois tipos de resíduos, apesar das características diferentes de cada um, a proposta deste trabalho é a de avaliar a possibilidade de tratamento combinado desses resíduos, aproveitando as diversas vantagens de cada material e verificando os impactos que podem ser gerados tanto no tratamento do efluente e do lodo após mistura. Utilizando essa premissa, será avaliado o potencial de utilização de um lodo adensado proveniente de uma ETA como auxiliar em uma ETE que apresenta uma etapa utilizando processo físico-químico de tratamento. Esse procedimento visa o reaproveitamento do coagulante existente no lodo da ETA, de forma a complementar o coagulante comercial utilizado no tratamento do efluente bruto da ETE. Ao mesmo tempo será feita a avaliação dos impactos produzidos no tratamento dessa estação de tratamento de esgotos decorrentes desta técnica.

Por fim, as justificativas desse estudo seriam a conservação de matéria-prima e o reuso do resíduo para o tratamento de esgoto e a consequente redução da quantidade de resíduos a ser encaminhada para disposição final adequada.

2 OBJETIVO

A proposta deste trabalho é a de avaliar a possibilidade do tratamento combinado dos resíduos gerados em ETA e em ETE, aproveitando as vantagens em potencial de cada material, tendo como objetivos:

Objetivo geral: Avaliar o impacto do lançamento de lodo proveniente de uma ETA, em uma ETE que apresente etapa físico-química no tratamento.

Objetivo específico: Identificar alterações significativas nas características do lodo da ETE, após o recebimento de lodo de ETA no tratamento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O saneamento básico, que tem como um dos objetivos a melhoria das condições de saúde pública, engloba dentre outros fatores, processos que visam tratar a água captada de rios, córregos, lagos e subsolo para o abastecimento público e processos que visam o tratamento dos esgotos para devolver a água ao meio ambiente, completando o ciclo de uso da água no âmbito do saneamento básico (SABESP, 2009).

Estes processos de tratamento ao mesmo tempo em que potabilizam a água para consumo humano ou que melhoram as condições dos esgotos domésticos antes de sua devolução aos córregos e mananciais, geram resíduos, cada qual com características peculiares, as quais serão descritas nos itens a seguir a este.

A lei nacional nº 12.305, de agosto de 2010, (BRASIL, 2010) institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e define princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos para a gestão integrada e compartilhada de resíduos sólidos, incluídos os perigosos.

Esta lei nacional define resíduos sólidos como:

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos prioriza na seguinte ordem a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A lei estadual nº 12.300, de março de 2006, (SÃO PAULO, 2006) institui a Política de Resíduos Sólidos no Estado de São Paulo e define princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos para a gestão integrada e compartilhada de resíduos sólidos, com vistas à prevenção e ao controle da poluição, à proteção e à recuperação da qualidade do meio ambiente, e à promoção da saúde pública.

Dentre os doze princípios apresentados no artigo segundo da Política Estadual de Resíduos Sólidos pode-se afirmar que embasam este projeto principalmente os seguintes princípios:

[...] V - a prevenção da poluição mediante práticas que promovam a redução ou eliminação de resíduos na fonte geradora;

VI - a minimização dos resíduos por meio de incentivos às práticas ambientalmente adequadas de reutilização, reciclagem, redução e recuperação; [...].

Essa lei define resíduos sólidos como aqueles materiais decorrentes de atividades humanas em sociedade e, que se apresentam nos estados sólido ou semi-sólido. Aqueles resíduos provenientes de atividade de pesquisa e transformação de matérias-primas e substâncias orgânicas ou inorgânicas em novos produtos, por

processos específicos, bem como os provenientes das atividades de mineração e extração, de montagem e manipulação de produtos acabados e aqueles gerados em áreas de utilidades, apoio, depósito e de administração das indústrias e similares, inclusive resíduos provenientes de Estações de Tratamento de Água e Estações de Tratamento de Esgotos são enquadrados como resíduos industriais.

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos são:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Segundo Teixeira, citado por Cunha (2002),

[...] a definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) é muito ampla e equivocada-se ao incluir os líquidos juntamente com os resíduos sólidos. A norma poderia incluir os líquidos juntamente com os resíduos sólidos para efeito de tratamento, mas não simplesmente denomina-los como resíduos sólidos.

Considerando-se as definições apresentadas, nos itens a seguir são apresentados os meios pelos quais os resíduos são gerados em estações de tratamento de água e esgoto.

3.1 Resíduos gerados em estações de tratamento de água potável: lodo de ETA

As estações convencionais de tratamento de água são compostas por etapas de coagulação, floculação, sedimentação/decantação e filtração, conforme Figura 3.1.

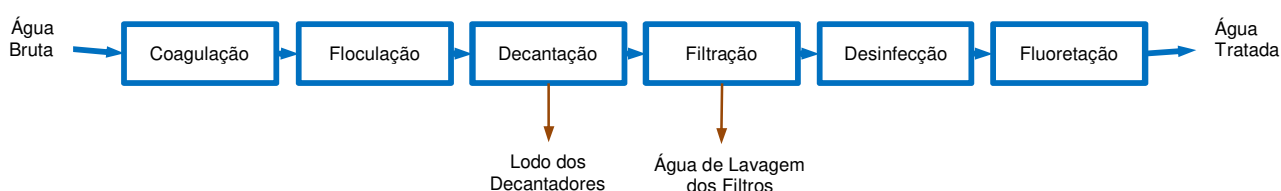


Figura 3.1. Etapas do tratamento convencional de água.

Na etapa de coagulação, compostos como coagulantes, auxiliares de coagulação, alcalinizantes, etc. são adicionados à água bruta recém-captada dos rios ou subsolo tanto para ajuste de pH, quanto para possibilitar que as partículas suspensas ou dissolvidas possam ser desestabilizadas, tanto pela diminuição das cargas presentes em sua superfície externa, pela adsorção ao coagulante, quanto pela neutralização dessas cargas de forma a aumentar a possibilidade de colisões dessas partículas visando sua aglutinação.

Na floculação, as partículas presentes na água e que foram desestabilizadas por agentes coagulantes são direcionadas a colidirem, por meio de agitação produzida em floculadores hidráulicos ou mecanizados, formando partículas conhecidas como flocos. O processo de floculação é dividido em fases com diferentes gradientes de velocidade: a primeira ocorre em gradiente de velocidade elevado de modo a produzir o maior número de encontros (choques) entre as partículas e as últimas fases, que podem ser duas ou mais etapas, caracterizadas por valores menores de gradiente de

velocidade com o objetivo de aumentar o tamanho dos flocos formados e evitar que esses mesmos flocos possam ser desgastados ou rompidos.

Na etapa de decantação, essas partículas que tiveram sua massa “aumentada” com a formação dos flocos, tendem a se separar da água por sedimentação, arrastando consigo material particulado presente na água bruta e que não tinha floculado.

Após a etapa de decantação, os flocos que não ficaram retidos nos decantadores, devido à pequena massa e, portanto, com densidade insuficiente para sedimentação, seguem com a água decantada para os filtros, onde são retidos pelos elementos filtrantes. A etapa de filtração de estações de tratamento de água do tipo convencional é composta por filtros rápidos, que são usualmente constituídos por duas camadas de elementos filtrantes, sendo uma de areia e outra, de antracito.

Por fim, à água filtrada são adicionados compostos desinfetantes, como o hipoclorito de sódio ou outros produtos oxidantes para a inativação de patógenos e eliminação das causas de doenças de veiculação hídrica; e flúor, na forma de ácido fluossilícico para prevenir o aparecimento de cárie na população que receberá essa água tratada.

Os resíduos que ficaram retidos nos decantadores e nos filtros, também conhecidos como lodo, constituídos basicamente de água, sólidos em suspensão originalmente contidos na fonte de abastecimento, acrescidos de produtos resultantes dos produtos aplicados à água nos processos de tratamento, bem como suas impurezas (RICHER, 2001), os quais devem ser frequentemente retirados desses tanques a fim de se evitar a sobrecarga e saturação dessas unidades e o arraste desses resíduos para as etapas subsequentes. Após a remoção, esses resíduos devem ser condicionados e dispostos adequadamente.

Segundo O'Connor (1971, apud SILVA JÚNIOR, 2003) os lodos provenientes de ETA são classificados em resíduos de coagulação química, constituído por

hidróxidos, material particulado orgânico e inorgânico; resíduos de abrandamento por precipitação química, constituído por carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e cal; água de lavagem dos filtros; resíduos da pré-sedimentação da água bruta, normalmente composto por areias, siltes, argilas e detritos orgânicos de origem vegetal; e resíduos do uso de auxiliares de coagulação.

Em 1985, Montgomery (apud SILVA JÚNIOR, 2003) agrupou os resíduos gerados em ETA em resíduos de coagulação, resíduo do abrandamento com cal e salmoura proveniente do abrandamento por troca iônica, osmose reversa, desmineralização e alívio de pressão de torres de resfriamento e caldeiras (purgas).

Os lodos gerados nos filtros e decantadores apresentam características distintas em termos de vazão e concentração de sólidos, razão pela qual, diferentes concepções de tratamento devem ser empregadas (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

De acordo com Richter (2001), Bidone, Silva e Motta (2001), dependendo da natureza física e química da água bruta, da eficiência das unidades de processo e do tipo e dosagem de compostos utilizados no processo de tratamento, entre 60 e 95 % do lodo gerado é acumulado nos decantadores, enquanto que o restante fica retido nos filtros. Em geral, o lodo proveniente dos decantadores tem concentração de sólidos totais entre 1,0 a 40,0 g.L⁻¹ (0,1 e 4 % m/v de sólidos), enquanto aqueles provenientes da lavagem dos filtros, 4 a 100 mg.L⁻¹ (0,004 a 0,1 % m/v de sólidos), com composição característica de 75 a 90 % de sólidos suspensos, 20 a 35 % de sólidos totais voláteis, DBO₅ entre 30 e 100 mg.L⁻¹, DQO entre 500 e 10.000 mg.L⁻¹ e valores de pH próximos ao neutro (entre 5 e 7).

Silva Júnior (2003) consolidou trabalhos de autores como Montgomery (1985), Albrecht (1972) e O'Connor (1971) no que se refere à qualidade dos lodos de ETA afirmando que lodo proveniente da coagulação com sais de alumínio em decantador de fluxo ascendente apresenta concentrações de sólidos entre 0,1 e 0,3% enquanto que

aqueles gerados em decantadores de fluxo horizontal podem variar entre 0,2 e 1,0%. Lodos, em geral, apresentam concentração de sólidos totais entre 1,5 e 3,0%, sendo de 75 a 90% sólidos em suspensão totais e de 20 a 35% sólidos voláteis. Para a água de lavagem de filtros, a concentração de sólidos totais chega a ser dez vezes menor que a concentração no lodo dos decantadores.

De acordo com o mesmo autor, para os lodos de ETA o valor do pH varia entre 6 a 8, a concentração de DBO está entre 30 e 100 mg.L⁻¹ e de DQO entre 500 e 10.000 mg.L⁻¹ para lodo de decantadores, enquanto que para a água de lavagem de filtros a concentração de DBO varia entre 2 e 4 mg.L⁻¹ e a de DQO entre 30 e 160 mg.L⁻¹ o que indica a baixa degradabilidade do material orgânico presente.

Em termos volumétricos, a maior quantidade de resíduos é proveniente da lavagem dos filtros, enquanto que em termos mássicos, a maior quantidade de lodo é gerada na decantação (FERNANDES, 2002).

Ainda devido à escassez crescente de mananciais em quantidade e qualidade adequadas para o abastecimento da população, há interesse na clarificação da água de lavagem dos filtros e posterior retorno ao tratamento de água (SILVA JÚNIOR, 2003).

A estimativa da quantidade de lodo produzida em ETA do tipo convencional pode ser baseada no tipo e quantidade de materiais utilizados no tratamento (coagulantes, auxiliares, carvão, polímeros, etc.) e na qualidade da água bruta afluente à estação (MONTGOMERY, 1985 apud SILVA JÚNIOR, 2003).

Para ETA existentes, a determinação da produção de sólidos pode ser estimada por meio do monitoramento das operações unitárias envolvidas, em um intervalo de tempo que contemple as variações da qualidade da água bruta e das características do tratamento. Para ETA em projeto, a estimativa da geração de lodo pode ser realizada utilizando-se equações empíricas e correspondentes a adoção de

eficiências relativas a cada operação unitária para posterior conclusão do balanço de massa da ETA (FERNANDES, 2002; FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

De acordo com Gonçalves et. al. (1999), há diversas equações empíricas propostas na literatura para a estimativa da produção de sólidos em ETA. Para ETA que utilizam sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3.14H_2O]$ como coagulante, pode-se adotar a equação (1):

$$T_s = (D_{Al} \times 0,26) + (T \times 1,5) \quad (1)$$

sendo,

- T_s = taxa de produção de sólidos secos (g de sólidos por m^3 de água tratada)
- D_{Al} = dosagem do coagulante ($mg.L^{-1}$)
- 0,26 = fator que depende do número de moléculas de H_2O associadas a cada molécula de sulfato de alumínio (usualmente varia entre 0,23 e 0,26)
- T = turbidez da água bruta (uT)
- 1,5 = razão entre a concentração de sólidos suspensos totais presentes na água bruta e a turbidez da mesma (geralmente na faixa de 1,0 a 2,0).

De acordo com Richter (2001), a equação mais prática para a previsão da massa e/ou volume de lodo que possa ser gerado em uma estação de tratamento é:

$$S = \frac{0,2C + k_1T + k_2D}{1.000} \quad (2)$$

sendo,

- S = massa de sólidos secos precipitada por volume de água tratada ($kg.m^{-3}$)
- C = cor da água bruta ($mg\ Pt-Co.L^{-1}$)
- T = turbidez da água bruta (uT)
- D = dosagem de coagulante ($mg.L^{-1}$)
- k_1 = relação entre sólidos suspensos totais e turbidez, podendo variar entre 0,5 e 2: os valores mais baixos correspondem a águas de baixa turbidez e/ou de teor elevado de matéria orgânica, enquanto os valores mais altos

correspondem a águas de turbidez elevada e muito mineralizadas. Valor usual de k_1 : 1,3.

k_2 = relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido, sendo 0,26 para uso do coagulante sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O]$; 0,40 para uso do cloreto férrico $[FeCl_3 \cdot 6H_2O]$; e 0,54 para o sulfato férrico $[Fe_2(SO_4)_3]$.

De acordo com Richter (2001), para se estimar a densidade do lodo proveniente de águas com teor elevado de material inorgânico, coagulado com sais de alumínio ou de ferro, pode ser realizada admitindo-se a densidade dos sólidos secos em cerca de 2.300 kg.m^{-3} e utilizando-se a seguinte equação:

$$\delta_L = \frac{1}{\frac{C}{\delta_s} + \frac{1-C}{\delta}} \quad (3)$$

sendo,

δ_L = densidade do lodo (kg.m^{-3})
 C = concentração de sólidos (% m/v)
 δ_s = densidade dos sólidos (kg.m^{-3})
 δ_L = densidade do lodo (kg.m^{-3})
 δ = densidade da água (kg.m^{-3})

3.1.1 Tratamento do lodo de ETA

Os lodos de ETA, apesar de classificados como resíduos sólidos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) apresentam baixo teor de sólidos e, já que o custo de transporte e disposição final é elevado, a redução prévia do volume constitui-se uma alternativa técnica e economicamente viável (SILVA JÚNIOR, 2003).

O tratamento de lodo de estações de tratamento de água visa à redução do teor de umidade para aumentar a concentração de sólidos de forma a obter um resíduo adequado para a disposição final adotada.

Devido ao crescente custo de disposição e as regulamentações cada vez mais restritivas para o lodo gerado, algumas companhias têm buscado técnicas de tratamento e de disposição com o objetivo de reduzir o custo envolvido, mas sem deixar de atender às exigências legais. Diversas opções de técnicas de separação sólido-líquido visando o adensamento, condicionamento, desaguamento e posterior disposição do lodo de ETA estão disponíveis:

- Tanques de armazenamento e equalização para que a alimentação da etapa de tratamento seguinte seja homogênea;
- Adensamento: flotação com ar dissolvido, adensamento por gravidade em decantadores ou lagoas de lodo;
- Condicionamento químico e/ou físico, antes do adensamento e/ou do desaguamento, dependente do conceito adotado;
- Recuperação do coagulante; para solubilizar o alumínio ou ferro presente, com a consequente redução do volume de lodo;
- Desaguamento em lagoas de lodo, leitos de drenagem, leitos de secagem, por centrifugação, filtração (filtro prensa de esteira, de placas, de esteira e a vácuo);
- Desidratação por secagem térmica;
- Disposição final em aterros, no solo, recuperação de áreas degradadas, comercialização do produto, cerâmicas vermelha e branca, lagoas permanentes, lançamento em ETE, codisposição de bio-sólidos e lodo de ETA, aproveitamento na indústria de construção civil (reciclagem e fabricação de artefatos de concreto como pisos, canaletas, meio-fio, tijolos, blocos agregados miúdos e leves para argamassa e concreto, agregados graúdos para base de pavimentação, coprocessamento no clínquer na fabricação de cimento tipo portland).

A água presente nos lodos pode estar sob diversas formas (Figura 3.2) podendo ser identificada nas seguintes formas:

- Água livre: não está ligada às partículas de lodo e move-se livremente por gravidade;
- Água capilar ou intersticial: aderida por forças superficiais e se encontra presa aos interstícios dos flocos;
- Água vicinal: constituída por múltiplas camadas de moléculas de água fisicamente ligadas, firmemente presas à superfície da partícula por pontes de hidrogênio.
- Água absorvida ou água de hidratação: moléculas ligadas quimicamente por meio da hidratação.

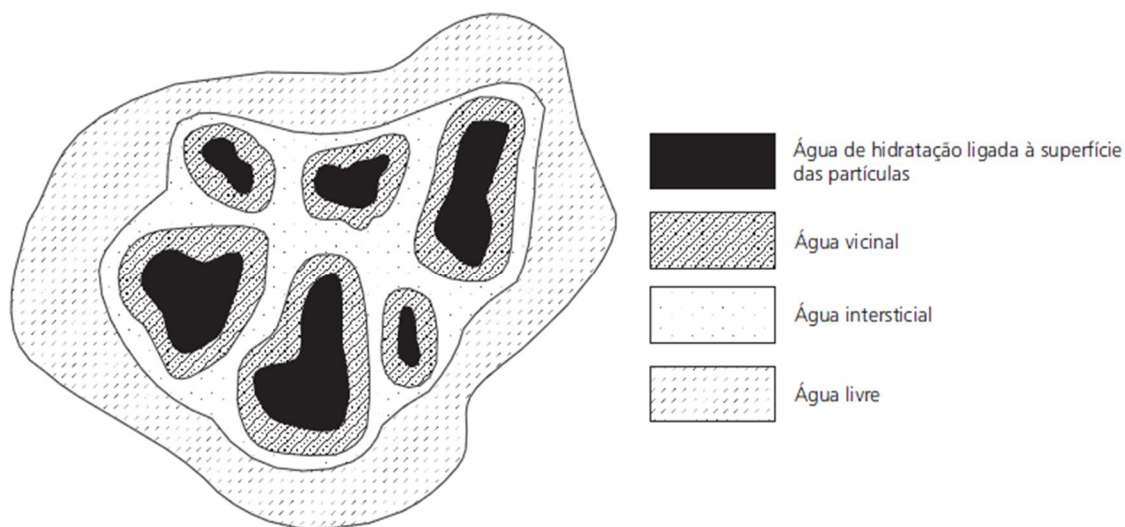


Figura 3.2. Distribuição da água no floculo do lodo (SMOLLEN, KAFAAR, 1994 apud REALI, 1999)

Cada uma delas exige diferentes métodos para a separação sólido-líquido. Como por exemplo, a água livre, é mais facilmente retirada do lodo e pode ser separada

por gravidade (adensadores por gravidade, flotadores, decantadores centrífugos) ou por filtração. Já a água capilar separa-se apenas das partículas flocculentas, se o lodo for filtrado a pressões que superem as resistências contra a separação, tais como a tensão superficial (filtro a vácuo, filtro prensa, prensa desaguadora de esteira (CORDEIRO, 2001; RICHTER, 2001).

De acordo com Ferreira Filho e Além Sobrinho (1998), no Brasil o tratamento dos despejos gerados durante o processo de lavagem de filtros com posterior reaproveitamento da fase líquida tem recebido maior atenção. Enquanto que para o tratamento dos despejos provenientes da limpeza dos decantadores diferentes alternativas devem ser consideradas. Além disso, de acordo com Fernandes (2002) a relação DQO/DBO da ordem de 15:1 e a fração volátil dos sólidos totais de cerca de 30%, torna desnecessária a desestabilização biológica antes do desaguamento.

Em decantadores convencionais, a remoção do lodo pode ser realizada de maneira semi-contínua (mecanizada/hidráulica) quando a descarga de despejo ocorre em intervalos regulares de tempo sem que se faça necessária a interrupção da operação do decantador, ou manualmente (batelada) quando o decantador a ser limpo é isolado da operação e a remoção dos sólidos é realizada pelos operadores da ETA. Uma vez que são distintas as formas para a remoção do lodo dos decantadores, o teor de sólidos do lodo retirado também é diferente, sendo maior para o lodo descarregado em batelada (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998; REALI, 1999 apud SILVA JÚNIOR, 2003).

Contrariando as ações da maioria das ETA, a Lei Estadual nº 12.300, que instituiu a Política de Resíduos Sólidos no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2010), proibiu o lançamento de resíduos sólidos em sistemas de redes de drenagem de águas pluviais, de esgotos, de eletricidade, de telecomunicações e assemelhados.

Para que se possa retirar a maior parte possível de água antes de serem encaminhados ao condicionamento e desaguamento, os resíduos gerados em ETA

depois de retirados dos decantadores e filtros das ETA, normalmente necessitam ser adensados, com ou sem a utilização de polímeros, dependendo da concepção adotada.

Como em alguns decantadores o lodo é removido com teor de sólidos inferior a 1 % (m/v), o adensamento é de vital importância para o sucesso operacional do sistema de tratamento da fase sólida, até porque, de um modo geral, os equipamentos para desaguamento disponíveis no mercado recomendam um teor de sólidos afluente superior a 2 % (m/v) (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

O adensamento de lodo de ETA, que consiste na redução do teor de umidade, com o aumento do teor de sólidos, pode ser realizado por gravidade, flotação com ar dissolvido ou adensadores mecanizados.

O adensamento por gravidade é o mais empregado no tratamento de água superficiais e consiste em um tanque de forma circular ou retangular, semelhante a um decantador com um fundo inclinado ou cônico, com raspador mecanizado ou sistemas hidráulicos de remoção do lodo adensado. De acordo com Yuzhu (1996, apud SILVA JÚNIOR, 2003), um adensador por gravidade pode elevar o teor de sólidos do lodo entre 1,0 e 2,0 % (m/v). Já utilizando o pré-condicionamento com polímeros o teor de sólidos no adensador pode ultrapassar os 5 % (m/v).

A flotação com ar dissolvido é indicada para o adensamento de lodo gerado em estações que tratam água de baixa turbidez e/ou altamente eutrofizadas e coagulação por varredura. Quando o lodo é gerado em estações que tratam água de turbidez elevada, devido à presença de partículas coloidais inorgânicas, o processo de adensamento é melhor efetuado por gravidade, uma vez que a massa específica do conjunto colóide-coagulante resultante tende a ser mais alta que da água, facilmente separado por sedimentação. De acordo com Grandin (1992, apud SILVA JÚNIOR, 2003), o teor de sólidos do lodo adensado em flotadores encontra-se entre 2,5 e 4,0 % (m/v).

A utilização de adensamento mecânico requer a alimentação de lodo com teores de sólidos entre 0,2 % e 1,0 % (m/v) para que produza um lodo adensado com 2,0 % a 6,0 % (m/v) de sólidos, para um posterior desaguamento (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

Além dos dispositivos já apresentados para o desaguamento, existem ainda outras tecnologias disponíveis e que são utilizadas com certa frequência: desaguamento não mecanizado como as lagoas e leitos de secagem (processos naturais).

Os leitos de secagem são constituídos por uma base com tubulações de drenagem, para o escoamento do líquido que escoa do lodo, sob camadas de brita, areia e placa de concreto perfurada. O lodo é lançado sobre este leito e depois de seco, a torta de lodo pode ser removida mecânica ou manualmente (CORDEIRO, 2001).

Considerando como fator primordial na remoção da água livre dos lodos, o tempo de drenagem, Cordeiro realizou estudos modificando os leitos de secagem tradicionais, com a colocação de manta de geotecido sobre a camada filtrante de brita do leito, possibilitando a remoção mais efetiva da água livre dos lodos, com a redução do tempo de drenagem e melhoria na qualidade do líquido drenado. A esse leito de secagem modificado foi dado o nome de leito de drenagem. O pesquisador propõe que o leito de drenagem em escala real seja constituído por uma laje de fundo em concreto magro com inclinação entre 2% e 3% para os pontos de coleta, com paredes laterais em alvenaria de 60 cm de altura. Sobre a laje aplica-se a camada suporte de brita e sobre ela a manta geotêxtil. A coleta do líquido drenado pode ser realizada por meio de canaletas e tubulação de PVC encaminhando para caixas coletoras. (FONTANA, 2004).

Lagoas de lodo ou de secagem são adequadas para climas quentes e áridos, pois a secagem é realizada pela radiação solar ou climas frios, quando a secagem se dá pelo congelamento. O processo de desaguamento e secagem em lagoas de lodo é baseado na drenagem da água livre, que deve ser realizada continuamente, e

evaporação. Segundo Cordeiro (1999, apud FONTANA, 2004) as lagoas de lodo possuem em média 1 m de profundidade, porém são conhecidas lagoas com até 3,0 m de profundidade. A profundidade e a área superficial da lagoa dependem das condições de precipitação, evaporação, concentração e volume de lodo.

Essas técnicas, apesar do baixo custo operacional, necessitam de grandes áreas disponíveis para instalação o que eleva o custo de inicial, por isso são usualmente empregadas em estações de tratamento com capacidade inferior a 200 L.s^{-1} (RICHTER, 2001). Para diminuir a área necessária ao desaguamento, Vandermeijden e Cornwell (1998 apud RICHTER, 2001) indicam a necessidade de maximizar a concentração de sólidos, ou seja, adensar o quanto possível, adequar a carga drenada e condicionar o lodo, antes de encaminhá-lo ao leito de secagem, por exemplo.

O desaguamento por processos naturais, como leitos de secagem, tende a ser substituído cada vez mais por processos mecanizados, tais como centrífugas tipo *decanter*, filtros prensa de esteira, filtro prensa de placas e filtros a vácuo.

As centrífugas tipo *decanter* são normalmente utilizadas para desaguar lodos pré-adensados por gravidade ou por adensador mecanizado tipo esteira. O lodo é adicionado em cilindros, que giram em alta velocidade, fazendo com que a força centrífuga lance o lodo contra a parede, que por sua vez é perfurada ou revestida com material filtrante, permitindo a remoção da água clarificada e a sua separação do lodo. Podem ainda receber o resíduo com teor de sólidos superior a 0,4 % (m/v) para produzir um lodo desaguado com teor de sólidos por volta de 20 % (m/v), sempre utilizando polímeros para o condicionamento do lodo (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

O filtro-prensa de placas é um equipamento constituído por uma série de placas verticais suportadas por uma armação comum. Há tecido filtrante nas duas faces de cada placa, o qual por meio de ranhuras permite o escoamento do filtrado. O lodo é

bombeado para o filtro seguido pela aplicação de pressão que força a passagem do líquido pelo tecido filtrante e retém os sólidos entre as placas (YUZHU, 1996 apud SILVA JÚNIOR, 2003).

Os filtros-prensa de esteira, também conhecidos como prensa desaguadora, normalmente recebem despejo pré-adensado em adensadores por gravidade ou em adensadores por esteira. Este equipamento funciona com a adição do lodo adensado entre duas correias, sendo que uma delas tem características filtrantes. Estas esteiras deslocam-se entre cilindros que promovem a compressão, forçando a drenagem do líquido. Segundo YUZHU (1996, apud SILVA JÚNIOR, 2003) para o desaguamento utilizando filtro prensa de esteira, faz-se necessário o pré-condicionamento.

O uso de filtro prensa de placas, que produzem um resíduo sólido desaguado com teores de sólidos maiores do que os obtidos com centrífugas e filtros prensa de esteira, tem-se restringido a situações em que o transporte e disposição final do resíduo sólido requerem uma torta com teor de sólidos mais elevado (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998). Um breve resumo do teor de sólidos que se alcança com cada tecnologia é apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Teor de sólidos em lodo de ETA durante o adensamento e desaguamento.

Tecnologia utilizada		Teor de sólidos [%]	
		Entrada	Saída
Decantação estática		0,03 – 0,2	1 – 3
Adensamento contínuo			
	sem polieletrólito	0,03 – 0,2	2 – 3
	com polieletrólito	0,03 – 0,2	2 – 5
Adensamento por gravidade		0,1 – 1	1 – 2
Flotação		0,03 – 0,2	2 – 4
Adensador por esteira		0,2 – 1	2 – 6
Centrifugação		> 0,4	15 – 25
Prensa desaguadora (Filtro prensa de esteira)		1 – 5	15 – 25
Filtro a vácuo		2 – 6	15 – 17
Filtro prensa de placas		2 – 6	30 – 50

Fonte: RICHER, 2001 adaptado; FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998; e SILVA JÚNIOR, 2003.

Lodos de ETA, que utilizam coagulantes a base de ferro ou alumínio, apresentam maior dificuldade de adensamento por gravidade, devido às suas características gelatinosas, o que exige o pré-condicionamento com a utilização de polímeros orgânicos para desestabilizar as estruturas do floco, na tentativa de que haja a “expulsão” da água intersticial promovendo o melhor agrupamento dos sólidos. Em outras palavras, esse condicionamento, que tem por objetivo preparar o lodo adensado para o desaguamento, utilizando polímeros catiônicos, aniônicos ou não iônicos faz-se necessária para que se possa aumentar a massa das partículas ou seu tamanho, de forma que a separação de lodo e água por sedimentação em um campo de forças gravitacional ou centrífugo, ou ainda por filtração forçada, seja mais eficiente na etapa de desaguamento.

Ainda que menos utilizados, existe a possibilidade do condicionamento do lodo ser realizada por congelamento, quando a estrutura gelatinosa do lodo é destruída pela remoção da água, ficando os flocos após o descongelamento com o aspecto de um material com o mesmo aspecto da areia; ou com tratamento térmico, que quebra os flocos gelatinosos do lodo com o aquecimento do mesmo. Contudo esses dois métodos

são inviáveis tanto devido ao consumo de energia, quanto à qualidade da água removida. (YUZHU, 1996 apud SILVA JÚNIOR, 2003).

Qualquer que seja a concepção do sistema de adensamento é fundamental que o lodo seja pré-condicionado com polímero, cuja dosagem situa-se normalmente entre 0,5 e 6 gramas de polímero por quilo de sólidos secos (g.kg^{-1}) (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

Por fim, a escolha do sistema de desaguamento mais adequado deve ser em função de aspectos técnicos e econômicos, sendo a seleção do equipamento mais apropriado função das características do lodo a ser desaguado, das características exigidas para o resíduo sólido, tanto tendo em vista o seu transporte e quanto a sua disposição final (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998).

3.1.2 Disposição do lodo de ETA

De acordo com Sartori (1997), como é conveniente em qualquer gerenciamento de resíduos sólidos, antes de se buscar uma destinação para o lodo gerado nas estações de tratamento de água, deve-se adotar medidas que reduzam a sua produção e a sua toxicidade, sem que tragam prejuízos à qualidade da água tratada.

Tradicionalmente no Brasil, o destino dos lodos de ETA tinham sido ao longo dos anos somente os sistemas hídricos mais próximos. Ao contrário dos resíduos gerados em estações de tratamento de esgotos, somente a partir de 2002, começou a existir uma preocupação com os lodos gerados em ETA, devido à inclusão de ETA na relação apresentada no Artigo 57 do Decreto Estadual nº 8.468/1976, alterado pelo Decreto Estadual nº 47.397/2002, onde se aponta quais são as atividades ou os sistemas que são considerados como fontes de poluição para efeito de obtenção de licenças prévia, de instalação e operação (SÃO PAULO, 1976, 2002). Porém, mesmo

com essa exigência legal, até hoje há diversas ETA que não se adequaram a essa regulamentação e que ainda lançam seus resíduos nos corpos d'água ou galerias de água pluviais sem qualquer tratamento.

A disposição inadequada desses resíduos nos rios tem contribuído para a deterioração da qualidade das águas, pelo aumento da quantidade de sólidos, da cor, da turbidez, da concentração de alumínio, do assoreamento dos corpos d'água; da redução no valor de pH devido à solubilização de metais contidos no lodo; liberação de odores pela presença de algas, redução da quantidade de oxigênio dissolvido, aumento da toxicidade crônica aos organismos aquáticos por causa do impedimento da penetração da luz solar e impacto visual. Além disso, no descarte de lodo de ETA são desprezadas toneladas de substâncias utilizadas no tratamento que poderiam ser recicladas e utilizadas como insumo em etapas físicas e químicas de estações de tratamento de esgotos (CHAO; MORITA; FERRAZ, 2009; MORITA, 2009a).

Da mesma forma, o descarte de lodo no mar com o auxílio de barcaças foi considerado uma alternativa viável no passado principalmente em grandes cidades, mas devido às condições impostas pela legislação ambiental de diversos países, essa opção já não existe mais (RICHTER, 2001).

Dependendo da viabilidade técnica, econômica e ambiental, além do adensamento/desaguamento do lodo de ETA, pode-se citar como alternativas de manejo desse resíduo a disposição em aterros, a disposição em conjunto dos lodos de ETE, a disposição controlada em alguns tipos de solo, podendo modificar a retenção de água e as propriedades físicas e químicas dos solos (BIDONE; SILVA; MARQUES, 2001), a incineração e outras aplicações industriais diversas (FERREIRA FILHO e ALÉM SOBRINHO, 1998; RICHTER, 2001; JANUÁRIO e FERREIRA FILHO, 2007).

Segundo Paganini (2009), estudos indicam que a utilização de lodos de ETA na indústria cerâmica apresenta cenário promissor tanto devido à viabilidade técnica, já comprovada por diversos estudos científicos, quanto à viabilidade ambiental. Isso em

decorrência da quantidade de cerâmicas existentes no Estado de São Paulo, que poderiam receber a quantidade de resíduos gerados nas ETA sem desrespeitar a proporção de mistura lodo-argila segura para manter as características dos produtos de cerâmica vermelha. Além disso, a destinação de lodo de ETA para o fechamento de valas e para a recuperação de áreas degradadas ajudaria o equacionamento da disposição final desses lodos.

Hoppen et al (2005) concluíram em seu estudo da codisposição de lodo centrifugado de ETA em matriz de concreto que os traços com até 5 % de lodo podem ser aplicadas em situações que variam desde a fabricação de artefatos, blocos e peças de concreto, como placas para redes de distribuição de energia elétrica, pedestais para apoio de equipamentos, tampas de concreto para coberturas de fossas e caixas de passagem, até a construção de pavimentos de concreto de cimento Portland (pavimento rígido), enquanto que a utilização de misturas com teores superiores a 5 % é restrita a aplicações em que a consistência e características do material não sejam um parâmetro primordial, como contrapisos, blocos e placas de vedação, peças decorativas, calçadas e pavimentos residenciais.

Teixeira et al (2006) afirmaram que o lodo de ETA pode ser incorporado em massa cerâmica usada para produzir tijolos e telhas e que essa incorporação, em geral, altera negativamente as propriedades físicas e tecnológicas do material cerâmico (absorção de água, porosidade, massa específica aparente, perda de massa em diferentes temperaturas, retração linear, resistência mecânica à flexão) principalmente quando utilizado lodo de ETA cujo coagulante é a base de alumínio, quando comparado com outro a base de ferro. Os autores verificaram uma proporção em até 10 % de lodo de ETA-Al ou 20 % do lodo de ETA-Fe, para temperaturas de queima a partir de 950 °C, o material cerâmico resultante atende aos padrões exigidos pelas normas brasileiras. Em contrapartida, Oliveira e Holanda (2008) concluíram em outro estudo que a adição de até 15 % em massa de lodo de ETA-Al para a fabricação de cerâmica

vermelha não causa alterações significativas sobre a microestrutura e propriedades tecnológicas da massa cerâmica padrão.

Fora do Brasil, o lodo de ETA é utilizado como matéria-prima em siderúrgicas (Holanda), indústria cimenteira (EUA, Japão, Alemanha e Inglaterra), revestimento cerâmico (Japão e Espanha), na cobertura de aterros para evitar a proliferação de vetores (EUA), na agricultura (EUA, Alemanha, Espanha, Japão e Austrália), em cerâmica vermelha (EUA, China, Espanha, Inglaterra, Índia, Portugal e Holanda), na recuperação de áreas degradadas (EUA e Austrália) e para a recuperação de coagulantes (EUA, Polônia, Alemanha e Japão). (MORITA, 2009a).

3.1.3 Recuperação de coagulantes

Originalmente, o tratamento de água tinha por finalidade melhorar a característica estética da água de abastecimento. Por volta de 1.500 a.C., os egípcios já usavam o alumínio para remover sólidos em suspensão da água de abastecimento (MORITA, 2009b).

Os coagulantes frequentemente utilizados em estações de tratamento de água são sais metálicos, como sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O]$, cloreto de alumínio $[AlCl_3]$, cloreto de polialumínio, também conhecido como “PAC” (*polyaluminum chloride*) ou policloreto de alumínio $[Al_n(OH)_mCl_{3n-m}]$, sulfato férrico $[Fe_2(SO_4)_3 \cdot 5H_2O]$ e cloreto férrico $[FeCl_3]$. A etapa de coagulação produz um lodo contendo, além dos contaminantes orgânicos e inorgânicos propriamente ditos, óxidos e hidróxidos metálicos (AWWA, 1991).

Os lodos de hidróxidos metálicos são formados a partir da coagulação de colóides e contaminantes contidos na água bruta usadas em processos de tratamento para a potabilização de água. Os lodos formados em ETA que utiliza coagulantes a

base de alumínio são definidos como fluidos não-Newtonianos, volumosos, substâncias gelatinosas compostas por hidróxidos metálicos, partículas orgânicas e inorgânicas, como argila, areia, cor, colóides, microorganismos e outras matérias removidas da água bruta (Albrecht, 1972 apud AWWA, 1991; RICHTER, 2001).

De acordo com a AWWA (1991), é razoável afirmar que a forma predominante do alumínio em lodos formados em ETA, que utiliza coagulantes a base de alumínio, a valores de pH e concentrações típicas de coagulação, comumente empregadas na indústria de tratamento de água é a $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$.

Como o alumínio é um metal hidrolizável, a adição de sulfato de alumínio à água, resulta em uma imediata coordenação do íon alumínio com seis moléculas de água $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$. A reação de hidrólise ocorre instantaneamente com a formação de diversos monômeros seguida pela formação de diversos polímeros, formações essas variáveis de acordo com o pH e concentração de alumínio que pode ser predita pelo diagrama pC x pH (Figura 3.3).

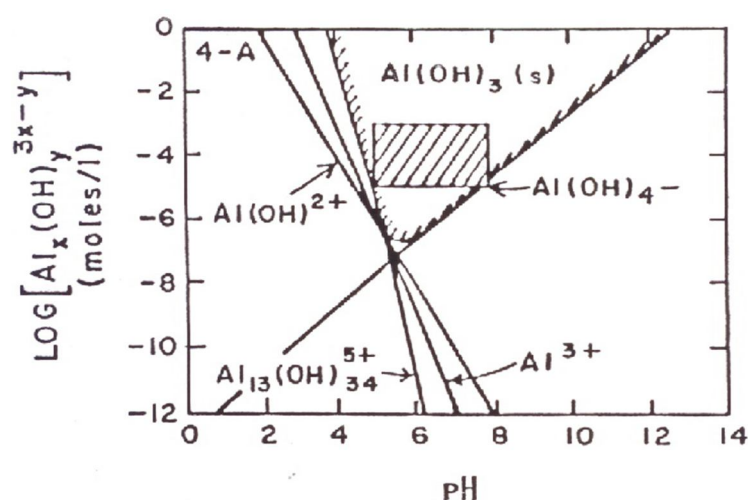


Figura 3.3. Diagrama pC-pH para espécies de alumínio em equilíbrio com hidróxido de alumínio sólido (WEBER, 1972 apud AWWA, 1991)

Numerosas espécies carregadas positivamente $[Al^{3+}, Al(OH)^{2+}, Al(OH)_2^{1+}]$ e $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ e negativamente $[Al(OH)_4^-]$ coexistem em equilíbrio com o hidróxido de alumínio sólido $[Al(OH)_3 \cdot 3H_2O]$, o qual tem uma solubilidade mínima de cerca de $2,7 \mu g \text{ Al.L}^{-1}$ a um valor de pH de 6,2. Já por volta do pH 4,0, por exemplo, várias espécies positivas, como o Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$ e $Al(OH)_2^{1+}$ e produtos da polimerização podem estar em concentração superior 270 mg Al.L^{-1} (AWWA, 1991).

Precipitados de hidróxido de alumínio normalmente contêm diversas moléculas de água no seu entorno, fazendo do lodo contendo íons de alumínio uma suspensão volumosa, com baixas concentrações de sólidos e propriedades ruins de desaguamento. Estudos mostram grandes variações entre as características de lodos: concentração de sólidos totais varia entre 4,5 e 120 g.L^{-1} ; sólidos em suspensão, entre 10 e 60 g.L^{-1} ; sólidos totais voláteis entre 20 e 45 %; valor de pH, entre 6,5 e 7,7; concentração de alumínio, entre 300 e 21.000 mg.L^{-1} ; e, velocidade de sedimentação inicial em torno de $0,1 \text{ cm.s}^{-1}$ (AWWA, 1991).

O ferro também é um metal hidrolisável com um comportamento semelhante ao do alumínio, sendo que o diagrama pC x pH (Figura 3.4) para o ferro apresenta características semelhantes ao diagrama pC x pH para o alumínio: as reações de hidrólise também geram monômeros $[Fe(OH)^{2+}, Fe(OH)_2^+, Fe(OH)_4^-]$, dímeros $[Fe_2(OH)_2^{4+}]$ e polímeros em equilíbrio com o hidróxido de ferro sólido. A solubilidade mínima do hidróxido de ferro é de 0,558 nanogramas de ferro por litro a pH 8 (AWWA, 1991). Da mesma forma, muitas das informações sobre os lodos de alumínio são aplicáveis aos lodos de ferro.

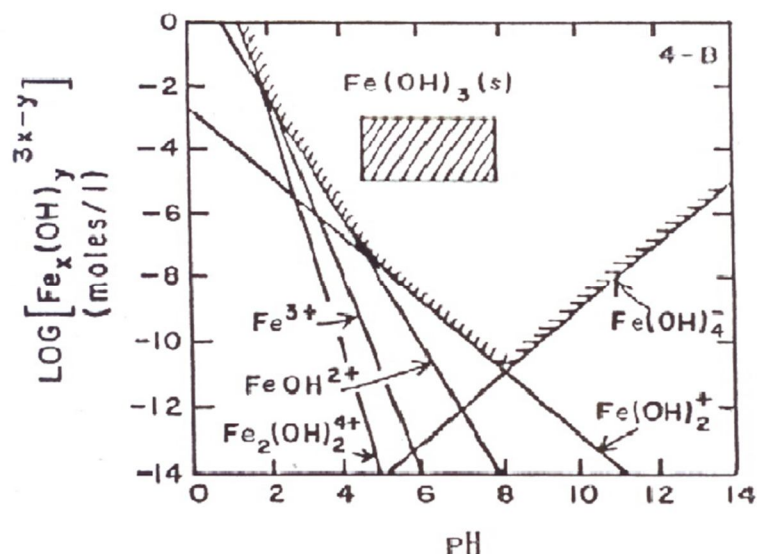


Figura 3.4. Diagrama pC-pH para espécies de ferro em equilíbrio com hidróxido de ferro sólido (WEBER, 1972 apud AWWA, 1991)

A forma predominante do ferro nos lodos formados pode ser representada por $\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$. Os poucos estudos sobre o lodo formado por íons de ferro indicam características bem distintas. A concentração de sólidos totais varia entre 20 e 52 g.L^{-1} , enquanto as concentrações de ferro, entre 930 e 4.100 mg.L^{-1} . O pH do lodo contendo íons de ferro é maior que do lodo contendo íons de alumínio, variando entre 7,4 e 8,5 (AWWA, 1991).

Uma comparação do equilíbrio e solubilidade do ferro e do alumínio, mostra que o alumínio é significativamente mais solúvel em pH neutro que o ferro: enquanto em pH 4,0 há cerca de 270 mg.L^{-1} de alumínio solúvel, existe em solução apenas 44,8 $\mu\text{g Fe.L}^{-1}$. O pH de solubilidade mínima do alumínio é de 6,2 (2,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$), enquanto do ferro é de 8 (0,558 ng.L^{-1}) (AWWA, 1991).

Como se mostrou evidente nos dados anteriormente apresentados, pode-se afirmar que não há valor típico para as variáveis que caracterizam os lodos de ETA. Teor de sólidos, concentração do metal coagulante, valor de pH, propriedades de

filtrabilidade e de adensamento variam consideravelmente de acordo com a adição de coagulante, a operação do sistema e a qualidade da água bruta (AWWA, 1991).

A recuperação do alumínio de lodos de ETA que utilizam coagulantes a base de alumínio é um processo bem conhecido, com registros que datam desde 1903 nos Estados Unidos da América (CORNWELL; SUSAN, 1979 apud RICHTER, 2001; ROBERTS; RODDY, 1960 apud AWWA, 1991) e práticas encontradas mais tarde difundidas no Japão, Grã Bretanha e Polônia (CHEN et al., 1976 apud AWWA, 1991).

De acordo com Gonçalves et al., (1999), a recuperação do coagulante de lodo de ETA pode ser realizada por diversas técnicas: pela via ácida, pela via básica, via extração por solvente, que consiste na extração seletiva do alumínio previamente solubilizado com extrator orgânico e solventes; e o processo via quelação, onde a adsorção do alumínio se dá por membranas orgânicas compostas de esferas de polímeros quelantes. Apesar de a extração ácida ter alcançado maior desenvolvimento industrial, o desenvolvimento desta técnica não teve continuidade devido à necessidade do uso de ácidos fortes para levar o valor de pH a 3 e depois corrigi-lo a 7, se o caso for a disposição em aterro e porque a utilização desse coagulante nas ETA poderia concentrar impurezas, metais e carbono orgânico dissolvido (MORITA, 2009a).

Mesmo sendo a extração com ácido sulfúrico a mais aceita, diversos estudos foram realizados para avaliar outros ácidos e bases e para a recuperação de alumínio de lodo. Dentre os mais aceitos estão o ácido sulfúrico, o ácido clorídrico, o hidróxido de sódio e o hidróxido de cálcio (AWWA, 1991).

Como a solubilidade do alumínio aumenta drasticamente com a variação de pH, quando o lodo de hidróxido de alumínio, na forma predominante de $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, é condicionado com um ácido ou uma base, o alumínio é dissolvido para formar produtos intermediários de polimerização e da hidrólise do alumínio hidratado. Quando reusado como coagulante e neutralizado durante a coagulação, esses produtos solúveis fornecem benefícios similares aos coagulantes de alumínio comerciais. Além disso, a

dissolução do alumínio sob condições ácidas ou básicas diminui a quantidade de precipitado gelatinoso de hidróxido de alumínio e pode melhorar significativamente o desaguamento do lodo, reduzindo a massa e o volume do mesmo. Consequentemente, a adição de ácidos e bases ao tratamento de lodos de ETA pode ser usada tanto para a recuperação de coagulante, quanto com propósitos de condicionamento do lodo (AWWA, 1991). De acordo com Bidone et al. (2001) apesar dessas vantagens, em condições ácidas a matéria orgânica coloidal e alguns metais pesados também podem ser recuperados, tendendo a aumentar a formação de trihalometanos na água tratada com o reuso desse produto.

Apesar da existência de algumas variações, a extração ácida do alumínio envolve a transferência do lodo para um misturador e em seguida a um decantador, conforme mostrado na Figura 3.5. O processo inicia-se quando o lodo adensado é bombeado a um tanque de mistura rápida, onde é adicionado o ácido. O lodo então acidificado é encaminhado a um separador, do qual o líquido sobrenadante contendo o alumínio será recuperado e usado como coagulante no tratamento de água. O lodo sedimentado pode ou não ser neutralizado para ser desaguado. Os sólidos da unidade de desaguamento são normalmente dispostos em aterro e o líquido resultante é reutilizado como coagulante, retornando para a planta de tratamento ou sendo descartado na rede coletora de esgoto (AWWA, 1991).

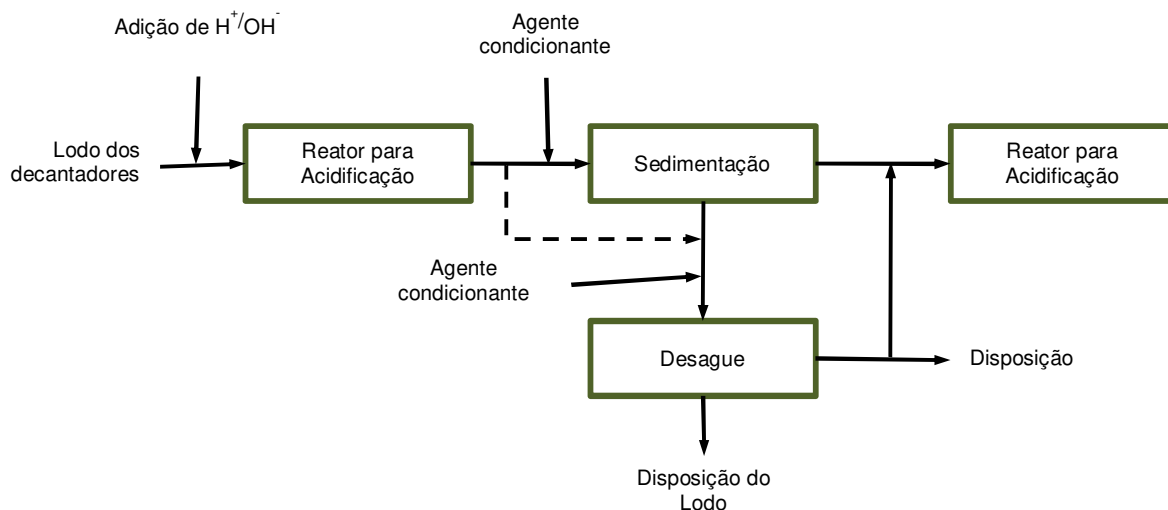
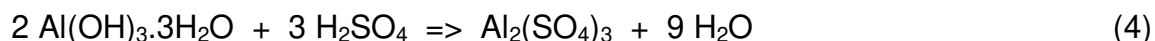


Figura 3.5. Diagrama típico do processo de recuperação de coagulante para a extração ácida ou básica do alumínio e/ou ferro presente em lodo de ETA (adaptado de AWWA, 1991).

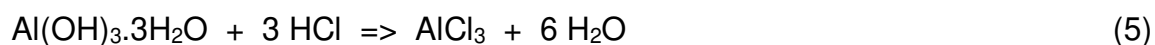
Há duas fontes de alumínio presente no lodo de ETA: coagulante adicionado e argila presente na água bruta. O alumínio presente na argila está normalmente na forma de óxidos $[Al_2O_3 \cdot nH_2O]$, sendo muito mais resistente à hidrólise pela acidificação que o hidróxido de alumínio produzido na coagulação e, para sua extração, necessita-se de elevadas temperaturas, altas dosagens de ácidos e tempo de contato suficiente para a dissolução do óxido. Como o processo de recuperação do coagulante acontece à temperatura ambiente e próxima das adições estequiométricas de ácido, a maioria dos óxidos de alumínio associados aos sólidos presentes na água bruta não será dissolvida e, portanto não se deve esperar uma extração de 100 % da concentração total de alumínio presente no lodo, assim como não se deve contar com uma completa recuperação de todo o coagulante adicionado no tratamento, o que não indica um desempenho precário (AWWA, 1991).

O tipo de ácido, a estequiometria da dissolução do alumínio, o valor de pH da suspensão acidificada, a cinética da extração afetam a recuperação do alumínio. A utilização de ácido sulfúrico para a solubilização do hidróxido de alumínio exige estequiometricamente a proporção de 1,5 mol de ácido sulfúrico para cada mol de

alumínio, ou seja, 1,1 kg de H₂SO₄ por quilograma de Al(OH)₃.3H₂O ou 5,45 kg de H₂SO₄ por quilograma de Al (equação 1).



Quando da utilização de ácido clorídrico, seriam necessários 3,0 mol de HCl por mol de Al, ou seja, 0,8 kg de HCl por kg de Al(OH)₃.3H₂O ou 4,06 kg de HCl por kg Al. Apesar da eficiência de recuperação dos dois ácidos citados serem semelhantes, o uso do ácido clorídrico torna-se inviável devido ao seu custo (AWWA, 1991).



A adição de ácidos em processos de extração em muitos casos é controlada pela medida do valor de pH da solução em suspensão após a adição estequiométrica de ácido ao lodo. Como há uma variação considerável em relação ao pH ótimo da suspensão para a recuperação do alumínio para diferentes lodos, em 1976, Chen et al. (apud AWWA, 1991) afirmaram que o valor de pH ótimo de uma determinada suspensão não deve ser considerado ótimo também para outros lodos. Contudo, a valores de pH menores que 2,5, as concentrações recuperadas de alumínio aproximam-se do máximo para a maioria dos lodos. Em 1960, Roberts e Roddy (apud AWWA, 1991) concluíram que o pH ótimo varia com a alcalinidade da água bruta, de maneira que quanto maior a alcalinidade, menor deve ser o valor de pH para que as concentrações de alumínio recuperadas sejam equivalentes. A faixa de pH usualmente adotada para a recuperação ácida é de 1,8 a 3,0. Dessa forma, parece razoável assumir que a quantidade a ser adicionada de ácido deve ser de uma a duas vezes o valor definido estequiometricamente.

Conforme reportado por AWWA (1991), diversos pesquisadores afirmaram que o tempo de contato entre 10 e 45 minutos seriam necessários para que seja completada a cinética da reação entre o ácido e o lodo, contudo há relatos de que 15 minutos já

seriam suficientes para obter o equilíbrio após a adição estequiométrica do ácido ao lodo, alcançando por volta de 80 % do equilíbrio nos primeiros cinco minutos.

A concentração de alumínio no sobrenadante recuperado varia entre 360 e 3.700 mg.L⁻¹, sendo cerca de 15 vezes menor que aquela encontrada no sulfato de alumínio comercial: 50 a 60 g Al.L⁻¹ (AWWA, 1991).

A acidificação dos lodos de hidróxido de alumínio resulta em considerável redução do volume de lodo, uma vez que a extração ácida dissolve o hidróxido de alumínio, que é gelatinoso, e libera as moléculas de água retidas no lodo. De acordo com AWWA (1991), a redução do volume de lodo resultante de tratamento ácido varia entre 36 e 93 %. Já a redução de massa de sólidos, é resultado da dissolução do alumínio e outros constituintes solúveis durante a extração ácida.

Comparada à extração ácida, experimentos foram realizados para avaliar em que as extrações básicas do alumínio de lodo de ETA são limitadas. O hidróxido de sódio (NaOH) e a cal (CaO) ou hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂) têm sido usados como agentes condicionantes para elevar o valor de pH da suspensão do lodo e para dissolver o alumínio do lodo, presente predominantemente na forma de Al(OH)₃.3H₂O. Com referência ao diagrama pC-pH, na faixa de pH básico, a forma predominante de alumínio solúvel é Al(OH)₄⁻. A concentração de alumínio solúvel pode variar entre 27 mg.L⁻¹ a pH 10 e 2,7 g.L⁻¹ a pH 12, indicando o potencial para a recuperação básica (AWWA, 1991).

O processo de recuperação básica do alumínio é semelhante à recuperação ácida, conforme Figura 3.5. O lodo adensado entra em contato com a base em um misturador rápido e em seguida é transferido para um separador. O líquido sobrenadante é reutilizado com coagulante em tratamento de água, enquanto o lodo sedimentado é desaguado, sendo posteriormente disposto (AWWA, 1991).

A estequiometria da adição de base, o valor de pH da suspensão condicionada e a cinética da extração afetam a concentração do alumínio em coagulantes recuperados e a sua qualidade para reuso como coagulante no tratamento de água (AWWA, 1991).

As reações envolvidas na extração do alumínio em meio básico usando hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio podem ser resumidas como:



Considerando a completa dissolução do alumínio sólido $\text{Al(OH)}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ao soluto Al(OH)_4^- , a demanda estequiométrica para o hidróxido de sódio é de $1 \text{ mol.}(\text{mol Al})^{-1}$, ou seja, 1,48 kg de NaOH por kg de Al, enquanto que para o hidróxido de cálcio é de 0,5 mol por mol Al, ou seja, 1,37 kg de Ca(OH)_2 por kg de Al. Contudo, a possibilidade de formação de outras espécies negativas de alumínio podem afetar significativamente a estequiometria da dissolução do alumínio.

De acordo com AWWA (1991), a extração em meio básico do alumínio deve ser ótima no pH próximo de 12, com uma recuperação variando entre 25 e 90 % do alumínio presente no lodo. Para um pH de 13,5, a recuperação pode chegar a 100 % do total de alumínio presente. Uma comparação entre o uso do NaOH e do Ca(OH)_2 , mostrou que a recuperação com o hidróxido de cálcio é insatisfatória devido a baixa concentração de Ca(OH)_2 na solução de cal hidratada e baixa solubilidade dos aluminatos de cálcio formados (AWWA, 1991).

O alumínio recuperado no líquido sobrenadante também é dependente da concentração de sólidos inicial, aumentando drasticamente à medida que diminui a concentração de sólidos para menos de 20 g.L^{-1} , chegando aos melhores resultados

quando a concentração é menor que 8 g.L^{-1} . O valor máximo de remoção observado foi de 50 % para o CaO e 65 % para a extração usando NaOH (AWWA, 1991).

Da mesma forma que na extração ácida, a adição de soluções básicas, como hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio, ao lodo, além de recuperar parte do alumínio contido no lodo, leva a uma redução do volume de lodo a ser disposto (AWWA, 1991).

Desde a década de 1990, o Japão utiliza a tecnologia de recuperação de coagulante tanto para diminuir o volume e massa de lodo a ser disposta, quanto para o uso no tratamento de água do coagulante recuperado primariamente. No Japão, as ETA que recuperam o coagulante com extração ácida, utilizam o ácido sulfúrico para condicionar o lodo de PAC e recuperar o coagulante para reuso na própria unidade, seja no tratamento de água potável, seja de água industrial (AWWA, 1991).

Essa técnica de recuperação de coagulante pode trazer benefícios ao ambiente, pela redução de um insumo importante, o coagulante, e pela diminuição da quantidade de resíduos sólidos a serem tratados e dispostos, como também vantagens econômicas: produção de um coagulante de custo reduzido e minimização de custos relacionados ao tratamento e a disposição da fase sólida (ASCE; AWWA; EPA, 1996 e AWWA, 1987 apud FREITAS et al., 2005). Contudo, mesmo considerando que estudos que citam a regeneração do coagulante a partir do lodo de ETA, também afirmam que há problemas em relação à qualidade do coagulante regenerado, o qual pode concentrar poluentes, como metais pesados, limitando o seu uso em estações de tratamento de água, é mais adequado a utilização do coagulante recuperado em processos onde não há destinação de água para o abastecimento público, como no tratamento de esgotos sanitários como sugerido por Masides et al (1988 apud FREITAS, FERREIRA FILHO, PIVELI, 2005) e Julio, Santos e Oroski (2009).

3.2 Resíduos gerados em estações de tratamento de esgotos ou lodo de ETE

Com o crescimento populacional, a quantidade de esgotos lançados nos rios tomou tamanha dimensão que a capacidade de autodepuração desses rios passou a ser insuficiente para que fosse possível a captação de água com qualidade para o tratamento e abastecimento público. Assim, sistemas de tratamento que reproduzem os fenômenos naturais de degradação da matéria orgânica presente no esgoto, de forma mais controlada e rápida, foram introduzidos após sistemas de esgotamento sanitário, entre as etapas de afastamento e lançamento nos corpos d'água e são intitulados estações de tratamento de esgotos (ETE).

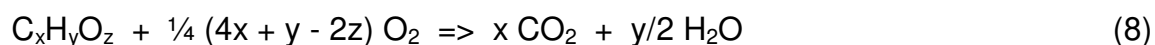
As estações de tratamento de esgotos (ETE) visam à remoção de matéria orgânica, sendo realizada por processos físicos, químicos e biológicos, nos quais as bactérias são os principais microrganismos responsáveis pela degradação ou a estabilização da matéria orgânica, por meio de processos metabólicos que envolvem o anabolismo e o catabolismo.

No anabolismo ou assimilação, as bactérias usam a matéria orgânica presente como fonte de material para a transformação em massa celular (crescimento) com o auxílio da energia liberada na desassimilação. Nesse processo, há um aumento da massa bacteriana que, normalmente em sistemas biológicos, está presente como uma suspensão de flocos macroscópicos (biomassa suspensa) ou biofilme (biomassa aderida), e comumente chamado de lodo biológico.

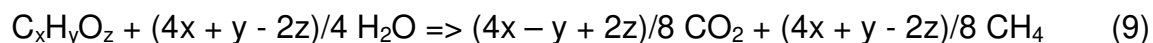
No catabolismo ou desassimilação, a matéria orgânica é degradada em produtos e energia por meio de processos oxidativos e fermentativos.

No processo oxidativo, a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante extracelular presente no sistema de tratamento, como o oxigênio, nitratos e sulfatos,

sendo os produtos da oxidação compostos inorgânicos estáveis, como o dióxido de carbono e água. A reação de oxidação de um composto orgânico pelo oxigênio pode ser representada como a expressão a seguir (VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 2001):



No processo fermentativo, ocorre uma transferência intramolecular de elétrons, fazendo com que a matéria orgânica catabolizada seja decomposta em ao menos duas partes não necessariamente iguais, podendo, quando diferentes, um produto mais oxidado e outro mais reduzido que o composto original. O metabolismo anaeróbio, processo fermentativo cujos produtos finais são o metano e o dióxido de carbono, pode ser representado como se segue (VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 2001):



Na maioria das águas residuárias, o material orgânico presente é uma mistura de muitos compostos que podem ser classificados em material biodegradável, que engloba os compostos que podem ser utilizados pela biomassa bacteriana, e o material não biodegradável, que é formado de compostos que não são afetados pela ação bioquímica dos microorganismos no período de permanência no sistema de tratamento. Cada uma dessas frações pode ser subdividida em fração solúvel (compostos dissolvidos), facilmente biodegradável, e em fração particulada (material coloidal e macroscópico), a qual necessita ser hidrolisada para posterior degradação. De acordo com Van Haandel e Marais (1999, apud VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 2001), essas frações podem ser distinguidas em:

$$\text{Fração solúvel:} \quad \left\{ \begin{array}{ll} \text{Não biodegradável:} & \pm 10 \% \text{ do esgoto bruto} \\ \text{Biodegradável:} & \pm 20 \% \text{ do esgoto bruto} \end{array} \right.$$

Fração particulada:	{	Não biodegradável:	$\pm 8 \%$ do esgoto bruto
		Biodegradável:	$\pm 62 \%$ do esgoto bruto

Independente do metabolismo característico da biomassa (lodo), na maioria dos sistemas de tratamento, o intenso contato entre os flocos de lodo e as partículas de material orgânico presente no afluente faz com que essas partículas agrupem-se formando flocos e passem para a fase sólida (o lodo), sendo posteriormente utilizadas pelas bactérias se forem biodegradáveis, enquanto que as partículas não biodegradáveis acumulam-se no reator, formando a fração inerte do lodo.

Segundo Metcalf & Eddy (1991) (adaptado por VON SPERLING et al, 2001), os tipos de lodo que podem ser extraídos de tratamento de esgotos incluem:

- Lodo primário: sólidos constituídos por materiais sedimentáveis biodegradáveis ou não, removidos por sedimentação nos decantadores primários ou tanques sépticos;
- Lodo biológico aeróbio não estabilizado: biomassa de microrganismos aeróbios gerada à custa da remoção da matéria orgânica dos esgotos em tratamentos do tipo lodos ativados convencional ou reatores aeróbios de alta carga. Esta biomassa está em constante crescimento, em virtude da entrada contínua de matéria orgânica nos reatores biológicos. Para manter o sistema em equilíbrio, a mesma massa de sólidos biológicos gerada deve ser removida do sistema. Caso o tempo de permanência dos sólidos no sistema seja baixo e haja satisfatória disponibilidade de alimento, os sólidos biológicos conterão maiores teores de matéria orgânica em sua composição celular. Estes sólidos não se encontram estabilizados, o que exige uma etapa posterior de digestão.
- Lodo biológico aeróbio estabilizado: predominantemente constituído por microrganismos aeróbios que crescem e se multiplicam à custa da matéria

orgânica presente nos esgotos brutos que são tratados por processos de lodos ativados com aeração prolongada ou reatores aeróbios de baixa carga. Nesses sistemas, a disponibilidade de alimento é menor e a biomassa fica retida mais tempo, predominando as condições de respiração endógena. Como consequência, a biomassa utiliza as próprias reservas de matéria orgânica de composição do protoplasma celular, resultando em um lodo com menor teor de matéria orgânica e maior teor de sólidos inorgânicos, o que elimina a necessidade de tratamento complementar do lodo.

- Lodo biológico anaeróbio: Nos reatores anaeróbios (UASB e filtros anaeróbios) e no fundo das lagoas de estabilização, predominam condições anaeróbias, nas quais a biomassa cresce e se multiplica à custa de matéria orgânica na ausência de oxigênio, além de ficar retida um longo período de tempo, o que favorece também a digestão do próprio material celular. Uma vez considerado um lodo estabilizado, esse material não necessita de tratamento posterior.
- Lodo químico: Resultante da precipitação química com sais metálicos ou com cal em decantadores primários com precipitação química ou lodos ativados com precipitação química do fósforo.

O lodo secundário é constituído por materiais gerados no processo biológico, aeróbio ou anaeróbio, constituído principalmente por microrganismos, produtos extracelulares e resíduos que não tenham sido removidos na etapa de tratamento primário de uma estação de tratamento de esgotos.

O lodo (biomassa), independentemente se formado em processo aeróbio ou anaeróbio, é constituído em boa parte por bactérias vivas e é considerado essencial para os processos de tratamento biológico de esgotos, sendo seu descarte considerado um resíduo.

Para a maior eficiência dos processos biológicos na remoção de matéria orgânica presente no afluente, os sistemas de tratamento mantêm o afluente em um meio rico em biomassa, buscando baixos tempos de detenção hidráulica e tempos de retenção de sólidos suficientemente longos, os quais variam com a tecnologia empregada. O descarte de lodo, uma necessidade operacional que visa à manutenção de uma quantidade de biomassa adequada para produzir os efeitos necessários, é o momento em que o lodo deixa de ser a essência do processo para se transformar em resíduo (FERNANDES; SOUZA, 2001).

De acordo com Fernandes e Souza (2001), quanto mais o lodo se assemelhar à matéria orgânica “in natura”, maior será seu potencial de putrefação, com a produção de odores desagradáveis e aumento do teor de microrganismos patogênicos. E, à medida que esse lodo passa por transformações com a degradação da matéria orgânica, ao lodo são conferidas características de estabilidade biológica, o qual tem menor produção de odor e menor concentração de microrganismos patogênicos.

Nos sistemas em que o esgoto passa por um decantador primário seguido de tanque de aeração e decantação secundária, o lodo é instável, composto basicamente por materiais sedimentáveis (lodo primário) e biomassa ativada (lodo ativo), e necessita de estabilização complementar. Já nos sistemas, em que são empregados reatores anaeróbios de alta taxa, como os RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente), o lodo resultante apresenta característica estabilizada devido ao tempo elevado de retenção do lodo no reator, quando comparado aos reatores aeróbios e o processo envolvido (reações anaeróbias).

Os processos físicos e químicos empregados no tratamento de esgotos geram resíduo em quantidade elevada quando comparados aos processos biológicos.

Em 1740, o primeiro tratamento físico-químico de esgotos domésticos, utilizando cal foi realizado em Paris e entre 1850 e 1910 já havia diversos registros de patentes relacionadas a processos de tratamento de esgotos, porém, conforme citado

por Metcalf e Eddy (1916 apud MORITA, 2009b) esse tipo de tratamento possuía como principais desvantagens a remoção apenas de material em suspensão e coloidal, com a produção de elevada quantidade de lodo de difícil desaguamento e disposição final.

3.2.1 Tratamento do lodo de ETE

As operações de tratamento visam à obtenção do lodo adequado para uma posterior utilização ou disposição com o mínimo de custo. A baixa concentração de sólidos (2 a 3 %) e a presença de microrganismos patogênicos, metais pesados, poluentes orgânicos e matéria orgânica ainda com elevado grau de biodegradabilidade (no caso de lodos aeróbios) são os principais problemas que devem ser administrados e resolvidos. Soma-se ainda o aumento da dificuldade no cumprimento dos padrões de emissão requerida pela legislação e a logística envolvida na disposição do lodo. Dessa forma a política de gerenciamento de lodo deve visar à redução da quantidade produzida, da produção de um material seguro e sanitariamente adequado, com a aplicação de opções de reuso deste resíduo ao invés do simples descarte em aterros (SPINOSA, 2007).

Os aspectos mais importantes a serem considerados na operação e manutenção de sistemas de gerenciamento de lodo são o nível de tecnologia envolvida, o mercado potencial dos produtos obtidos, a qualidade exigida em função do uso desse produto, ou seja, todos os aspectos que envolvem a sustentabilidade de todo o sistema. (FERNANDES; SOUZA, 2001; SPINOSA, 2007).

Para a estabilização de lodos são empregados processos biológicos, químicos e físicos. Os principais processos de estabilização biológica empregados são apresentados a seguir (FERNANDES; SOUZA, 2001):

- Digestão anaeróbia: consiste na solubilização e redução de substâncias orgânicas complexas pela ação de microrganismos na ausência de oxigênio com a produção de metano, dióxido de carbono, outros gases e lodo estabilizado. Não é eficaz na redução de microrganismos patogênicos.
- Digestão aeróbia: biodegradação da matéria orgânica por microrganismos aeróbios, envolvendo a oxidação da matéria orgânica biodegradável na presença de oxigênio. Não é eficaz na redução de microrganismos patogênicos.
- Digestão aeróbia auto térmica: semelhante à digestão aeróbia, ocorre a temperaturas maiores que o ambiente (fase termofílica), para acelerar o ritmo da biodegradação da matéria orgânica e para eliminar os microrganismos patogênicos do lodo.
- Compostagem: biooxidação aeróbia exotérmica em fase sólida de um substrato orgânico heterogêneo, com produção de dióxido de carbono, água, substâncias minerais e matéria orgânica estável, além da eliminação de microrganismos patogênicos. É um dos principais processos para a estabilização de lodos para a agricultura, porém necessita de grandes áreas. Os tipos mais comuns são o revolvimento de leiras, pilha estática aerada e compostagem confinada em reatores (MORITA, 2009a).

Na estabilização química, ocorre a adição de produtos que podem inibir a atividade biológica ou oxidar a matéria orgânica:

- Estabilização alcalina: adição de bases, como a cal, para elevando o pH para valores maiores ou iguais a 12, destruindo a maior parte dos microrganismos patogênicos, diminuindo o odor gerado e imobilizando os metais pesados.
- Oxidação úmida: Em reatores a temperaturas entre 100° e 374 °C, ponto crítico da água, com a injeção de ar/oxigênio, ocorre transformação da matéria orgânica em dióxido de carbono, água, ácidos orgânicos, matéria

mineral com redução de mais de 95% do total de sólidos voláteis, produção de lodo estéril de fácil degradação e fase líquida que deve retornar ao sistema de tratamento.

- Pasteurização: injeção de amônia anidra até elevar pH a 11,5, para redução de microrganismos patogênicos, seguida da adição de ácido fosfórico, cuja reação exotérmica neutraliza o meio e condiciona o lodo para posterior desaguamento.

A secagem térmica, processo de estabilização física, que consiste na elevação da temperatura para a evaporação da água até que o teor de sólidos atinja entre 20 e 45 %, bloqueia a atividade biológica, podendo essa ser reativada com o posterior aumento da umidade do lodo dependendo do reuso escolhido. Elimina termicamente os microrganismos patogênicos, porém com pouca alteração da matéria orgânica presente (FERNANDES; SOUZA, 2001).

Após a estabilização do lodo e antes de sua disposição, devem ser empregadas técnicas para o desaguamento do lodo, visando reduzir o seu volume, por meio da redução do seu teor de umidade, com o objetivo de reduzir o custo de transporte para o local onde será reusado ou disposto, além de melhorar as condições de manejo desse lodo.

De acordo com Gonçalves et al (2001), a capacidade de desidratação varia com o tipo de lodo: um lodo gerado em sistemas de lodos ativados é mais difícil de ser desaguado do que um lodo primário digerido anaerobiamente, fato que está relacionado ao tipo de sólido e à forma pela qual a água está ligada às partículas de lodo.

Em 1985, Kamayama já afirmava que os lodos digeridos anaerobiamente possuem estruturas quimicamente complexas com grande afinidade por água o que dificulta o desaguamento mecânico sem um pré-condicionamento adequado, processo esse que utiliza coagulantes inorgânicos (sais metálicos e cal), orgânicos ou poliméricos (catiônicos, aniônicos e não iônicos) para alterar as características físico-químicas dos

lodos, desestabilizando as partículas por meio da diminuição das forças eletrostáticas de repulsão entre elas e a consequente redução da afinidade por água. Isso ocorre com a compressão da dupla camada elétrica que envolve superficialmente cada partícula e posterior aglomeração dos coloides e dos sólidos finos em baixos gradientes de velocidade de agitação (GONÇALVES et al, 2001).

Os coagulantes inorgânicos mais utilizados são cal e sais metálicos, como sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso e sulfato férrico. Normalmente utilizado com posterior adição de cal para correção do pH, controle de odor e desinfecção, o cloreto férrico em contato com a água presente no lodo é hidrolisado, formando complexos de ferro com cargas positivas que neutralizam as cargas de superfície negativas dos sólidos presentes, proporcionando sua agregação e formação dos flocos; reage também com a alcalinidade de bicarbonatos do lodo, formando hidróxidos que atuam como floculantes. A adição do cloreto férrico é realizada utilizando as soluções nas concentrações recebidas do fornecedor (30 % a 40 %), já que a diluição pode resultar em hidrólise e precipitação de hidróxido férrico (GONÇALVES et al, 2001).

Entre os processos mais utilizados para o desaguamento do lodo, podem ser citados (GONÇALVES et al, 2001):

- Leitos de secagem: indicados para ETE que atenda uma população de até 20 mil habitantes e localizada em áreas afastadas da zona urbana, têm como principais vantagens o baixo custo de implantação e operação, baixa sensibilidade a variações da característica do lodo e a torta resultante apresenta alto teor de sólidos.
- Centrífugas: utilizam força externa (força centrífuga) superior, na faixa entre 500 e 3.000 vezes à força da gravidade, para a separação sólido-líquido, com a função de adensamento e/ou desaguamento do lodo. Esse processo depende do tipo e do teor de sólidos do lodo afluente. As centrífugas são

compactas, porém apresentam custo de operação e manutenção elevados, o que limita o seu uso em ETE com vazão superior a 100 L.s^{-1} e baixa disponibilidade de área.

- Prensa desaguadora ou filtro-prensa de esteira: tem o processo de separação dividido em zona de separação por peneiramento, onde a água livre percola sob ação da gravidade através dos furos existentes na tela que recebeu o lodo; zona de baixa pressão, onde o restante da água livre é removido pela suave compressão entre as telas superior e inferior; e a zona de alta pressão, onde o lodo é comprimido progressivamente para liberar a água intersticial, com posterior remoção do lodo desaguado. Exige baixo custo de implantação e operação.
- Filtro prensa: opera em batelada, exige baixo consumo de produtos químicos, apresenta torta com altos teores de sólidos (35 %) e, portanto boa qualidade do efluente líquido (clarificado). Atualmente, são automatizados, reduzindo a necessidade de mão-de-obra para a sua operação. Contudo, o peso do equipamento, seu custo de aquisição e a necessidade de substituição regular das telas de filtração fazem com que seu uso seja limitado a ETE de médio e grande porte.
- Secagem térmica: pode ser utilizado em diferentes tipos de lodo, desde que seja alimentado com lodo com teor de sólidos entre 15 e 35 %, reduz significativamente o volume do lodo, custo de transporte e estocagem, o produto final é praticamente livre de microrganismos patogênicos, preserva as propriedades agrícolas, é fechado e é indicado para ETE de médio e grande porte com baixa disponibilidade de área e localizada próxima a áreas residenciais. Historicamente, tem sido adotada por ETE existentes que estão sofrendo algum tipo de modernização e que já se utilizam de processos de estabilização biológica do lodo, principalmente digestão anaeróbia. A exclusão da etapa estabilização biológica reduz de forma significativa o custo de implantação, além de propiciar a produção de material com maior teor de matéria orgânica e poder calorífero, o que agregam valor ao produto,

favorecendo sua utilização na agricultura ou como combustível. Contudo, até o momento, nenhum programa de manejo e revenda de biossólido implantado foi capaz de produzir um excedente positivo para a ETE, de forma que o custo de processamento teve de ser coberto pela tarifa de água/esgoto e essa alternativa somente se torna economicamente viável se a energia da biomassa for aproveitada (MORITA, 2009a).

3.2.2 Disposição do lodo de ETE

Para a disposição de lodo de ETE há diversas alternativas em estudo e em operação, como a disposição em solo para fins agrícolas, compostagem, condicionadores de solo, coincineração com resíduos sólidos domésticos, coprocessamento em indústria de cimento e aterros exclusivos. (PAGANINI, 2009).

No oeste europeu, a produção de lodo depende do número de habitantes e do desenvolvimento do tratamento de esgotos para resultar em diferentes soluções de gerenciamento: enquanto a maior parte do oeste europeu ainda dispõe o lodo em aterros, outros utilizam de 10 % a 70 % do lodo na agricultura, como mostra a Tabela 3.2. Os métodos de estabilização aplicados variam com a preferência de cada país entre o anaeróbio e o aeróbio. Na Alemanha, por exemplo, quase todas as ETE de médio e grande porte utilizam a estabilização anaeróbia, enquanto que na França os processos aeróbios são mais frequentes. A secagem do lodo é normalmente utilizada como pré-tratamento da incineração, a qual possui unidades operando por muitos anos, possibilitando o lodo a ser coincinerado com outros combustíveis ou resíduos, ou ainda ser monoincinerado em plantas dedicadas (específicas) (SPINOSA, 2007).

Tabela 3.2. Porcentagem de lodo utilizado na agricultura (oeste europeu)

País	Ano	Produção de lodo (Mg/ano)	Lodo usado na agricultura (%)
Áustria	2003	115.448	28
Alemanha	2003	2.172.196	33
Dinamarca	2002	140.021	59
Espanha	2003	1.012.157	66
França	2002	910.255	58
Finlândia	2003	150.000	17
Itália	2003	905.336	32
Irlanda	2003	42.147	63
Luxemburgo	2003	7.750	43
Holanda	2003	550.000	~0
Portugal	2002	408.710	46
Suécia	2003	220.000	9
Reino Unido	2003	1.360.366	61

Fonte: PAPOULIAS, 2006 apud SPINOSA, 2007, adaptado.

Já no centro e leste europeu, o gerenciamento do lodo é bem diversificado devido aos variados índices de coleta de esgoto, diferentes legislações, tecnologias de tratamento implantadas, produzindo quantidades variadas de lodo primário e secundário. Da mesma forma, os métodos adotados para a disposição do lodo são fortemente influenciados pela economia local e prevalecem aqueles de menor custo, sendo as opções de disposição mais freqüentes o uso na agricultura e encaminhamento para aterros. Na Tabela 3.3, são apresentadas as quantidades de lodo utilizado na agricultura em alguns países e na Figura 3.6, as opções adotadas para a disposição do lodo.

Nessa região, há muita experiência com a intensificação do uso dos processos de digestão anaeróbia. Por exemplo, os processos termofílicos são comuns na Rússia desde a década de 1950, já a ETE de Praga, República Tcheca, dobrou a produção de biogás entre 1993 e 2005, com o aumento da capacidade de digestão e biodegradabilidade do lodo por secagem exaustiva, desintegração com lise centrífuga e alteração da temperatura operacional para faixa termofílica (SPINOSA, 2007). Já na

Turquia, onde apenas cerca de 37 % da população está “interligada” com estações de tratamento de esgotos, o lodo produzido tanto por estações de tratamento de esgotos sanitários como de efluentes industriais, utilizam diversos processos de adensamento (por gravidade, flotação ou centrífuga), de estabilização (processos aeróbios, anaeróbios e químicos), e de desaguamento (leitos de secagem, centrífuga, filtro-prensa de placas e esteira). Os lodos sanitários são normalmente encaminhados para aterros ou usados na agricultura, enquanto que os lodos provenientes de estações de tratamento de efluentes industriais são encaminhados para aterros industriais (56 %), aterros (29 %) e lançamento no solo (15 %). (FILIBELI, 2006 apud SPINOSA, 2007).

Tabela 3.3. Porcentagem de lodo de ETE utilizado na agricultura em alguns países do leste europeu

País	Ano	Produção de lodo (Mg.ano ⁻¹)	Lodo usado na agricultura (%)
República Tcheca	2002	211.000	56
Hungria	2003	52.553	59
Eslováquia	2003	54.940	0
Eslovênia	2003	9.400	9

Fonte: PAPOULIAS, 2006; MICHALOVA, 2004 apud SPINOSA, 2007.

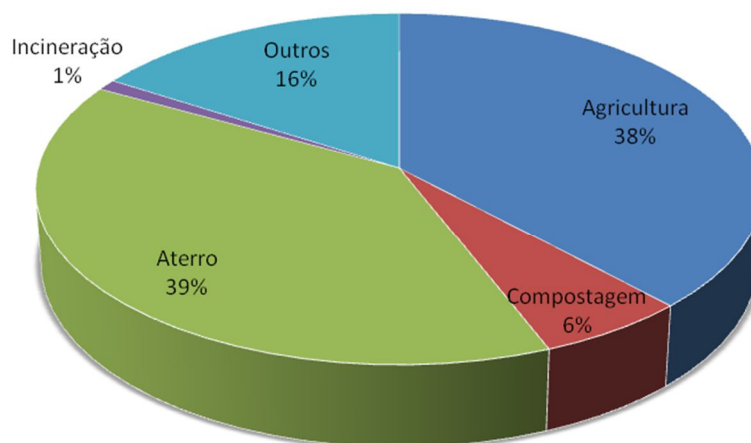


Figura 3.6. Disposição de lodo de ETE na República Tcheca, Eslováquia, Polônia, Hungria e Eslovênia (adaptado de SPINOSA, 2007)

Por toda a América do Norte, o tratamento do lodo é baseado na estabilização e desaguamento visando à redução de massa ou a produção de biossólidos com características que possibilitam a aplicação desse lodo no solo. A compostagem tradicional vem perdendo forças entre os processos de estabilização nas grandes cidades dos Estados Unidos, devido ao custo operacional e odor desagradável resultante do processo. Nos Estados Unidos, dois terços da produção anual de lodo, ou também chamado de biossólidos, estimada em 7,6 milhões de toneladas (base seca) tem uso benéfico, ou seja, não são somente dispostos em aterro, mas têm um reaproveitamento, como a aplicação na agricultura. (IRANPOUR et al., 2004 apud SPINOSA, 2007).

O Canadá, com uma produção de lodo anual de aproximadamente 0,4 milhões de toneladas (base seca), dispõe 43 % da produção de lodo no solo, 47 % são incinerados e apenas 4 % são enviados para aterros (APEDAILE, 2001 apud SPINOSA, 2007).

Na América Latina e Caribe, com uma população de cerca de 520 milhões de pessoas, das quais apenas 89 % têm acesso à água potável e 74 % ao saneamento básico, estima-se que somente 10 % dos efluentes gerados são tratados. Somente um pequeno número de ETE contempla o tratamento do lodo, que é geralmente baseado apenas no adensamento e disposição em aterro. As lagoas de estabilização são muito usadas na região: na Colômbia há ao menos 105, enquanto no México existem 549 sistemas. Nessa região, grandes esforços são feitos para desenvolver processos simples, de baixo custo e eficientes para modificar as características iniciais do lodo permitindo o seu reuso. Nesse sentido, processos de compostagem, leitos de secagem, estabilização química são bastante utilizados. E em contrapartida, poucos estudos são preocupados com a redução de massa de lodo, desde que essa opção venha a reduzir os efeitos benéficos do seu reuso (SPINOSA, 2007).

No Japão, onde 67 % da população é atendida com coleta de esgoto, estima-se em uma produção anual de lodo maior que 2 (dois) milhões de toneladas (base seca), da qual 66 % são aproveitados: 27,2 % usados na fabricação de cimento, seja como torta ou resíduo de incineração; 22,3 %, na solidificação térmica para a produção de pedregulho, tijolo, escória e agregados leves; 14,0 %, usados na agricultura; apenas 0,1 %, lançados no oceano e o restante é encaminhados para aterros. Recentemente foi desenvolvido um novo destino para o lodo: a sua carbonização e conversão a carvão a ser queimado em plantas de geração de energia. Na região metropolitana de Tóquio, 100 mil toneladas de torta de lodo são carbonizadas anualmente em unidades de geração de energia, o que contribui para quase 9 % do rendimento energético total dessa área (SPINOSA, 2007).

Na Coreia, há 268 estações de tratamento de esgotos, com uma produção anual de 2,4 milhões de metros cúbicos de torta de lodo secundário, dos quais, 9,9 % são reutilizados (22 % como matéria-prima na fabricação de cimento; 34 % como material de recobrimento de terrenos inclinados; 6 % viveiro para cultivo de minhoca; 2 % compostagem; e, 35 % material de recobrimento de células de aterro), 1,4 % é encaminhado para aterros, 11,7 % são incinerados e 77 % são lançados no mar (SPINOSA, 2007).

No sul da Ásia a situação é bem diversificada. Em 2000, a Malásia, com uma população de 25,5 milhões de habitantes, 50 % dela coberta com coleta de esgotos, dispõe 30 % do lodo em leitos de secagem ou lagoas, 10 % foram usados na silvicultura ou horticultura e os 60 % restantes foram encaminhadas para unidades de tratamento existentes. Singapura, com 4,3 milhões de habitantes e 100 % de coleta e tratamento de esgotos produziu 98 mil toneladas de lodo seco, encaminhando a maior parte deste lodo para aterros e utilizando apenas uma pequena fração no condicionamento do solo. Já em Taiwan, com uma população de 23 milhões de habitantes, todo o lodo de ETE era aterrado. Na Tailândia, onde vivem aproximadamente 65 milhões de pessoas, estima-se uma produção anual de 15 mil toneladas (2003) de lodo e por conta de suas

características, adota-se a aplicação em solos neutros ou alcalinos após a sua digestão ou compostagem. E, por fim, o Vietnã, com 78 milhões de habitantes, destina o lodo de tanques sépticos para a compostagem (SPINOSA, 2007).

Na China, estima-se para 2010 um volume de esgoto tratado anualmente superior a 20 milhões de metros cúbicos e uma produção anual de lodo seco acima de 6,57 milhões de toneladas. Do lodo produzido, cerca de 44 % são usados na agricultura, 31 % dispostos em aterro, 10,5 % têm outro tipo de tratamento, como digestão anaeróbia, compostagem, secagem térmica e como matéria-prima para a construção civil (SPINOSA, 2007).

O lodo gerado nas 900 estações de tratamento de esgotos instaladas na África do Sul é estabilizado por digestão anaeróbia, adensado e desaguado em leitos de secagem (35 %), filtro prensa de esteira (28 %), centrífugas (5 %) e lagoas (4 %). Quando não há tecnologias usadas no desaguamento, o lodo líquido é aplicado diretamente no solo no cultivo de algodão. Já os métodos usados para a disposição são a venda (42 %), uso em jardins municipais (21 %), cultivo de algodão (12 %), aplicação no solo (12 %) e encaminhado para aterro ou são estocados (13 %) (SPINOSA, 2007).

Na Austrália, inclusive, o tratamento secundário dos esgotos é comum, exceto em Sydney, onde cerca de 90 % dos esgotos recebem tratamento primário avançado antes de serem lançados no oceano, e Canberra, onde recebem tratamento terciário físico-químico com sais ferrosos e cal para auxiliar na remoção de fósforo e reduzir a probabilidade de algas no corpo receptor. Há ênfase em reusar os biossólidos pela aplicação no solo, diretamente ou como produto de compostagem e, ainda a adoção da incineração como alternativa para a disposição e posterior aplicação no solo das cinzas (SPINOSA, 2007).

3.3 Lançamento de lodo de ETA em ETE

As características dos lodos gerados nas ETA e nas ETE são distintas, principalmente porque diferem a matéria-prima que chega às estações de tratamento, assim como os próprios tipos de tratamento, conforme descrito nos itens 3.1 e 3.2. Na Tabela 3.4 é apresentada uma breve comparação entre os tipos mais comuns de lodo de ETA e ETE.

Tabela 3.4. Principais características dos lodos gerados em ETA e ETE

Propriedades	ETA	ETE
Produto a ser tratado	Água bruta	Esgotos domésticos
Processos envolvidos	Físicos e químicos	Físicos, químicos e biológicos
Constituintes principais dos lodos	Produtos de coagulação e partículas removidas	Matéria orgânica, minerais e resíduo endógeno
Características dos sólidos gerados	Predominantemente inorgânico	Predominantemente orgânico
Quantidade gerada de sólidos	Depende da qualidade da água bruta (manancial) e dos produtos usados no tratamento	Depende das características do esgoto bruto e do tipo de tratamento empregado

Mesmo com essas diferenças, que por sua vez, direciona o reaproveitamento de cada lodo de forma distinta, discute-se bastante o lançamento do lodo de ETA em ETE, principalmente devido ao lodo de ETA tratar-se predominantemente de resíduo inorgânico e não ser degradado em processos biológicos das Estações de Tratamento de Esgotos. Da mesma forma, sendo a condição teórica ideal do lançamento do lodo direto na fase sólida das ETE, este fato exigiria uma construção específica para o transporte exclusivo do lodo até esse ponto.

De acordo com Tsutiya (2001 apud PAGANINI, 2009), o recebimento de lodo de ETA em ETE é comumente realizado em todo o mundo principalmente nos Estados Unidos e na Europa, apresentando resultados promissores e satisfatórios. Em

contrapartida, Morita (2009a) afirma que o lançamento de lodo de ETA em ETE não é uma forma de disposição e sim uma transferência de problema, além de ser proibida pela Política Estadual de Resíduos Sólidos (Lei Estadual nº 12.300/2006), pois o lodo é considerado resíduo industrial.

Para o lançamento do lodo de ETA em rede coletora de esgotos para posterior tratamento em ETE é necessário que o sistema de coleta, transporte e tratamento tenha capacidade e condições previstas tanto para absorver vazão e carga adicionais decorrentes deste lançamento, quanto para evitar o acúmulo de resíduos na rede.

Segundo Conwell et al (1987, apud ASADA, 2001), a disposição de lodo de ETA em ETE, uma vez realizado sob monitoramento constante e equalização das vazões de lodo e taxa de aplicação de sólidos, pode causar efeitos no tratamento biológico relacionados à toxicidade, concentração de sólidos suspensos, remoção de fósforo do efluente final e alteração da demanda bioquímica de oxigênio e da demanda química de oxigênio nos afluentes ao tratamento.

Simulações laboratoriais do recebimento do lodo de ETA em digestores de ETE visando avaliar a atividade metanogênica do lodo mostraram que não houve indícios de inibição dos processos anaeróbios nas condições avaliadas, enquanto que outros experimentos já apontaram para um aumento na remoção de fósforo total presente no esgoto que foi misturado ao lodo de ETA (PAGANINI, 2009). Outros estudos apontam para até a completa remoção de fósforo solúvel presente no efluente final de ETE do tipo lodos ativados, indicando o lodo de ETA como um possível insumo a ser utilizado em ETE para a remoção de fósforo de efluente final (BIDONE; SILVA; MARQUES, 2001; CHAO; MORITA; FERRAZ, 2009).

Ainda de acordo com Paganini (2009), outros aspectos favoráveis a se considerar nos processos de disposição do lodo de ETA em ETE estão relacionados à redução de consumo de materiais de tratamento para o desaguamento do lodo,

aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica no decantador primário, e consequente ampliação da capacidade de tratamento da etapa secundária.

Segundo Asada (2007), com o lançamento equalizado de lodo de ETA em ETE do tipo sistema de lodos ativados, não ocorrerão oscilações no tratamento biológico. Em havendo decantador primário, a maior parte dos sólidos provenientes da ETA serão aí removidos. Não se espera mudança na remoção de DBO e DQO ou sólidos suspensos, porém estes deverão ser parâmetros monitorados.

Sundefeld Junior (2007), que avaliou a capacidade da estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados por batelada e aeração prolongada, do município de Juquitiba-SP, ao receber os resíduos da ETA via rede coletora de esgotos, verificou que a contribuição do lodo de ETA, que correspondia ao dobro da capacidade da ETE, levou ao aumento médio de 15 % do teor de sólidos em suspensão totais nos reatores biológicos e 73% do teor de sólidos em suspensão totais no efluente tratado. Além disso, foram observados: aumento de cerca de 40 % na produção de lodo; diminuição da remoção média de nitrogênio total Kjeldahl, DBO e DQO; e diminuição da concentração de fósforo total e fósforo solúvel no efluente tratado. Por fim, admitiu que estações de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados por batelada e aeração prolongada é adequado para o recebimento de lodo de ETA, desde que projetada para atender a essa função complementar, especialmente no que se refere às unidades de tratamento do lodo.

Segundo Bink, Freitas e Ferreira Filho (2005), uma vez que ensaios de bancada e em filtro prensa não demonstraram pioras significativas nas resistências específicas e tempo de filtração, concentrações de sólidos da torta, nas curvas de filtração e análises do filtrado, respectivamente. Pode-se apontar ainda como alternativa o tratamento e disposição em conjunto dos lodos de ETA e ETE, o que é importante, desde que o lodo de ETA não comprometa o sistema de tratamento de esgotos e o sistema de tratamento

e desaguamento do lodo da ETE, devido ao acréscimo de carga de sólidos e suas características.

Chao (2006) avaliou a eficiência de remoção de fósforo do efluente de um sistema convencional de lodos ativados (ETE de Barueri-SP) quando utiliza o lodo de uma estação de tratamento de água que utiliza sulfato de alumínio como coagulante (ETA Alto Cotia). No estudo foi verificada a redução máxima de 100 %, dos 2,9 mg P.L⁻¹ iniciais, em pH 4,5, com dosagem de 37 mg lodo.L⁻¹, 15 minutos de mistura a 40 s⁻¹ de gradiente, 30 minutos de sedimentação e 80 dias de permanência no decantador sem polímero. Este resultado indicou que essa forma de disposição do lodo de ETA como sendo uma alternativa a ser utilizada em projetos sustentáveis, nos quais ETA e ETE sejam planejadas de forma integrada, considerando o reaproveitamento e encaminhamento do lodo de ETA como insumo a ser utilizado no processo de tratamento de esgotos com a finalidade de redução no teor de fósforo do efluente final.

No Canadá, segundo Galarneau e Gehr (1999, apud CHAO, 2006), a maioria das ETE remove fósforo por tratamento físico-químico com a utilização principalmente do sulfato de alumínio e do cloreto férrico e em Quebec, onde há ETE que tratam conjuntamente lodo de ETA, esgotos domésticos e efluentes industriais, verifica-se que os padrões de lançamento para fósforo são atendidos sem a adição de produtos químicos ou adequações no tratamento biológico específico para a remoção de fósforo.

Asada (2007) em seu estudo de avaliação do impacto do lançamento do lodo de ETA em ETE, tipo lodos ativados com aeração prolongada, observou que é possível a remoção de fósforo do sistema, obtendo os melhores resultados quando houver uma mistura adequada do lodo de ETA e o esgoto, e quando o lodo de ETA possa ser aplicado o quanto antes depois de produzido, uma vez que a remoção de fósforo diminui com o envelhecimento do lodo, devido aos sólidos perderem os sítios capazes de adsorver o fósforo por ocorrer transformação de precipitados amorfos frescos para sólidos cristalinos.

Segundo Bohn et al (1985, apud ASADA, 2005), a adsorção do fósforo nas interfaces do hidróxido de alumínio, deve-se ao fato de o fosfato substituir um grupo hidroxila (OH^-), que é liberado para o meio, e se organizar numa interação muito estável entre cátions, o que possibilita a remoção de fósforo presente em esgotos com o auxílio de lodo de ETA. Contudo, essa remoção diminui com o envelhecimento do lodo, uma vez que o lodo novo tem boa adsorção, é amorfo e apresenta área superficial elevada, enquanto que o lodo velho (90 dias) tem má adsorção, com o passar do tempo cristaliza, perdendo água e diminuindo a área superficial (MORITA, 2009a).

Januário e Ferreira Filho (2007) enfatizaram que a disposição de lodo de ETA em ETE não representa uma solução sem custo, pois a ETE deverá ser preparada para o aumento do volume de lodo que deverá ser processado, bem como os custos de transporte e disposição final. Por conta disso, faz-se necessária uma avaliação da ETE para essa nova configuração e condições de operação da ETA.

Freitas, Ferreira Filho e Piveli (2005) estudaram a utilização de coagulante regenerado pela acidificação de lodo de ETA e posterior aplicação no tratamento de esgoto como pós-tratamento de efluente de UASB, observando reduções significativas de sólidos em suspensão no lodo de ETA. Quanto à viabilidade econômica, verificaram que o custo de produção do coagulante regenerado é muito próximo ao custo do coagulante comercial, considerando as reduções de custo de disposição do lodo.

Rosário (2007) realizou testes para avaliar o impacto do lançamento do lodo de ETA em uma ETE com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo (UASB) e observou que o reator que recebeu o lodo de ETA não teve seu desempenho afetado negativamente, mantendo-se praticamente a mesma remoção de matéria orgânica em termos de DQO, DBO e fósforo com e sem a adição desse lodo, sem alterar as características do efluente final.

Asada (2007) estudou a influência da disposição de lodo gerado em ETA, que utilizava o sulfato de alumínio como coagulante, nos processos biológicos de tratamento

de esgotos por lodos ativados com aeração prolongada. Foram comparadas as condições operacionais apresentadas por uma planta piloto de fluxo contínuo e idade de lodo de 25 dias, alimentada somente com esgoto bruto e alimentada com esgoto bruto com posterior adição do lodo de ETA, com diferentes teores de sólidos em suspensão (25, 50 e 100 mg.L⁻¹). Neste trabalho, apesar de não ter ocorrido problemas com arraste de sólidos do decantador secundário pelo efluente final e não ter havido interferências na remoção de DBO₅, foi constatada que a principal interferência da adição do lodo de ETA foi o aumento do teor de sólidos no tanque de aeração, decantador secundário e conseqüente aumento da quantidade de lodo gerado. Além disso, resultados da avaliação microscópica do lodo e de testes de consumo de oxigênio específico não apontaram para possíveis efeitos tóxicos do lodo à microfauna existente, ocorrendo uma pequena remoção de fósforo solúvel, entre 9,1 % e 21,9 %. Não houve inibição no processo de nitrificação, mesmo com um aumento na concentração de DQO no efluente final. Esses resultados apontam que a disposição do lodo de ETA, a base de alumínio, em ETE tipo lodos ativados, pode ser realizada sem interferências negativas no processo biológico aeróbio empregado.

Oliveira (2005) avaliou o lançamento de lodo de ETA em sistema de lagoas de estabilização, sistema tipo australiano (lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa), comparando as condições operacionais apresentadas pelo sistema operado somente com esgotos e com posterior lançamento do lodo de ETA. Neste estudo, concluiu que não houve interferências no processo biológico que impactassem negativamente a qualidade do efluente final, já que houve uma redução da eficiência de remoção de DBO₅ de 90,5 % para 88,8 % após o lançamento do lodo de ETA. Além disso, por meio de ensaios batimétricos, pode-se verificar que a taxa de acumulação média anual de lodo passou de 10,0 para 11,4 cm.ano⁻¹, indicando que não houve alteração considerável do volume do material sólido depositado nas lagoas após o lançamento do lodo de ETA.

Escobar (2001, apud ASADA, 2005) realizou ensaios de sedimentação em colunas de sedimentação misturando lodo adensado de ETA a base de sulfato de alumínio com esgoto sanitário com posterior digestão por processo anaeróbio e aeróbio e constatou que nas diversas proporções de lodo adensado de ETA e esgoto sanitário, valores entre 26 % e 86 % (razão volumétrica), ocorreu aumento de turbidez e sólidos suspensos na mistura inicial e no sobrenadante clarificado após duas horas de sedimentação, indicando que não seria aconselhável misturar lodo de ETA com esgoto sanitário na etapa de decantação primária.

Asada (2005) cita pesquisas realizadas que indicam que dosagens de até 50 mg.L^{-1} de lodos de ETA em esgotos antes da entrada em decantadores primários aumentam a eficiência de remoção de sólidos em suspensão, enquanto que dosagens superiores, elevaram a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão no sobrenadante. Além disso a eficiência de decantadores secundários pode ser diminuída devido a quantidades elevadas de partículas coloidais proveniente da adição do lodo de ETA.

Guan et al (2005, apud ASADA, 2005) realizaram estudos nos quais avaliaram a utilização de lodo de ETA para a redução de DQO e sólidos suspensos de esgoto sanitário e concluíram que essa alternativa de reuso, melhora a eficiência de remoção de DQO e sólidos suspensos na etapa de tratamento primário devido à redução da concentração de partículas com tamanho entre 48 e 200 micrômetros para uma dosagem de lodo por volta de 20 mg Al.L^{-1} .

Gonçalves, Brandão e Barreto (1999) realizam estudo que apontou para a viabilidade econômica da regeneração e da reutilização do coagulante regenerado no tratamento de água e esgoto doméstico, considerando essa ser uma alternativa a ser considerada, especialmente em situações onde existe proximidade geográfica entre ETA e ETE.

Julio, Santos e Oroski (2009) regeneraram por via ácida em escala de bancada o alumínio presente no lodo da ETA Pitangui, do município de Ponta Grossa-PR, operada pela SANEPAR, a qual emprega como coagulante o cloreto de polialumínio (PAC). Em seguida, empregaram o coagulante regenerado em ensaios de tratabilidade utilizando o esgoto tratado na ETE Verde da SANEPAR, coletado logo após a saída da lagoa de polimento, antes do lançamento no Rio Verde. A remoção significativa de partículas em suspensão e fósforo do efluente confirmou que o coagulante regenerado pode ser empregado no tratamento físico-químico de águas residuárias, obtendo eficiência semelhante aos coagulantes comerciais.

Xu et al (2009) investigaram a possibilidade de recuperação do alumínio de lodo de ETA e o reuso em tratamento primário químico visando a redução de custo desse processo e o reaproveitamento de um recurso importante, o alumínio. Dentre os testes realizados, aquele que apresentou as melhores condições, tinha 84,5 % de alumínio recuperado, 35,5 % de redução de lodo, capacidade de remoção de 96 % de turbidez e 53 % de DQO, provando que a recuperação de coagulantes pode ser usada em tratamentos primários químicos e a eficiência do coagulante recuperado em remover poluentes é similar a dos coagulantes comerciais.

4 METODOLOGIA

Os estudos e levantamentos apresentados nesse trabalho tiveram por propósito apontar para uma solução técnica viável para a disposição do lodo gerado na estação de tratamento de água (ETA), adensado na estação de tratamento de lodo (ETL), transportado e lançado na estação de tratamento de esgotos (ETE), no município de Itatiba.

A metodologia descrita a seguir foi utilizada durante toda a etapa experimental de forma a obter dados e informações que possam fornecer os subsídios necessários a uma avaliação crítica e consistente dos resultados obtidos e, de maneira consistente, atingir os objetivos propostos.

4.1 Município de Itatiba

Com mais de 100 mil habitantes, crescimento anual de 2,2 % e 322 km² de área, o município de Itatiba, que em tupi-guarani significa muita pedra, pertence à região metropolitana de Campinas, no estado de São Paulo, e faz divisa com os municípios de Valinhos, Vinhedo, Louveira, Jundiaí, Jarinu, Bragança Paulista e Morungaba.

Itatiba é internacionalmente conhecida por seu setor moveleiro e contempla indústrias dos setores têxtil, metalúrgico, químico e de tecnologia de ponta, além de fazer parte do Pólo Turístico do Circuito das Frutas, principalmente devido à produção de caqui. Possui taxa de analfabetismo decrescente, 97 % domicílios com infraestrutura interna urbana adequada (água, luz, esgoto e asfalto), índice de desenvolvimento humano de 0,828, sendo o 41º do Estado de São Paulo e 155º do país, atingindo 100 % de matrícula no ensino fundamental e índices de exame pré-natal acima dos exigidos pela Organização Mundial da Saúde (PREFEITURA DE ITATIBA, 2009; SEADE, 2010).

O sistema de saneamento básico do município de Itatiba é operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP e contempla o Sistema de Abastecimento de Água e o Sistema de Esgotamento Sanitário.

4.2 Sistema de produção de água de Itatiba

O Sistema de Abastecimento de Água (SAA) de Itatiba utiliza o Rio Atibaia, um dos formadores do Rio Piracicaba e pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 5 (UGRHI 5 - correspondente às bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - PCJ), como manancial fonte de água para abastecimento da população urbana desse município. Um manancial subterrâneo, poço profundo que retira água do aquífero Cristalino, é utilizado no abastecimento do Loteamento Princesa da Colina.

Atualmente a água captada do Rio Atibaia, utilizando uma barragem de nível, é bombeada até a estação de tratamento de água (ETA) localizada no centro do município (SABESP, 2003).

A ETA de Itatiba, construída em 1958, é uma estação de tratamento convencional e foi submetida a diversas intervenções: reparos, adequações,

recuperações estruturais e duas reformas para ampliação, o que possibilitou aumentar a capacidade nominal de 220 L.s⁻¹ para 320 L.s⁻¹ (SABESP, 2007). Atualmente, essa ETA opera 24 horas por dia e trata uma vazão média de 306 L.s⁻¹ (2009), conforme Tabela 4.1.

De acordo com informações fornecidas pela equipe de operação do sistema de abastecimento de água de Itatiba, referente aos doze meses de 2009, a captação de água subterrânea tem como característica a utilização de um poço profundo, a qual ocorre em média 13 horas por dia, a uma vazão média de 1,05 L.s⁻¹.

Tabela 4.1. Valores médios das vazões de água tratada pela ETA de Itatiba para o ano de 2009

Período	ETA Itatiba Vazão média (L.s⁻¹)
Janeiro	302,1
Fevereiro	308,0
Março	314,4
Abril	304,5
Maio	295,5
Junho	301,5
Julho	296,2
Agosto	302,6
Setembro	302,2
Outubro	311,9
Novembro	326,4
Dezembro	310,1
Média (2009)	306,3 ± 8,6

Fonte: Formulários Sabesp FTR - 0240 V.2 - Boletim diário controle de operação - Divisão de Itatiba (2009).

As principais variáveis de controle no processo de tratamento de água da ETA Itatiba utilizados para o monitoramento da água bruta são: a alcalinidade, a turbidez, o pH e a cor, sendo que a faixa de valores obtidos em 2009 foram, respectivamente, 21 a 104 mg.L⁻¹; 8,0 a 1.060 NTU; 6,2 a 7,2, e 80 a 811 mg Pt-Co.L⁻¹. Já as variáveis monitoradas na água tratada foram: a turbidez, o pH, a cor, a concentração de flúor e

de cloro e demais variáveis contemplados pela Portaria do Ministério da Saúde nº 518, de 25/03/2004.

O complexo de estações de tratamento de água de Itatiba (manancial superficial) apresenta três módulos distintos e identificados como ETA-1, ETA-2 e ETA-3 e instalados na mesma área. Estima-se que cerca de 40 % da água seja tratada pelo conjunto das ETA-1 e ETA-2, enquanto que os demais 60 % seja tratada pela ETA-3. Contudo como não há até o momento medição das vazões tratadas por cada módulo separadamente, para a realização dos cálculos e estimativas que foram feitas durante todo o trabalho, foi considerado o conjunto dos 3 (três) módulos da ETA como sendo um único sistema produtor de água de abastecimento para Itatiba, ou seja, uma única ETA, o qual será denominado por ETA Itatiba.



Figura 4.1. Indicação da localização da ETA Itatiba. Fonte: Google.

A água bruta captada é enviada às unidades de tratamento através de uma caixa de distribuição, onde existe um tanque de mistura rápida para a aplicação de coagulante e de onde segue para os módulos de floculação.

Os floculadores dos diversos módulos da ETA Itatiba são todos mecanizados, com misturadores do tipo palheta. Na ETA-1, a etapa de floculação é composta por duas câmaras em série, na ETA-2, por quatro câmaras em série, estando as duas últimas desativadas para se evitar a quebra de flocos e o desequilíbrio de água floculada; e, na ETA-3, os floculadores são constituídos por duas câmaras paralelas.

A etapa de decantação também difere entre os módulos da ETA existentes. Na ETA-1, existe um decantador convencional (sem perfil tubular); na ETA-2, existe um decantador laminar com perfis tubulares em PVC de 60 cm de comprimento; e, na ETA-3, dois decantadores convencionais, sem perfis tubulares, são responsáveis pelo processo.

Em todos os módulos da ETA Itatiba, os filtros são descendentes de dupla camada, areia e antracito, e são operados com taxas de aplicação variáveis, sendo que a lavagem é realizada somente com água em contracorrente. As ETA-1 e ETA-2 compartilham três filtros, com área de 18 m² cada, enquanto a ETA-3 possui três filtros, com área unitária de 11 m².

As dimensões características das unidades de tratamento existentes em cada um dos módulos da ETA Itatiba são apresentadas na Tabela 4.2, enquanto que o um fluxograma referente à fase líquida da ETA Itatiba é apresentado na Figura 4.1.

Tabela 4.2. Dimensões características das unidades de tratamento de cada um dos módulos da ETA do município de Itatiba.

Operação Unitária		ETA Itatiba		
		ETA-1	ETA-2	ETA-3
Floculador	Câmaras	2 (série)	4 (série)	2 (paralela)
	Largura	4,0 m	3,5 m	3,9 m
	Comprimento	4,0 m	3,5 m	3,9 m
	Profundidade útil	3,5 m	3,3 m	3,2 m
	Profundidade total	3,8 m	3,7 m	3,4 m
	Volume útil	112 m ³	161,7 m ³	97,34 m ³
Decantador	Câmaras	1	1	2
	Largura	7,6 m	6,95 m	4,55 m
	Comprimento	18,3 m	9,20 m	17,0 m
	Profundidade útil	3,5 m	2,2 m	4,5 m
	Profundidade total	3,8 m	2,6 m	4,8 m
	Área útil	139,1 m ²	63,9 m ²	154,7 m ²
	Tipo de fluxo	Baixa taxa	Alta taxa	Baixa taxa
Filtro	Câmaras	3 com larguras diferentes		3 com larguras diferentes
	Largura	Média 3,1 m (2,55 – 3,55 m)		Média 3,3 m (3,15 – 3,50 m)
	Comprimento	5,7 m (6,6 m – 0,90 m de canaleta de lavagem)		3,5 m
	Profundidade útil	2,2 m		2,0 m
	Profundidade total	2,8 m		2,8 m
	Área útil total	53,01 m ²		34,65 m ²
	Camada	Dupla (areia e antracito)		

Fonte: SABESP (2007).

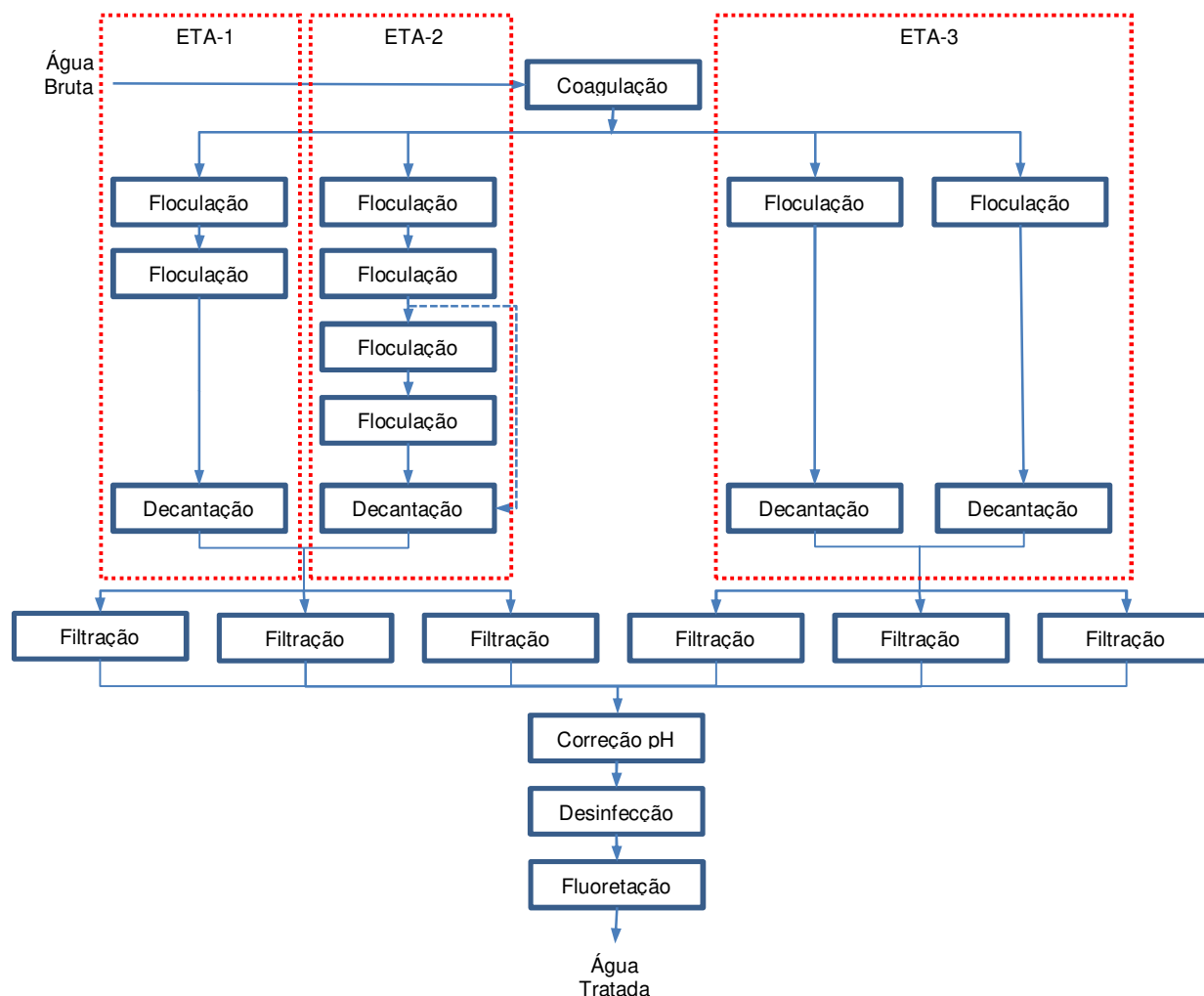


Figura 4.2. Fluxograma da ETA do município de Itatiba, referente à fase líquida.

Desde meados de junho de 2009, são utilizados os seguintes compostos na ETA: como coagulante, o cloreto de polialumínio (PAC); cal hidratada como alcalinizante; gás cloro como oxidante; polieletrólito; polifosfato de sódio e ácido fluossilícico. Anteriormente foram usados como coagulante tanto o sulfato de alumínio e como o sulfato férrico.

A água tratada é então bombeada para reservatórios espalhados no município, de onde é distribuída para a população.

4.3 Sistema de adensamento do lodo da ETA

Para o tratamento dos resíduos gerados nos três módulos da ETA Itatiba (ETA-1, ETA-2 e ETA-3), água de lavagem dos filtros e decantadores, há uma estação de tratamento de lodo (ETL) cuja operação iniciou em 07 de novembro de 2010.

Os resíduos da ETA Itatiba são transportados até a ETL por uma tubulação, que passa por várias caixas em série cuja finalidade é a diminuição da velocidade do fluido. A partir da última caixa, os resíduos são distribuídos entre os vinte e dois dispositivos de retenção de lodo (DRL), constituído por sacos de geotecido, também conhecidos como *bags*. Um croqui do sistema de tratamento do lodo de Itatiba é apresentado na Figura 4.2.

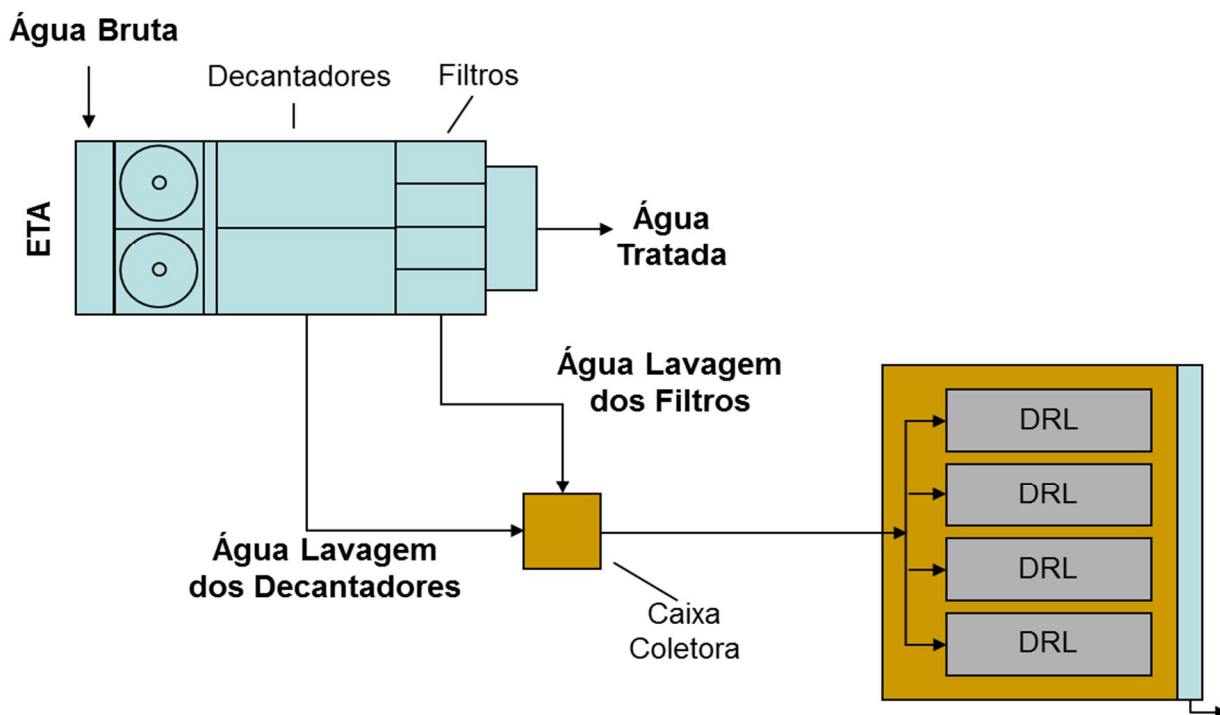


Figura 4.3. Croqui do sistema de desaguamento do lodo da ETA.
(DRL: dispositivo de retenção de lodo).

A textura e a fabricação dos tecidos dos *bags* possibilita a presença de poros, com o diâmetro dos fios de 0,30 mm formando tramas de 0,20 mm por 0,75 mm, que confinam as partículas de sólidos em seu interior e possibilitam que o excesso de água seja drenado, com uma taxa de filtração de $0,33.m^3.(m^2.h)^{-1}$, permitindo o adensamento e desaguamento do lodo. Os leitos sobre os quais são colocados os DRL tem o objetivo de reservar a água drenada, de forma a evitar o lançamento de um grande volume de água em um pequeno espaço de tempo (batelada), permitindo que o lançamento seja contínuo. A água drenada pelos *bags* da ETL é lançada no Córrego dos Operários, afluente do Ribeirão Jacarezinho.

Depois do ciclo final de enchimento e adensamento, o material sólido retido nos *bags* ali permanece com o objetivo de consolidar o desaguamento, por meio da evaporação da água residual.

Pela indisponibilidade de espaço e condições de instalação de sistema para o tratamento gerado na ETA Itatiba e nos terrenos vizinhos, a área em que a ETL está instalada dista de menos de um quilômetro da ETA. Este sistema já implantado em outras ETA da Sabesp, como nos municípios de Santo Antônio do Jardim-SP, São João da Boa Vista-SP, Águas da Prata-SP e Monte Mor-SP, apresentou como vantagens o curto prazo de implantação, baixo custo, facilidade de operação, alta eficiência na remoção de resíduos e isenção do uso de polímeros para o condicionamento do lodo. Contudo, a necessidade de troca frequente dos DRL, o custo de transporte e a disposição de lodo, além da necessidade de extensa área para o processo quando comparada a sistemas mecanizados, ainda são apresentadas como desvantagens desse tipo de sistema adotado.

O projeto da ETL previu uma descarga máxima de $125 L.s^{-1}$, proveniente dos três módulos da ETA Itatiba (ETA-1, ETA-2 e ETA-3), para o então lodo de sulfato férrico com uma geração estimada em $345 Mg.mês^{-1}$ ($t.mês^{-1}$) contendo 75 % de umidade. Estimou-se que cada um dos 22 (vinte e dois) sacos (*bags*) de dimensões de

3,0 m x 11,0 m x 0,7 m e capacidade de cerca de 20 m³, deveriam ser trocados a cada 45 dias aproximadamente.

Como a expectativa de que essa ETL não tenha condições de elevar o teor de sólidos dos resíduos adensados nos sacos de geotecido a concentrações adequadas para a disposição em aterro licenciado, teor esse que deve estar ao menos entre 25 e 30 % conforme previsto em projeto, fez-se necessário a avaliação da possibilidade de levar e dispor esse lodo final da ETL na ETE Itatiba, procedimento que se tornou o objetivo principal deste estudo.

4.4 Sistema de esgotamento sanitário de Itatiba

O sistema de esgotamento sanitário (SES) de Itatiba conta com coleta e afastamento de esgotos até a estação de tratamento de esgotos – ETE Itatiba, além de um sistema isolado que trata os esgotos do Residencial Villagio Paradiso. A ETE principal, aqui tratada como ETE Itatiba, entrou em operação em novembro de 2007, adota como pré-tratamento as etapas de gradeamento, caixa de areia e decantação primária com a utilização de coagulantes químicos. Em seguida, o efluente é encaminhado para os filtros aeróbios submersos, com capacidade nominal instalada de 235 L.s⁻¹, que operam 24 horas por dia e que atualmente tratam uma vazão média de 130 L.s⁻¹. O efluente tratado é lançado no ribeirão Jacarezinho, afluente do rio Atibaia. Na Tabela 4.3 é apresentado o perfil de vazão de esgotos tratados pela ETE no município de Itatiba no ano de 2009. Já a ETE do Residencial Villagio Paradiso, em operação desde março de 2006, composta por tratamento preliminar, incluindo grade grossa e caixa de areia, e tratamento secundário por lodos ativados, tem vazão nominal instalada de 4,8 L.s⁻¹ e lança os esgotos tratados no córrego Tapera Grande.

Tabela 4.3. Vazões médias de esgoto tratado pela ETE Itatiba no ano de 2009.

Período	ETE Itatiba
	Vazão média (L.s ⁻¹)
Janeiro	135,0
Fevereiro	135,7
Março	120,4
Abril	133,9
Maio	121,5
Junho	120,9
Julho	120,4
Agosto	130,1
Setembro	130,2
Outubro	130,7
Novembro	139,2
Dezembro	142,7
Média (2009)	130,0 ± 7,7

Fonte: Controle Operacional ETE Itatiba e estimativas para ETE Villagio Paradiso (2009).



Figura 4.4. Vista da ETE Itatiba.

Na chegada à ETE, o esgoto passa por um gradeamento grosseiro, onde são retidos materiais inertes e insolúveis de tamanho superior a 100 mm. Em seguida, o efluente passa pelo desarenador, que retira as partículas discretas e sedimentáveis, como areia, para então ser encaminhado aos medidores de vazão e poço de sucção da estação elevatória de esgoto bruto.

Essa elevatória encaminha o esgoto para o gradeamento fino mecanizado, onde além de serem retirados materiais com tamanho superior a 40 mm e 15 mm, é adicionado ao efluente o coagulante cloreto férrico.

De acordo com o projeto desta ETE, foi considerado o recebimento de efluentes das indústrias de Itatiba em concordância com os limites definidos pelo Artigo 19 A, do Decreto Estadual n. 8468/76 (SÃO PAULO, 2009), numa proporção de até 20% do volume do esgoto tratado pela ETE. Por conta da maior carga orgânica proveniente dos efluentes industriais quando comparados aos valores encontrados nos esgotos domésticos, além da presença de corantes nos efluentes das indústrias têxteis, a adição de coagulante é necessária para auxiliar na remoção parcial de cor verdadeira e carga orgânica pontual, já que os lançamentos industriais normalmente são intermitentes.

Em seguida, o esgoto é conduzido para a caixa de distribuição, que divide a vazão afluente de esgoto entre os módulos de tratamento paralelos já implantados, onde é aplicado polieletrólito, Praestol N 3100 L, de característica não-iônica, cuja função é auxiliar no processo na etapa de floculação.

Em cada módulo seguinte, o esgoto coagulado passa por um decantador primário, de onde são retirados os sólidos coagulados sedimentáveis presentes. Nesta etapa do tratamento, é esperada uma remoção de cerca de 60 % da matéria orgânica contida no esgoto bruto, além de cerca de 70 % dos sólidos em suspensão.

A fase seguinte de tratamento é constituída por reatores biológicos colocados em série denominados filtros aeróbios submersos, que utilizam biomassa aderida em meio suporte polimérico, seguidos por decantadores secundários. Nesta ETE, espera-se uma remoção de até 80 % da matéria orgânica remanescente da etapa de decantação primária, podendo atingir um total de 92 % de remoção, referindo-se ao esgoto bruto.

Após o esgoto ser captado pelas canaletas do decantador secundário, cerca de 5 % desse volume passa por um tratamento complementar, que inclui filtração em areia/carvão ativado seguido por desinfecção com hipoclorito de sódio, para posterior armazenamento e utilização em lavagens das unidades da ETE e irrigação do gramado. O restante do esgoto, já tratado, que sai do decantador secundário é lançado no ribeirão Jacarezinho após medição de vazão em calha Parshall.

Os resíduos de gradeamento grosseiro são separados manualmente, enquanto aqueles provenientes do gradeamento fino têm a separação e encaminhamento mecanizado para caçambas. Os resíduos que sedimentam no desarenador, são removidos por um sistema conhecido como *air-lift* seguido de ciclones que devolvem a fase líquida para o tratamento e encaminha a fase sólida (particulados e areia) para as caçambas.

Os resíduos separados no decantador primário são bombeados diariamente para um reservatório para posteriormente, após a adição de polímeros, serem encaminhados ao desaguamento mecânico, realizado por centrífugas. Em seguida, é adicionada cal hidratada ao lodo desaguado.

Todos os resíduos retirados do esgoto na etapa de tratamento preliminar (areia e resíduos de gradeamento) e o lodo removido do decantador primário são encaminhados para um aterro industrial licenciado.

Os resíduos retidos no decantador secundário são encaminhados para o início do tratamento da ETE, antes do medidor de vazão.

As dimensões características de cada uma das unidades envolvidas nessa etapa do tratamento são listadas na Tabela 4.4. Um fluxograma das diversas etapas de tratamento existentes na ETE está apresentado nas Figuras 4.3 e 4.4.

Tabela 4.4. Dimensões características das unidades do tratamento secundário do esgoto.

Unidade	Dimensões	Valores
Decantadores	Quantidade:	Dois
	Área unitária	254 m ²
	Volume unitário	820 m ³
Filtros	Quantidade	Dois
	Unidades por módulo	Quatro unidades operam como filtros aerados
		Duas unidades operam como decantadores secundários e são aerados somente durante as limpezas
	Área total (4 filtros + 2 decantadores)	28 m x 12 m (336 m ²)
	Área por unidade	4,5 m x 12 m (54 m ²)
	Volume total	28 m x 12 m x 4 m (1.344 m ³)

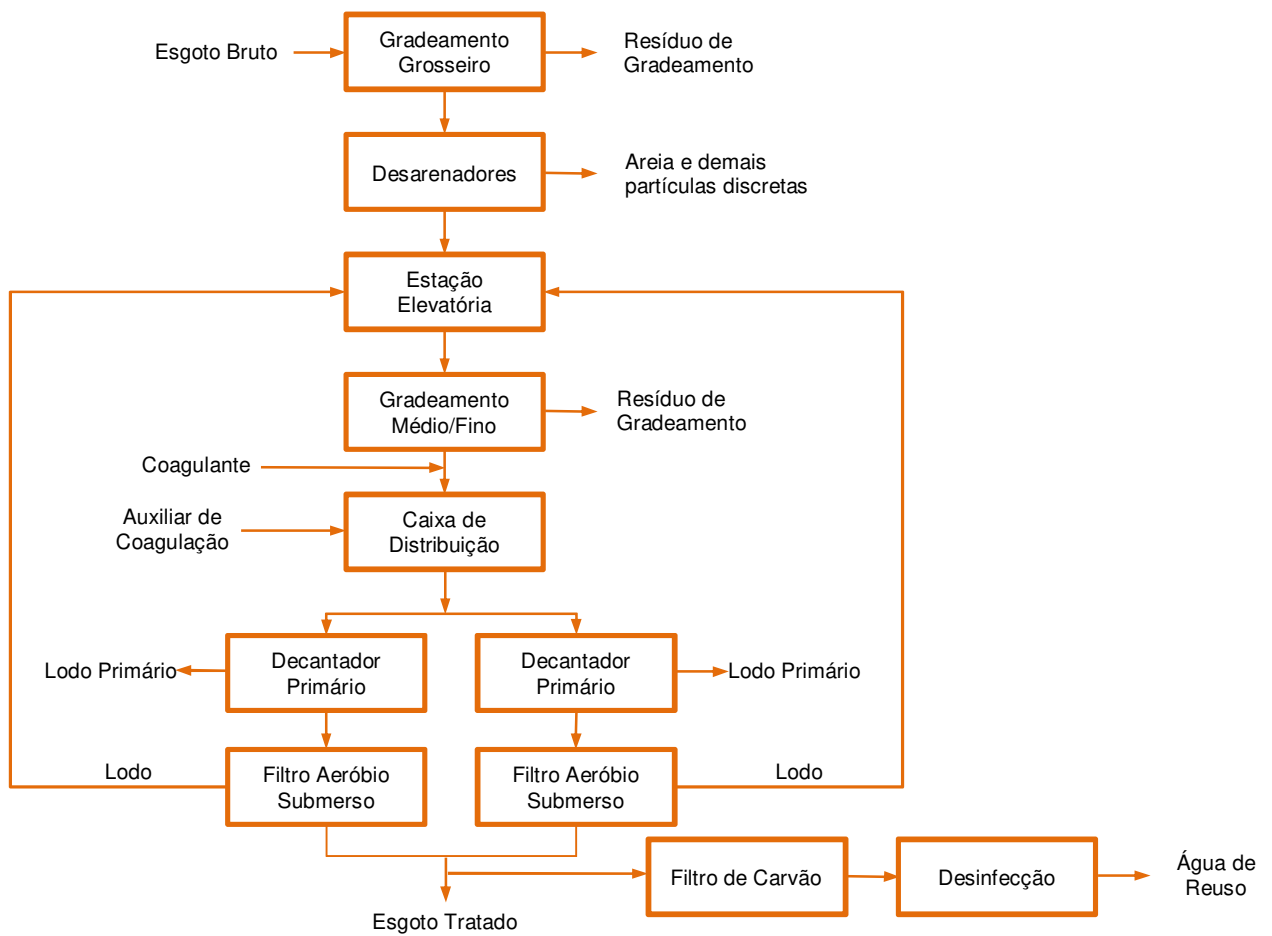


Figura 4.5. Etapas de tratamento da ETE Itatiba (fase líquida).

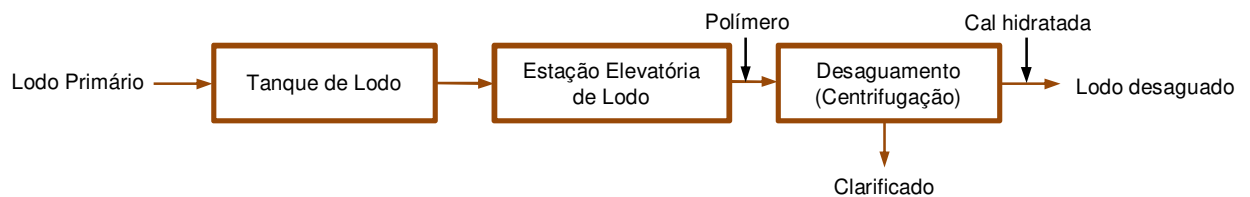


Figura 4.6. Etapas de tratamento da ETE Itatiba (fase sólida).

4.5 Estudos desenvolvidos

A seguir, está descrita a metodologia empregada nesse trabalho, para a realização da avaliação das condições operacionais existentes na estação de tratamento de água e estação de tratamento de esgotos, incluindo a estimativa de geração de lodos, visando a determinação de um balanço de massa.

O detalhamento da metodologia empregada é apresentado nos itens 4.5.1 a 4.5.4.

4.5.1 ETA Itatiba

Inicialmente foram levantados dados operacionais da ETA Itatiba para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2010, segundo as seguintes características:

- Volume de água tratada, em $m^3.dia^{-1}$;
- Parâmetros de qualidade da água bruta afluente à ETA:
 - Média diária dos resultados de cor da água bruta, em $mg\ Pt-Co.L^{-1}$;
 - Média diária dos resultados de turbidez da água bruta, em NTU;
- Tipo de coagulante utilizado (sulfato de alumínio, sulfato férrico e PAC);
- Média diária da dosagem de coagulante, em $mg.L^{-1}$; e
- Horas trabalhadas no dia.

Fez-se uma adaptação da equação de Richter, equação (10) apresentada no item 3.1, para que se pudesse estimar a geração de lodo diária:

$$L = \left(\frac{0,2C + k_1T + k_2D}{1.000} \right) \times V \quad (10)$$

sendo,

- L = massa de sólidos secos precipitada (kg.dia⁻¹)
 C = cor da água bruta (mg Pt-Co.L⁻¹)
 T = turbidez da água bruta (uT)
 D = dosagem de coagulante (mg.L⁻¹)
 V = volume de água tratada (m³/dia)
 k₁ = relação entre sólidos suspensos totais e turbidez, adotado 1,3.
 k₂ = relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido, adotado:
 0,26 - para uso do coagulante sulfato de alumínio [Al₂(SO₄)₃.14H₂O];
 0,40 - para o cloreto férrico [FeCl₃.6H₂O];
 0,54 - para o sulfato férrico [Fe₂(SO₄)₃]; e
 0,29 - para o cloreto de polialumínio (PAC) [Al_n(OH)_mCl_{3n-m}].

Para a determinação do fator k₂ do cloreto de polialumínio, também foi utilizada a relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido de alumínio. Como a fórmula molecular do PAC [Al_n(OH)_mCl_{3n-m}] tem índices indefinidos, n e m, foi considerado o teor de Al₂O₃, que varia entre 9,0 % a 19,0%, constante na ficha de informações de segurança de produtos químicos (FISPQ) do coagulante utilizado na ETA Itatiba no período do levantamento, para o produto Nheelfloc, da empresa Kemira, FISPQ nº 06, revisão 01.

Considerando-se que:

- cada 1 mol de óxido de alumínio, Al₂O₃, pode gerar 2 moles de hidróxido de alumínio, Al(OH)₃;
- a massa molar de Al₂O₃ é de 102 g.mol⁻¹;
- a massa molar de Al(OH)₃ é de 78 g.mol⁻¹;

pode-se inferir que 1 mg de Al₂O₃, pode gerar 1,53 mg de Al(OH)₃.

Sabendo que o teor de Al_2O_3 no Nheelfloc varia de 9 a 19 %, pode-se inferir que 1 mg desse coagulante tem entre 0,09 mg e 0,19 mg de Al_2O_3 . Além disso, considerando que 1 mg de Al_2O_3 pode gerar 1,53 mg de $\text{Al}(\text{OH})_3$, pode-se inferir também que 1 mg do Nheelfloc pode gerar de 0,14 a 0,29 mg de $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Para a estimativa da geração do lodo, considerou-se a maior geração de lodo possível, quando o coagulante utilizado teria 19% de Al_2O_3 e 1 mg do Nheelfloc geraria 0,29 mg de $\text{Al}(\text{OH})_3$, por isso o valor de k_2 adotado para o PAC foi 0,29.

Com base nos dados extraídos dos boletins diários de operação:

C = média diária da cor da água bruta (mg Pt-Co.L^{-1})

T = média diária da turbidez da água bruta (uT)

D = média diária da dosagem de coagulante (mg.L^{-1})

V = volume de água tratada no dia ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$)

e utilizando a equação 10, estimou-se a massa de sólidos secos diária.

A fim de se comprovar os valores de geração de lodo estimados, avaliar a capacidade da ETL, assim como montar o balanço de massa dessa estação, foram realizadas coletas da água de lavagem dos filtros e decantadores.

No caso dos filtros, como são seis unidades de dois tamanhos diferentes, três unidades de 11 e três unidades de 18 m^2 , fez-se uma coleta de alíquotas de 100 mL a cada minuto durante uma lavagem de cada um deles, de maneira que em cada lavagem fosse obtida uma amostra composta por filtro. Na sequência, cada amostra de cada filtro idêntico foi unida, constituindo uma amostra composta por tamanho de filtro, obtendo-se: uma amostra composta de 3 filtros de 11 m^2 e uma amostra composta de 3 filtros de 18 m^2 , totalizando-se duas amostras que representavam a operação lavagem de filtros, sobre as quais foram realizadas as determinações da série de sólidos. Na Figura 4.5 é apresentado um esquema de como as amostras de água de lavagem dos filtros foram compostas.

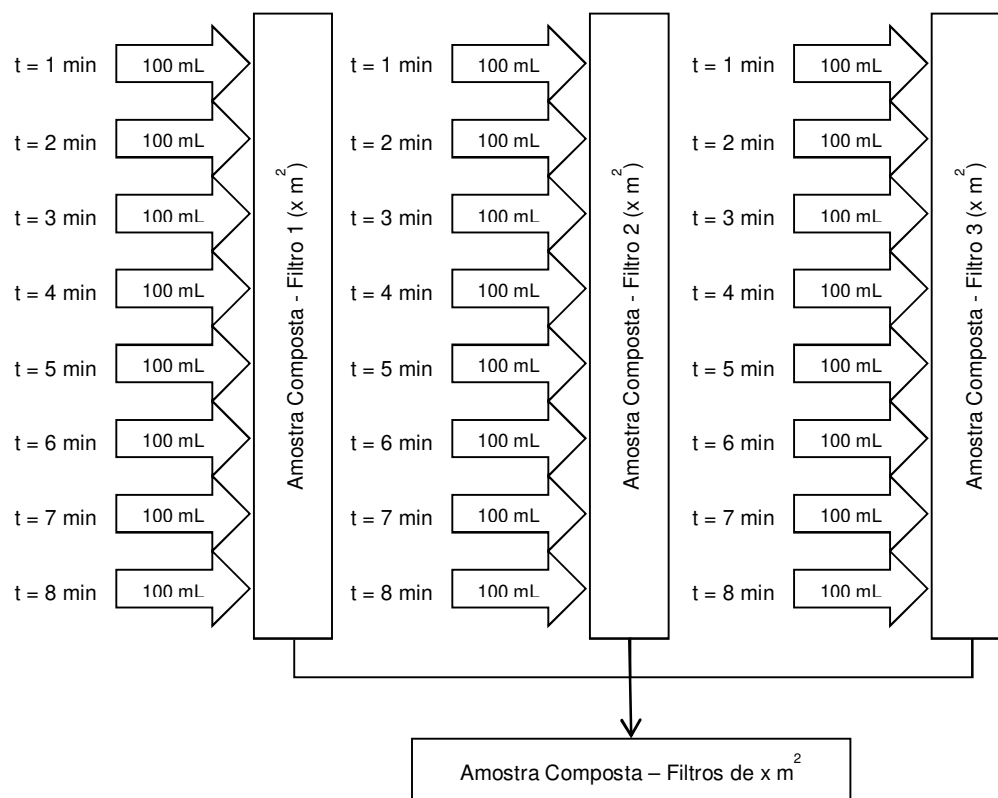


Figura 4.7. Esquema para a composição das amostras compostas de água de lavagem dos filtros.

No caso dos decantadores, como são quatro unidades de três diferentes tamanhos e dinâmicas de lavagem, foram compostas três amostras, sendo uma para o decantador da ETA-1, uma amostra para o decantador da ETA-2 e uma, para os dois decantadores da ETA-3.

A coleta das amostras deu-se tomando alíquotas de 150 mL a cada 10 minutos dos 150 minutos do processo de lavagem para composição da amostra do decantador modular (ETA-2), enquanto que para a composição da amostra dos demais decantadores foram tomadas alíquotas de 250 mL a cada 10 minutos durante 90 minutos do processo de lavagem. Sobre as amostras, foram realizadas as

determinações da série de sólidos. Na Figura 4.6 é apresentado um esquema de como as amostras de água de lavagem dos decantadores foram compostas. Para confirmar a variação dos resultados entre os decantadores, novas coletas foram realizadas e foram trabalhados os resultados médios das duplicatas.

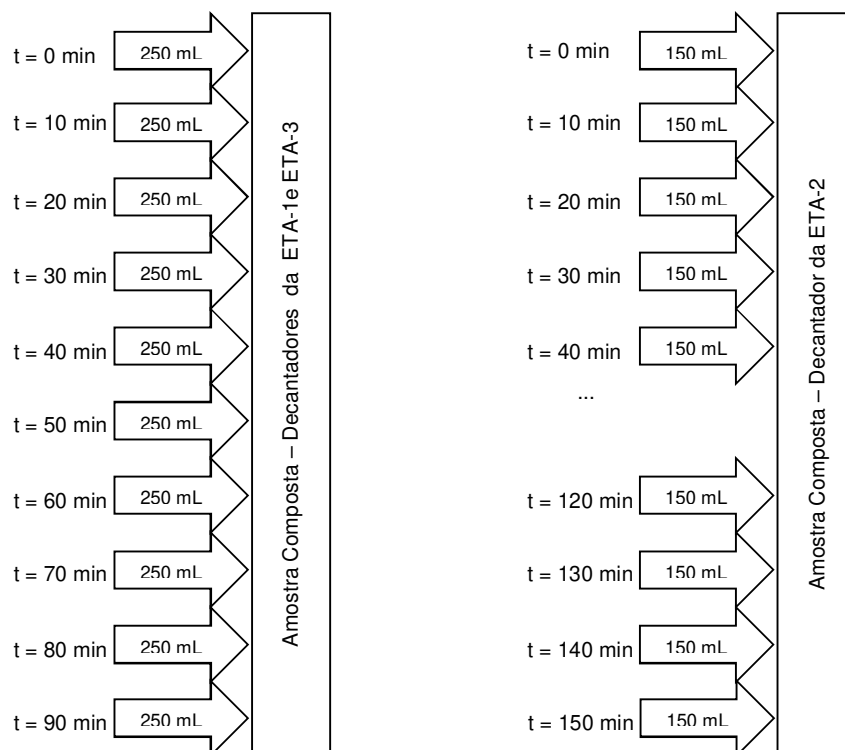


Figura 4.8. Esquema para a composição das amostras compostas de água de lavagem dos decantadores.

4.5.2 ETL Itatiba

Com o intuito de se prolongar a vida útil dos sacos de geotecido da ETL de Itatiba, desde o início de operação desta estação, em 07 de novembro de 2010, entre segunda-feira e sexta-feira, caminhões tipo limpa-fossa extraem dos sacos o

equivalente a 12 m^3 de lodo em processo de desaguamento e transportam esse resíduo para a ETE Itatiba em média três vezes ao dia, totalizando o equivalente a uma média de $36 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de lodo da ETL sendo encaminhado à ETE Itatiba.



Figura 4.9. Retirada de lodo dos sacos de geotecido, utilizando-se caminhão tipo limpa-fossa para a sucção e transporte.

Para se conhecer as características do lodo resultante do tratamento na ETL Itatiba e que é transportado para a ETE Itatiba, foram determinados o valor de pH, teor de ferro total, alumínio total e série de sólidos de amostras compostas pela união de coletas realizadas dos caminhões que transportaram o lodo da ETL para a ETE em um mesmo dia, que em média totalizam três viagens por dia.

De cada caminhão foram tomadas três alíquotas de aproximadamente 250 mL, sendo uma no início do descarregamento do lodo na ETL na ETE, uma no meio e uma no final desse descarregamento. Após homogeneização, essas amostras foram encaminhadas para o laboratório de Controle Sanitário da Unidade de Negócio Capivari/Jundiaí (RJOC), em Campo Limpo Paulista, onde foi determinada a série de sólidos.

Para que se pudesse conhecer a qualidade da água que escoava dos sacos de geotecido e para confirmar a sua condição para lançamento no Córrego dos Operários em atendimento ao Decreto Estadual 8.468/1976, os parâmetros exigidos no artigo 18, deste decreto foram avaliados sobre amostras desta água, excetuando-se as seguintes determinações: substâncias solúveis em hexano, cianeto, cromo hexavalente, estanho, fenol, fluoretos, mercúrio e selênio.

Para cada amostra, foram coletadas alíquotas de um litro para a determinação da série de sólidos, 250 mL conservadas em 1 mL de ácido nítrico 1:1 para a análise de metais e 500 mL para a determinação de DBO/DQO. Após homogeneização, essas amostras foram encaminhadas para o laboratório de Controle Sanitário da Unidade de Negócio Capivari/Jundiaí (RJOC), em Campo Limpo Paulista, onde os parâmetros citados foram determinados de acordo com *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21ª edição (2005).

Com base nas informações levantadas para a ETA e para a ETL, a quantidade do lodo da ETA que deveria ser transportada da ETL para a ETE foi estimada com o auxílio do balanço de massas, para o qual foram considerados os volumes de descarga, o tempo, o teor médio de sólidos, a frequência de lavagens dos filtros e decantadores; o teor médio de sólidos do lodo adensado que segue para a ETE; e a qualidade da água clarificada, que escoava dos dispositivos de retenção de lodo.

Para montar esse balanço de massas foram considerados:

a) Água de lavagem dos filtros

Filtros	3 filtros de 11 m ²	3 filtros de 18 m ²
Volume de descarga de cada filtro	80 m ³	100 m ³
Tempo de descarga	8 min	
Vazão de descarga [L.s ⁻¹]	Volume de descarga [L] / Tempo de descarga [s]	
Teor médio de sólidos suspensos totais	0,5 kg.m ⁻³	0,3 kg.m ⁻³
Lavagens por mês	3 filtros x 2 vezes ao dia x 30 dias por mês	
Volume total (m ³ .mês ⁻¹)	Volume de descarga [m ³] x quantidade de lavagens	
Massa total média de sólidos secos (kg.mês ⁻¹)	Volume total de descarga [m ³] x teor médio de sólidos [kg.m ⁻³]	

b) Água de lavagem dos decantadores

Decantadores	1 decantador da ETA-1	1 decantador da ETA-2	2 decantadores da ETA-1
Volume de descarga de cada decantador	460 m ³	360 m ³	300 m ³
Tempo de descarga	90 min	150 min	90 min
Vazão de descarga [L.s ⁻¹]	Volume de descarga [L] / Tempo de descarga [s]		
Teor médio de sólidos suspensos totais	20 kg.m ⁻³	1 kg.m ⁻³	90 kg.m ⁻³
Lavagens por mês por tipo de decantador	1	1	2
Volume total (m ³ .mês ⁻¹)	Volume de descarga [m ³] x quantidade de lavagens		
Massa total média de sólidos secos (kg.mês ⁻¹)	Volume total de descarga [m ³] x teor médio de sólidos [kg.m ⁻³]		

c) Lodo adensado na ETL

Variável de controle	Lodo adensado
Massa de lodo seco (kg.mês ⁻¹)	Soma da massa total média de sólidos secos de filtros e decantadores
Teor médio de sólidos suspensos totais	70 kg.m ⁻³

Volume total ($\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$)	Massa de lodo seco [$\text{kg} \cdot \text{mês}^{-1}$] / teor de sólidos [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]
Teor de umidade	100 % - teor médio de sólidos [7 %] = 93 %
Densidade	Adotado $1.041 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (equação 3)
Massa de lodo úmido ($\text{kg} \cdot \text{mês}^{-1}$)	Volume total [$\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$] / densidade [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

d) Água clarificada na ETL

Variável de controle	Água clarificada
Volume de água clarificada lançada ($\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$)	Volumes totais de descarga dos filtros e decantadores* - volume total de lodo adensado
Teor médio de sólidos suspensos totais	$0,028 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Densidade	Adotada $1.000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (equação 3)
Massa de água ($\text{kg} \cdot \text{mês}^{-1}$)	Volume de água clarificada lançada [$\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$] x densidade [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

*Neste caso, foi considerado que durante o adensamento é um processo estritamente físico, sem compressão, expansão, evaporação ou infiltração do volume de material (águas e lodo).

4.5.3 ETE Itatiba

Após consulta à equipe de operação da ETE Itatiba, foram disponibilizados para este estudo os seguintes dados operacionais:

- Volume de esgoto tratado, em $\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$, para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2008 e 31 de dezembro de 2010;
- Parâmetros de qualidade do esgoto afluente à ETE (esgoto bruto) e esgoto tratado, para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2008 e 30 de abril de 2011:
 - Média mensal dos resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;

- Média mensal dos resultados de Sólidos Suspensos Totais (SST), em mg.L-1;
- Média diária da dosagem de coagulante, em mg.L-1.

Como não havia dados operacionais conclusivos e frequentes de etapas intermediárias ao processo de tratamento, foram realizadas coletas dos seguintes pontos indicados por meio de setas na Figura 4.8, dos quais foram realizadas as determinações de pH e série de sólidos:

- Esgoto bruto;
- Esgoto gradeado e antes de receber coagulante;
- Esgoto após adição de coagulante;
- Esgoto decantado; e
- Esgoto tratado.

Essas coletas foram realizadas em três dias diferentes no mês de abril de 2011, sempre no mesmo horário, no período da tarde entre 15 e 17 horas, para verificar e procurar identificar alguma alteração que pudesse ser causada pelo lançamento do lodo da ETA na ETE, sendo que os dias foram definidos considerando:

- Segunda-feira: não há lançamento nos dois dias que antecede, sábado e domingo, podendo representar a condição de operação da ETE sem receber o lodo da ETA adensado;
- Terça-feira: seria o primeiro dia após o primeiro lançamento da semana; e
- Quinta-feira: indicaria o comportamento num recebimento contínuo de lodo. Contudo, o melhor dia para representar o efeito de um tempo longo de operação com o recebimento de lodo seria a coleta no sábado quando todos os lançamentos da semana já teriam ocorrido (segunda a sexta-feira), porém por questão de disponibilidade de agenda dos coletores e realização de ensaios, ficou definida a quinta-feira.

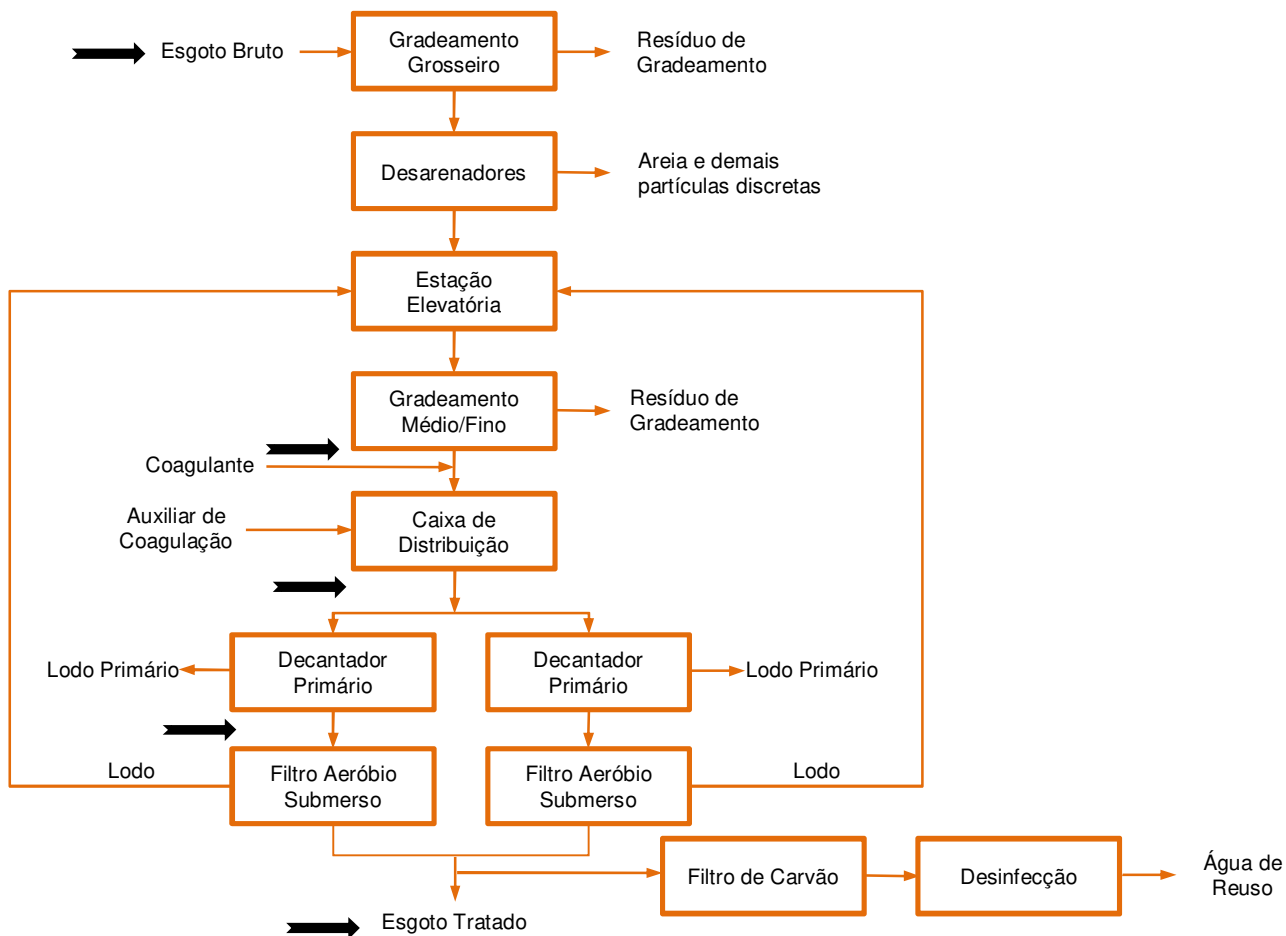


Figura 4.10. As setas indicam os pontos de coleta de amostras na ETE Itatiba.

Para se avaliar o impacto do transporte do lodo da ETA para a ETE quanto ao teor de sólidos e volume afluyente à estação, foram levantados os dados para as condições do esgoto afluyente prevista em projeto, as condições de operação atuais e foram comparadas com as condições de lançamento atuais.

Por fim, foram levantados os valores quantitativos de lodo removido da ETE.

4.5.4 Metodologias Analíticas

As análises das amostras coletadas e indicadas nos itens 4.4.1, 4.4.2 e 4.4.3 foram realizadas pelo laboratório de Controle Sanitário da Unidade de Negócio Capivari/Jundiaí (RJOC), em Campo Limpo Paulista, e as metodologias analíticas empregadas na determinação das variáveis citadas foram aquelas contidas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21^a edição (APHA, AWWA, 2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados aqui apresentados foram coletados de acordo com as metodologias descritas no item 4, Metodologia.

5.1 Resultados dos estudos desenvolvidos

5.1.1 ETA Itatiba

O resumo dos dados operacionais da ETA Itatiba levantados com frequência diária para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2010 estão contidos nas Tabelas 5.1, 5.2 e 5.3. Nas Figuras 5.1 a 5.9 estão apresentados os comportamentos temporais da vazão de água e das variáveis cor e turbidez para a água bruta tratada pela ETA Itatiba no mesmo período.

Tabela 5.1. Vazão de água tratada na ETA Itatiba.

	Vazão de água tratada (m ³ .mês ⁻¹)				Média (m ³ .mês ⁻¹)
	2007	2008	2009	2010	
Janeiro	802.802	818.484	803.639	821.221	811.537 ± 9.673
Fevereiro	712.750	782.561	744.753	771.355	752.855 ± 31.085
Março	859.448	817.923	838.748	822.759	834.719 ± 18.734
Abril	797.374	773.268	784.765	780.307	783.928 ± 10.136
Maio	824.396	787.409	790.403	805.547	801.939 ± 16.946
Junho	776.860	756.142	781.573	774.756	772.333 ± 11.164
Julho	821.634	783.003	793.369	812.439	802.611 ± 17.591
Agosto	832.307	788.716	808.354	816.947	811.581 ± 18.180
Setembro	825.469	759.924	778.899	787.096	787.847 ± 27.542
Outubro	822.179	809.730	829.896	813.291	818.774 ± 9.076
Novembro	775.986	779.206	837.734	819.960	803.222 ± 30.495
Dezembro	805.198	794.253	812.694	833.137	811.321 ± 16.398
Média Mensal	804.700 ± 37.274	787.552 ± 20.195	800.402 ± 27.413	804.901 ± 20.972	799.389 ± 8.160
Volume Anual (m ³ .ano ⁻¹)	9.656.404	9.450.619	9.604.827	9.658.815	9.592.666 ± 97.917
Vazão Média Tratada (L.s ⁻¹)	306,2	298,9	304,6	306,3	304,0 ± 3,5

Tabela 5.2. Valores obtidos para cor da água bruta durante o período entre 2007 e 2010.

	Cor da água bruta (mg Pt-Co.L ⁻¹)				Média (mg Pt-Co.L ⁻¹)
	2007	2008	2009	2010	
Mínimo	50	50	80	45	56 ± 16
Máximo	402	639	811	605	614 ± 168
Média Anual	120 ± 57	140 ± 75	169 ± 122	143 ± 104	142 ± 20

Tabela 5.3. Valores obtidos para turbidez da água bruta durante o período entre 2007 e 2010.

	Turbidez da água bruta (NTU)				Média (NTU)
	2007	2008	2009	2010	
Mínimo	12	10	10	9	10 ± 1
Máximo	234	424	464	236	339 ± 122
Média Anual	40 ± 32	48 ± 45	51 ± 60	42 ± 38	45 ± 4

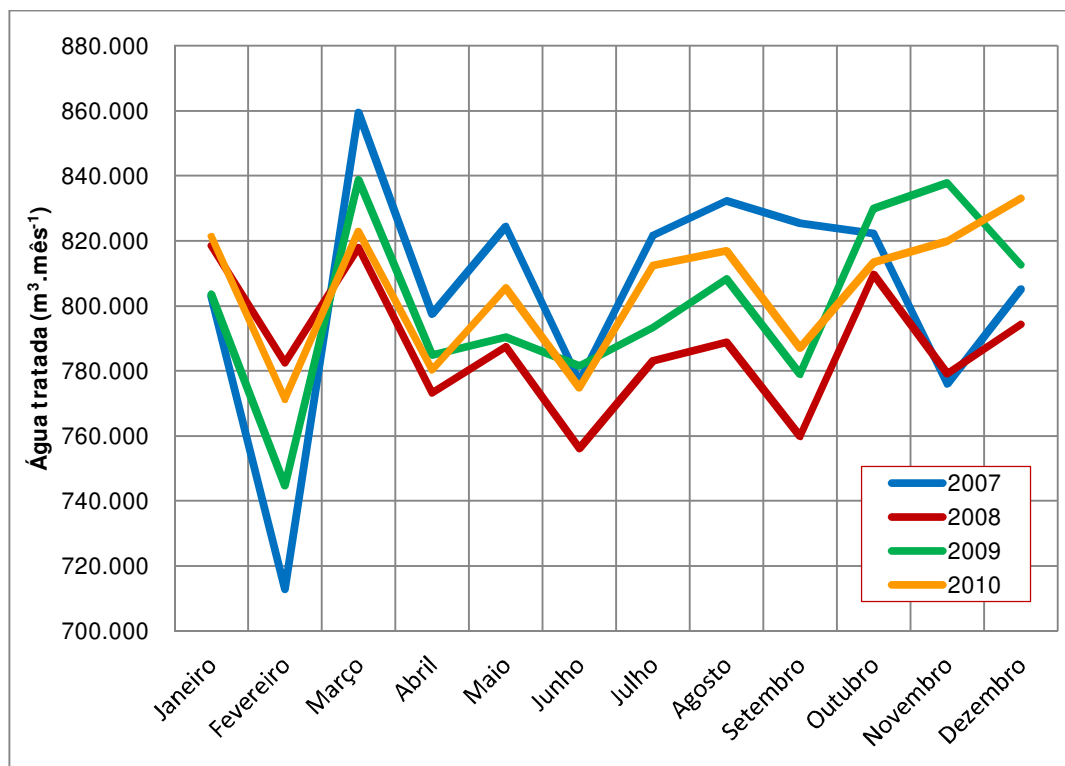


Figura 5.1. Vazão de água tratada na ETA Itatiba.

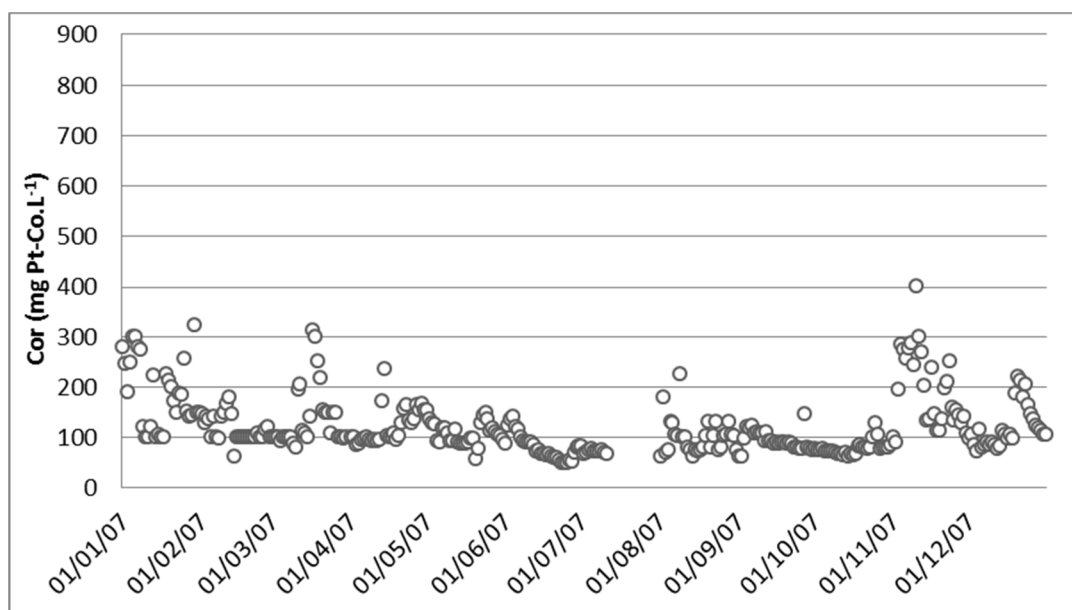


Figura 5.2. Valores médios diários da cor da água bruta em 2007.

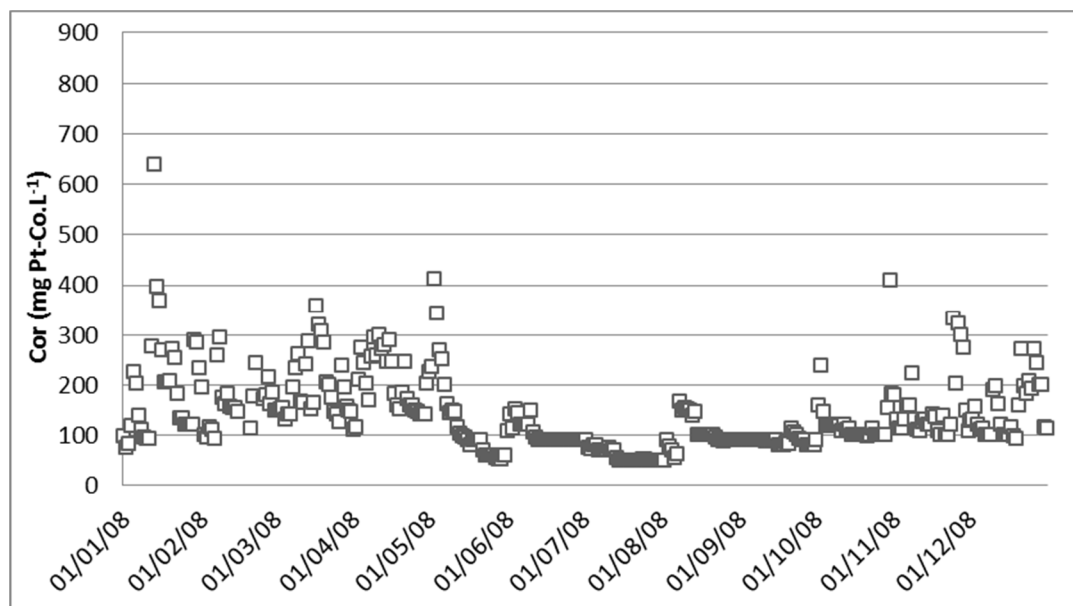


Figura 5.3. Valores médios diários da cor da água bruta em 2008.

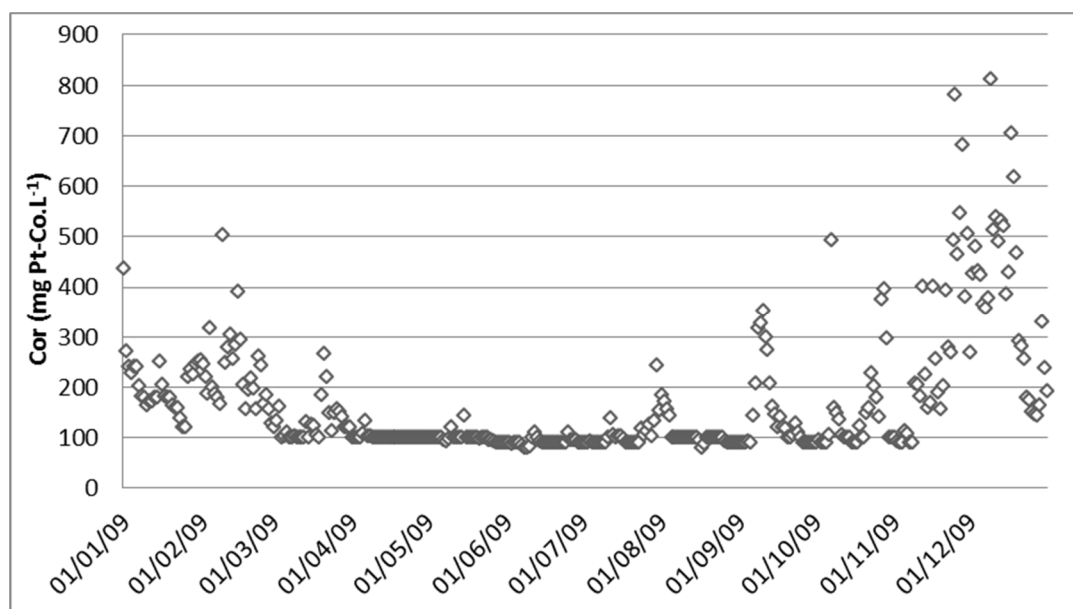


Figura 5.4. Valores médios diários da cor da água bruta em 2009.

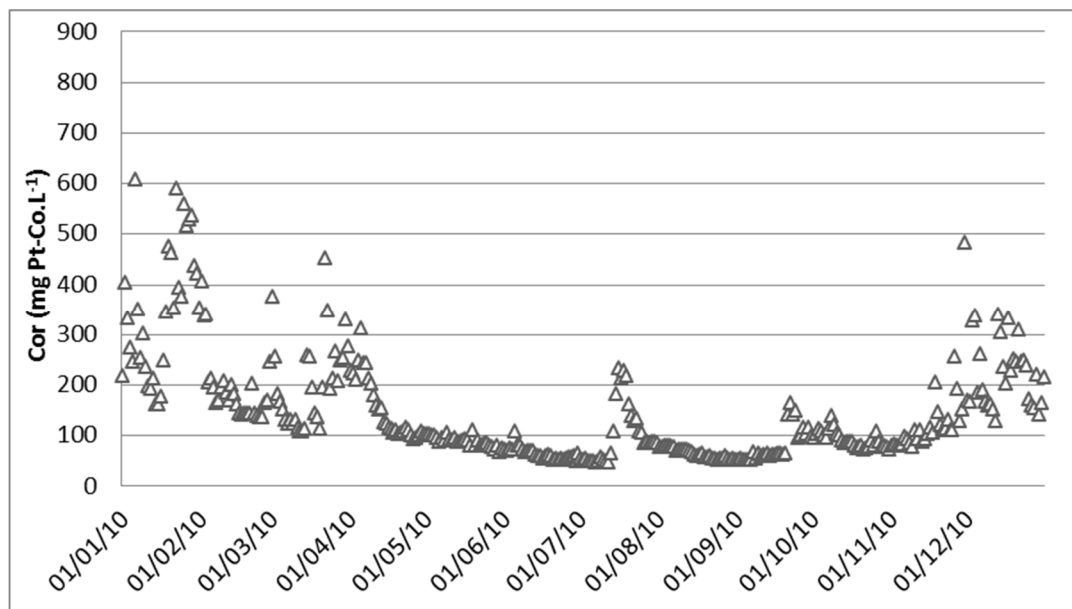


Figura 5.5. Valores médios diários da cor da água bruta em 2010.

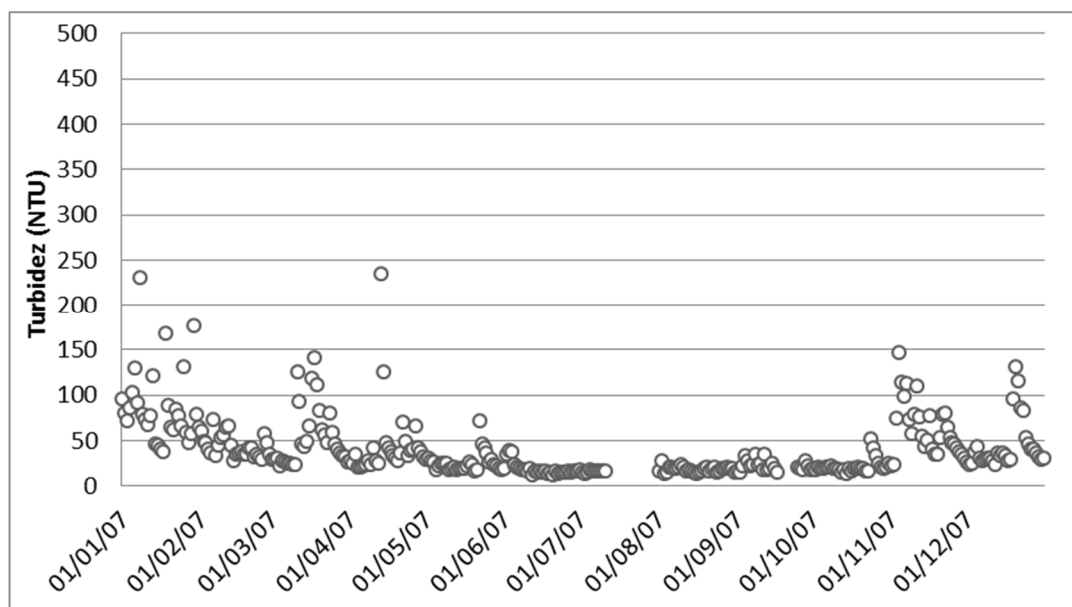


Figura 5.6. Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2007.

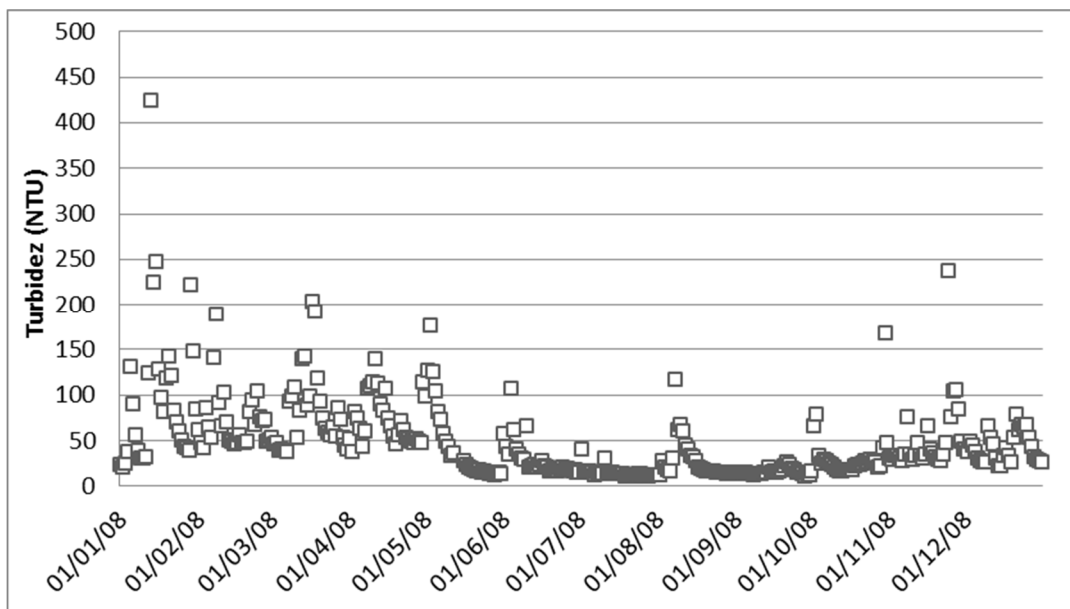


Figura 5.7. Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2008.

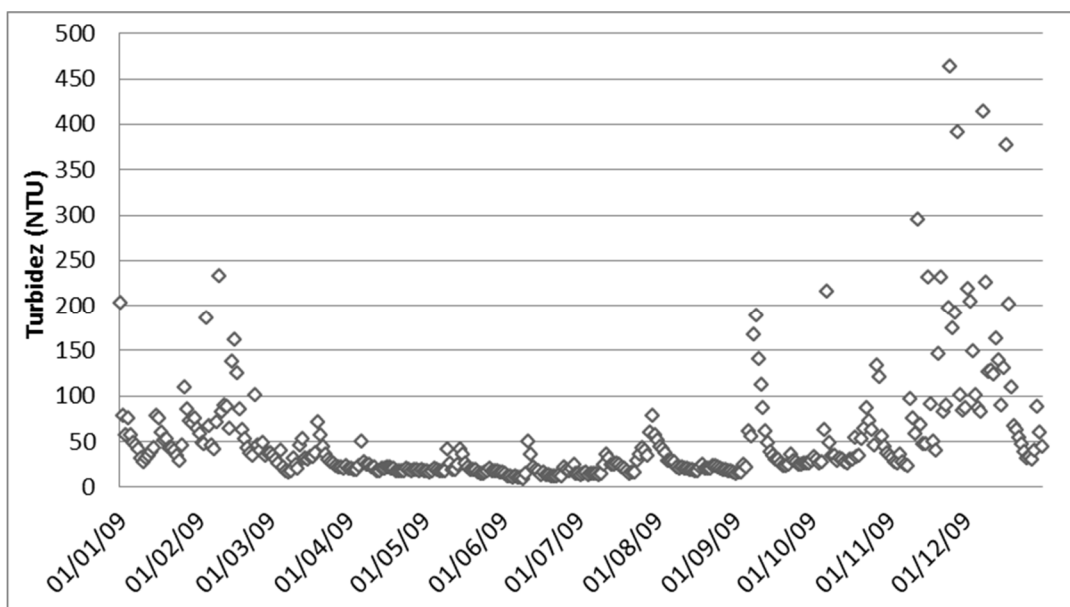


Figura 5.8. Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2009.

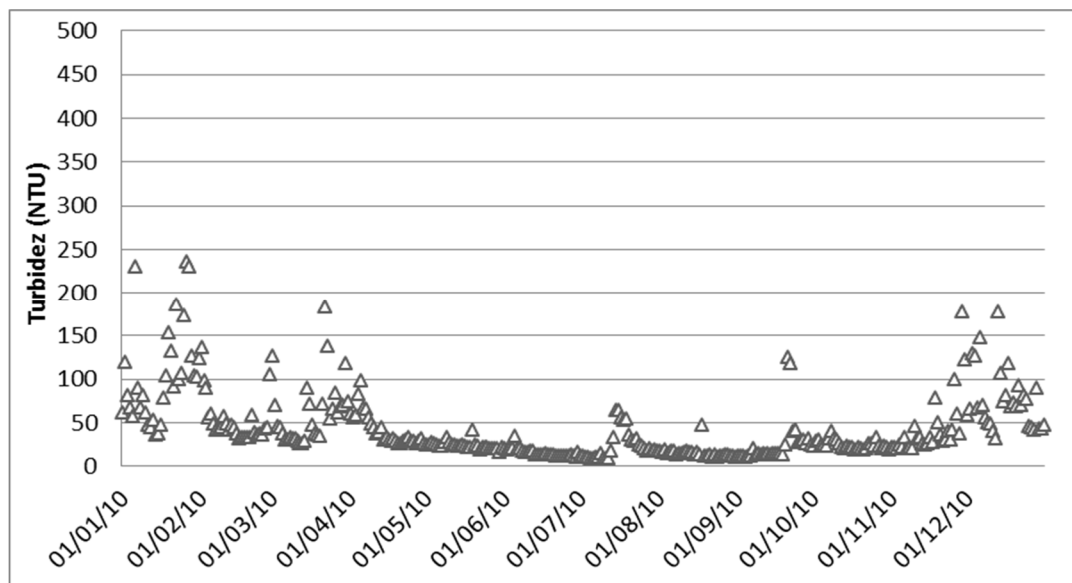


Figura 5.9. Valores médios diários da turbidez da água bruta em 2010.

Observando-se as Figuras de 5.2 a 5.9, pode-se afirmar que as maiores variações e valores, tanto para cor quanto para turbidez, acontecem nos períodos de chuvas, entre os meses de setembro e abril de cada ano.

Durante o período de levantamento dos dados, houve a utilização de três tipos de coagulantes na ETA Itatiba, distribuídos nos seguintes intervalos de tempo:

- Sulfato de alumínio: entre 01 de janeiro de 2007 a 03 de março de 2008;
- Sulfato férrico: entre 04 de março de 2008 a 22 de setembro de 2008;
- Sulfato de alumínio: entre 23 de setembro de 2008 a 25 de junho de 2009; e
- Cloreto de polialumínio (PAC): entre 26 de junho de 2009 a 31 de dezembro de 2010.

A média diária da dosagem de coagulante é apresentada na Tabela 5.4 e o comportamento temporal no período de estudo é apresentado nas Figuras de 5.10 a 5.13.

Tabela 5.4. Dosagem média de coagulante utilizada na ETA Itatiba no período de 2007 a 2010.

	Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹)				Média (mg.L ⁻¹)
	2007	2008	2009	2010	
Mínimo	15	26	23	16	20 ± 5
Máximo	109	97	85	56	87 ± 23
Média Anual	54 ± 16	48 ± 10	44 ± 12	28 ± 8	43 ± 11

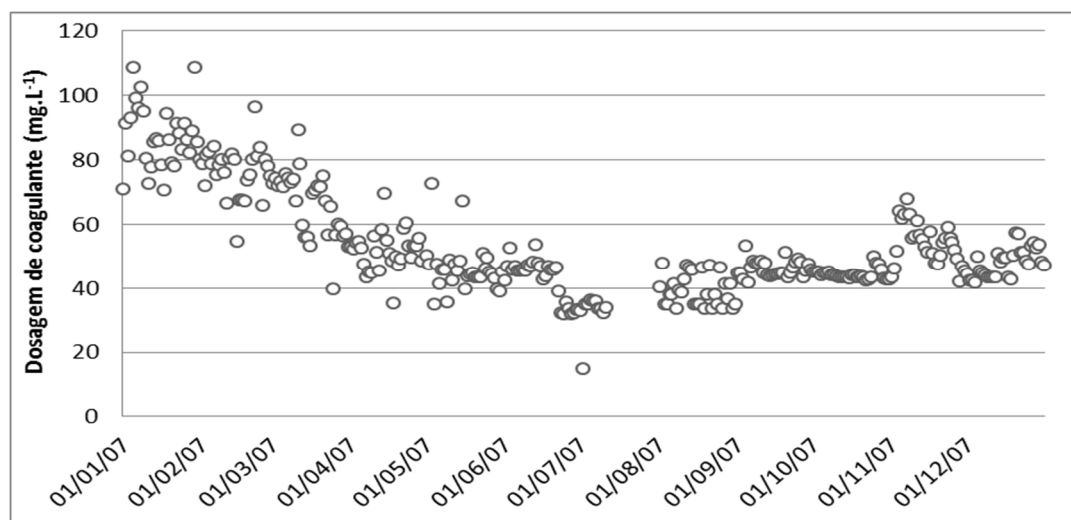


Figura 5.10. Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2007.

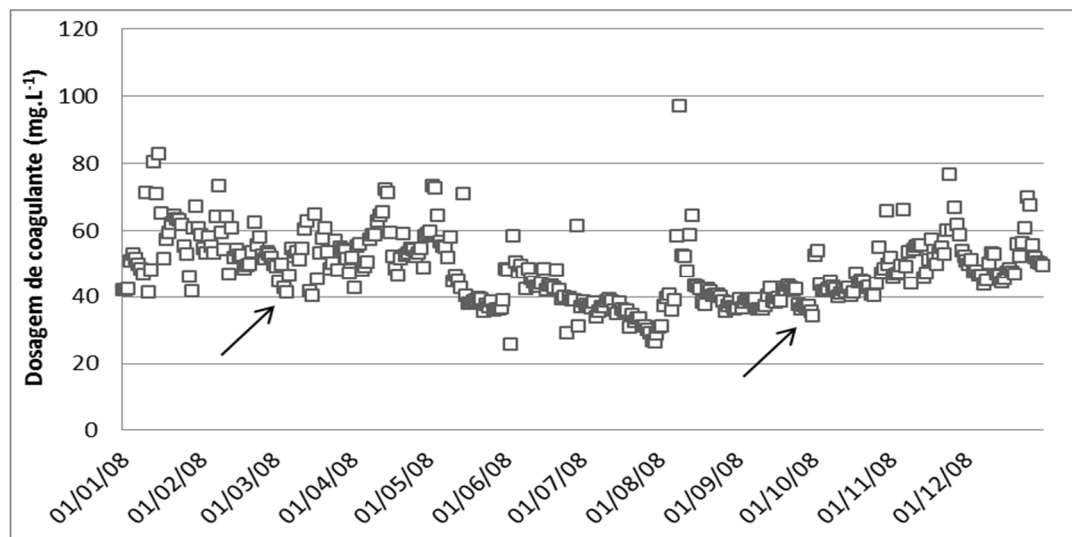


Figura 5.11. Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2008. – Nas datas indicadas, ocorreu a troca de coagulantes: a primeira de sulfato de alumínio para sulfato férrico e a segunda retornando para o sulfato de alumínio.

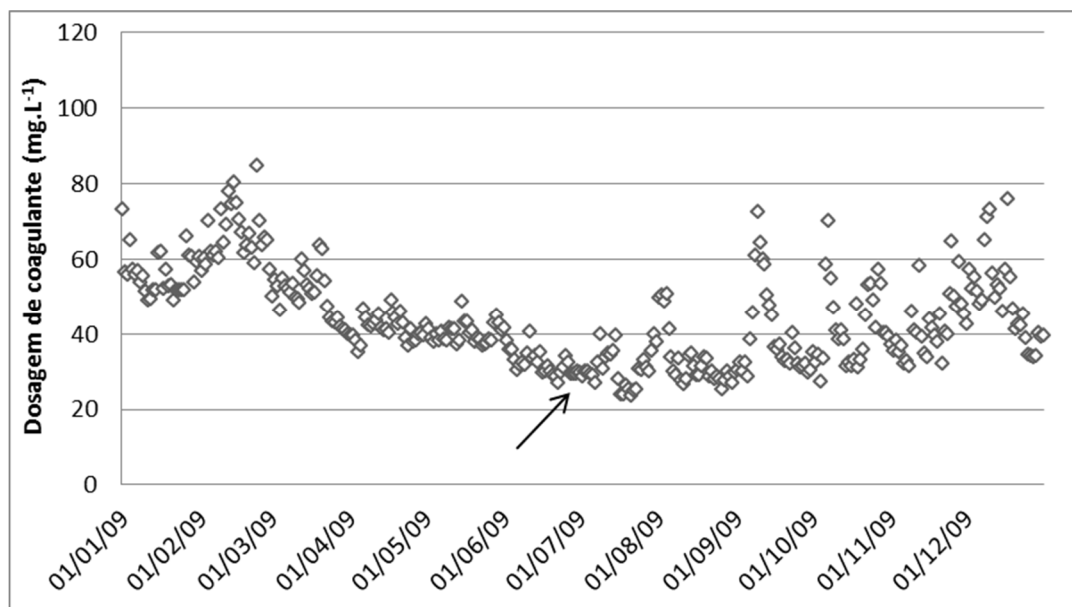


Figura 5.12. Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2009. – Na data indicada, ocorreu a troca de coagulantes: de sulfato de alumínio para PAC.

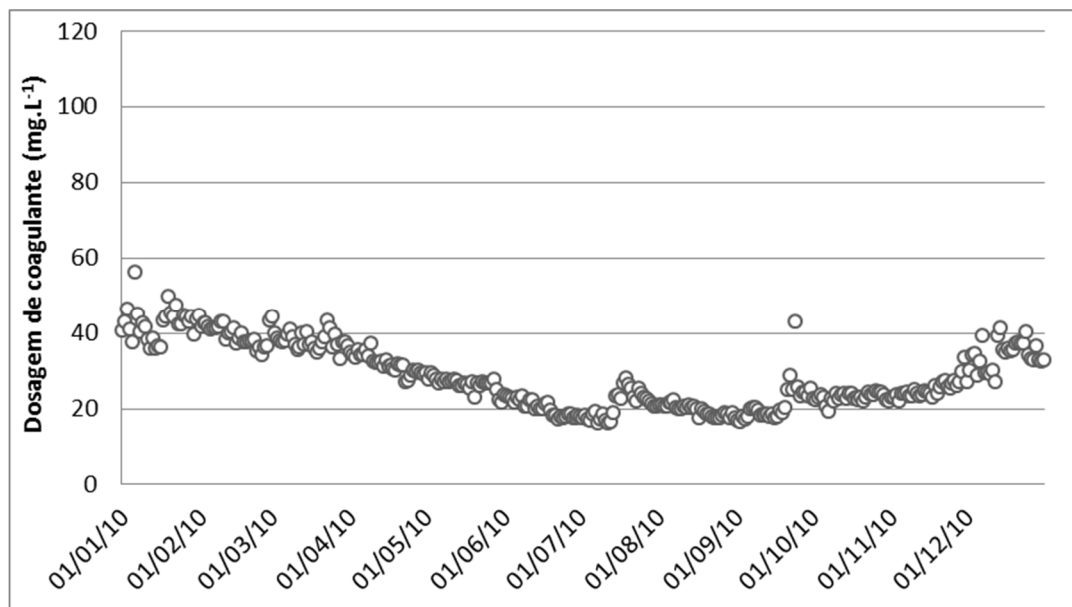


Figura 5.13. Valores médios diários da dosagem de coagulante em 2010.

De acordo com os dados levantados, pode-se verificar que o consumo de coagulantes, independente do tipo utilizado, aumenta nos mesmos períodos em que se tem a piora da qualidade da água bruta.

Com base nos dados extraídos dos boletins diários de operação para a média diária dos valores de cor e turbidez da água bruta, média diária da dosagem de coagulante, incluindo as alterações de tipo de coagulante utilizado, a vazão de água tratada no dia e utilizando a equação 10, apresentada no item 4.4.1, estimou-se a massa de sólidos secos diária. A somatória da estimativa da geração mensal do lodo é apresentada na Tabela 5.5 e Figura 5.14.

Tabela 5.5. Estimativa da geração de lodo da ETA Itatiba, em termos de massa seca.

	Estimativa da geração de lodo (kg.mês ⁻¹)				Média (kg.mês ⁻¹)
	2007	2008	2009	2010	
Janeiro	137.889	146.900	105.883	178.044	178.044 ± 29.690
Fevereiro	71.593	109.211	121.817	90.521	98.286 ± 21.953
Março	97.046	138.321	67.215	106.226	102.202 ± 29.277
Abril	75.870	126.451	46.061	72.722	80.276 ± 33.562
Maio	54.912	85.118	45.222	45.124	57.594 ± 18.915
Junho	39.442	62.368	37.904	29.801	42.379 ± 13.981
Julho	36.637	38.816	51.081	46.827	43.340 ± 6.770
Agosto	44.807	62.363	50.304	30.941	47.104 ± 13.034
Setembro	48.005	42.451	81.587	43.054	53.774 ± 18.708
Outubro	44.723	63.930	93.943	45.655	62.063 ± 23.020
Novembro	103.149	86.957	183.935	72.910	111.738 ± 49.692
Dezembro	74.767	77.338	200.911	129.054	120.517 ± 59.142
Média Mensal	69.070 ± 30.926	86.685 ± 36.206	90.489 ± 54.550	74.240 ± 45.036	80.121 ± 10.121
Produção Anual (kg/ano)	828.839	1.040.225	1.085.863	890.880	961.452 ± 121.449

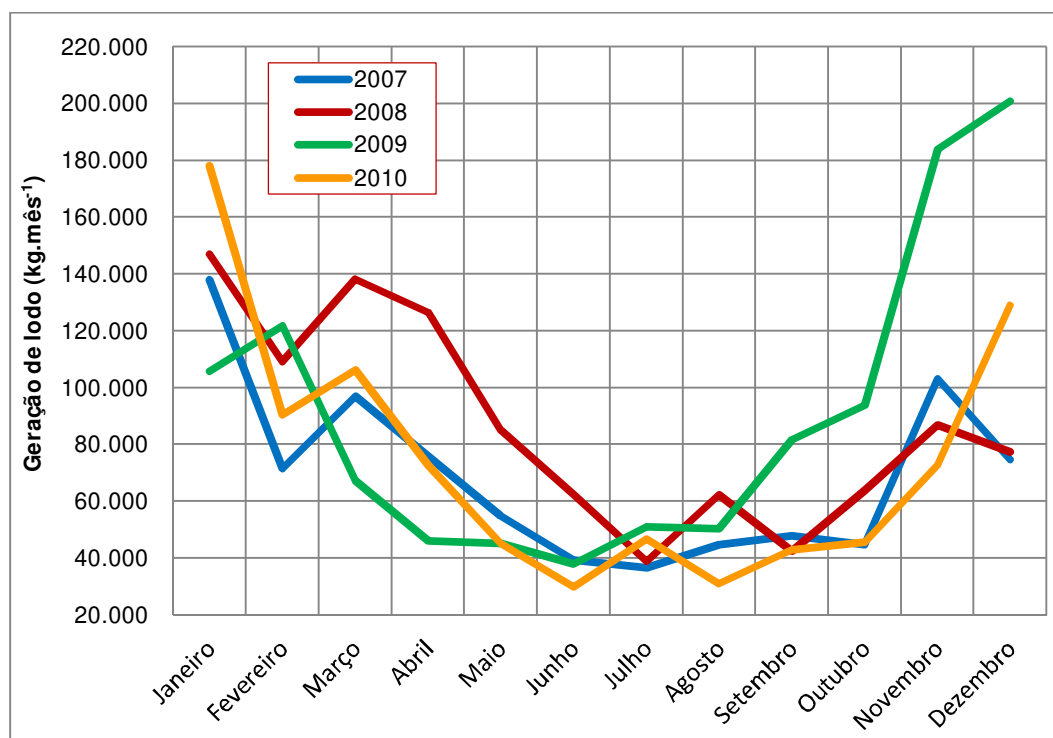


Figura 5.14. Estimativa da geração de lodo na ETA Itatiba, em termos de massa seca.

Como era esperado, com base na estimativa apresentada, a geração de lodo aumenta no período entre setembro e abril, que por sua vez coincide com o aumento da dosagem de coagulantes exigida pela piora na qualidade da água bruta.

De acordo com os boletins de operação da ETA Itatiba, do período compreendido entre 01/08/2008 a 31/12/2010, em média, cada um dos seis filtros são lavados aproximadamente duas vezes ao dia, com um consumo médio de 60 m³ de água por lavagem para cada filtro. Em contrapartida, de acordo com o informado pela operação, o volume de água utilizado na lavagem dos filtros varia entre 80 e 100 m³, de acordo com o tamanho dos filtros. Neste trabalho, foram considerados os volumes de lavagem de 80 e 100 m³ por conta do fator de segurança de projeto. A duração de cada lavagem, independente do tamanho do filtro, dura em média 8 minutos.

De acordo com as informações fornecidas pela equipe de operação, os quatro decantadores são lavados mensalmente, sendo um decantador lavado por semana. Em cada procedimento de limpeza dos decantadores, são estimados os seguintes volumes de água de lavagem:

- Decantador da ETA-1: 460 m³, sendo 45 min para esgotar o decantador e 45 min adicionais para a remoção do lodo residual.
- Decantador da ETA-2 (modular): 360 m³, sendo 90 min para esgotar o decantador e 60 min adicionais para a remoção do lodo residual.
- Decantadores da ETA-3: 300 m³, sendo 45 min para esgotar o decantador e 45 min adicionais para a remoção do lodo residual.

A fim de se comprovar os valores de geração de lodo estimados, avaliar a capacidade da ETL, assim como montar o balanço de massa dessa estação, foram realizadas coletas da água de lavagem dos filtros e decantadores.

Os resultados obtidos para a série de sólidos nas amostras compostas dos filtros, segundo procedimento descrito no item 4.4.1 são apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6. Valores da série de sólidos encontrados nas amostras compostas para a água de lavagem dos filtros.

Parâmetros Avaliados	Amostra composta	
	3 Filtros de 11 m ²	3 Filtros de 18 m ²
pH	6,7	6,7
Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	5,5	8,5
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	525	250
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	305	73
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	220	177
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	81	68
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	606	318
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	444	218
Sólidos voláteis (mg.L ⁻¹)	162	100

Considerando os resultados das amostras compostas, pode-se observar que a água de lavagem dos filtros menores apresenta maior teor de sólidos, independente da espécie de sólidos avaliada, quando comparada à água de lavagem dos filtros maiores, possivelmente causada pela vazão de água que é igual nos dois tamanhos de filtros. Tal fato pode ser justificado baseado na prerrogativa de que se uma mesma quantidade de sólidos entra em filtros de áreas diferentes e mesma composição das camadas filtrantes, a relação quantidade de sólidos/área de filtro tende a ser maior naqueles filtros de menor área.

Os resultados obtidos para a série de sólidos nas amostras compostas dos decantadores, segundo procedimento descrito no item 4.4.1 são apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Valores da série de sólidos encontrados nas amostras compostas para a água de lavagem dos decantadores.

Parâmetros Avaliados	Amostra composta		
	Decantador ETA-1	Decantador ETA-2	Decantadores ETA-3
Data de coleta	25/04/11	27/02/11 – 16/04/11	17/02/11
pH	6,5	6,4	N.A.
Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	290	23	830
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	19.800	763	90.500
Sólidos suspensos fixos (mg.L ⁻¹)	14.700	345	71.720
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	5.100	305	18.780
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	240	164	1.300
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	20.037	917	93.195
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	15.010	677	73.335
Sólidos voláteis (mg.L ⁻¹)	5.027	240	19.860

Observação: N.A.: Não analisado.

Pode-se observar que a água de lavagem proveniente do decantador da ETA-2, que é modular (alta taxa), apresenta menor teor de sólidos quando comparada aos decantadores da ETA-1 e ETA-3 (convencionais). Isso ocorre porque nos intervalos de lavagem do decantador de alta taxa (ETA-2), são realizadas algumas descargas diárias para a retirada dos sólidos.

5.1.2 ETL Itatiba

Conforme descrito no item 4.5.2, para se conhecer as características do lodo resultante do tratamento na ETL Itatiba, o qual é transportado para a ETE Itatiba, foram determinados o valor de pH, o teor de ferro, de alumínio e a série de sólidos de amostras compostas pela união de coleta realizadas dos caminhões que transportaram o lodo da ETL para a ETE em um mesmo dia, que em média totalizam três viagens por dia.

Os resultados obtidos para a série de sólidos nas amostras compostas do lodo da ETL que chega à ETE Itatiba são apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8. Valores da série de sólidos encontradas nas amostras de lodo da ETL que chega à ETE.

Data da coleta	pH	Al (mg.L ⁻¹)	Fe (mg.L ⁻¹)	SSed (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SSF (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	SF (mg.L ⁻¹)	SV (mg.L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)
03/03/11	6,6	147	386	N.A.	48.300	N.A.	N.A.	48.609	37.442	11.167	N.A.
09/03/11	6,5	112	280	N.A.	55.080	N.A.	N.A.	57.130	45.354	11.776	N.A.
10/03/11	4,9	184	367	N.A.	54.200	N.A.	N.A.	54.897	43.034	11.863	N.A.
14/03/11	6,4	79	373	N.A.	90.050	N.A.	N.A.	91.798	73.138	18.660	N.A.
15/03/11	6,5	34	235	N.A.	60.100	N.A.	N.A.	61.935	49.408	12.528	N.A.
16/03/11	6,4	102	97	N.A.	71.850	N.A.	N.A.	71.920	57.250	14.670	N.A.
17/03/11	6,4	28	252	N.A.	36.050	N.A.	N.A.	38.247	30.882	7.365	N.A.
21/03/11	6,8	6	531	N.A.	77.900	N.A.	N.A.	79.482	61.923	17.558	N.A.
22/03/11	6,5	134	208	N.A.	49.400	N.A.	N.A.	49.697	39.370	10.327	N.A.
24/03/11	6,5	37	499	N.A.	70.650	N.A.	N.A.	73.501	55.210	18.291	N.A.
19/04/11	6,7	N.A.	N.A.	990	75.150	61.400	13.750	75.450	59.110	16.340	300
20/04/11	6,6	N.A.	N.A.	N.A.	79.200	62.300	16.900	81.147	63.990	17.157	1.947
21/04/11	6,6	N.A.	N.A.	N.A.	75.300	58.300	17.000	75.380	56.563	18.817	83
22/04/11	6,8	N.A.	N.A.	N.A.	82.500	62.600	19.900	83.977	63.657	20.320	1.465
26/04/11	6,6	N.A.	N.A.	N.A.	105.400	80.500	24.900	109.413	87.247	22.167	4.033
Média	6,5 ± 0,54	86 ± 59	323 ± 134	990	68.742 ± 18.149	65.020 ± 8.820	18.490 ± 4.192	70.172 ± 18.611	54.905 ± 14.635	15.267 ± 4.240	1.566 ± 1.585

Observações: Al: Concentração de alumínio total
Fe: Concentração de ferro total
SSed: Sólidos sedimentáveis
SST: Sólidos suspensos totais
SSF: Sólidos suspensos fixos
SSV: Sólidos suspensos voláteis
ST: Sólidos totais
SF: Sólidos totais fixos
SV: Sólidos totais voláteis
SDT: Sólidos dissolvidos totais
N.A.: Não analisado

A qualidade da água que escoar dos sacos de geotecido foi avaliada para confirmar a sua condição para lançamento no Córrego dos Operários em atendimento ao Decreto Estadual 8.468/1976. Os resultados dessas análises são apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9. Resultados da água que escoou dos sacos de geotecido da ETL.

Parâmetros	Limite*	Un.**	Data da Coleta						
			28/10/10	05/11/10	11/11/10	19/11/10	26/11/10	16/12/10	01/03/11
pH	5,0 a 9,0	-	8,1	7,0	7,9	7,7	7,5	7,7	N.A.
Temperatura	40	°C	22,4	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Resíduos sedimentáveis	1,0	mL.L ⁻¹	< 0,1	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
DBO	60	mg.L ⁻¹	< 5	6	6	5	< 5	< 5	5
Arsênio	0,2	mg.L ⁻¹	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Bário	5,0	mg.L ⁻¹	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Boro	5,0	mg.L ⁻¹	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cádmio	0,2	mg.L ⁻¹	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Chumbo	0,5	mg.L ⁻¹	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cobre	1,0	mg.L ⁻¹	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cromo total	5,0	mg.L ⁻¹	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ferro solúvel	15,0	mg.L ⁻¹	0,10	0,09	0,05	3,5	0,05	0,08	0,28
Manganês solúvel	1,0	mg.L ⁻¹	0,02	0,03	0,10	0,31	0,06	0,08	0,08
Níquel	2,0	mg.L ⁻¹	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Prata	0,02	mg.L ⁻¹	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
Zinco	5,0	mg.L ⁻¹	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sólidos suspensos totais	N.D.	mg.L ⁻¹	2	6	2	175	2	2	8
Sólidos totais	N.D.	mg.L ⁻¹	114	112	114	306	78	96	88
Turbidez	100***	NTU	N.A.	5,1	3,8	121	2,6	2,0	8,1

Observações: *Limites definidos pelo Artigo 18 do Decreto Estadual n. 8468/1976 (SÃO PAULO, 1976) e/ou Artigo 34 da Resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) – Padrões de lançamento.

**Un.: Unidade de medida.

***Limite definido pelo Artigo 15 da Resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) – Padrões para rios de classe 2.

N.A.: Não analisado.

N.D.: Não definido por lei.

Com base nos resultados contidos na Tabela 5.9, pode-se afirmar que a água drenada dos sacos de geotecido não traria prejuízos à qualidade do córrego no qual é lançada, pois os valores obtidos atendem aos padrões contidos no Decreto Estadual 8.468/1976. Quanto as demais variáveis contidas no artigo 18 deste decreto, que não foram avaliadas, é possível inferir que também atenderiam os padrões de lançamento, uma vez que a sua geração se dá em uma estação de tratamento de água para abastecimento público, cujo manancial é considerado de boa qualidade, Classe II, segundo o Decreto Estadual 8468/1976 e alterações.

De posse dos resultados apresentados nos itens 5.1.1 e 5.1.2, foi estimada a quantidade de lodo de ETA que deveria ser transportada da ETL para a ETE, com o auxílio do balanço de massas, de forma a evitar o acúmulo de lodo nos sacos de geotecido.

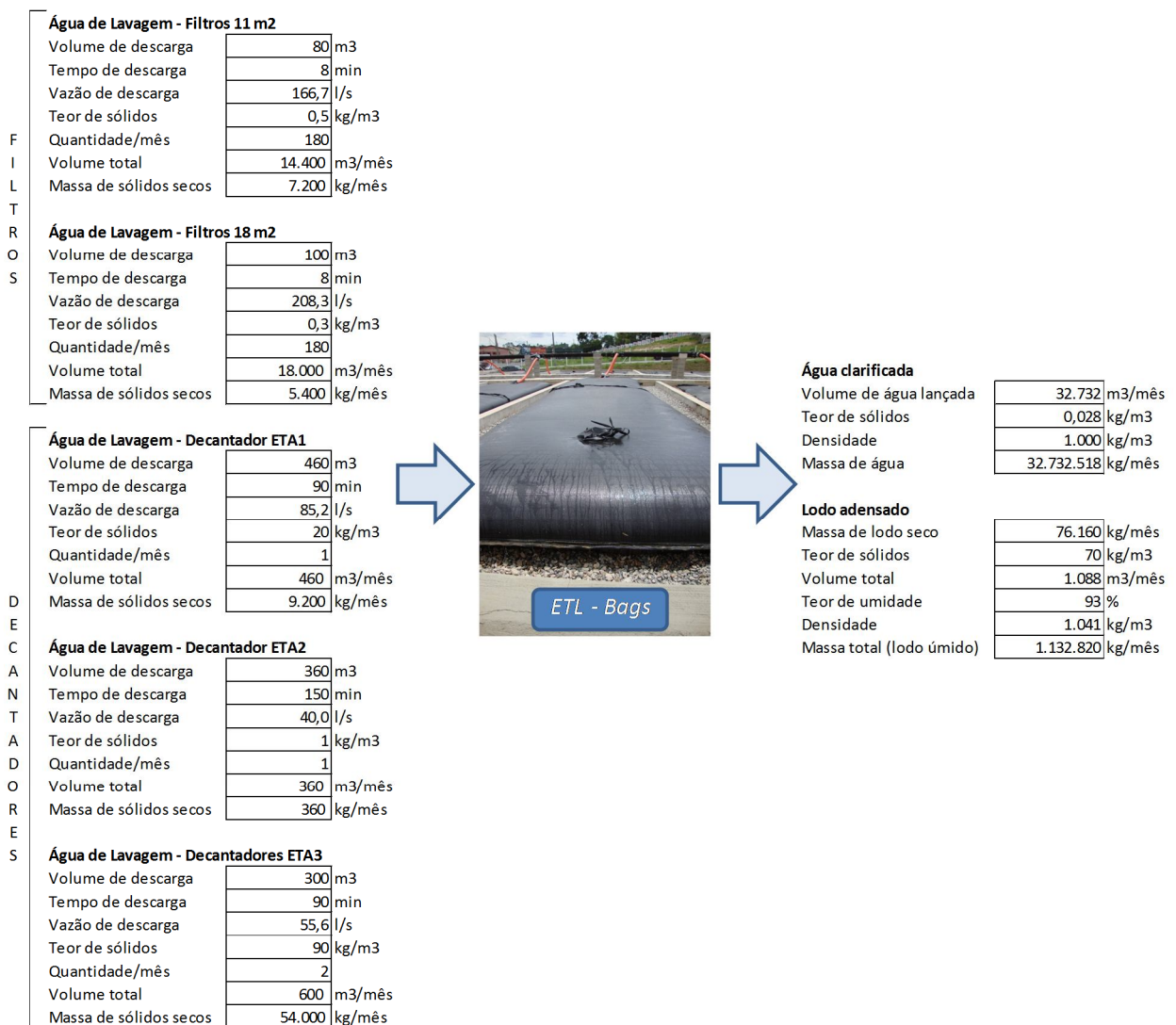


Figura 5.15. Balanço de massa do adensamento do lodo gerado na ETA Itatiba.

Considerando-se que atualmente são realizadas três viagens diárias entre segunda e sexta-feira, transportando 12 m^3 do lodo adensado na ETL em cada uma dessas viagens, em um mês são transferidos para a ETE 720 m^3 , referentes a 60 viagens. Para que não houvesse acúmulo de lodo na ETL, precisariam ser transportados, de acordo com o balanço de massa apresentado na Figura 5.15, $1.088 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$. Adotando-se que o transporte continuaria acontecendo cinco vezes por

semana com caminhões de 12 m³, seriam necessárias cinco viagens por dia, ou seja, duas a mais do que são realizadas atualmente.

5.1.3 ETE Itatiba

O resumo dos dados da ETE Itatiba levantados disponíveis para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2008 e 30 de abril de 2011 é apresentado a seguir.

Tabela 5.10. Volume de esgoto tratado na ETE Itatiba no período de 2008 a 2010.

	Volume de esgoto tratado (m ³ .mês ⁻¹)			Média (m ³ .mês ⁻¹)
	2008	2009	2010	
Janeiro	233.914	361.557	407.293	334.255 ± 89.856
Fevereiro	207.623	328.189	368.481	301.431 ± 83.701
Março	257.217	322.431	386.122	321.923 ± 64.454
Abril	218.544	347.077	363.269	309.630 ± 79.297
Maiο	202.341	325.426	337.133	288.300 ± 74.672
Junho	224.908	313.301	327.757	288.655 ± 55.678
Julho	242.743	322.481	349.849	305.024 ± 55.646
Agosto	203.585	348.468	367.658	306.570 ± 89.702
Setembro	211.818	337.366	357.359	302.181 ± 78.892
Outubro	220.736	350.058	367.895	312.896 ± 80.310
Novembro	307.230	360.919	371.450	346.533 ± 34.442
Dezembro	321.569	382.208	385.547	363.108 ± 36.013
Média Mensal	237.686 ± 39.423	341.623 ± 20.366	365.818 ± 21.685	315.042 ± 68.076
Volume Anual (m ³ .ano ⁻¹)	2.852.228	4.099.481	4.389.813	3.780.507 ± 68.076
Vazão Média Tratada (L.s ⁻¹)	90,4	130,7	139,2	119,9 ± 25,9

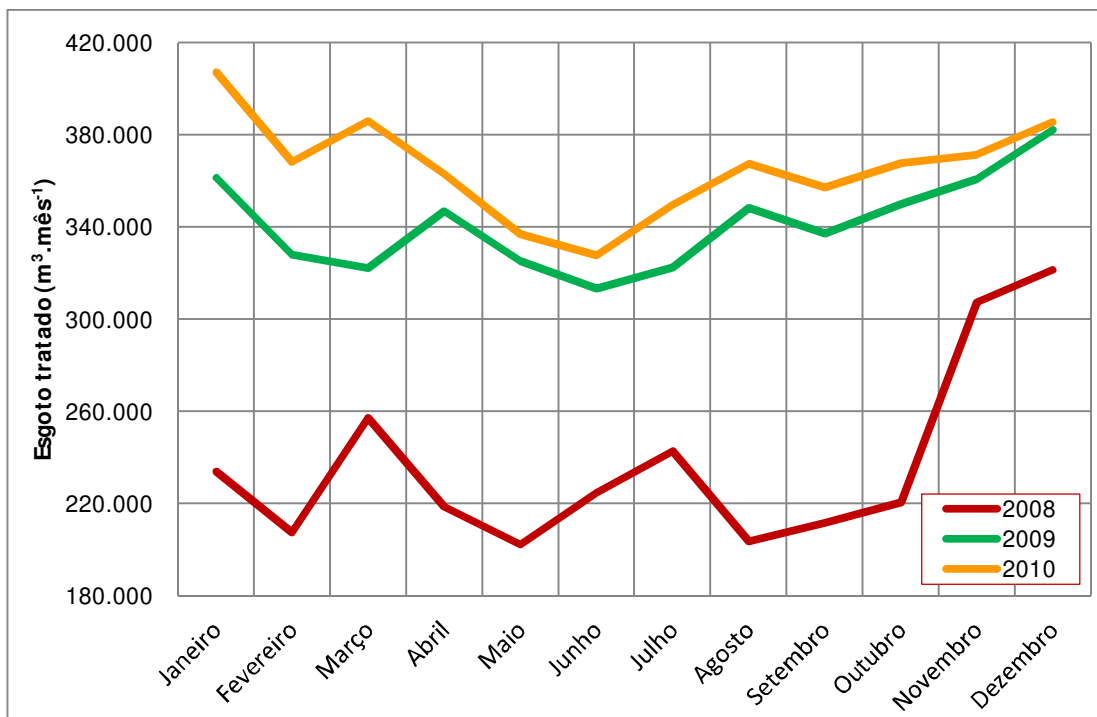


Figura 5.16. Volume de esgoto tratado na ETE Itatiba entre 2008 e 2010.

Observa-se uma tendência de variação sazonal nos volumes de esgotos tratados na ETE e principalmente um crescimento dos volumes tratados com o passar dos anos. Isto se deve principalmente porque somente após o início da operação da ETE, que ocorreu em 09 de novembro de 2007, é que sistematicamente os esgotos gerados no município foram coletados e encaminhados à ETE em operação.

Tabela 5.11. Valores obtidos para DBO do esgoto bruto e tratado durante o período entre 2008 e 2011.

Resultados	Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L ⁻¹)						Eficiência de remoção
Amostra	Esgoto bruto			Esgoto tratado			
	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	
Janeiro/2008	135	246 ± 88	358	9	24 ± 23	70	90,2 %
Fevereiro/2008	223	274 ± 33	303	13	47 ± 25	75	82,7 %
Março/2008	157	287 ± 113	432	7	50 ± 79	190	82,7 %
Abril/2008	206	294 ± 66	375	32	55 ± 20	80	81,2 %
Maio/2008	297	336 ± 35	380	29	49 ± 18	68	85,3 %
Junho/2008	243	395 ± 82	482	47	90 ± 35	142	77,2 %
Julho/2008	368	441 ± 45	476	46	83 ± 29	110	81,3 %
Agosto/2008	144	353 ± 156	518	18	46 ± 17	59	86,9 %
Setembro/2008	243	358 ± 61	449	5	35 ± 38	124	90,1 %
Outubro/2008	227	469 ± 147	714	23	56 ± 29	115	88,1 %
Novembro/2008	285	400 ± 109	642	94	43 ± 26	383	89,4 %
Dezembro/2008	94	292 ± 119	464	11	36 ± 28	101	87,7 %
Janeiro/2009	139	281 ± 99	400	11	30 ± 24	80	89,3 %
Fevereiro/2009	70	201 ± 89	316	5	15 ± 11	36	92,5 %
Março/2009	80	225 ± 75	344	4	17 ± 15	46	92,6 %
Abril/2009	162	379 ± 153	622	5	12 ± 5	20	96,7 %
Maio/2009	210	446 ± 375	878	4	15 ± 12	28	96,6 %
Junho/2009	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Julho/2009	220	326 ± 64	380	12	19 ± 7	30	94,2 %
Agosto/2009	272	370 ± 52	446	21	29 ± 6	38	92,2 %
Setembro/2009	170	431 ± 146	678	16	34 ± 11	48	92,2 %
Outubro/2009	394	501 ± 84	612	9	26 ± 9	39	94,8 %
Novembro/2009	288	426 ± 91	568	16	27 ± 7	38	93,7 %
Dezembro/2009	96	303 ± 118	420	8	18 ± 7	31	94,2 %
Janeiro/2010	208	362 ± 130	578	11	17 ± 7	33	95,3 %
Fevereiro/2010	166	399 ± 149	568	13	22 ± 9	35	94,4 %
Março/2010	208	339 ± 82	490	12	24 ± 17	70	93,0 %
Abril/2010	224	436 ± 125	586	5	27 ± 19	60	93,7 %
Maio/2010	352	461 ± 100	618	9	23 ± 12	48	95,0 %
Junho/2010	254	755 ± 583	1648	9	19 ± 5	24	97,5 %
Julho/2010	220	540 ± 203	1010	18	40 ± 17	78	92,6 %
Agosto/2010	198	570 ± 429	1812	21	40 ± 13	61	92,9 %
Setembro/2010	268	517 ± 213	962	19	28 ± 10	49	94,5 %
Outubro/2010	348	509 ± 135	704	6	26 ± 17	51	94,8 %
Novembro/2010	172	410 ± 349	1276	7	21 ± 12	39	94,9 %
Dezembro/2010	22	335 ± 151	508	11	18 ± 6	26	94,7 %
Janeiro/2011	24	305 ± 217	654	6	26 ± 21	73	91,6 %
Fevereiro/2011	112	310 ± 216	804	24	45 ± 16	64	85,6 %
Março/2011	152	406 ± 259	942	11	28 ± 16	62	93,2 %
Abril/2011	150	705 ± 562	1920	10	63 ± 84	259	91,0 %

N.D.: Dado não disponível.

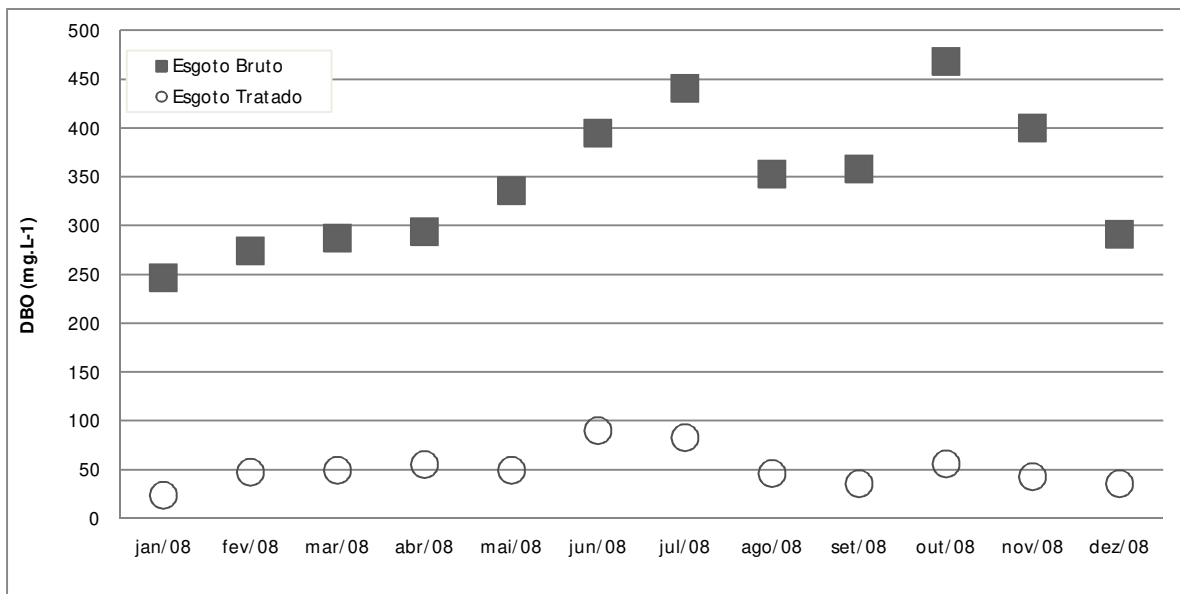


Figura 5.17. Valores médios mensais de DBO em 2008.

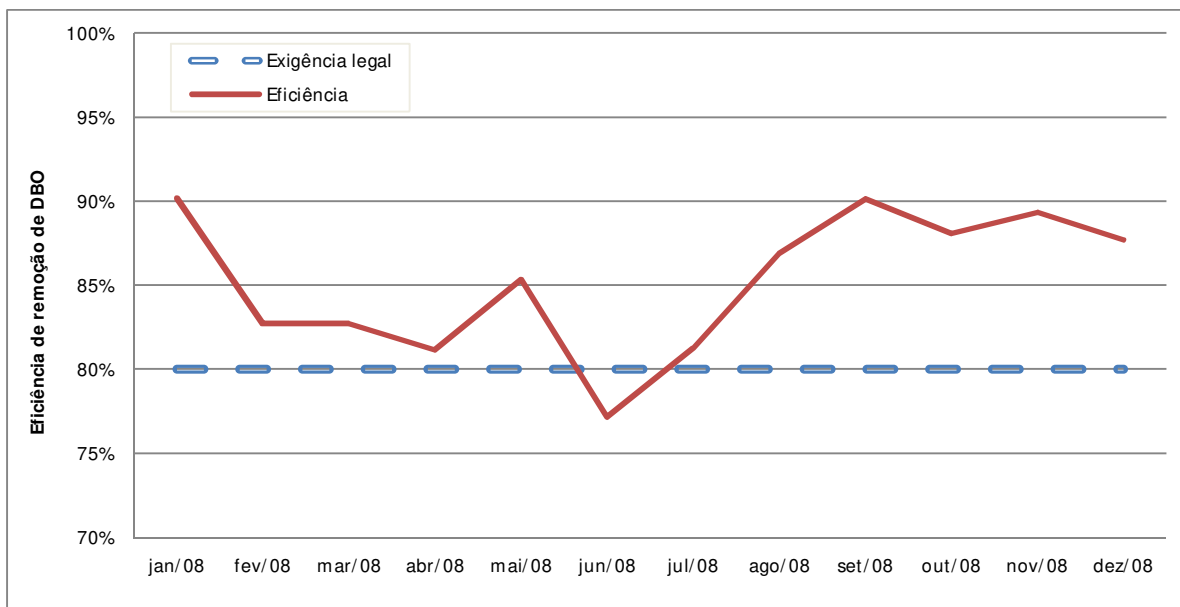


Figura 5.18. Valores médios da eficiência de remoção de DBO em 2008.

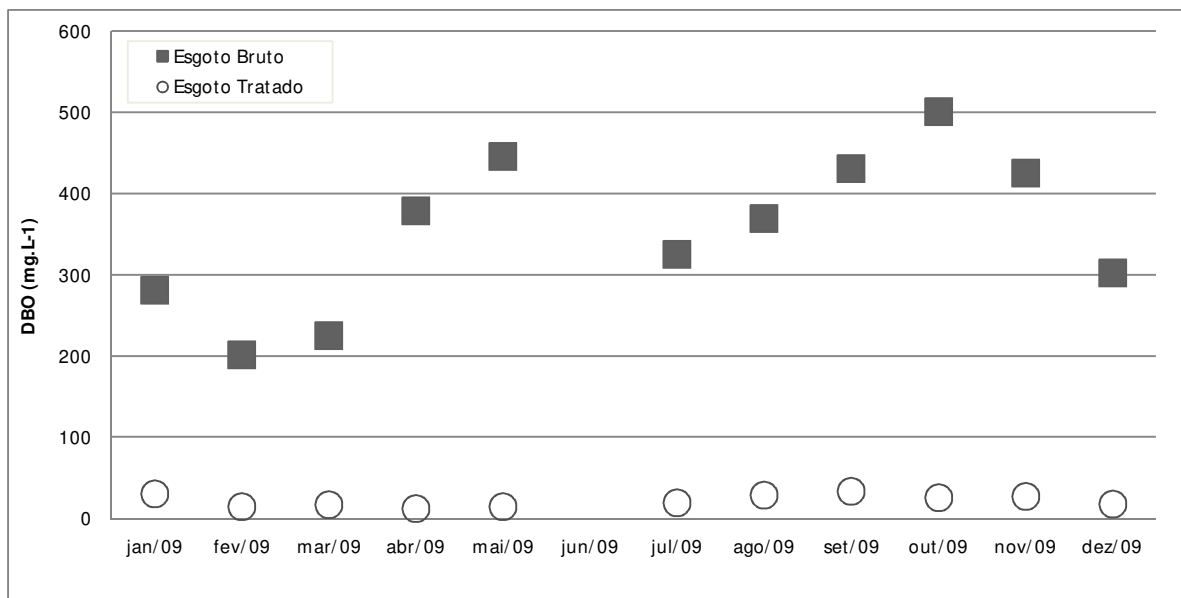


Figura 5.19. Valores médios mensais de DBO em 2009.

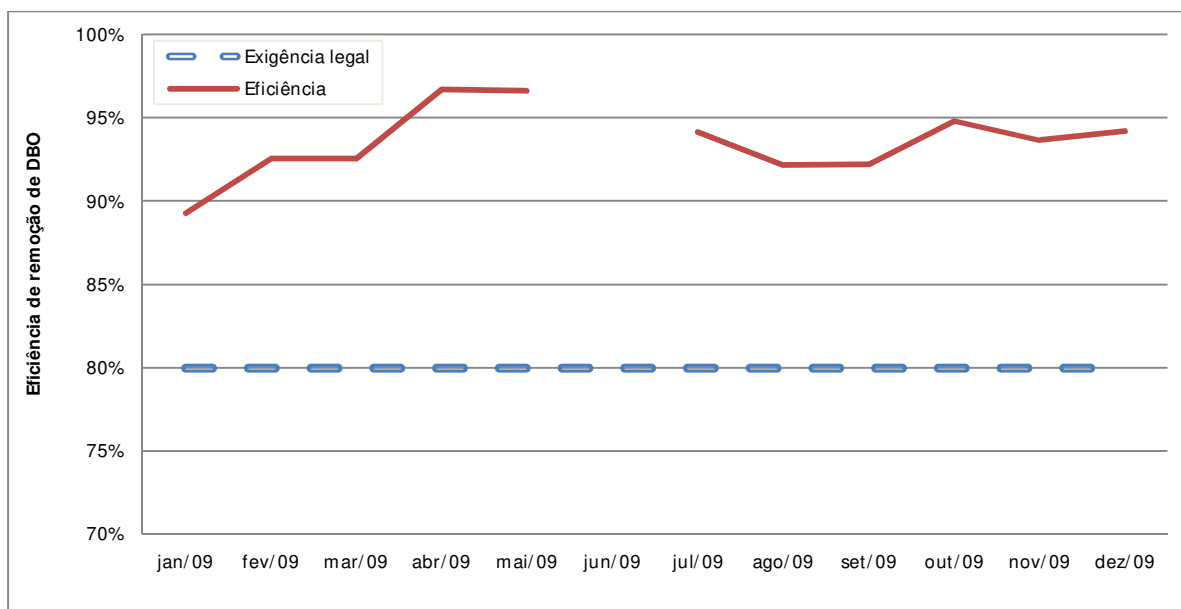


Figura 5.20. Valores médios da eficiência de remoção de DBO em 2009.

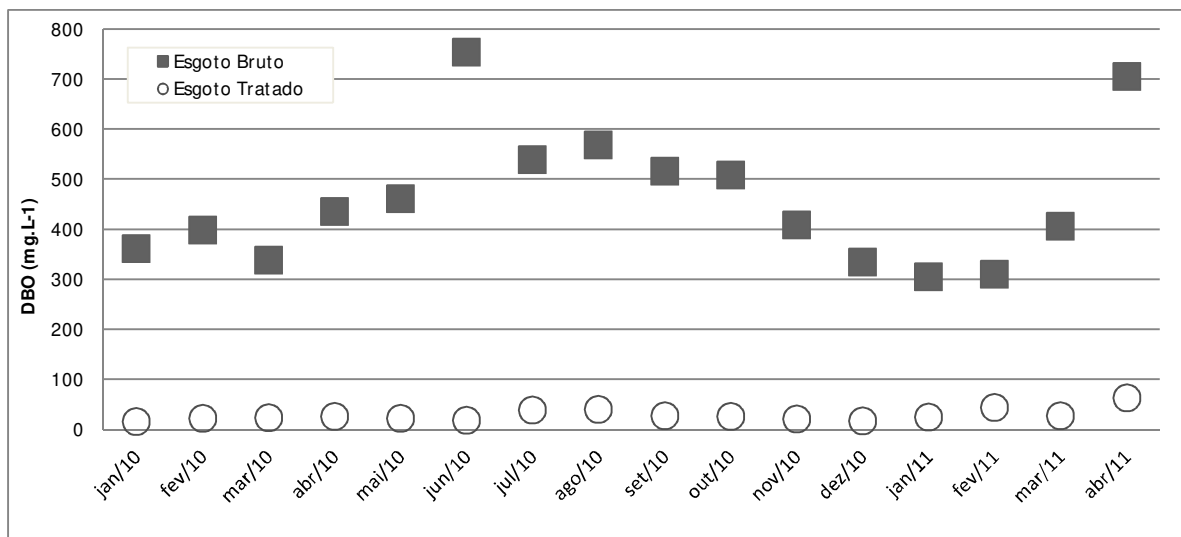


Figura 5.21. Valores médios mensais de DBO entre jan/2010 e abr/2011.

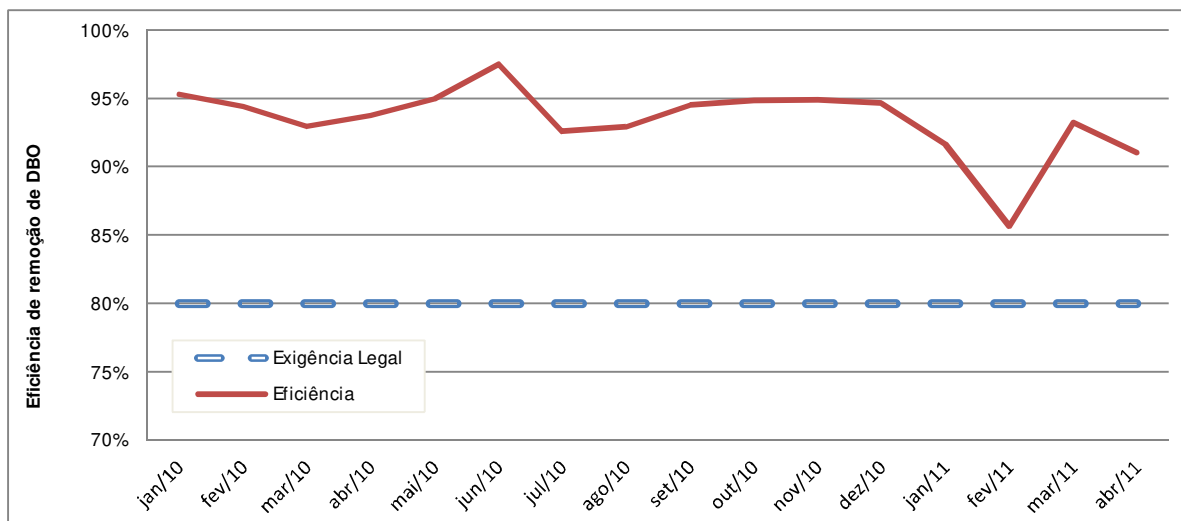


Figura 5.22. Valores médios da eficiência de remoção de DBO entre jan/2010 e abr/2011.

Com base nas Figuras 5.17 a 5.22, pode-se afirmar que entre 2008 e 2010 ocorreu um aumento na DBO afluente à estação de tratamento de esgotos. Contudo, apesar de superar as exigências legais quanto à eficiência de remoção orgânica em termos de DBO, superior a 80 %, os valores obtidos para o período de 2008 apresentaram uma variação maior entre as eficiências alcançadas quando comparadas aos resultados obtidos em 2009, 2010 e 2011, indicando a tendência à estabilização da

eficiência em torno de 94 % de remoção de carga orgânica. Uma possível causa para esse patamar, seria que, superadas as dificuldades inerentes ao período de transiente ou operação inicial da ETE, as atividades de operação e controle do tratamento estão entrando em regime permanente de operação.

Tabela 5.12. Valores obtidos para SST do esgoto bruto e tratado durante o período de 2008 a 2011

Resultados	Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)						Eficiência de remoção
Amostra	Esgoto bruto			Esgoto tratado			
	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	
Janeiro/2008	162	267 ± 67	338	5	42 ± 55	138	84,2 %
Fevereiro/2008	140	215 ± 70	298	14	35 ± 19	60	84,0 %
Março/2008	108	248 ± 117	380	8	19 ± 12	3	92,5 %
Abril/2008	44	153 ± 89	276	36	63 ± 26	95	58,5 %
Maió/2008	76	194 ± 98	308	26	43 ± 22	74	77,6 %
Junho/2008	87	171 ± 97	324	35	50 ± 14	72	70,6 %
Julho/2008	200	268 ± 58	336	26	56 ± 22	80	79,1 %
Agosto/2008	172	255 ± 73	316	38	91 ± 62	180	64,5 %
Setembro/2008	290	509 ± 328	1.280	28	124 ± 121	354	75,7 %
Outubro/2008	133	383 ± 211	714	30	80 ± 45	188	79,2 %
Novembro/2008	217	364 ± 89	468	32	116 ± 98	340	69,3 %
Dezembro/2008	90	214 ± 74	300	14	46 ± 15	74	78,7 %
Janeiro/2009	78	281 ± 120	444	16	36 ± 16	68	87,1 %
Fevereiro/2009	170	279 ± 77	388	14	36 ± 18	64	87,0 %
Março/2009	12	253 ± 115	360	18	35 ± 12	60	86,1 %
Abril/2009	185	335 ± 170	768	17	25 ± 10	48	92,4 %
Maió/2009	248	484 ± 314	840	28	40 ± 17	52	91,7 %
Junho/2009	N.D.	284	N.D.	N.D.	50	N.D.	82,4 %
Julho/2009	204	292 ± 88	430	7	12 ± 3	15	95,9 %
Agosto/2009	253	374 ± 100	480	12	23 ± 5	27	93,8 %
Setembro/2009	139	491 ± 259	923	10	35 ± 20	83	92,8 %
Outubro/2009	310	665 ± 394	1.630	12	21 ± 9	45	96,8 %
Novembro/2009	286	568 ± 280	1.245	15	21 ± 4	26	96,3 %
Dezembro/2009	92	403 ± 187	723	6	12 ± 7	31	97,1 %
Janeiro/2010	192	417 ± 238	830	6	15 ± 7	28	96,5 %
Fevereiro/2010	93	576 ± 394	1.350	7	13 ± 4	19	97,8 %
Março/2010	132	438 ± 294	1.157	4	19 ± 17	64	95,7 %
Abril/2010	113	459 ± 197	777	6	22 ± 9	33	95,2 %
Maió/2010	253	496 ± 196	833	11	20 ± 8	36	96,1 %
Junho/2010	210	853 ± 518	1.530	14	26 ± 10	42	96,9 %
Julho/2010	240	625 ± 498	1.985	11	31 ± 21	77	95,0 %
Agosto/2010	133	407 ± 270	1.150	13	20 ± 6	35	95,0 %
Setembro/2010	114	594 ± 449	1.370	8	16 ± 7	28	97,2 %
Outubro/2010	260	541 ± 237	1.075	5	21 ± 16	54	96,1 %
Novembro/2010	135	427 ± 382	1.495	5	11 ± 6	21	97,4 %
Dezembro/2010	225	446 ± 229	940	6	21 ± 9	36	95,3 %

Tabela 5.12. Valores obtidos para SST do esgoto bruto e tratado durante o período de 2008 a 2011 (continuação)

Resultados	Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)						Eficiência de remoção
Amostra	Esgoto bruto			Esgoto tratado			
	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	
Janeiro/2011	193	584 ± 477	1.465	2	37 ± 51	166	93,7 %
Fevereiro/2011	73	329 ± 292	995	8	33 ± 21	62	90,1 %
Março/2011	113	543 ± 702	2.550	1	25 ± 12	43	95,4 %
Abril/2011	25	588 ± 802	3.120	14	45 ± 46	188	92,5 %

N.D.: Dado não disponível.

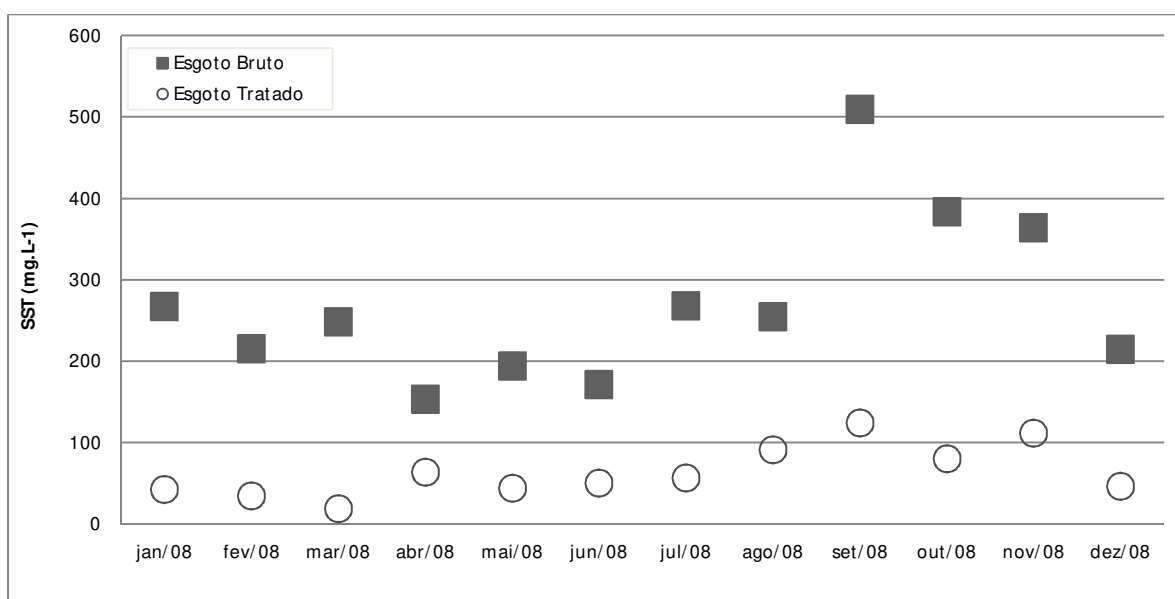


Figura 5.23. Valores médios mensais de SST em 2008.

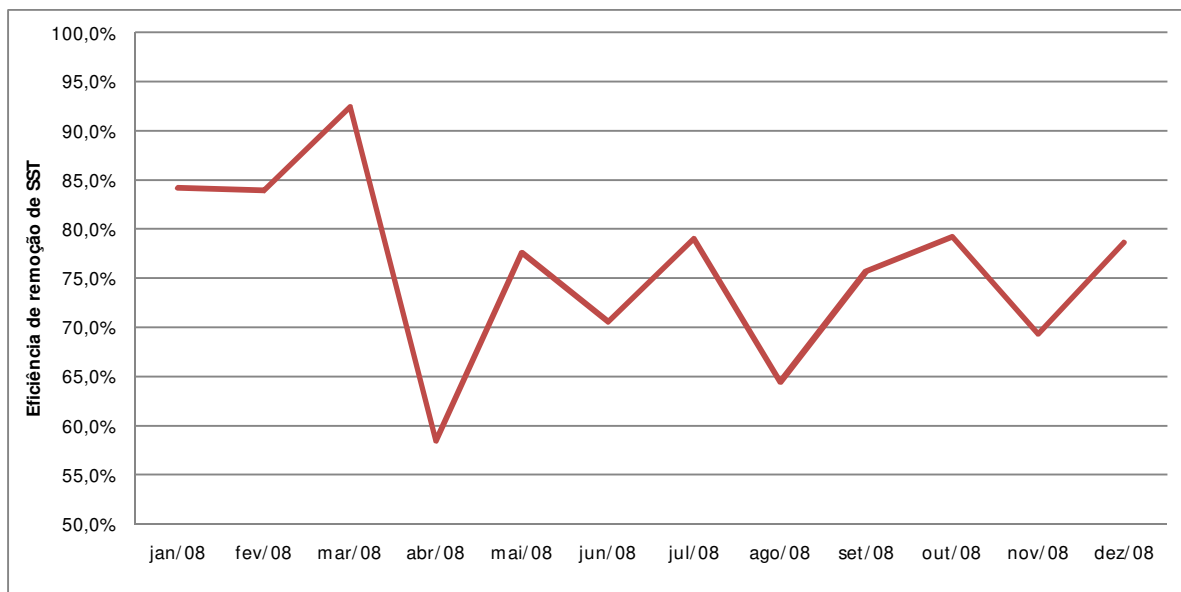


Figura 5.24. Valores médios da eficiência de remoção de SST em 2008.

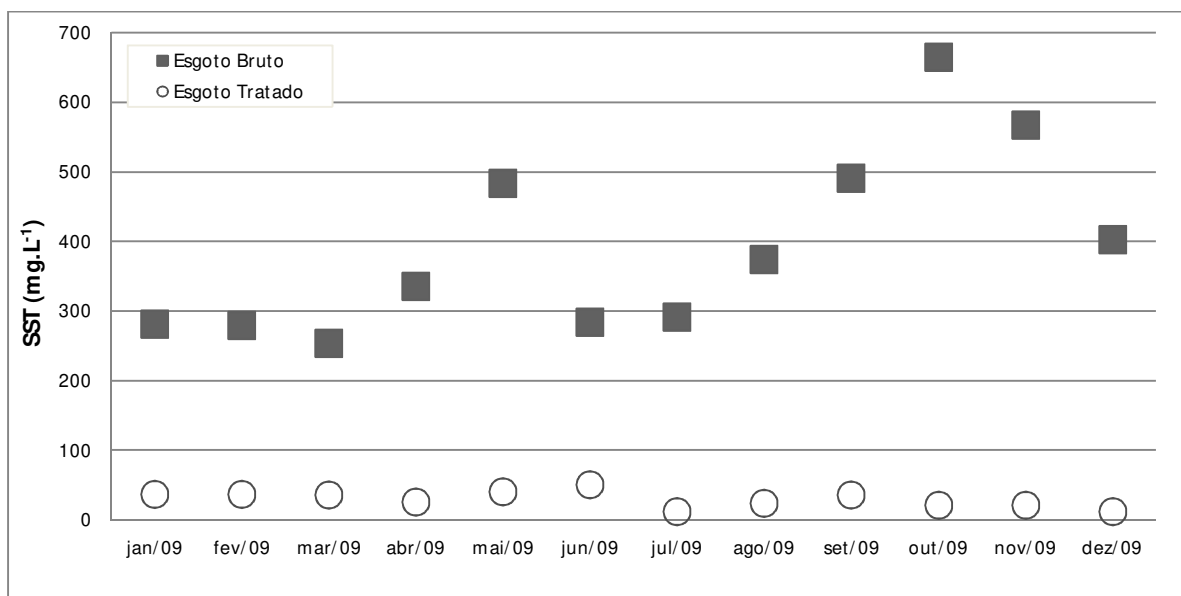


Figura 5.25. Valores médios mensais de SST em 2009.

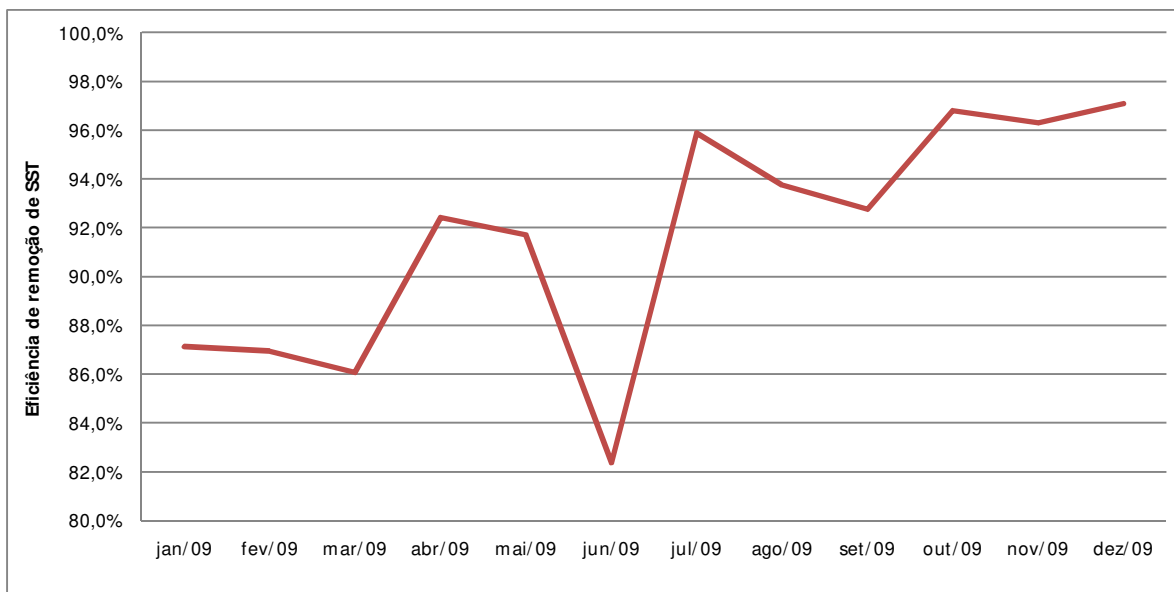


Figura 5.26. Valores médios da eficiência de remoção de SST em 2009.

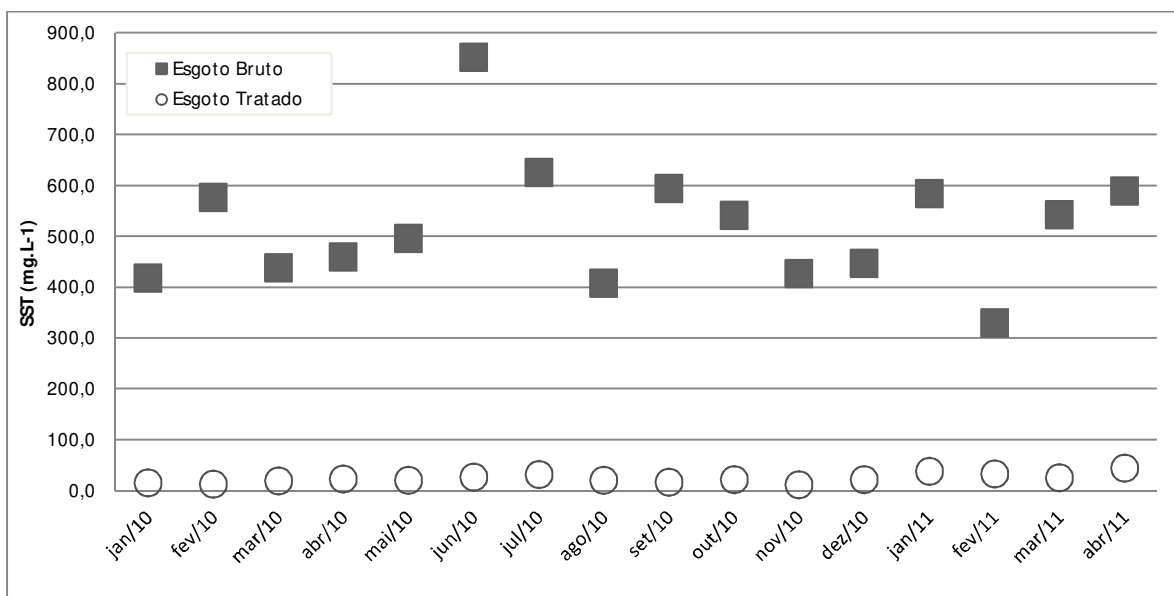


Figura 5.27. Valores médios mensais de SST entre jan/2010 e abr/2011.

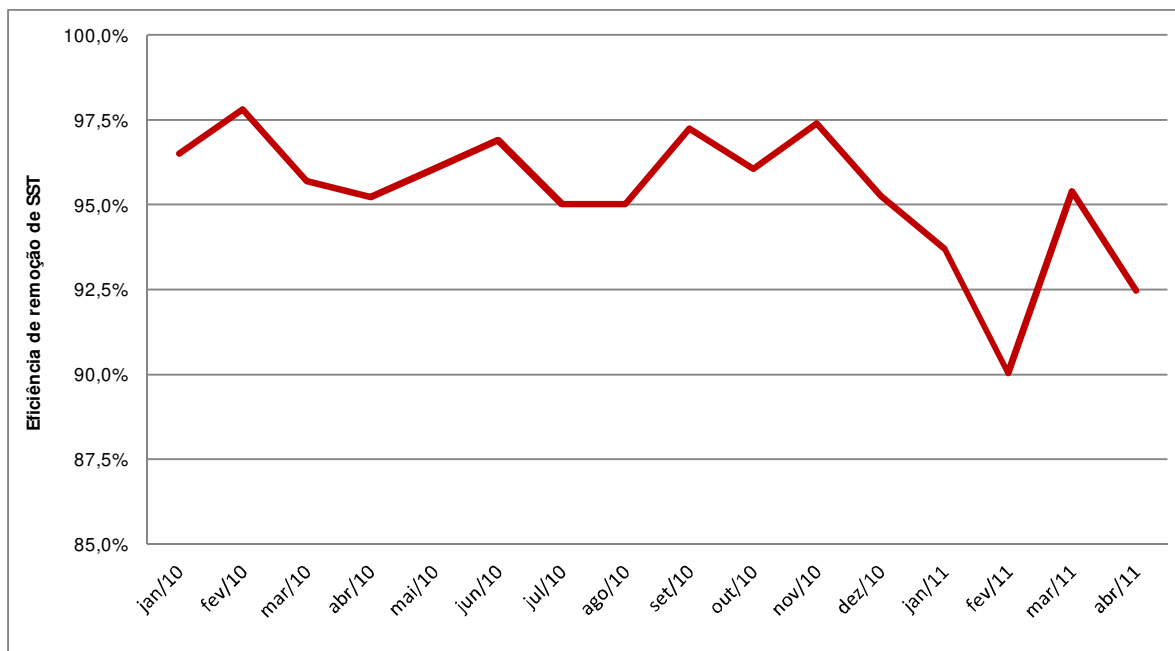


Figura 5.28. Valores médios da eficiência de remoção de SST entre jan/2010 e abr/2011.

Observando-se as Figuras de 5.23 e 5.28, da mesma forma que ocorreu com a variável DBO, ocorreu uma variação maior entre as eficiências de remoção de sólidos suspensos totais alcançadas em 2008 quando comparadas aos resultados obtidos em 2009, 2010 e 2011, demonstrando uma tendência à estabilização da eficiência em torno de 96 % de remoção de SST, possivelmente devido às atividades de operação e controle do tratamento estar entrando em regime permanente de operação.

Durante o período de operação da ETE avaliado a adição de coagulante, no caso cloreto férrico, variou com a vazão de maneira que a dosagem sempre fosse mantida em 70 mg.L⁻¹.

Os resultados das coletas realizadas de etapas intermediárias ao processo de tratamento, conforme descrito no item 4.4.1.3 e indicados na Figura 4.6, são apresentados na Tabela 5.13.

Tabela 5.13. Resultados das etapas intermediárias do processo de tratamento da ETE Itatiba.

Ponto de Coleta	Dia da coleta	pH	SSed (mL.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SSF (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	SF (mg.L ⁻¹)	SV (mg.L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)
Esgoto Bruto	Segunda-feira	7,3	N.A.	280	60	220	803	320	483	523
	Terça-feira	6,8	2,4	260	30	230	673	293	380	503
	Quinta-feira	6,7	2,3	137	50	87	587	323	263	267
Esgoto sem coagulante	Segunda-feira	7,2	N.A.	175	45	130	787	340	447	612
	Terça-feira	7,2	7,5	115	5	110	783	370	413	380
	Quinta-feira	6,7	2,7	230	90	140	677	427	250	260
Esgoto com coagulante	Segunda-feira	6,7	N.A.	250	100	150	767	363	403	517
	Terça-feira	4,0	39	440	147	293	1043	523	520	447
	Quinta-feira	6,5	4	275	105	170	637	350	287	420
Esgoto decantado	Segunda-feira	6,5	N.A.	100	90	10	517	247	270	417
	Terça-feira	6,2	0,7	75	20	55	677	370	307	520
	Quinta-feira	6,4	16	505	205	300	893	513	380	540
Esgoto tratado	Segunda-feira	6,0	N.A.	16	8	8	473	243	230	457
	Terça-feira	6,5	0,7	30	13	18	530	287	243	458
	Quinta-feira	6,9	0,2	35	10	25	427	10	417	605

Observações: SSed: Sólidos sedimentáveis
SST: Sólidos suspensos totais
SSF: Sólidos suspensos fixos
SSV: Sólidos suspensos voláteis
ST: Sólidos totais
SF: Sólidos totais fixos
SV: Sólidos totais voláteis
SDT: Sólidos dissolvidos totais
N.A.: Não analisado

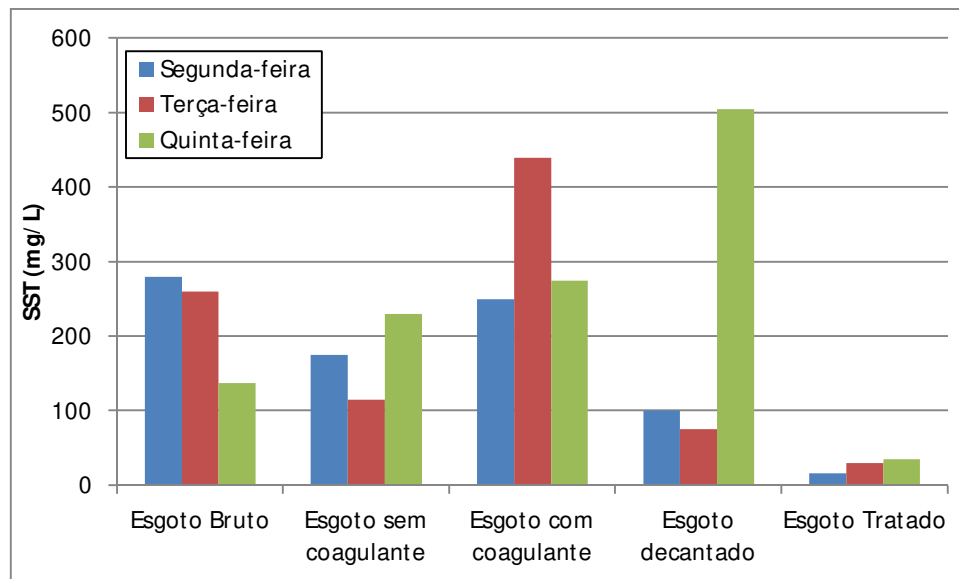


Figura 5.29. Variação da concentração de SST de acordo com o ponto de coleta – ETE Itatiba.

Uma análise da Figura 5.29 considerando os resultados obtidos para a segunda-feira como referência, pode-se afirmar que o teor de sólidos suspensos totais que chega com o esgoto bruto tende a reduzir após tratamento preliminar, aumentar com a adição de coagulantes e reduzir em seguida por ficar retido em maior quantidade nos decantadores e filtros. Vale ressaltar que não há um limite definido pela legislação vigente para o lançamento de sólidos suspensos totais, mas sim somente para sólidos sedimentáveis.

Todavia, com o passar da semana, o que se observa é que os resultados da coleta de terça-feira acompanha os valores referência da segunda-feira, e que os resultados da coleta realizada na quinta-feira, a retenção da maior parte dos sólidos suspensos ocorrerá nos filtros, caracterizando que deva haver um limite para os volumes de lodo de ETA lançados na ETE sem prejudicar a remoção de sólidos no tratamento. Além disso, esses resultados podem apontar para a possível de necessidade de aumento na remoção de lodo dos decantadores com o passar dos dias da semana.

Para se avaliar o impacto do transporte do lodo da ETA para a ETE, foram levantados os dados de projeto para as condições do esgoto afluente, comparando com as condições atuais de operação. Os resultados são apresentadas nas Tabelas 5.14 e 5.15.

Tabela 5.14. Condições de operação da ETE Itatiba.

Variável	1ª etapa do projeto	1ª etapa do projeto	Etapa final do projeto	Etapa final do projeto	Condição de operação em out/10*
	Média	Máxima horária	Média	Máxima horária	
Vazão de esgoto bruto (L.s^{-1})	235,09	470,2	320,17	640,34	137
SST (mg.L^{-1})	300	300	300	300	393*
Volume total ($\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$)	609.353	1.218.758	829.881	1.659.761	355.104
Densidade (kg.m^{-3})	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Massa total (kg.mês^{-1})	609.353.280	1.218.758.400	829.880.640	1.659.761.280	355.104.000
Massa de sólidos (kg.mês^{-1})	182.806	365.628	248.964	497.928	139.556

Observações: SST: Sólidos suspensos totais.

*Definiu-se o mês de outubro para comparação por se tratar de um mês anterior ao início de operação da ETL.

**Resultado médio entre janeiro/2008 a outubro/2010.

Tabela 5.15. Condições de operação da ETE Itatiba com recebimento do lodo adensado na ETL.

	Condição de operação em out/10*	Condição atual: somando o recebimento de $720 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$ de lodo adensado	Condição ideal para evitar acúmulo de lodo na ETL: somando o recebimento de 1.086 m^3 de lodo adensado
		720 m^3 lodo a 7% , 1.041 kg.m^{-3}	1.086 m^3 lodo a 7% , 1.041 kg.m^{-3}
Volume total ($\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$)	355.104	$355.824 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$	$356.190 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$
Massa total (kg.mês^{-1})	355.104.000	$355.853.660 \text{ kg.mês}^{-1}$	$356.235.103 \text{ kg.mês}^{-1}$
Massa de sólidos (kg.mês^{-1})	139.556	$192.032 \text{ kg.mês}^{-1}$	$218.733 \text{ kg.mês}^{-1}$

Observações: SST: Sólidos suspensos totais.

*Definiu-se outubro para comparação por se tratar de um mês anterior ao início a operação da ETL.

**Resultado médio entre janeiro/2008 a outubro/2010.

Com a observação dos dados das condições de operação da ETE em outubro de 2010 pode-se afirmar que esta estação ainda está trabalhando com folga, pois ainda não atingiu as condições nominais da primeira etapa: utilizando somente 58% da vazão afluyente prevista em projeto e 76% da massa de sólidos afluyente, já que a média da concentração de sólidos suspensos totais prevista era menor que a que o esgoto afluyente à ETE tem apresentado em média.

Quando se analisa o lodo da ETL que já está indo para a ETE ($720 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$), verifica-se que a tanto o volume total, quanto à massa afluyente não ultrapassam os valores definidos no projeto para a 1ª etapa, que é a etapa instalada. Já a massa de sólidos para este lançamento é maior que a massa de sólidos nas condições médias de operação, contudo não supera os valores máximos de operação. Segue o mesmo raciocínio quando avaliado o transporte de $1.086 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ de lodo adensado na ETL para a ETE.

Dessa forma, considerando que a qualidade do esgoto final não seja afetada, já que a eficiência de remoção de DBO e de SST continua acima de 90%, poder-se-ia inclusive aumentar o transporte do lodo da ETL para a ETE, para evitar o acúmulo de lodo adensado nos sacos de geotecido. Além disso, a realização do descarregamento do lodo adensado da ETL na ETE no período da noite, quando tende a diminuir a vazão e concentração de esgoto afluyente à ETE, faz com que os volumes sejam melhor distribuídos durante o dia, reduzindo a possibilidade de impacto prejudicial ao tratamento.

A quantidade de lodo removido da ETE é apresentada na Tabela 5.16.

Tabela 5.16. Lodo removido da ETE Itatiba e encaminhado para aterro licenciado.

Mês	Massa de lodo (Mg.mês⁻¹)
Março/2010	130,3
Abril/2010	329,6
Maio/2010	292,0
Junho/2010	294,7
Julho/2010	438,1
Agosto/2010	376,0
Setembro/2010	363,5
Outubro/2010	259,2
Novembro/2010	428,4
Dezembro/2010	268,0
Janeiro/2011	320,0
Fevereiro/2011	332,9
Março/2011	454,1
Abril/2011	261,2

Durante o período avaliado, a quantidade de lodo removido variou entre os meses devido a avarias nos equipamentos de transporte e desaguamento do lodo, antes e durante o recebimento do lodo da ETA adensado na ETL na ETE, não sendo esta a causa e impossibilitando a obtenção de conclusão quanto à alteração das características do lodo final obtido. Estas características por sua vez, devem ser pouco afetadas, já que o volume de lodo adicional ao tratamento representa somente 30% de todos os sólidos suspensos presentes no esgoto afluente à ETE.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, foram obtidas as seguintes conclusões:

- Apesar de serem transferidos 720 m^3 ao mês lodo da ETL para a ETE para prolongar a vida dos sacos de geotecido, para que não houvesse acúmulo de lodo na ETL, precisariam ser transportados 1.086 m^3 ao mês, o que exigiria que diariamente fossem realizadas cinco viagens ao invés de três viagens com caminhões de 12 m^3 ;
- Com o passar da semana e o lançamento de lodo de ETA na ETE, a retenção da maior parte dos sólidos suspensos ocorrerá nos filtros, caracterizando que deva haver um limite para os volumes de lodo de ETA lançados na ETE sem prejudicar a remoção de sólidos no tratamento.
- Mantidas as características do esgoto afluyente, o lançamento de lodo de ETA adensado na ETL não prejudicaria o desempenho e capacidade de tratamento da ETE, podendo até ocorrer o aumento da frequência de 3 caminhões de 12 m^3 por dia para até 5 caminhões de mesmo volume durante cinco dias por semana. De acordo com o projeto da estação, o fator limitante para a disposição do lodo adensado de ETA em ETE seria somente a carga de sólidos afluentes.

Em resumo, pode-se afirmar que é possível a disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido desde que sejam respeitadas as condições previstas em projeto para a carga de sólidos e vazão afluyente, sendo essa uma alternativa que inclusive vem de encontro com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) que prioriza a reutilização e reciclagem dos resíduos antes de sua disposição final ambientalmente adequada.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos, ainda podem ser destacados:

- As maiores variações da qualidade de água bruta para os parâmetros de cor e turbidez acontecem nos períodos chuvosos;
- O consumo de coagulante em estações de tratamento de água aumenta nos períodos em que se tem a piora da qualidade da água bruta;
- Concordando com Montgomery (1985) citado por Silva Júnior (2003), a geração de lodo aumentou no período que coincide com o aumento da dosagem de coagulantes exigida pela piora na qualidade da água bruta;
- A água de lavagem de filtros menores apresenta maior teor de sólidos, independente da espécie, quando comparada à água de lavagem de filtros maiores;
- A água de lavagem proveniente de decantadores de alta taxa apresenta menor teor de sólidos quando comparada aos decantadores convencionais, pois nos intervalos de lavagem do decantador de alta, normalmente são realizadas descargas diárias para a retirada dos sólidos;

- O adensamento de lodo em sacos de geotecido possibilita que a água deles drenada possa ser lançada em córregos, pois atende aos padrões de lançamento exigidos pelas leis vigentes avaliados, o que responde ao interesse da clarificação das águas de lavagem conforme comentado por Silva Junior (2003);
- Considerando os resultados obtidos para as coletas de esgoto realizadas em cinco pontos da ETE, pode-se afirmar que o teor de sólidos suspensos totais que chega com o esgoto bruto tende a reduzir após tratamento preliminar, aumentar com a adição de coagulantes e reduzir em seguida por ficar retido em maior quantidade nos decantadores e filtros;
- Tomando-se por base a redução de vazões e cargas afluentes à ETE, sugere-se que a disposição do lodo de ETA adensado ocorra nesses períodos, reduzindo o risco de qualquer sobrecarga à estação em picos de funcionamento.

8 RECOMENDAÇÕES

Após a avaliação dos resultados obtidos, discussões e considerações feitas, antes de ser definida a concepção de sistemas de tratamento de resíduos gerados em estações de tratamento de água, havendo a possibilidade para tal, que sejam estudadas e implantadas condições para o melhor aproveitamento dos coagulantes utilizados, sempre buscando a menor geração de resíduos. Além disso, que sempre seja estudado o reuso e/ou reaproveitamento dos resíduos gerados, sendo o aterro a última das últimas soluções adotadas.

Como sugestão de continuidade deste estudo podem ser citados:

- Avaliação da necessidade de dosagem de polímero na água de lavagem de filtros e/ou decantadores que serão adensados em sacos de geotecido;
- Avaliação do tipo de geotecido e condições de utilização para o desaguamento de lodos de ETA e ETE;
- Avaliar a possibilidade de recuperação do coagulante contido no lodo de ETA, tanto para a redução da quantidade de lodo final gerado quanto para a redução da quantidade de coagulante utilizado na ETE; e

- Uma vez já verificada e avaliada a viabilidade da utilização de coagulantes para a remoção de fósforo de esgotos sanitários tratados em ETE tradicionais, que seja avaliada a possibilidade de recuperação, básica ou ácida, do coagulante presente em resíduos de estações de tratamento de água, para a remoção de fósforo e microorganismos no polimento de esgotos tratados e o impacto deste uso benéfico na qualidade do lodo final.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Coagulant recovery: a critical assessment**. Denver, Colorado: American Water Works Association Research Foundation, AWWA, 1991.

ANDREOLI, Cleverson Vitorio (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 1.

ASADA, Lúcia Naomi. **Avaliação dos efeitos do recebimento do lodo de estação de tratamento de água em sistema de tratamento de esgoto pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada**. 2007. 189 p.
Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos sólidos – classificação**. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.

BIDONE, Francisco; SILVA, Ana Paula; MARQUES, David da Motta. Lodos produzidos nas estações de tratamento de água (ETAs): desidratação em leitos de secagem e codisposição em aterros sanitários. In: ANDREOLI, Cleverson Vítório (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 9.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 29 março 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 29 março 2011.

BRINK, Nádia Cristina Pires; FREITAS, Juliana Gardenalli; FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. Desaguamento mecânico de lodos de estações de tratamento de esgotos em conjunto com lodos de estação de tratamento de água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais eletrônicos...** ABES, 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/l-044.pdf>>. Acesso em: 13 abril 2009.

CHAO, Iara Regina Soares. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. 2006. 160 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) –

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2006.

CHAO, Iara Regina Soares; MORITA, Dione Mari; FERRAZ, Thadeu Hiroshi. Reciclagem de lodo de estações de tratamento de água para remoção de fósforo de efluente de sistema de lodos ativados. **Revista SANEAS**, São Paulo, nº 32, Ano XI, p. 45-50, jan./fev./mar. 2009.

CORDEIRO, José Sérgio. Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs). In: ANDREOLI, Cleverson Vitorio (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 5.

CUNHA, Marcos Eduardo Gomes. **Análise do setor de saneamento ambiental no aproveitamento energético de resíduos: o caso do município de Campinas-SP**. 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E.; RICE, E.W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ª.ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

FERNANDES, Adilson Nunes. **Balanço de massa e produção de lodo da estação de tratamento de água Alto da Boa Vista - SABESP**. 2002. 203 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2002.

FERNANDES, Fernando; SOUZA, Silvia Galvão. Estabilização de lodo de esgoto. In: ANDREOLI, Cleverson Vitorio (Coord.). **Resíduos sólidos do**

saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 2.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler; ALÉM SOBRINHO, Pedro. **Considerações sobre o tratamento de despejos líquidos gerados em estações de tratamento de água.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.3, n.4, 1998.

FONTANA, Antônio Osmar. **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros – Estudo de caso – ETA Cardoso.** 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

FREITAS, Juliana Gardenalli; FERREIRA FILHO, Sidney Seckler; PIVELI, Roque Passos. **Viabilidade técnica e econômica da regeneração de coagulantes a partir de lodos de estações de tratamento de água.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.2, p. 137-145, abr./jun., 2005.

GONÇALVES, Ricardo Franci; BRANDÃO, Janete Teixeira; BARRETO, Elsa Maria da Silva. Viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio de lodos de estações de tratamento de águas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos...** ABES, 1999. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaids/brasil20/ii-045.pdf>>. Acesso em: 29 março 2010.

GONÇALVES, Ricardo Franci; BARRETO, Elsa; BRANDÃO, Janete; PIOTTO, Zeila. Recuperação de coagulantes de lodos de estações de tratamento de águas. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). **Noções gerais do tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água.** 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 9.

GONÇALVES, Ricardo Franci; LUDUVICE, Maurício; LIMA, Márcia Regina Pereira; RAMALDES, Dalton Luis da Cunha; FERREIRA, Andréia Cristina; TELES, Cláudia Rodrigues; ANDREOLI, Cleverson Vitório. Desidratação de lodos. In: ANDREOLI, Cleverson Vitório (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 3.

HOPPEN, C. PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C. V.; PAULON, V. A. Co-disposição de lodo centrifugado de estação de tratamento de água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica** [online], v. 51, n. 318, p. 85-95, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-69132005000200003&script=sci_abstract&tlng=pt> Acesso em: 20 março 2010.

JANUÁRIO, Gladys Fernandes; FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 12, n. 2, p. 117-126, abr./jun. 2007.

JULIO, Marcelo; SANTOS, Murilo Noslen Oliveira; OROSKI, Fabiano Icker. Regeneração por via ácida do coagulante presente no lodo da estação de tratamento de água Pitangui operada pela SANEPAR de Ponta Grossa/PR. **Revista de Engenharia e Tecnologia** [online], vol. 1, n. 1, p. 14-27, dez. 2009. Disponível em: <<http://www.revistaret.com.br/ojs-2.2.3/index.php/ret/article/viewFile/7/48>> Acesso em 29 março 2010.

KAMAYAMA, Hissashi. Desidratabilidade do lodo de esgoto digerido anaerobicamente, utilizando como coagulantes o sulfato ferroso, o cloreto

férrico e polimerizados orgânicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13^o, 1985, Maceió. 23 f.

MORITA, Dione Mari. **PA-01 Saneamento básico e poluição ambiental**: curso de perícia ambiental, 11 de nov. de 2009a. 65 f. Notas de Aula.

MORITA, Dione Mari. Aspectos relativos à poluição das águas. In: PINTO, T. J. A.; VITOLO, M.; TENUTA FILHO, A.; MARDEGAN, Y. M. L. **Ciências farmacêuticas - Sistemas de gestão ambiental**. 1^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009b. p. 62-105.

OLIVEIRA, A. **Avaliação do impacto do lançamento de resíduos gerados na estação de tratamento de água em sistemas de lagoas de estabilização**. 2005. 217 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

OLIVEIRA, E. M. S.; HOLANDA, J. N. F. Influência da adição de resíduo (lodo) de estação de tratamento de águas nas propriedades e microestrutura de cerâmica vermelha. **Cerâmica** [online], v. 54, n. 330, p. 167-173, 2008. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/ce/v54n330/a0654330.pdf> > Acesso em: 27 março 2010.

PAGANINI, Wanderley. Alternativas para a disposição final de lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgotos. **Revista SANEAS**, São Paulo, n^o 32, Ano XI, p. 13-19, jan./fev./mar. 2009.

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE ITATIBA. **A Cidade**. Apresenta informações sobre o município, legislação, secretarias, atos e agenda. Disponível em: <<http://www.itatiba.sp.gov.br/>>. Acesso em 03 setembro 2009.

REALI, Marco Antônio Penalva. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). **Noções gerais do tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2.

RICHTER, Carlos A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. 1ª ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2001. 102 p.

ROSARIO, Carlos Gonzalo Alvarez. **Avaliação da disposição de lodo gerado numa estação de tratamento de água em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo (UASB)**. 2007. 236 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2007.

SABESP. Consórcio ETEP e Hidropolis Engenharia – Contrato CSS 19.667/01. Plano diretor de saneamento básico dos municípios operados pela Sabesp nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba/Capivari/Jundiaí (5), Sorocaba e Médio Teitê (10) e Tietê/Jacaré (13). **Relatório Final – Apêndice II – Planejamento dos sistemas de abastecimento de água e sistemas de esgotos sanitários: ITATIBA**. São Paulo, v. 37/54, tomo I/I, 50. p., out. 2003.

SABESP. Diretoria de Sistemas Regionais, Departamento de Controle Sanitário e Ambiental (ROA). **Diagnóstico dos serviços necessários para a recuperação do funcionamento da ETA de Itatiba e adequação de vazão da ETA – Itatiba – Revisão 1**. São Paulo, 2007. Relatório.

SABESP. **Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo**. Apresenta informações sobre a companhia, legislação, água, esgoto, para educação ambiental, fornecedores e investidores. Disponível em: <www.sabesp.com.br>. Acesso em: 13 outubro 2009.

SÃO PAULO. Lei Estadual n. 12.300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/leis/2006%20Lei%2012300.pdf>>. Acesso em: 14 agosto 2010.

SÃO PAULO. Decreto Estadual n. 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1976%20Dec%208468.pdf>>. Acesso em: 21 novembro 2009.

SÃO PAULO. Decreto Estadual n. 47.397, de 4 de dezembro de 2002. Dá nova redação ao Título V e ao Anexo 5 e acrescenta os Anexos 9 e 10, ao Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Servicos/licenciamento/postos/legislacao/Decreto Estadual 47397 02.pdf>>. Acesso em: 21 novembro 2009.

SARTORI, Hiram Jackson Ferreira; NUNES, Marcos Soares. Caracterização geotécnica de lodos provenientes de estações de tratamento de água e de esgotos sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19º, 1997, Foz do Iguaçu, PR. Anais... Foz do Iguaçu, PR: ABES, 1997. Tema II-022, p. 1151-1156.

SILVA JÚNIOR, P. Archimedes. **Tratabilidade do lodo de decantadores convencional e de alta taxa**. 2003. 159 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). **Perfil municipal de: Itatiba**. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfil.php>>. Acesso em: 17 abril 2010.

SPINOSA, Ludovico (edit.) **Wastewater sludge: a global overview of the current status and future prospects**. London: IWA Publishing, 2007. 41 p. (Water21 Market Briefing Series).

SUNDEFELD JUNIOR, Gilberto Carlos. **Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado em bateladas e aeração prolongada do município de Juquitiba-SP**. 2007. 107 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2007.

TEIXEIRA, S. R.; SOUZA, S. A.; SOUZA, N. R.; ALÉSSIO, P.; SANTOS, G. T. A. Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural. **Cerâmica** [online], v. 52, n. 323, p. 215-220, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ce/v52n323/32092.pdf>> Acesso em: 27 março 2010.

VAN HAANDEL, Adrianus; CAVALCANTI, Paula Frassinetti Feitosa. Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. In: ANDREOLI, Cleverson Vitório (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. cap. 1.

VON SPERLING, Marcos; GONÇALVES, Ricardo Franci. Lodos de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, Cleverson Vitório; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 1ª ed.

2ª impressão corrigida. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. v.6, cap. 2.

XU, G. R.; YAN, Z. C.; WANG, Y. C.; WANG, N. Recycle of alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment. **Journal of Hazardous Materials**, China, v. 161, 2-3, p. 663-669, jan. 2009.