VICTOR TAKAZI KATAYAMA

**QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES
DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE CICLO COMPLETO: UMA
ANÁLISE CRÍTICA**

**São Paulo
2012**

VICTOR TAKAZI KATAYAMA

**QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES
DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE CICLO COMPLETO: UMA
ANÁLISE CRÍTICA**

Dissertação apresentada à
Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo
para obtenção do título de
Mestre em Engenharia

Área de concentração:
Engenharia Hidráulica

Orientador: Prof^a. Livre-
Docente Dione Mari Morita

**São Paulo
2012**

VICTOR TAKAZI KATAYMA

**QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES
DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE CICLO COMPLETO: UMA
ANÁLISE CRÍTICA**

Dissertação apresentada à
Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo
para obtenção do título de
Mestre em Engenharia

Área de concentração:
Engenharia Hidráulica

Orientador: Prof^a. Livre-
Docente Dione Mari Morita

**São Paulo
2012**

FICHA CATALOGRÁFICA

Katayama, Victor Takazi

Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica / V.T.

Katayama. -- São Paulo, 2012.

139 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

**1. Lodo (Produção; Estimativa) 2. Tratamento de água
3. Saneamento I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II. t.**

AGRADECIMENTOS

À professora Dione Mari Morita, pela paciência infinita e pelo punho firme no mar revolto.

Aos companheiros de trincheira Fernando Aidar, Marcus Vinícius, Lara Lessa, Lina Ledesma, Felipe Avancine, Fábio Lofrano, Manoel de Toledo e Carolina Yabroudi: os frutos virão.

À professora Linda Lee Ho, pela condução através do vale das sombras da Estatística.

Aos meus precursores Caroline Montes e Thadeu Hiroshi, pela dádiva dos dados.

Truth is the daughter of time, not authority.
(Francis Bacon)

RESUMO

Grande parte do lodo gerado em ETAs no Brasil ainda é disposta em rios ou em aterros sanitários. Contudo, principalmente em grandes centros urbanos, condições de licenciamento ambiental restritivas e custos logísticos crescentes tem levantado interesse em usos benéficos para esse resíduo. Um obstáculo para a mudança de paradigma recai no fato de que muito raramente operadores e projetistas de ETAs nacionais conseguem prever, com algum grau de confiabilidade, a massa e volume de resíduos produzidos pelo tratamento da água bruta. Geralmente, usa-se para esse fim fórmulas empíricas, que relacionam a produção de lodo à concentração de sólidos em suspensão totais (SST) na água bruta e à dosagem de produtos químicos.

Os objetivos deste trabalho são: comparar o desempenho de dois dos principais métodos quantitativos de estimativa de produção de lodo – o método de fórmulas empíricas, e o do balanço de massa; investigar a prática disseminada de se estimar a concentração de sólidos em suspensão totais na água bruta por meio de modelos de regressão linear com a turbidez como variável independente; e delinear condições para a aplicação dessa correlação. Foram utilizados dados de seis ETAs de ciclo completo operadas pela SABESP (ABV, Alto Cotia, Cubatão, Guaraú, Franca e Presidente Prudente), além de dados de monitoramento de 130 estações de monitoramento de águas superficiais da CETESB.

Os resultados sugerem que a identificação de correlações significativas entre concentração de SST e turbidez é elusiva, e não constitui tarefa trivial. Do universo de 130 estações da CETESB, somente 7 apresentaram correlação significativa; das ETAs, somente Presidente Prudente. Modelos de regressão alternativos utilizando outras variáveis (cor, vazão média mensal e mês), combinadas com a turbidez ou isoladamente, foram desenvolvidos. Somente a inclusão do mês como variável categórica foi capaz de aumentar o poder explicativo do modelo baseado exclusivamente na turbidez, sugerindo que a relação entre turbidez e concentração de SST é variável sazonalmente.

Mediante a comparação com balanços de massa, foram identificados alguns fatores que afetam o poder de predição da fórmula empírica desenvolvida pela American Water Works Association, algumas vezes de maneira drástica. Em geral, conclui-se que o uso de fórmulas empíricas – principalmente em conjunto com modelos de regressão entre concentração de SST e turbidez – possa não ser recomendável.

Palavras-chave: produção de lodo; quantificação de lodo; tratamento de água; água para abastecimento; ETA.

ABSTRACT

Most of the water treatment plant (WTP) residuals generated in Brazil is still discharged in water bodies, or disposed of in landfills. However, especially in large urban areas, ever stringent conditions for environmental permits e rising logistical costs have put into focus beneficial uses for those residuals. A major obstacle for paradigm change in that aspect lies in the fact that very rarely water treatment plant operators and designers are able to predict – with some degree of certainty – the mass and volume of residuals produced by the treatment process. Usually, empirical formulas are used for that end, which relates the residuals production rate to the concentration of total suspended solids (TSS) in the raw water, and the chemicals dose.

The objectives of this work are: to compare the performance of two of the main quantitative estimation methods for residuals production – the empirical formulas and the mass balance; to investigate the widespread practice of estimating the concentration of TSS using turbidity as a surrogate; and to identify the conditions under which such procedure is acceptable. For that end, data from six WTPs operated by SABESP (ABV, Alto Cotia, Cubatão, Guaraú, Franca e Presidente Prudente), plus 130 surface water monitoring stations operated by CETESB, was analyzed. Alternative regression models, employing other independent variables (color, average monthly flow and month) singly or in combination with turbidity, were developed. Only the inclusion of the month as a categorical variable was capable of enhancing the explaining power of the turbidity model, suggesting that the relation between turbidity and TSS concentration is seasonally variable.

The results suggest that identification of such significant correlations between TSS concentration and turbidity is elusive at best, and doesn't amount to a trivial task. Out of the universe of 130 monitoring stations, in only 7 a good degree of correlation was found; of the WTPs, that was the case only in Presidente Prudente.

Through the comparison with the mass balances, some factors that affect the predictive power of the American Water Works Association – sometimes drastically – a were identified. In general, it is concluded that the use of empirical formulas – especially when combined with turbidity and TSS concentration regression models – may not be recommended.

Keywords: water treatment plant residuals; residuals production; residuals quantification; drinking water; WTP.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Variação dos valores de sólidos secos por mês obtidos pelas fórmulas empíricas e pela verificação in loc.....	18
Figura 3.2 – Efeito do diâmetro e natureza de partículas em suspensão no meio líquido na atenuação da luz..	23
Figura 3.3 – Relação entre o coeficiente de espalhamento específico b^* e o diâmetro efetivo d_{ef} obtido para amostras coletas em rio e reservatório.	24
Figura 3.4 – Gráfico de dispersão de turbidez e concentração de sedimentos em suspensão obtido para o estuário de Elkhorn Slough.	26
Figura 3.5 – Imagens das membranas usadas para filtração de amostras coletadas em Elkhorn Slough durante o procedimento de determinação da concentração de sedimentos em suspensão.	27
Figura 3.6 – Relação entre vazão e coeficiente angular da reta de regressão obtida por Pfannkuche e Schmidt (2003) para amostras coletadas no rio Elbe (Alemanha).....	28
Figura 3.7 – Valores medidos $\log_{10}CSS$ versus valores calculados a partir de correlação com $\log_{10}Tu$, obtidos por Williamson e Crawford (2010) em estudo regional no estado de Kentucky..	30
Figura 3.8 – Unidades básicas de organização de um floco de coagulação-floculação.	30
Figura 3.9 – Relação entre teor de água ligada e dimensão fractal em três dimensões de flocos produzidos com sulfato de alumínio e cloreto férrico.	34
Figura 3.10 – Dimensão fractal de flocos de caulinita coagulados por diferentes mecanismos de coagulação e sob diferentes gradientes de velocidade, utilizando-se sulfato de alumínio como coagulante e polímero como auxiliar de floculação.....	34
Figura 3.11 – Balanço de massa nos decantadores e filtros de ETAs de ciclo completo.....	35

Figura 3.12 – Valores médios de SST e SD ao longo das ETAs.....	37
Figura 4.1 – Volumes de controle considerados no Balanço de massa obtido para ETA Alto Cotia.....	
Figura 4.2 – Balanço de massa das ETAs ABV, Guaraú, Presidente Prudente e Franca	45
Figura 4.3 – Balanço de massa da ETA Cubatão	46
Figura 5.1 – Boxplots dos valores medidos das variáveis (a) SST, (b) turbidez, (c) cor e (d), COT, discriminados por ETA.	47
Figura 5.2 – Séries de valores de turbidez, cor e concentração de SST medidos na água bruta da ETA PPR, e precipitação média dos meses das medições.....	49
Figura 5.3 – Frequência acumulada de valores de R^2 das regressões lineares em função da turbidez obtidas para os pontos de monitoramento selecionados, assumindo-se modelo com e sem constante.	50
Figura 5.4 – Frequência acumulada de valores de R^2 das regressões lineares em função da turbidez, obtidas para os pontos de monitoramento selecionados.	52
Figura 5.5 – Possíveis <i>outliers</i> nos dados de 6 pontos de monitoramento, marcados em vermelho.	54
Figura 5.6 – Valores extremos com alta alavanca e alta influência nos dados dos pontos de monitoramento LENS02500 e STAN04400.	55
Figura 5.7 – Gráfico de dispersão de todos os pares de valores de turbidez e concentração de SST, na forma logarítmica.	59
Figura 5.8 – Boxplot da concentração de SST e vazão média mensal do ponto de monitoramento MOGU02900.	63
Figura 5.9 – Frequência acumulada de R^2 para modelo de regressão simples, baseado na turbidez, e modelo interativo de turbidez e mês. Foram omitidos dados de pontos de monitoramento para os quais o modelo interativo não foi obtido ou retornou valores negativos de R^2	65

Figura 5.10 – Gráfico de dispersão de concentração de SST e turbidez para medidos nas ETAs (a), e detalhe para o intervalo de turbidez ≤ 25 UNT (b).....	67
Figura 5.11 – Gráfico de dispersão de concentração de SST e cor para medidos nas ETAs (a), e detalhe para o intervalo de cor ≤ 250 UC (b).	69
Figura 5.12 – Comparação da produção de lodo estimada pela fórmula empírica da AWWA (1999) para a ETA FRA supondo-se três ou nenhuma água ligada aos precipitados de $\text{Fe}(\text{OH})_3$	71
Figura 5.13 – Para a ETA ALC: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.	74
Figura 5.14– Para a ETA CUB: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.	75
Figura 5.15 – Para a ETA FRA: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.	76
Figura 5.16 – Para a ETA GUA: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de	

erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.	77
Figura 5.17 – Para a ETA PPR: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.	78
Figura 5.18 – Gráfico de dispersão das concentrações de SST e SD na água bruta das diversas ETAs.	80
Figura 5.19 – Distribuição de probabilidade dos desvios entre produção estimada e medida de lodo nas ETAs ALC, CUB, FRA e PPR.	81
Figura 5.20 – Desvios entre produção estimada e produzida de lodo para as ETAs ALC, CUB, FRA e PPR.	81
Figura 5.21 – Gráfico de dispersão da produção de lodo medida e estimada para as diversas ETAs com exceção da ETA GUA, com a reta 1:1 (equivalente à reta do modelo de regressão $SST_{MEDIDO} = SST_{ESTIMADO}$) e o respectivo intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$).....	83
Figura 5.22 – Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de sulfato de alumínio para as ETAs ALC, CUB, GUA, FRA e PPR, além de outras 108 ETAs operadas pela SABESP.	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características de lodos de ETA, em termos de parâmetros convencionais	8
Tabela 3.2 – Características de lodos de ETA, em termos de parâmetros não-convencionais	9
Tabela 3.3 – Compostos orgânicos detectados em lodos de ETA por Stackelberg <i>et al</i> (2007).	10
Tabela 3.4 – Métodos aprovados pelo USGS para medição de turbidez.	20
Tabela 4.1 – Conjunto de variáveis avaliadas por tipo de água amostrada e para cada tipologia de ETA	42
Tabela 5.1 – Pontos de monitoramento com $R^2 \geq 0,8$, e respectivos valores da quantidade de dados (n) e coeficiente do modelo de regressão (b). ...	51
Tabela 5.2 – Pontos de monitoramento com $R^2 \geq 0,8$ após remoção de possíveis <i>outliers</i> , e respectivos valores da quantidade de dados (n) e coeficiente do modelo de regressão (b).	55
Tabela 5.3 – Valores de R^2 obtidos para modelos de regressão linear simples baseados na variável cor real.	60
Tabela 5.4 – Valores do coeficiente de determinação obtidos para diferentes modelos de regressão multilinear envolvendo as variáveis cor real e turbidez.	61
Tabela 5.5 – Valores de R^2 obtidos pelos modelos aditivos e interativos de vazão e turbidez.	62
Tabela 5.6 – Valores de R^2 obtidos para o modelo de regressão baseado na turbidez para ambientes lênticos.	63
Tabela 5.7 – Coeficientes dos termos mensais do modelo $SST \sim \text{Turbidez} \times \text{Mês}$..	65
Tabela 5.8 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficiente das regressões lineares da forma $SST = b_1 * \text{Turbidez}$ de cada ETA estudada.	67

Tabela 5.9 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficientes das regressões lineares da forma $SST = b_1 * \text{Turbidez} + b_0$ de cada ETA estudada.	67
Tabela 5.10 – N° de medições e coeficientes de determinação obtidos para modelos de regressão linear da concentração de SST em função das variáveis cor real e COT, e para modelos interativo e aditivo dependentes de tanto turbidez e quanto cor. Coeficientes para modelo baseado na turbidez e mostrado para comparação.....	68
Tabela 5.11 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficientes das regressões lineares $SST = b_1 * \text{Cor} + b_0$ de cada ETA estudada.....	69
Tabela 5.12 – Estatísticas dos desvios da produção de lodo medida em relação à produção estimada pela fórmula empírica.	72

LISTA DE SÍMBOLOS

SST	Sólidos em suspensão totais
SD	Sólidos dissolvidos
CSS	Concentração de sedimentos em suspensão
Tu	Turbidez
W	Produção diária de lodo
P	Produção de lodo por volume de água tratada
b	Coeficiente de espalhamento
b*	Coeficiente de espalhamento específico
Q	Eficiência de espalhamento
Q _{ef}	Eficiência de espalhamento efetivo
AP	Área projetada por partícula no plano perpendicular ao feixe de luz
V _p	Volume da partícula
V	Volume da suspensão de partículas
λ	Comprimento de onda da luz
m	Índice de refração complexo
d	Diâmetro da partícula
d _{ef}	Diâmetro da partícula efetivo
ρ	Massa específica
N(d)	Número de partículas com diâmetro d
M _{lodo}	Massa de lodo total gerada na estação
M _{dec}	Massa de lodo gerada nos decantadores
M _{fil}	Massa de lodo gerada nos filtros
Q _{ab}	Vazão de água bruta

Q_{ar}	Vazão de retorno
Q_{dd}	Vazão de descarga do decantador
Q_{df}	Vazão de água de lavagem dos filtros
C_{ac}	Concentração de SST na água coagulada
C_{af}	Concentração de SST na água floculada
C_{ad}	Concentração de SST na água decantada
C_{dd}	Concentração de SST na água de descarga dos decantadores
C_{df}	Concentração de SST na água de descarga dos filtros
C_{dd}	Concentração de SST na água de descarga dos decantadores
C_r	Concentração de SST na água de retorno
C_{at}	Concentração de SST na água tratada
n	Tamanho da amostra
b_i	Coeficiente do modelo de regressão

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	OBJETIVOS	4
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1.	As características de resíduos de ETAs.....	6
3.2.	Quantificação de lodo de ETA.....	14
3.2.1.	Quantificação de lodo em projetos de ETAs novas.....	15
3.2.2.	Quantificação de lodo em projetos de ETAs existentes	35
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	38
5.	apresentação e discussão dos RESULTADOS.....	47
5.1.	Relação Turbidez x SST	49
5.1.1.	Dados da rede de monitoramento da CETESB.....	49
5.1.2.	Dados das medições realizadas na água bruta das ETAs	66
5.2.	Balanço de massa e fórmulas empíricas.....	70
6.	CONCLUSÕES	85
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
	ANEXO A.....	99
	ANEXO B.....	103
	ANEXO C.....	108
	ANEXO D.....	114

1. INTRODUÇÃO

Lodos de estações de tratamento de água (ETAs) de ciclo completo são resíduos sólidos que, tipicamente, contêm compostos húmicos e minerais precipitados da água bruta em conjunto com os hidróxidos de alumínio ou ferro oriundos dos produtos químicos usados como coagulantes e auxiliares de coagulação.

Embora a maioria dos países desenvolvidos já tenha adequado seus sistemas para tratar e dispor desses lodos, atualmente, nos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, um grande número de estações de tratamento de água ainda lança esse material diretamente nos cursos d'água. Apesar de haver resultados contraditórios em relação à toxicidade do lodo à biota aquática, outros impactos ambientais significativos têm levado os órgãos ambientais a exigirem das concessionárias de saneamento a implantação de alternativas de disposição desse resíduo (ZHAO; BABATUNDE, 2007; ANDREOLI; PINTO, 2001). Muitas vezes, os projetos de estações de tratamento simplesmente ignoram a forma de destinação desse material, que acaba sendo gerenciado em situação emergencial pelos operadores, com altos custos financeiros e ambientais, que, no Brasil, só tendem a aumentar conforme a prestação de serviços de abastecimento de água tratada aproxima-se da universalidade.

No Brasil, tradicionalmente, os lodos são dispostos das seguintes formas:

- lançamento em rios, não indicado devido à escassez de mananciais, assoreamento dos corpos d'água, piora na qualidade da água e impactos adversos sobre a vida aquática;
- disposição em aterros sanitários, método caro, que requer grandes áreas e pode contribuir para a contaminação do solo e da água subterrânea;
- tratamento em conjunto com o esgoto doméstico, que pode sobrecarregar a estação de tratamento de esgoto (ETE) ou causar problemas operacionais se esta não tiver sido projetada para tal finalidade. Além disso, transfere o problema de disposição de lodo da ETA para a ETE.

Vem emergindo em tempos recentes o princípio da ecologia industrial (KOREVAAR, 2004), e com ele a tendência de considerar o lodo como um produto – que, como tal,

poderia ser reciclado ou reutilizado –, e mesmo de se abandonar o termo “lodo”, que seria o jargão do saneamento para “rejeito” e pejorativo, não refletindo a potencial utilidade deste resíduo (AWWA, 1999). Assim, com a previsão de aumento contínuo na produção mundial de lodos de ETAs e em consonância com legislações ambientais cada vez mais restritivas e que privilegiam a prevenção da poluição em geral, diversas formas de usos benéficos de lodo têm sido investigadas em substituição aos métodos de disposição convencionais (ZHAO; BABATUNDE, 2007).

Idéias interessantes e viáveis têm surgido em países da Europa, no Japão e na Austrália, os mais engajados na pesquisa destas novas alternativas. Nestes países, foram testadas aplicações do lodo em áreas degradadas e agrícolas e em processos industriais como produção de cimento, alumínio e peças cerâmicas. Com algumas ressalvas, quase todas as experiências mostraram-se viáveis e eficientes, muitas vezes trazendo economia significativa, principalmente quando usadas como alternativas para substituir a disposição em aterros sanitários. Os maiores problemas encontrados estão associados à presença de material tóxico no resíduo; à dificuldade de adaptação dos diversos agentes envolvidos no processo (indústria, agricultor, etc); a problemas com transporte (distância, volume de lodo, custo) e a dificuldades para adequar o lodo às necessidades do uso a que se pretende (CORNWELL, 2006).

No Brasil, são ainda restritas e incipientes as experiências realizadas no equacionamento dos problemas concernentes ao lodo de estações de tratamento de água. Grande parte do lodo gerado ainda é disposta em rios e poucas estações têm se preocupado com o tratamento e disposição do resíduo. Essa situação, além de condenável do ponto de vista ambiental, é insustentável também do ponto de vista legal, em vista do fato de que, sendo lodos de ETA classificados como resíduos sólidos pela NBR 10004 (ABNT, 2004), seu lançamento *in natura* no meio ambiente é vedado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, disposta pela Lei nº 12305 (BRASIL, 2010).

. Contribui para essa situação o fato de que muito raramente operadores e projetistas de ETAs nacionais conseguem prever, com algum grau de confiabilidade, a massa e volume de resíduos produzidos pelo tratamento da água bruta; a se julgar pela realidade das estações do Estado de São Paulo, as linhas de

tratamento dos resíduos são sistematicamente mal dimensionadas, geralmente resultando em sistemas disfuncionais, inadequados tanto para o processamento do resíduo em material para algum uso benéfico, ou para sua disposição adequada.

Di Bernardo e Dantas (2005) e Kawamura (2000) recomendam que a melhor prática para o dimensionamento dos sistemas de tratamento de lodos seja baseada na realização de testes em estações-piloto – ou, no mínimo ensaios em escala de laboratório –, por ao menos um ano, com a água bruta do manancial a ser explorado pela futura ETA, para se averiguar qual será o resultado dos processos de tratamento em termos de produção de lodo. Devido aos custos de se aderir a essa prática, muitos projetos são realizados tomando-se como parâmetro estimativas de produção de resíduos obtidas através de fórmulas empíricas, que relacionam a geração de resíduos à dosagem de produtos químicos e à quantidade de sólidos em suspensão afluentes à ETA. Apesar de terem base lógica sólida, essas fórmulas são dependentes de premissas que – como em modelos matemáticos em geral – se manifestam na forma de valores de constantes e coeficientes. Os valores para essas constantes e coeficientes fornecidas pelos manuais de projeto não tem validade universal, e podem não serem aplicáveis a uma dada condição de projeto; não obstante, frequentemente acabam sendo usadas sem critério, com péssimos resultados práticos.

A motivação deste trabalho é explorar quais são as fragilidades dessa maneira de se estimar a geração de lodo por uma ETA e buscar soluções, de modo a aperfeiçoar sua aplicação e, assim, contribuir para formas de gerenciamento modernas e responsáveis dos resíduos de ETAs.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi investigar os métodos disponíveis para estimar a quantidade de resíduos produzidos em estações de tratamento de água de ciclo completo, e avaliar potenciais aperfeiçoamentos que podem ser feitos na prática de sua aplicação. Mais especificamente, almejou-se:

- Comparar o desempenho de dois dos principais métodos quantitativos de estimativa de produção de lodo – o método das fórmulas empíricas, e o do balanço de massa;
- Investigar a prática disseminada de se estimar a concentração de sólidos em suspensão totais na água bruta por meio de correlação com a turbidez;
- Delinear condições para a aplicação dessa correlação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

As ETAs para abastecimento público transformam a água bruta captada em mananciais superficiais -- normalmente inadequada para consumo humano -- em água potável, e podem ser classificadas em (RICHTER, 2001):

- De ciclo completo (coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção): tem finalidade básica de remoção de cor/turbidez e organismos patogênicos. Utiliza, geralmente, sulfato de alumínio ou cloreto férrico como coagulante primário.
- de abrandamento: tem finalidade básica de remoção de dureza, através da precipitação do carbonato de cálcio e/ou de magnésio, pelo acréscimo de cal.

O tratamento convencional ou de ciclo completo é o mais utilizado no Brasil (CORDEIRO, 1999). Para que ele seja bem-sucedido é necessária a aplicação de produtos químicos, como sais de ferro ou de alumínio, os quais, através de suas cargas, são capazes de provocar a desestabilização dessas partículas. A coagulação para remoção de cor e turbidez é realizada predominantemente no mecanismo de varredura -- pela formação de hidróxidos de alumínio ou ferro -- visando à formação de flocos com boas características de sedimentabilidade. Após a formação dos flocos, é necessária sua remoção para clarificação da água. Esta operação é realizada nos decantadores, onde esse material sedimentado fica retido durante um certo período de tempo. A água decantada contendo parte dos flocos que não sedimentaram é encaminhada aos filtros para a clarificação final. Assim, produz-se água para abastecimento e geram-se como resíduos os lodos acumulados no fundo dos decantadores e a água de lavagem dos filtros (CORDEIRO, 1999).

3.1. As características de resíduos de ETAs

Godbold *et al.* (2003) *apud* Andrade (2005) definem “lodo” como todo resíduo proveniente do tratamento para produzir água potável a partir da água bruta. Segundo os autores, o termo “resíduo sólido” é mais adequado do que o termo “lodo”, porque o último tende a possuir uma conotação negativa, quando considerado para aplicações de reúso/reciclagem. Este resíduo é composto basicamente de impurezas removidas da água em conjunto com os produtos químicos de tratamento utilizados, e, tipicamente, compreende até 5% da produção anual da ETA. Por sua vez, Richter (2001) considera que lodo de ETA é o resíduo constituído de água e sólidos em suspensão originalmente presentes na fonte de abastecimento, acrescidos de produtos resultantes dos reagentes aplicados à água nos processos de tratamento, bem como suas impurezas.

O volume e massa de resíduos produzidos por uma ETA são determinados, entre outros fatores, principalmente pela qualidade da água de captação (dada pela sua turbidez ou concentração de sólidos); a tecnologia de tratamento empregada; as metas de tratamento (níveis de turbidez e dureza a serem atingidos pelo tratamento); e a maneira pela qual as ETAs são operadas (CORNWELL *et al.*, 2006; DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Em cada unidade na qual ocorre a remoção de sólidos da fase líquida, o princípio de remoção, o procedimento operacional e o tipo de produto químico adicionado (eventualmente mais que um) interagem para produzir resíduos em volumes e massas diferentes. Por exemplo, apesar de uma ETA de ciclo completo gerar em termos mássicos maior parte de seus resíduos nos decantadores, em termos volumétricos essa geração é dominada pelos filtros, que demandam maior quantidade de água para sua lavagem.

No entanto, as características químicas dos resíduos do tratamento da água são determinadas pela qualidade dos produtos químicos usados durante o tratamento. O lodo de sulfato de alumínio é um fluido não-newtoniano, gelatinoso, cuja fração de sólidos é constituída de hidróxido de alumínio, partículas inorgânicas, colóides e resíduos orgânicos, inclusive bactérias e outros organismos removidos no processo de coagulação/floculação/sedimentação. Estes lodos sedimentam com relativa facilidade, porém sua baixa compressibilidade resulta em grande volume e baixo

teor de sólidos. O lodo proveniente do uso de coagulantes férricos tem características e constituição semelhantes, porém ao invés de hidróxido de alumínio, tem-se hidróxido de ferro (RICHTER, 2001).

Já o lodo formado no processo de abrandamento por cal é constituído principalmente de carbonato de cálcio e é praticamente isento de matéria orgânica. Sua composição inclui 75% de CaCO_3 , 6% de sílica como SiO_2 , 7% de carbono total, 3% de alumínio como Al_2O_3 e 2 % de magnésio como MgO (RICHTER, 2001). Não obstante, a composição, a massa e o volume variam com a dureza removida e outras características físico-químicas da água bruta; o eventual uso de coagulante de alumínio ou de ferro pode aumentar consideravelmente o volume de lodo produzido.

Convencionalmente, lodos de ETA são caracterizados por variáveis tais quais: teor de sólidos, pH, metais, nitrogênio, fósforo total, etc. As características dos lodos levantadas por alguns autores estão indicadas nas Tabelas 3.1 e 3.2. Contudo, conforme as circunstâncias, alguns outros parâmetros menos convencionais podem ser empregados. Por exemplo, Stackelberg *et al* (2007) determinaram os teores de fármacos, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (HAPs) e outros compostos orgânicos no lodo (Tabela 3.3).

Outros parâmetros, de natureza física, tais como filtrabilidade, resistência específica, sedimentabilidade, compressibilidade, tamanho e distribuição de partículas, são fundamentais na definição do método de remoção de água para redução de volume e na fixação do tipo de equipamento e condições de funcionamento para tratamento. Segundo Vesilind (1988), a filtrabilidade e a sedimentabilidade são características físicas do lodo que dependem do teor de sólidos, dosagem de coagulante e outros compostos presentes em sua massa. A primeira pode ser medida pelo parâmetro resistência específica, definida como sendo o diferencial de pressão necessário para produzir uma vazão unitária de filtrado de viscosidade unitária através de uma torta (lodo) de massa unitária (base seca); já a sedimentabilidade depende do volume e peso dos flocos formados. A compressibilidade é função do tamanho das partículas e de sua deformação pela pressão aplicada.

Tabela 3.1 – Características de lodos de ETA, em termos de parâmetros convencionais

PARÂMETROS	AUTOR						
	BARBOSA (2000)	RICHTER (2001)	ISAAC <i>et al</i> (2002a)	PAULSRUD <i>et al</i> (2002)	GODBOLD <i>et al</i> (2003)	CHAO (2005)	SOTERO-SANTOS <i>et al</i> (2007)
pH	6,2 - 9,8 ⁽²⁾ 6,8 - 10,6 ⁽³⁾	6 - 8 ⁽²⁾ 7,4 - 9,5 ⁽³⁾	7,8 ⁽⁵⁾	6,9 - 8,4	5,5 - 7,5	5,8 - 6,1	6,8 - 7,4
Sólidos totais	29595 - 52345 ⁽²⁾ 2132 - 5074 ⁽³⁾ (mg/L)	0,1 - 4 ⁽²⁾ 0,25 - 3,5 ⁽³⁾ 2 - 25 ⁽⁴⁾ (%)	480 ⁽⁵⁾ (mg/L)	0,06 - 18,5 (%)	0,1 - 27 ⁽²⁾ 1,85 - 17,6 ⁽³⁾ (% m/m)	1114 - 25826 (mg/L)	2132 - 5074 (mg/L)
Sólidos voláteis (% dos sólidos totais -% st)	24,96 - 25,35 ⁽²⁾ 23,57 - 29,17 ⁽³⁾	20 - 35 ⁽²⁾ 5,1 - 14,1 ⁽³⁾	33 ⁽⁵⁾	37,5 - 67,5	10 - 35	-	622 - 1196 (mg/L)
Alcalinidade	68,48 - 93,60 ⁽²⁾ 54,08 - 81,32 ⁽³⁾ (mgCaCO ₃ /L)	-	3,70 ⁽⁵⁾	0,25 - 1,76 (% Ca em st)	-	-	-
Ferro	130500 - 392500 ⁽³⁾ 124000 - 299500 ⁽²⁾ (mgFe/kg)	-	>113,1 ⁽⁵⁾ (mg/L)	-	6,5 ⁽²⁾ 19 - 38 ⁽³⁾ (% st)	-	145500 - 392500 (mgFe/kg)

LEGENDA

- (1) – síntese da caracterização de lodo de decantadores realizados por diversos autores
- (2) – resíduo de tratamento com sulfato de alumínio
- (3) – resíduo de tratamento com cloreto férrico
- (4) – resíduo do processo de abrandamento por cal
- (5) – água de lavagem dos filtros

Tabela 3.2 – Características de lodos de ETA, em termos de parâmetros não-convencionais

PARÂMETRO	AUTOR					
	ISAAC <i>et al</i> (2002) ⁽⁵⁾	PAULSRUD <i>et al</i> (2002)	GODBOLD <i>et al</i> (2003)	CHAO (2005)	MAKRIS <i>et al</i> (2006]	SOTERO-SANTOS <i>et al</i> (2007)
Al	5,48 (mgAl/L)	-	4 - 11 ⁽²⁾ 4,5 - 10,5 ⁽³⁾ (% st)	40000 - 63689 (mgAl/kg)	110 (g/kg)	57730 - 162165 (mgAl/kg)
Zn	1,55 (mgZn/L)	66 -296 (mgZn/kg st)	0,011 -0,086 (% st)	0,1 - 0,9 (mgZn/L)	<0,0027 (mg/L)	29 - 125 (mgZn/kg)
Cd	25,76 (mgCd/L)	0,06 - 1,2 (mgCd/kg st)	<0,005 ⁽²⁾ <0,0001 - 0,0006 ⁽³⁾ (% st)	0,01 - 0,02 (mgCd/L)	<0,0083 (mg/L)	-
Ni	0,373 (mgNi/L)	3,4 - 39,7 (mgNi/kg st)	0,0018 - 0,0125 (% st)	-	<0,0810 (mg/L)	78 - 90 (mgCd/kg)
Mn	1,002 (mgMn/L)	-	<0,005 -5 ⁽²⁾ 0,06 - 0,81 ⁽³⁾ (%st)	-	0,41 (mg/L)	366 - 1415 (mgMn/kg)
Cu	0,028 (mgCu/L)	<10 - 110 (mgCu/kg st)	0,003 -0,0087 (%st)	0,1 - 0,7 (mgCu/L)	<0,0468 (mg/L)	24 - 61 (mgCu/kg)
Cr	<0,004 (mgCr/L)	<5,8 - 33 (mgCr/kg st)	<0,0002 - 0,0125 (% st)	-	<0,0084 (mg/L)	38 - 44 (mgCr/kg)
Pb	0,03 (mgPb/L)	6,4 - 29,4 (mgPb/kg st)	0,0013 - 0,0084 (% st)	<0,01 (mgPb/L)	<0,0546 (mg/L)	48 - 75 (mgPb/kg)
As	<0,02 (mgAs/L)	-	<0,04 ⁽²⁾ 0,001 -0,002 ⁽³⁾ (%st)	-	<0,0253 (mg/L)	-
Hg	-	0,01 - 0,46 (mgHg/kg st)	< 0,00005 - 0,00006 (% st)	-	0,55 (mg/L)	-
Si	-	-	-	-	-	-
COT	-	-	7,72 (% m/m C)	-	-	-

LEGENDA

- (1) – síntese da caracterização de lodo de decantadores realizados por diversos autores;
 (2) – resíduo de tratamento com sulfato de alumínio; (3) – resíduo de tratamento com cloreto férrico;
 (4) – resíduo do processo de abrandamento por cal; (5) – água de lavagem dos filtros

Tabela 3.3 – Compostos orgânicos detectados em lodos de ETA por Stackelberg *et al* (2007).

Nome do composto	Concentração nos sólidos (µg/kg)	
	decantador	água de lavagem dos filtros (areia e CAP)
Fármacos		
Carbamazepina	54	359
Fluoxetina	49,5	58,6
Surfactantes e metabólitos		
Octilfenol dietoxilado	65	--
Nonilfenol dietoxilado	1940	785
4-Nonilfenol	185	160
Retardantes de chama		
TPP	27,5	27
TBEP	525	545
TDIP	109	84,5
Bisfenol A	19	ND
TBP	14,5	7,5
HAPs		
Antraceno	30,5	31,5
Fluoranteno	215	205
Fenantreno	135	145
Pireno	136	99,5
Benzo[a]pireno	48,5	15
Naftalenp	27,5	39,5
2-Metilnaftaleno	20	22
1-Metilnaftaleno	18,6	17,5
2,6-Dimetilnaftaleno	19,3	14
Fragrâncias		
HHCB	41,5	39
AHTN	92	83
Skatol	129,5	53,5
Hormônios		
b-Sitosterol	4000	2900
b-Stigmastanol	1270	650
Colesterol	7100	6050

Tabela 3.3 (Continuação)

Nome do composto	Concentração nos sólidos (µg/kg)	
	decantador	água de lavagem dos filtros (areia e CAP)
Pesticidas		
Carbazol	34,5	36,5
DEET	11	17
Indol	186,5	59
Outros		
Antraquinona	170	200
Benzofenona	170	215
4-Cresol	305	195
Tetracloroetileno	3,9	3,45
Isoforona	12	6,5
Triclosan	27	15,5

Fonte: STACKELBERG *et al*, 2007.

Alternativas de usos benéficos dos resíduos de ETA têm objetivado grandes estudos nos últimos anos. O lodo de ETA é um resíduo gerado em grande volume, e cujas formas de disposição tradicionais – em aterros sanitários ou em corpos d’água – tem originado impactos ambientais sérios e não são condizentes com os princípios de minimização, reúso, reaproveitamento e reciclagem dos resíduos, que regem o gerenciamento de resíduos sólidos moderno. Muitos estudos indicam possíveis usos benéficos para o lodo de ETA, os quais dependem das características do lodo, assim como da qualidade da água bruta de origem e do tipo de coagulantes e outros compostos químicos adicionados. Diversas formas de usos benéficos para o lodo de ETA já foram propostas, em diversos níveis de maturidade tecnológica, entre as quais:

- **Recuperação de áreas degradadas:** O resíduo de ETA pode ser usado na recuperação do solo, a fim de reabilitá-lo para o crescimento de plantas, em áreas susceptíveis ou já comprometidas por processos erosivos, como por exemplo, locais que foram utilizados pela atividade de mineração nas quais é necessária a remoção do solo de superfície (CORNWELL *et al.*, 2000).

- **Agricultura:** Segundo vários autores (CORNWELL *et al.*, 2000; GODBOLD *et al.*, 2003), a aplicação de lodos de ETAs na agricultura não provoca impactos significativos ao crescimento das espécies vegetais, sendo relatados os seguintes benefícios: melhoria da estrutura, ajuste do pH, adição de traços de minerais, aumento da capacidade de retenção de umidade e aeração do solo; e os seguintes pontos desfavoráveis: a tendência do ferro do resíduo de capturar o fósforo disponível para a planta e do alumínio causar problema de toxicidade para a mesma, caso o pH do solo não seja mantido em valores iguais ou inferiores a 6,5 (CORNWELL *et al.*, 2000; GODBOLD *et al.*, 2003 apud ANDRADE, 2005).
- **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos:** no descarte de lodo de estações de tratamento de água – ETAs, que utilizam sulfato de alumínio, são desprezadas toneladas de produtos químicos, que poderiam ser recicladas e utilizadas como insumo para remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento de esgotos, ETEs (CHAO; YABROUDI; MORITA, 2011).
- **Incorporação na fabricação de cimento:** os materiais comumente utilizados na fabricação do cimento são calcário, xisto e argila. O calcário corresponde cerca de 70 a 80% do material bruto utilizado, porém com baixas concentrações de sílica, ferro e alumínio (AWWA, 1999). Para solucionar esta deficiência, são adicionados xisto, argila, minério de ferro e bauxita. Os lodos de ETAs de ciclo completo normalmente contêm todos esses elementos citados anteriormente e, por isso, eles podem ser introduzidos no processo de fabricação do cimento na fase de pré-homogeneização das matérias-primas. O teor de sólidos necessário para esta aplicação é de no mínimo 50%. As principais características de lodos de ETAs, que comprometem a qualidade do produto, ou até mesmo inviabilizam a sua utilização na fabricação de cimento, são: presença de altas concentrações de matéria orgânica, antracito ou carvão ativado, sulfato, permanganato de potássio e metais pesados (CORNWELL, 2006);

- **Utilização na fabricação de tijolos:** as características físicas e químicas de lodos de ETAs são, muitas vezes, similares às dos materiais utilizados na fabricação de tijolos: argilas. As grandes quantidades de lodos gerados em ETAs podem diminuir a quantidade de argila utilizada na fabricação de tijolos, aumentando a vida útil das jazidas naturais. Lodos contendo hidróxidos de ferro atribuem ao tijolo uma coloração avermelhada, desejada pelos fabricantes (CORNWELL, 2006). Segundo Cornwell *et al.* (2000), a umidade contida no lodo de ETA é muito importante para o seu manuseio e incorporação no processo de obtenção de materiais cerâmicos, por isso os fabricantes preferem lodos com teor de sólidos superior a 20%. Quanto mais a distribuição granulométrica do lodo for similar à da argila, melhor sua aplicabilidade. Por isso, a presença de areia e de pó de carvão no lodo de ETA pode provocar alterações no comportamento do material cerâmico, como causar expansão e fissuras ao produto final, porque a areia e o pó de carvão são constituídos de partículas de tamanhos consideravelmente maiores que as das argilas. Entretanto, deve-se salientar que certa quantidade de carvão é adicionada na massa antes dela passar por misturadores na etapa de homogeneização (ANDRADE, 2005).
- **Inibição da formação de sulfetos:** experiências realizadas na Holanda indicam que lodos de coagulantes a base de ferro podem ser usados para o controle de geração de sulfetos em redes de esgotos, digestores de ETEs e outros processos nos quais ocorram condições anaeróbias propícias à redução do enxofre, em substituição a soluções convencionais, como a aplicação direta de cloreto férrico. No caso de redes de coleta de esgotos e digestores anaeróbios, Cornwell e Koppers (1990) reportam que a dosagem de até 31 mg/L reduziu a geração de H₂S em até 95%.
- **Compostagem e fabricação de solo para jardinagem:** lodos de ETA podem ser compostados em conjunto com resíduos sólidos, provendo umidade, metais-traço e – principalmente – servindo de agente estruturante para as pilhas de composto. Na produção de solo para jardinagem, exerce o mesmo papel, substituindo outros materiais empregados, como bentonita, areia e calcário (CORNWELL, 2006).

- **Substrato de wetlands construídas:** estudos de bancada indicam que lodos de sulfato de alumínio desaguados podem servir de substrato para sistemas de *wetlands* construídas, servindo tanto de suporte para o desenvolvimento de biofilmes quanto para remoção de fósforo por adsorção (BABATUNDE *et al*, 2011; ZHAO; ZHAO; BABATUNDE, 2009).

Apesar de tecnicamente factível, o uso benéfico do lodo de ETA esbarra em diversos obstáculos, entre os quais a presença potencial de materiais tóxicos no resíduo (que pode provocar desconfiança por parte dos órgãos ambientais e criar dificuldades de licenciamento), a falta de sinergia entre os diversos atores envolvidos no processo, e a uma logística de transporte nem sempre favorável (ANDRADE, 2005). No Brasil, soma-se aos obstáculos aos usos benéficos, citados anteriormente, a quantificação correta da produção dos resíduos, tanto presente quanto futura.

3.2. Quantificação de lodo de ETA

A quantificação do lodo gerado na ETA é fundamental para planejar a operação das unidades geradoras, de tratamento e avaliar a sua destinação. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), para estações ainda em fase de projeto é desejável a realização de *jar tests* ou ensaios em estações piloto por no mínimo um ano para a estimativa mais precisa de como as características da água bruta e sua variabilidade se traduzirão em produção de lodo, dadas as condições de projeto da ETA. Alternativamente, fórmulas empíricas podem ser usadas para obtenção de estimativas menos precisas.

No que diz respeito a ETAs já existentes, além de fórmulas empíricas, há outros dois métodos de quantificação de lodo possíveis: balanço de massa e determinação direta em campo. A pertinência de cada um dos três deve ser avaliada caso a caso, e, preferencialmente, mais de um deve ser empregado ao mesmo tempo, de modo a permitir verificações cruzadas entre eles (CORNWELL, 2006).

3.2.1. Quantificação de lodo em projetos de ETAs novas

Diversas fórmulas empíricas foram desenvolvidas, que permitem obter uma aproximação mais grosseira da geração de lodo, relacionando variáveis (que são ou parâmetros de projeto da própria ETA, ou inferíveis de dados de monitoramento pré-existent), com outras que possuem valores publicados na literatura. Dado o custo e tempo de execução tanto da alternativa dos *jar tests* quanto da estação-piloto, essas fórmulas tornaram-se muito populares no Brasil. A seguir, são listadas algumas, com base em levantamentos da literatura.

Todas as equações partem do mesmo princípio conceitual e diferem, de modo sutil, somente na escolha de algumas das variáveis independentes. Em geral, assume-se que os sólidos gerados pelo tratamento da água possuam duas componentes: a primeira é constituída pela fração dos sólidos da água bruta, que é removida no tratamento, e é quantificada pela concentração de sólidos em suspensão totais (SST). Esses sólidos são considerados não reativos e preservam sua massa durante a remoção. No caso de ETAs com processos de abrandamento por precipitação química, incluem-se nessa categoria os precipitados dos cátions causadores da dureza.

O segundo componente advém dos produtos adicionados à água bruta como parte do tratamento, que se precipitam, são adsorvidos ou são insolúveis, e, portanto, saem da solução: coagulantes à base de sais metálicos, polímeros, carvão ativado em pó, e – no caso estações de abrandamento por precipitação química – a cal e o carbonato de sódio, por exemplo.

AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION - AWWA (1978)

$$P = 3,5 \times 10^{-3} \times Tu^{0,66} \quad (1)$$

Onde: P – produção de sólidos (kg de matéria seca / m³ de água bruta tratada)

Tu – turbidez da água bruta (UT)

WATER RESEARCH CENTRE - DILLON (1996)

$$P = (SS + 0,07 \times C + H + A) \times 10^{-3} \quad (2)$$

Onde: P – produção de sólidos (kg de matéria seca/m³ de água bruta tratada)

SS – sólidos em suspensão na água bruta (mg/L)

C – cor na água bruta (UC)

H – hidróxido coagulante (mg/L)

A – outros aditivos, tal como o polímero (mg/L).

ASSOCIATION FRANCAISE POUR L'ETUDE DES EAUX – AFEE (1983)

$$P = (1,2 \times Tu + 0,07 \times C + 0,17 \times D + A) \times 10^{-3} \quad (3)$$

Onde: P – produção de sólidos (kg de matéria seca / m³ de água bruta tratada)

Tu – turbidez da água bruta (uT)

C – cor aparente da água bruta (uC)

D – dosagem de sulfato de alumínio (mg/L)

A – outros aditivos, tal como o polímero (mg/L).

CORNWELL (1987)

$$W = 86,4 \times Q \times (2 \times Ca + 2,6 \times Mg + 0,44 \times DSAI + 2,9 \times DFe + SST + A) \times 10^{-3} \quad (4)$$

Onde: W – produção de sólidos (kg/dia)

Q – vazão de água bruta (L/s)

Ca – dureza cálcica removida (mg/L CaCO₃)

Mg – dureza do magnésio removida (mg/L CaCO₃)

DSAI – dosagem de sulfato de alumínio com 17,17% de Al₂O₃ (mgSAI/L)

DFe – dosagem de cloreto férrico, medido em Fe (mgFe/L)

SST – sólidos em suspensão na água bruta (mgSST/L)

A – outros aditivos (mg/L)

Dcal – Dosagem de cal (mg/L)

KAWAMURA (1991)

$$P = (D \times Fc_1) + (Tu \times Fc_2) \quad (5)$$

Onde: P – produção de sólidos (g de matéria seca / m³ de água bruta tratada)

D – dosagem de sulfato de alumínio (mg/L)

Fc₁ – fator que depende do número de moléculas de água associadas a cada molécula de sulfato de alumínio. Usualmente varia entre 0,23 a 0,26.

Tu – turbidez da água bruta (uT)

Fc₂ – razão entre a concentração de sólidos em suspensão totais presentes na água bruta e turbidez da mesma. Geralmente na faixa de 1,0 a 2,0.

AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION – AWWA (1999)

Considerando o uso de sulfato de alumínio e o mecanismo de varredura:

$$W = 86,4 \times Q \times (4,89 \times DAI + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3} \quad (6)$$

Onde: W – produção de SST (kg massa seca/dia)

Q – vazão de água bruta a ser tratada (L/s)

DAI – dosagem de sulfato de alumínio, medido em Al (mgAl/L)

Dp – dosagem de polímero seco (mg/L)

SST – sólidos em suspensão na água bruta (mgSST/L)

Dcap – dosagem de dureza cálcica removida (mg/L CaCO₃)

Dcal – dosagem de cal (mg/L)

Considerando o uso de cloreto férrico anidro:

$$W = 86,4 \times Q \times (2,9 \times DFe + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3} \quad (7)$$

Onde: W – produção de SST (kg massa seca /dia)

Q – vazão de água bruta a ser tratada (L/s)

DFe – dosagem de ferro (mgFe/L)

Dp – dosagem de polímero seco (mg/L)

SST – sólidos em suspensão na água bruta (mgSST/L)

Dcap – dosagem de dureza cálcica removida (mg/L CaCO₃)

Dcal – dosagem de cal (mg/L)

Saron e Leite (2001) estudaram a diferença entre os resultados das eqs. 1, 2, 3, 4 e 5, aplicando valores médios mensais do ano de 2000 da ETA Guaraú às variáveis de cada uma das equações. Os resultados mostrados na Figura 3.1 deixam claro o desvio expressivo entre a produção de resíduos calculada e a efetivamente medida, principalmente para os meses chuvosos; também é visível que durante o período chuvoso as discrepâncias entre os valores obtidos por cada equação aumentam.

Essas divergências são associadas às premissas assumidas pelas fórmulas, ou, mais apropriadamente, à maneira pela qual essas premissas são traduzidas matematicamente. Nesse aspecto, duas delas merecem particular atenção: a primeira é o uso – por algumas das fórmulas -- de funções dependentes da turbidez para se estimar a concentração de SST na água bruta; a segunda diz respeito à quantidade de águas ligadas às partículas sólidas formadas pelo processo de coagulação e floculação. Ambas serão discutidas com mais detalhe a seguir.

Figura 3.1 – Variação dos valores de sólidos secos por mês obtidos pelas fórmulas empíricas e pela verificação in loc. Fonte: Saron; Leite, 2001.

3.2.1.1. Relações entre turbidez e SST

A estimação da concentração de SST por meio da turbidez foi introduzida nas fórmulas empíricas (e.g. eqs. 3 e 5) devido às evidentes vantagens práticas da medição de turbidez – para a qual sondas automáticas de alta taxa de aquisição de dados são disponíveis, a um custo relativamente baixo – em relação à determinação de SST, cujo processo é manual e comparativamente muito mais trabalhoso, principalmente para águas com baixa concentração de sólidos, para as quais a filtração de grandes volumes de amostra se faz necessária – razão pela qual não é constitui análise de rotina em ETAs (CORNWELL, 2006).

Contudo, a tradução de concentração de sólidos em turbidez é mediada por complexos fenômenos ópticos e afetada por diversas propriedades das partículas que compõe os sólidos. Por essa razão, a modelagem de uma exclusivamente em função à outra é inerentemente sujeita a interferências, em parte associada a própria natureza da grandeza turbidez, conforme será discutido à seguir.

Considerações teóricas sobre a turbidez e o espalhamento de luz

Antes de qualquer discussão sobre a correlação entre turbidez e concentração de sólidos, é preciso definir o que é turbidez e seu significado físico. A Organização Internacional para Padronização (ISO, no acrônimo em inglês) define a turbidez como “a redução da transparência de um líquido, causada pela presença de matéria não dissolvida” (ISO, 1999). Em termos físicos, a turbidez é uma medida do grau de espalhamento que a luz sofre ao passar por um líquido. Sua medição, em geral, baseia-se no posicionamento de fotodetectores, de modo a interceptar feixes de luz gerados por uma fonte de luz e espalhados em um intervalo angular específico, pela amostra de líquido. O sinal do sensor é comparado com o sinal obtido pelo espalhamento da luz por um padrão. Apesar de diversas configurações óticas serem possíveis, a maior parte dos métodos padronizados consagrados emprega a nefelometria (no qual a posição angular central do detector é de 90°), e a formazina como padrão de calibração (SADAR, 2004), conforme mostrado na Tabela 3.4.

Por depender da comparação com um padrão arbitrário, a turbidez nefelométrica é considerada somente um indicador relativo do fenômeno físico do espalhamento da

luz, e não é uma grandeza prontamente relacionável de forma quantitativa com outras por meio de princípios físicos. A propriedade física ao qual a turbidez se relaciona é o coeficiente de espalhamento, b , que dá a fração de fótons espalhados em qualquer direção pelas partículas em suspensão por unidade de distância percorrida pelo feixe de luz. Apesar de diversos estudos reportarem que geralmente a turbidez nefelométrica correlaciona-se de modo significativo com o coeficiente de espalhamento (e.g. KIRK, 1980; EFFLER, 1988; PENG *et al*, 2009), as unidades dessas duas grandezas não são conversíveis com base em considerações puramente teóricas (DAVIES-COLLEY, 2001).

Tabela 3.4 – Métodos aprovados pelo USGS para medição de turbidez.

Característica	Método USEPA 180.1 (<i>nonratio mode</i>)	Método ISO 7027 (radiação difusa)	Método ISO 7027 (radiação atenuada)	Método 2130B Standard Methods
Uso dos dados	água de abastecimento	água de abastecimento	água residuária	água de abastecimento
Intervalo de aplicabilidade	0 - 40 UNT	0 - 40 UTF	40 - 4000 UAF	0 - 4000 UNT
Fonte de luz	Lâmpada de tungstênio	Fotodiodo	Fotodiodo	Lâmpada de tungstênio
Comprimento de onda	400 - 600 nm	860 nm	860 nm	400 - 600 nm
Largura de banda espectral	não especificada	60 nm	60 nm	60 nm
Orientação do detector e ângulo de medição	90° +/- 30°	90° +/- 2,5°	90° +/- 2,5°	90° +/- 30°
Ângulo de abertura	não especificado	20 - 30°	20 - 30°	não especificado
Percurso ótico	menos de 10 cm	menos de 10 cm	menos de 10 cm	menos de 10 cm
Padrão primário	Formazina	Formazina	Formazina	Formazina
Padrões secundários	microesferas de polímero	microesferas de polímero	microesferas, cubos ou filamentos de polímero	microesferas de polímero

Obs.: UNT - Unidades Nefelométricas de Turbidez; UTF - Unidades de Turbidez de Formazina; UAF - Unidades de Atenuação de Formazina

Fonte: Ziegler, 2002.

Quantitativamente, a relação entre a concentração de sólidos e o espalhamento da luz (em um dado comprimento de onda) não é trivial ou imediata – a relação entre a massa de sólidos e seu efeito em termos das propriedades óticas da suspensão é dependente de diversos atributos da população das partículas que constituem a massa de sólidos.

De acordo com Kirk (1994), são quatro os atributos fundamentais: concentração numérica, distribuição granulométrica, composição e forma. Para uma partícula individual, esses atributos se relacionam com o coeficiente de espalhamento (denotado pela letra b) segundo a eq. 8 (KIRK, 1994). Os efeitos de espalhamento são aditivos e, portanto, para uma suspensão de diversas partículas, o valor global de b é dado pela somatória dos valores individuais das partículas (eq. 9).

$$b(\lambda) = \frac{Q(m, \lambda, d) \cdot AP}{V_p} \quad (8)$$

$$b(\lambda) = \frac{1}{V} \sum_{i=1}^N Q_{b,i}(m_i, \lambda, d_i) \cdot AP_i \quad (9)$$

Onde: $b(\lambda)$ é coeficiente de espalhamento (m^{-1}) do volume de líquido em relação à luz com comprimento de onda λ ; V_p é o volume da partícula individual; V é o volume de suspensão de partículas; $Q_{b,i}$ é a eficiência de espalhamento da partícula i ; m_i , d_i e AP_i são, respectivamente, índice de refração complexo, diâmetro e área projetada da partícula i ; N é o tamanho da população de partículas.

A eficiência de espalhamento indica o quanto cada unidade de área projetada da partícula – isto é, a área da seção ortogonal ao feixe incidente de luz – contribuirá em termos de espalhamento; isto é a razão entre área projetada efetiva em termos de espalhamento e área geométrica da partícula, Devido a efeitos de difração, esse coeficiente pode ser superior à unidade, e assume valores entre 2 e 3 para aquelas partículas geralmente encontradas em suspensão em corpo d'água naturais (BABIN *et al*, 2003; BOWERS *et al*, 2009; PENG; EFFLER, 2012; PENG *et al*, 2009; PENG *et al*, 2007).

Dividindo-se o coeficiente pela concentração de partículas, obtém-se o coeficiente de espalhamento específico $b^*(\lambda)$, que mede a quantidade de espalhamento produzida por uma unidade de concentração de partículas, e é a grandeza que é

eventualmente refletida pela correlação entre turbidez e concentração de SST (eq. 10) (BOHREN; HUFFMAN, 2007).

$$b^*(\lambda) = \frac{b(\lambda)}{SST} = \frac{\sum_{i=1}^N Q_{b,i}(m_i, \lambda, d_i) \cdot AP_i}{\sum_i^N \rho_i \cdot VP_i} \quad (10)$$

A literatura reporta ampla variação temporal e espacial de b^* em rios, reservatórios e águas oceânicas. Dentre os diversos fatores implícitos e explícitos, a distribuição granulométrica e a composição das partículas são aqueles aos quais frequentemente se atribui tais variações (BABIN *et al*, 2003; BOWERS *et al*, 2009; DAVIES-COLLEY, 2001; PENG; EFFLER, 2012; PENG *et al*, 2009; PENG *et al*, 2007; STRAMSKI *et al*, 2004).

O impacto da natureza das partículas é ilustrado na Figura 3.2, na qual são mostrados os perfis de distribuição de b^* calculados por Davies-Colley *et al* 1993 *apud* Davies-Colley, 2001 para partículas individuais, utilizando-se a teoria de espalhamento de Mie para a determinação das eficiências de espalhamento. Diferenças no índice de refração e massa específica entre partículas de quartzo e orgânicas provocam deslocamento significativo da distribuição de b^* , indicando que cada um dos tipos é mais efetivo em termos de dispersão de luz (por unidade de massa) em intervalos de diâmetro diferentes. Mais ainda, o fato de o perfil de cada tipo de partículas apresentar picos por si só sugere o impacto da distribuição granulométrica.

Não obstante, o efeito da distribuição granulométrica pode ser melhor apreciado reescrevendo-se a eq. 10 de modo a incluí-la explicitamente por meio de $N(d)$, o número de partículas com diâmetro d , e supondo que as partículas sejam esferas perfeitas (eq. 11) (BOWERS *et al*, 2009). Considerando a massa específica ρ dos sólidos como constante, b^* passa a ser função da eficiência de espalhamento efetiva Q_{ef} e o diâmetro efetivo d_{ef} – que são tão somente as médias da eficiência de espalhamento e diâmetro das partículas ponderadas pela área projetada total ao longo dos intervalos granulométricos, respectivamente (eqs. 12 e 13):

Figura 3.2 – Efeito do diâmetro e natureza de partículas em suspensão no meio líquido na atenuação da luz. A seção transversal de atenuação é dada pela razão entre coeficiente de atenuação e a concentração em massa das partículas; nos casos onde a absorção de luz é desprezível, a atenuação é governada pelo fenômeno de espalhamento.

Fonte: Davies-Colley, 2001.

$$b^*(\lambda) = \frac{3}{2} \cdot \frac{\int_{D_o}^D Q_b(m_i, \lambda, d) \cdot N(d) \cdot d^2 dd}{\int_{D_o}^D \rho(d) \cdot d^3 dd} = \frac{3 \cdot Q_{ef}}{2 \cdot \rho \cdot d_{ef}} \quad (11)$$

$$Q_{ef} = \frac{\int_{D_o}^D Q_b(m_i, \lambda, d) \cdot N(d) \cdot d^2 dd}{\int_{D_o}^D N(d) \cdot d^2 dd} \quad (12)$$

$$d_{ef} = \frac{\int_{D_o}^D N(d) \cdot d^3 dd}{\int_{D_o}^D N(d) \cdot d^2 dd} \quad (13)$$

A eq. 13 pode ser generalizada para partículas não esféricas; sua utilidade como indicador da distribuição granulométrica permanece, apesar de perder sua ligação direta com a eq. 11 (PENG; EFFLER, 2012).

Observando a eq. 13, nota-se que caso a eficiência de espalhamento seja aproximadamente constante, b^* será controlado fundamentalmente por d_{ef} , que é tanto maior quanto mais deslocada for a distribuição granulométrica em direção a diâmetros de partículas maiores. Evidências experimentais dessa relação foram

obtidas por Peng e Effler (2012) em amostras coletadas antes, durante e após eventos de precipitação em um rio e reservatório. Durante tais eventos, a distribuição granulométrica das partículas foi substancialmente alterada; a composição foi pouco afetada, de modo que a eficiência de espalhamento Q permaneceu constante. Apesar de apresentar algum ruído, foi encontrada a relação inversa entre d_{eff} e b^* , conforme mostrado na Figura 3.3. Evidências mais indiretas e qualitativas acerca da dependência entre b^* e a distribuição granulométrica também foram encontradas em outros trabalhos, especialmente para águas oceânicas, entre os quais aqueles por Baker e Lavelle (1984), Bowers e Binding (2006), Stramski *et al* (2007) e Wóznia *et al* (2010).

Combinados, todos esses fatores podem resultar em situações nas quais duas suspensões com a mesma concentração de partículas produzem efeitos óticos substancialmente diferentes. A depender da disparidade em termos dessas características, os impactos nas possibilidades de correlação entre SST e turbidez podem ser substanciais.

Figura 3.3 – Relação entre o coeficiente de espalhamento específico b^* e o diâmetro efetivo d_{ef} obtido para amostras coletas em rio e reservatório.

Fonte: PENG; EFFLER, 2012.

Correlações entre SST e Turbidez

Conforme mencionado anteriormente, uma das principais dificuldades de se aplicar algumas das fórmulas empíricas é necessidade de se ter valores para a concentração de SST, um parâmetro que não é medido rotineiramente em ETAs (CORNWELL, 2006). Tradicionalmente, esse obstáculo é contornado modelando-se SST como função linear da turbidez – que é um parâmetro cuja medição é muito mais conveniente, por ser automatizada e realizável em tempo real (ANKCORN, 2003).

Muito do interesse por relações entre turbidez e sólidos em suspensão em corpos d'água está associado ao estudo de transporte de sedimentos em rios, uma vez que esse tipo de relação não está sujeita às limitações críticas – como a ocorrência de histerese – da forma mais tradicional de estimativa de carga de sedimentos por meio da correlação de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) com a vazão (GIPPEL, 1995; GRAYSON *et al*, 1996). Apesar de CSS e SST constituírem medições metodologicamente diferentes e, de modo geral, produzirem valores não comparáveis (GRAY *et al*, 2000), a lógica subjacente à correlação entre turbidez e CSS é aplicável aos sólidos em suspensão totais (GRAYSON *et al*, 1996).

Uma revisão da literatura quanto à adequação tanto de correlações SST x Turbidez quanto CSS x Turbidez revelaram majoritariamente casos de sucesso e alguns de fracasso. O padrão que emerge desses trabalhos indica que a correlação entre SST e turbidez é altamente local: estudos focados em corpos d'água específicos (FRANCO, 2009; JASTRAM *et al*, 2010; JONES *et al*, 2011; LEWIS *et al*, 2002; MINELLA *et al*, 2008; LENHART *et al*, 2010; TEIXIERA; SENHORELO, 2000; TOMAZONI *et al*, 2005; STUBBLEFIELD *et al*, 2007; SUSFALK *et al*, 2008; ULRICH; BRAGG, 2003; WASS *et al*, 1997; WILLIAMSON; CRAWFORD, 2011) têm maior chance de chegar em correlações significativas do que estudos nos quais o conjunto de dados, apesar de grande, seja composto por uma miscelânea de poucas medições em muitos corpos d'água (LEWIS *et al*, 2002; SPEAR *et al*, 2008; HUI *et al*, 2011; WILLIAMSON; CRAWFORD, 2011).

Rasmussen *et al* (2009) enfatizam, no manual empregado pelo USGS para o desenvolvimento de modelos de regressão para relação entre concentração de sólidos e turbidez, que os coeficientes desses modelos devem ser considerados

estritamente específicos para a dada localidade para o qual foram desenvolvidos – a extrapolação para outro corpo d'água, ou mesmo outro ponto do mesmo corpo d'água, traz consigo incertezas que não podem ser quantificadas *a priori*.

Dada a sensibilidade do espalhamento de luz a diversas características das partículas que compõe os sólidos em suspensão, discutida anteriormente, isto não é surpreendente. Um exemplo de como a dispersão espacial na coleta de dados pode resultar na dispersão dos dados de turbidez e concentração de sólidos é dado pelo trabalho de Spear *et al* (2008), no qual 56 amostras simples foram coletadas em 24 pontos diferentes do estuário de Elkhorn Slough, Califórnia, no qual a grande maioria das locações foi amostrada apenas duas vezes, durante duas campanhas de amostragem, realizadas no intervalo de aproximadamente um mês.

O modelo de regressão obtido, mostrado na Figura 3.4, explica somente uma pequena fração da variância da concentração de sedimentos em suspensão, conforme expresso pelo valor de R^2 ; valores próximos de turbidez – principalmente na extremidade inferior do espectro de valores – estão associados a valores de CSS comparativamente muito diferentes.

Figura 3.4 – Gráfico de dispersão de turbidez e concentração de sedimentos em suspensão obtido para o estuário de Elkhorn Slough. Fonte: Spear et al (2008).

Coeficientes de determinação à parte, a evidência mais convincente do efeito da localidade vem das imagens das membranas utilizadas durante a determinação de CSS de amostras coletadas em pontos diferentes do estuário, apresentadas na Figura 3.5; nela, é aparente a grande diferença em aspecto dos sólidos, que indica

que, no mínimo, são oriundos de populações de partículas substancialmente distintas em termos de composição – particularmente os sólidos coletados em Struve Pond, que, a julgar pela cor, são compostos predominantemente por algas.

Há, ainda, algumas evidências de variações temporais de curto prazo na relação entre turbidez e concentração de sólidos em rios, relacionada à vazão. Pfannkuche e Schmidt (2003) e Wass *et al* (1997), estudando tal relação nos rios Elbe (Alemanha) e Swale (Inglaterra), respectivamente, identificaram flutuações nos coeficientes dos modelos de regressão linear devido à vazão, especialmente durante picos de escoamento provocados por chuvas intensas; em ambos os casos, a segmentação da série de dados, seja em intervalos de vazão (PFANNKUCHE; SCHMIDT, 2003) ou por eventos de precipitação (WASS *et al*, 1997), reduziu substancialmente a dispersão em torno das retas de regressão.

Figura 3.5 – Imagens das membranas usadas para filtração de amostras coletadas em Elkhorn Slough durante o procedimento de determinação da concentração de sedimentos em suspensão. Fonte: Spear *et al* (2008).

Nos dois trabalhos, mudanças na distribuição granulométrica das partículas em suspensão com o aumento da vazão foram implicadas. Em particular, Pfannkuche e Schmidt (2003) identificaram, indiretamente e qualitativamente, a mesma dependência entre espalhamento e distribuição granulométrica predicada pela eq. 11. Em seu caso, os autores observaram relação positiva entre diâmetro médio das partículas e vazão; e inversa entre a vazão e o coeficiente angular da reta de regressão do modelo obtido para turbidez e concentração de SST (Figura 3.6). Apesar da função encontrada para o coeficiente angular não ser da mesma forma do que a eq. 11, implicitamente sua implicação é fundamentalmente a mesma – isto é, que a massa de sólidos necessária para a produção de um dado valor de turbidez aumenta com a vazão.

A importância da vazão como variável explicativa adicional é reconhecida por Rasmussen *et al* (2009), que recomendam seu uso caso a turbidez por si só seja insuficiente como variável explicativa, particularmente quando a fração de sólidos no intervalo granulométrico da areia (ou de diâmetros superiores) possa ser substancial.

Figura 3.6 – Relação entre vazão e coeficiente angular da reta de regressão obtida por Pfannkuche e Schmidt (2003) para amostras coletadas no rio Elbe (Alemanha).
Fonte: PFANNKUCHE; SCHMIDT, 2003.

A relação entre SST e turbidez pode ser afetada ainda por limitações da medição da turbidez, em particular pela cor real da água. Constituintes dissolvidos ou particulados causadores de cor podem absorver luz, que, caso contrário, poderia ser espalhada, levando à subestimação da turbidez da amostra e distorcendo a relação dessa variável com a concentração de sólidos (CORNWELL, 2006; RASMUSSEN *et al*, 2009).

Em geral, dados coletados por Williamson e Crawford (2011) sugerem que o grau de correlação entre SST e turbidez sofra progressivamente menos o efeito deletério das diferenças entre as características das partículas conforme os valores de turbidez aumentem. Os autores compilaram dados de 10 pontos de monitoramento no estado norte-americano de Kentucky mantidos pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, no acrônimo em inglês) e com mais de 25 medições simultâneas de SST e turbidez, distribuídos ao longo de cinco bacias hidrográficas e cinco ecorregiões com coberturas de solo significativamente distintas, e coletados ao longo de 18 anos (1978-1995).

Os autores observaram que, a partir de um determinado valor de turbidez – denominado *breakpoint* – a dispersão dos pares turbidez-SST diminui e converge para uma correlação linear distinta, conforme mostrado na Figura 3.7; no caso, o *breakpoint* foi estimado em cerca de 6 UNT. Uma das possibilidades aventadas para explicar esse fenômeno é a variedade tecnológica dos turbidímetros usados para a coleta dos dados ao estudo. Outra possibilidade explorada muito superficialmente é de que diversas configurações das propriedades óticas citadas anteriormente podem produzir baixa turbidez, com uma baixa dependência sobre a concentração de SST individualmente. Por outro lado, a influência da concentração numérica de partículas, é dominante para produção de valores altos de turbidez, uma vez que a população de partículas é grande o suficiente para que o feixe de luz que seja espalhado pela amostra efetivamente colha a média das demais características óticas de partículas individuais que definem Q (a eficiência de espalhamento) – o efeito da variabilidade dessas características será, portanto, reduzido.

Figura 3.7 – Gráfico de dispersão de valores medidos de $\log_{10}$ CSS versus $\log_{10}$ da turbidez, obtido por Williamson e Crawford (2010) em estudo regional no estado de Kentucky. Fonte: Williamson; Crawford, 2010.

3.2.1.2. Conteúdo de água dos resíduos de ETAs

O principal componente de resíduos de ETAs *in natura* é água. Em ETAs de ciclo completo, o processo de coagulação-floculação provoca a aglomeração das partículas presentes na água bruta em estruturas organizadas em três níveis – *cluster*, agregado e floco, conforme mostrado na Figura 3.8.

Figura 3.8 – Unidades básicas de organização de um floco de coagulação-floculação. Fonte: Turchiuli; Fargues, 2004.

Em cada um desses domínios estruturais, a área superficial específica das partículas em contato com a massa de água contida naquela escala é diferente, de modo que a influência das forças intermoleculares atuantes na interface água-sólido é distinta. Assim, o comportamento da água contida nos flocos não é homogêneo, apresentando variações em cada nível – principalmente no que tange à facilidade de extração. Vesilind (1994) sugere um esquema de classificação dessa água baseado em quatro tipos, originalmente tomando em conta lodos de tratamento de esgoto:

- Água livre, não associada e não influenciada pelas partículas de sólidos;
- Água intersticial, aprisionada nos interstícios formados pelas partículas que compõe os flocos de sólidos;
- Água vicinal, vinculada às superfícies dos sólidos por forças intermoleculares atrativas; e
- Água de hidratação, ligada quimicamente à superfície dos sólidos.

Alternativamente, para lodos de alumínio e ferro, Cornwell (1978) *apud* Cornwell (2006) propôs uma classificação do conteúdo de água em três categorias, definidas como:

- Água livre, que pode ser removida por drenagem ou métodos mecânicos de baixa pressão;
- Água ligada ao floco por pontes de hidrogênio, cuja energia de interação é da ordem de 0,13 kcal/mol; e
- Água ligada quimicamente ao floco por meio de ligações covalentes;

Como a determinação de massa de cada um dos tipos em ambos esquemas de classificação é trabalhosa e imprecisa, para fins operacionais o esquema de classificação é reduzido a duas categorias: a água livre – aquela que se comporta como água pura – e a água ligada – cujas propriedades são diferentes da água pura devido à interação com as superfícies sólidas (TURCHIULI; FARGUES, 2004).

Ao definir a distribuição interna e volume total de vazios, a estrutura do floco exerce papel fundamental na distribuição da água do floco entre os diversos tipos (BACHE; PAPAVALOPOULOS, 2003; ZHAO, 2003; GORCZYCA; GANCZARCZYK, 2001); dado que a água de hidratação é praticamente não removível pelas tecnologias de desaguamento tipicamente aplicadas a lodos de ETAs, a distribuição entre os tipos de água influi sobre a massa “seca” de sólidos.

As fórmulas empíricas em geral fazem pressuposições implícitas em relação a essa estrutura, impondo um valor para a quantidade de água que permanece ligada ao lodo após o desaguamento (exceção deve ser feita a eq. 5, que explicitamente deixa esse aspecto em aberto). Por exemplo, a eq. 6, de autoria da *American Water Works Association* (1999), considera que o alumínio coagulante na forma de sulfato de alumínio produz hidróxido na proporção molar de 1:1, segundo a seguinte reação global para a formação pelo mecanismo de varredura:

Assume-se que, uma vez formado, o hidróxido seja hidratado na razão média de três moléculas de água por molécula de hidróxido ($\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, massa molar = 132 g/mol). Sob essas condições, chega-se ao coeficiente de 4,89 mg de sólido gerado por mg dosado de sulfato de alumínio (dado em termos de Al^{3+} , massa molar = 26,98 g/mol); considerações análogas são subjacentes à eq. 7, considerando cloreto férrico como coagulante. As eqs. 2 e 3 não consideram o fenômeno de hidratação, enquanto que, na eq. 1, as premissas não são rastreáveis a partir dos coeficientes – sendo fruto de um exercício bruto de ajuste de dados a curvas, seus coeficientes provavelmente não possuem significado físico.

É muito improvável que essas pressuposições rígidas possam ser adequadas a todas as condições operacionais possíveis de ETAs. Primeiramente, por provocar colisões randômicas entre partículas de tamanhos variados, o processo de coagulação-floculação produz flocos com estrutura altamente intrincada. Para a descrição desta estrutura, geralmente lança-se mão do fato de que flocos formados pelo processo de coagulação-floculação são fractais – isto é, estruturalmente são caracterizados pela ocorrência de padrões auto-similares (LI; GANCZARCZYK, 1989).

De acordo com a teoria de fractais (MANDELBROT, 1983), propriedades que, segundo a geometria euclidiana, possuem relação de proporcionalidade com uma propriedade espacial elevada a uma potência inteira (e.g. massa $\propto$ comprimento³), em objetos descritos como fractais podem ser proporcionais a potências não inteiras

(e.g. massa $\propto$ comprimento^{1,5}). O expoente é denominado dimensão fractal (D_F), e, quanto maior seu valor, mais compacto é o arranjo das partículas no floco.

Resultados obtidos por Turchiuli e Fargues (2004) em experimentos de coagulação por varredura indicam que a dimensão fractal do floco e a fração de água na forma ligada estão de fato positivamente relacionadas – quanto maior a dimensão fractal, maior o teor de água ligada por unidade de massa de sólido seco (Figura 3.9); ainda, deve ser notada que a relação aparentemente independe do coagulante usado (sulfato de alumínio ou cloreto férrico).

Contudo, diversos fatores reconhecidamente afetam o processo de formação da estrutura de flocos, entre os quais as condições operacionais de coagulação e floculação (pH, dosagem, e gradientes médios de velocidade aplicados), temperatura, e concentração de sólidos em suspensão e matéria orgânica dissolvida na água (BACHE; PAPAVALOPOULOS, 2003; BACHE *et al*, 1997; DUAN; GREGORY, 2003; FURRER *et al*, 2002; GREGORY; DUPON, 2001; JARVIS; JEFFERSON; PARSONS, 2005; LI *et al*, 2006; McCURDY; CARLSON; GREGORY, 2001; TURCHIULI ; FARGUES, 2004; VAN BENSCHOTEN; EDZWALD, 1990). Por exemplo, Li *et al* (2006), ao avaliar a coagulação e floculação de suspensões de caulinita utilizando sulfato de alumínio como coagulante, observou que a dimensão fractal dos flocos é sensível tanto ao gradiente de velocidades aplicado durante a floculação, assim como ao mecanismo de coagulação (varredura ou neutralização de cargas), conforme mostrado na Figura 3.10.

Figura 3.9 – Relação entre teor de água ligada e dimensão fractal em três dimensões de flocos produzidos com sulfato de alumínio e cloreto férrico.
Fonte: Turchiuli e Fargues, 2004.

Figura 3.10 – Dimensão fractal de flocos de caulinita coagulados por diferentes mecanismos de coagulação e sob diferentes gradientes de velocidade, utilizando-se sulfato de alumínio como coagulante e polímero como auxiliar de floculação. Fonte: Li *et al*, 2006.

Deve ser observado que os resultados apresentados anteriormente são tão somente exemplos pontuais de como a interação de alguns fatores individuais afetam a formação e retenção de água no floco, muito provavelmente refletindo as condições específicas dos respectivos experimentos. No entanto, apesar de não representarem

uma descrição universal e quantitativa que possa ser usada para prever o teor de água ligada, eles apontam para a imprecisão na qual se incorre ao se aceitar a hipótese de um teor de umidade fixo para os sólidos gerados pelo coagulante, com importantes implicações no uso das fórmulas empíricas.

3.2.2. Quantificação de lodo em projetos de ETAs existentes

Para ETAs existentes, o método mais adequado é o balanço de massa. Há diversas formas de configuração do modelo conceitual para aplicação desta metodologia. Basicamente, define-se um volume de controle, englobando certos processos e operações unitárias da ETA e, assim, analisa-se a vazão e a concentração de sólidos em dois momentos: na entrada e na saída do volume de controle; é considerada a técnica mais valiosa na quantificação dos resíduos gerados em ETAs existentes, segundo AWWA; ASCE (2005).

Este método pode ser aplicado para um poluente específico (e.g. sólidos, metais) globalmente ou a cada processo/operação unitária (SOUZA, 2004). A Figura 3.11 ilustra o balanço da quantidade de sólidos produzidos nos decantadores e nos filtros, definido pelas equações 15, 16 e 17.

Figura 3.11 – Balanço de massa nos decantadores e filtros de ETAs de ciclo completo.
Fonte: SOUZA, 2004.

Neste estudo, a contribuição devido à adição de produtos químicos foi calculada com base nos valores teóricos apresentados por REALI (1999). A estimativa da

produção total de sólidos foi feita pela aplicação da eq. 15, considerando-se que 1 g de sulfato de alumínio produz 0,26 g de sólidos (ETA São Carlos), 1 g de cloreto férrico produz 0,66 g de sólidos (ETA Fonte Luminosa) e 1 g de cal produz 0,1 g de sólidos. A estimativa da produção de sólidos nos decantadores e filtros foi realizada por meio eq. 16 e 17, respectivamente.

$$W = [(SST_{AB} \times Q_{AB}) + (0,26 \times D_{SA} + 0,1 \times D_{SC}) - (SST_{AT} \times Q_{AT})] \times 0,0864 \quad (15)$$

Em que:

SST_{AB} – Concentração de sólidos em suspensão em mg/L na água bruta;

Q_{AB} – Vazão de água bruta em L/s;

D_{SA} – Adição diária de coagulante (sulfato de alumínio) em mg/s;

D_{SC} – Adição diária de cal em mg/s;

SST_{AT} – Concentração de sólidos em suspensão em mg/L na água tratada;

Q_{AT} – Vazão de água tratada em L/s.

$$W_D = [SST_{AB} \times Q_{AB} + (0,26 \times D_{SA} + 0,1 \times D_{SC}) - SST_{AD} \times Q_{AD}] \times 0,0864 \quad (16)$$

Em que:

SST_{AD} - concentração de sólidos em suspensão em mg/L na água decantada;

Q_{AD} - vazão de água decantada em L/s.

$$W_F = (SST_{AD} \times Q_{AD} - SST_{AF} \times Q_{AF}) \times 0,0864 \quad (17)$$

Em que:

SST_{AF} - concentração de sólidos em suspensão em mg/L na água filtrada;

Q_{AF} - vazão de água filtrada em L/s.

Os gráficos da Figura 3.12 mostram o caminhamento dos sólidos ao longo do tratamento, no qual se observa a tendência de acréscimo de sólidos totais na saída do tratamento, sob influência marcante dos sólidos dissolvidos. E, segundo o autor, estes acréscimos podem ser explicados pela adição de sólidos, na forma de produtos químicos, e liberação ou ressolubilização de compostos dissolvidos no fundo dos decantadores. Este último aspecto (ressolubilização) pode estar associado às características operacionais dos decantadores, em função do volume e tempo (idade) dos resíduos retidos.

Figura 3.12 – Valores médios de SST e SD ao longo das ETAs. Fonte: SOUZA; 2004.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho, os métodos de quantificação de lodo (fórmulas empíricas e balanço de massa) foram avaliados comparativamente, utilizando-se dados das seguintes ETAs de ciclo completo e tipologias distintas, operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP:

- ETA Presidente Prudente (PPR), que capta água, em rio, com alta cor e alta turbidez;
- ETA Alto Cotia (ALC), que trata água de mananciais protegidos com baixa cor e turbidez;
- ETA Guaraú (GUA), que realiza captação em reservatórios e cuja água bruta é de boa qualidade;
- ETA Cubatão (CUB), que trata água de mananciais de serra;
- ETA Alto da Boa Vista (ABV), que trata água de reservatórios eutrofizados;
- ETA Franca (FRA), que trata água de rio.

A ETA Alto da Boa Vista (ETA ABV) faz parte do Sistema Guarapiranga/Billings de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Seu manancial, a Represa Guarapiranga, é alimentado pelos rios Embu-Mirim, Embu-Guaçu, Cipó, Vermelho, Ribeirão Itaim, Capivari e Parelheiros – além da transposição por bombeamento das águas da Billings (através de braço do rio Taquacetuba) – que compõem uma bacia de 640 km².

A qualidade da água do manancial está comprometida pela poluição difusa advinda da ocupação territorial desordenada no entorno da represa, que causa diversos problemas operacionais na ETA. Episódios de florações de algas associadas ao estado eutrófico do reservatório provocam picos de concentração de sólidos e carbono orgânico total na água bruta, além da degradação de sua qualidade organoléptica. À época da coleta de amostras, a ETA utilizava sulfato férrico como coagulante e poliamida como auxiliar de coagulação; conforme exigido – principalmente durante eventos de floração de algas – aplica-se ainda carvão ativado para redução de gosto e odor. A lavagem dos decantadores é realizada manualmente a cada 15 dias em média, e o lodo é descartado na rede de coleta de

esgoto doméstico e encaminhado para a ETE Barueri. A água de lavagem dos filtros é encaminhada para um tanque de equalização e bombeada ao início da linha de tratamento.

A ETA Alto Cotia pertence ao sistema produtor Alto Cotia, que também abastece RMSP. A água que o abastece é proveniente da represa Pedro Beicht, formada pelos rios Capivari e Cotia, e localizada dentro dos 10.000 hectares da reserva florestal do Morro Grande. A captação da água bruta é feita na Represa das Graças. Apesar de historicamente ser considerado um dos mananciais de melhor qualidade do sistema integrado de abastecimento da RMSP, a tendência recente é de degradação da água bruta devida à ação antrópica. Os decantadores da ETA Alto Cotia são lavados manualmente a cada 150-180 dias. A estação é desprovida de sistemas de recirculação, e, portanto, tanto a água de esgotamento dos decantadores em limpeza quanto a de lavagem dos filtros são descarregados no corpo d'água.

A ETA Guaraú é a de maior capacidade do sistema integrado da RMSP, abastecendo aproximadamente 40% da população da região com cerca de 33 m³/s de água tratada. Pertence ao Sistema Cantareira, um complexo de seis grandes represas, 48 quilômetros de túneis e canais, e uma elevatória de 80.000 HP. A água que alimenta a estação provém das barragens dos rios Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro e chega à Elevatória Santa Inês, de onde é bombeada para a Represa de Águas Claras, construída no alto da Serra da Cantareira.

O coagulante mais frequentemente usado é o sulfato de alumínio, com uso ocasional de cloreto de polialumínio (PACl). A ETA possui um sistema de remoção de lodo dos decantadores automatizado e contínuo, que arrasta constantemente a camada de fundo dos decantadores pela ação de removedores circulares, com tempo de ciclo de 3 horas. O lodo segue para um poço no centro do decantador e é bombeado para o canal de águas residuárias da estação. A água de lavagem dos filtros é conduzida para um tanque de decantação específico. O sobrenadante retorna ao processo e o lodo é descartado na ETE Barueri.

A ETA Cubatão abastece a população dos municípios de Guarujá, Praia Grande, Santos, São Vicente e Cubatão com água captada no Rio Cubatão, cuja bacia é caracterizada pela extensa cobertura de Mata Atlântica. Devido à operação do canal

de fuga da Usina Hidroelétrica Henry Borden, realizado durante eventos de reversão do Rio Pinheiros para controle de cheias, o rio ocasionalmente recebe águas da Represa Billings, com impacto negativo na qualidade da água bruta.

A ETA emprega cloreto férrico como coagulante. Seus decantadores são lavados manualmente a cada 20 dias, aproximadamente. A água usada para lavagem dos filtros é encaminhada para bacias de sedimentação, onde sofre adensamento com o uso de polímeros. O sobrenadante do adensamento e a água de esgotamento dos decantadores são recirculados para o início da linha de tratamento, enquanto que os lodos são misturados, desaguados com centrífugas e encaminhados para disposição final em aterro sanitário.

A ETA Franca, também conhecida como ETA Norte, tem capacidade nominal de tratamento de 850 L/s de água proveniente do rio Canoas. O coagulante utilizado é o cloreto férrico. A ETA possui cinco decantadores, sendo que os menores 1, 2, 3 e 4 não contam com equipamentos para a retirada contínua de lodos sedimentados, e portanto, são lavados manualmente em bateladas. O decantador 5, de maior volume, possui equipamentos de limpeza mecanizada. Todo o conteúdo dos decantadores é lançado na rede de coleta de esgotos, e segue para a ETE Franca. A água de lavagem dos filtros é retornada ao início da linha de tratamento.

A ETA Presidente Prudente tem capacidade nominal de tratamento de 760 L/s, captados do Rio do Peixe (cerca de 70%) e do Riberão Santo Anastácio. Durante o período de chuvas, a água desses rios ganha cor marrom, devido à erosão do solo das respectivas bacias. A fração mais fina, constituída principalmente de argila, silte e areia fina, acaba sendo levada para a estação de tratamento e retida nos decantadores. A ETA utiliza sulfato de alumínio como coagulante. Quando da coleta dos dados, a estação lançava seus lodos diretamente na rede de coleta de esgotos, prática que foi posteriormente substituída pelo desaguamento em bags e disposição em aterro sanitário.

Tipologias diferentes foram escolhidas de modo a identificar eventuais impactos das características da água bruta sobre as estimativas de ambos os métodos.

Medições de cor, turbidez, carbono orgânico total e série de sólidos (sólidos totais, sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão totais) foram realizadas em amostras de água bruta, água coagulada, água floculada e água decantada. As análises foram

compostas, com coletas de alíquotas de 1 litro a cada 2 horas, durante 12 horas, 2 vezes por mês nos seguintes pontos de cada ETA:

- Água bruta: diretamente do rio ou reservatório, a montante dos pontos nos quais ocorre a adição de produtos químicos – tais quais sulfato de cobre, cloro e carvão ativado em pó – e a mistura com água de recirculação de filtros;
- Água coagulada: canal de coagulação;
- Água floculada: saída do floculador;
- Água decantada: calha central dos decantadores ou no início da filtração.

Além dos cuidados básicos citados, observou-se ainda:

- As amostras de água floculada foram coletadas em locais com nível de agitação adequado, de modo a garantir homogeneidade; e
- Para eliminar as diferenças na operação dos decantadores, as amostras foram coletadas nos canais centrais que recebem águas de todas as unidades.

O conjunto de análises laboratoriais por tipo de amostra de cada ETA está relacionado na Tabela 4.1. Os procedimentos para a determinação de cor e turbidez e série de sólidos foram realizados segundo a 21ª edição do Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2005). Algumas adaptações na determinação da série de sólidos foram realizadas em função das peculiaridades dos sólidos presentes nos diferentes tipos de águas. Devido à baixa concentração de sólidos, a determinação de concentração de SST em algumas amostras exigiu a filtração de um volume maior que o 1 L, especificado como máximo para obtenção da massa mínima de 2,5 mg de sólido seco na membrana; para as ETAs ABV, Alto Cotia e Guaraú, o volume filtrado foi de 2 L, e, para as demais, de 1 a 1,5 L. Ainda, para a secagem dos sólidos durante a determinação de ST e SST, as amostras foram aquecidas a 140°C por 12h (ao invés de 103 – 105°C).

Tabela 4.1 – Conjunto de variáveis avaliadas por tipo de água amostrada e para cada tipologia de ETA

Tipo de	Variável a ser analisada
Água Bruta	<i>pH</i>
	<i>Turbidez</i>
	<i>Cor</i>
	<i>Sólidos em Suspensão Totais (SST)</i>
	<i>Sólidos em Dissolvidos Totais (SDT)</i>
	<i>Sólidos Totais (ST)</i>
	<i>Carbono Orgânico Total (COT)</i>
Água Coagulada	<i>Tamanho e Distribuição Granulométrica</i>
	<i>Sólidos em Suspensão Totais (SST)</i>
	<i>Sólidos em Dissolvidos Totais (SDT)</i>
	<i>Sólidos Totais (ST)</i>
Água Floculada	<i>Sólidos em Suspensão Totais (SST)</i>
	<i>Sólidos em Dissolvidos Totais (SDT)</i>
	<i>Sólidos Totais (ST)</i>
Água Decantada	<i>Sólidos em Suspensão Totais (SST)</i>
	<i>Sólidos em Dissolvidos Totais (SDT)</i>
	<i>Sólidos Totais (ST)</i>

Carbono orgânico total

Para a determinação de Carbono Orgânico Total foi utilizado analisador de TOC modelo TOCV da Shimadzu Corporation.

Fórmulas empíricas

Dados de cor, turbidez, carbono orgânico total e SST na água bruta das estações foram utilizados para verificar a existência de correlação entre SST e as demais variáveis, tanto par a par quanto se assumindo múltiplas variáveis explicativas, por

meio de regressão linear pelo método dos mínimos quadrados, utilizando-se o software MATLAB R2009a.

Foram analisadas de modo análogo séries históricas de cor, turbidez, carbono orgânico total e SST de 130 estações de monitoramento operadas pela Companhia Ambiental de São Paulo (CETESB), abrangendo o período entre 1979 e 2011. Foram selecionadas somente estações localizadas em mananciais e com mais de 30 medições simultâneas de todas as variáveis. O rol de todas as estações de monitoramento avaliadas consta do Anexo A.

Balanço de massa

Utilizando-se os dados de concentração de SST coletados da linha de tratamento das ETAs, realizou-se o balanço de massa. De modo a evitar os obstáculos de balanços mais teóricos, as seguintes premissas foram adotadas na definição dos volumes de controle:

- Evitar a difícil prática de amostragem da água de lavagem de filtros e do lodo depositado nos decantadores;
- Simplificar o equacionamento, pela eliminação dos termos que representam as cargas dos produtos químicos, logo as imprecisões advindas de seus usos;
- Praticidade metodológica apropriada ao uso rotineiro.

As figuras a seguir ilustram os arranjos das ETAs estudadas, distinguindo, entre si, os caminhamentos das águas de lavagem dos decantadores e dos filtros para efeito do balanço. São apresentadas também as variáveis consideradas e os volumes de controle. O destino dos resíduos das ETAs na época da realização da campanha de amostragem era a rede de esgoto (ETA ABV, GUA, FRA e PPR), aterro sanitário (ETA CUB) ou corpo d'água mais próximo (ETA ALC).

Legenda: Qab=vazão de água bruta; Qar=vazão de retorno; Qdd=vazão de descarga do decantador; Qdf=vazão de água de lavagem dos filtros; Cac=Concentração de SST na água coagulada; Caf=concentração de SST na água floculada; Cad=concentração de SST na água decantada; Cdd = concentração de SST na água de descarga dos decantadores; Cdf = Concentração de SST na água de descarga dos filtros; Cr= concentração de SST na água de retorno

Figura 4.1 – Volumes de controle considerados no Balanço de massa obtido para ETA Alto Cotia

Seguindo o fluxograma apresentado na Figura 4.1, é possível calcular as massas de lodo nos diferentes compartimentos do sistema de tratamento, segundo os volumes de controle indicados:

VC1: Massa de Lodo Total gerada na estação (M_{Lodo})

$$M_{\text{Lodo}} = Q_{ab} \times C_{ac}$$

VC2: Massa de Lodo gerada nos Decantadores (M_{dec})

$$M_{\text{dec}} = Q_{ab} \times C_{ac} - (Q_{ab} + Q_d) \times C_{ad}$$

ou, quando da ocorrência de acúmulo de lodo nos floculadores,

$$M_{\text{dec}} = Q_{ab} \times C_{af} - (Q_{ab} - Q_d) \times C_{ad}$$

VC3: Massa de Lodo gerada nos Filtros (M_{fil})

$$M_{\text{fil}} = (Q_{ab} - Q_d) \times C_{ad}$$

Devido a diferenças nos arranjos dos projetos das ETAs, outras dois fluxogramas para os balanços de massa são possíveis:

Legenda: Qab=vazão de água bruta; Qr=vazão de retorno; Qd=vazão de descarga do decantador; Cac=Concentração de SST na água coagulada; Caf=concentração de SST na água floculada; Cad=concentração de SST na água decantada; Cdd = concentração de SST na água de descarga dos decantadores; Cr=concentração de SST na água de retorno; Cat=concentração da água tratada

Figura 4.2 – Balanço de massa das ETAs ABV, Guaraú, Presidente Prudente e Franca

Para tal conjunto de ETAs da Figura 4.2, a formulação das equações fica:

VC1: Massa de Lodo Total gerada na estação (M_{Lodo})

$$M_{\text{Lodo}} = (Q_{ab} + Q_r) \times C_{ac}$$

VC2: Massa de Lodo gerada nos Decantadores (M_{dec})

$$M_{\text{dec}} = (Q_{ab} + Q_r) \times C_{ac} - (Q_{ab} + Q_r + Q_d) \times C_{ad}$$

ou, quando da ocorrência de acúmulo de lodo nos floculadores,

$$M_{\text{dec}} = (Q_{ab} + Q_r) \times C_{af} - (Q_{ab} + Q_r - Q_d) \times C_{ad}$$

VC3: Massa de Lodo gerada nos Filtros (M_{fil})

$$M_{\text{fil}} = (Q_{ab} + Q_r - Q_d) \times C_{ad}$$

Legenda: Qab=vazão de água bruta; Qar=vazão de retorno; Qdd=vazão de descarga do decantador; Qdf=vazão de água de descarga dos flocladores; Qdfi=vazão de água de lavagem dos filtros; Cac=Concentração de SST na água coagulada; Caf=concentração de SST na água floclada; Cad=concentração de SST na água decantada; Cdd=concentração de SST na água de descarga dos decantadores; Cdf=Concentração de SST na água de descarga dos filtros; Cr=concentração de SST na água de retorno

Figura 4.3 – Balanço de massa da ETA Cubatão

Já para a ETA Cubatão (Figura 4.3), a formulação das equações fica:

VC1: Massa de Lodo Total gerada na estação (M_{Lodo})

$$M_{\text{Lodo}} = (Q_{ab} + Q_r) \times C_{ac}$$

VC2: Massa de Lodo gerada nos Decantadores (M_{dec})

$$M_{\text{dec}} = (Q_{ab} + Q_r) \times C_{ac} - (Q_{ab} + Q_r - Q_d - Q_d) \times C_{ad}$$

ou, quando da ocorrência de acúmulo de lodo nos flocladores,

$$M_{\text{dec}} = (Q_{ab} + Q_r - Q_{df}) \times C_{af} - (Q_{ab} + Q_r - Q_{df} - Q_{dd}) \times C_{ad}$$

VC3: Massa de Lodo gerada nos Filtros (M_{fil})

$$M_{\text{fil}} = (Q_{ab} + Q_r - Q_{df} - Q_{dd}) \times C_{ad}$$

5. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Na Figura 5.1 são mostradas a distribuição dos valores medidos de turbidez, cor real, COT e concentração de SST na água bruta de cada ETA; os resultados completos das análises (incluindo a contagem de partículas por diâmetro) constam do Anexo B. Observa-se que a ETA Presidente Prudente se destaca das demais em termos de turbidez, cor e concentração de SST, apresentando medianas muito superiores às daquelas das demais, sendo que, em relação à cor, o nível mínimo supera os máximos de todas as outras ETAs estudadas. Nota-se que tanto a dispersão quanto os valores máximos de concentração de SST e turbidez nos mananciais lóticos (ETAs FRA e PPR) é muito superior ao observado em mananciais lênticos, fato que deve ser observado durante o projeto da linha de tratamento de lodo.

Figura 5.1 – Boxplots dos valores medidos das variáveis (a) SST, (b) turbidez, (c) cor e (d), COT, discriminados por ETA.

Isso se deve ao fato de que rios não possuem a mesma capacidade de amortecimento de cargas de sedimento que ambientes lênticos – tais quais reservatórios e lagos – possuem, fator que é tão mais crítico quanto mais suscetíveis à erosão sejam as bacias dos rios. Em Presidente Prudente, cujos mananciais – o Rio do Peixe e o Ribeirão Santo Anastácio – drenam áreas classificadas como altamente vulneráveis à erosão (IPT, 1997), verificou-se, por meio de dados da estação pluviométrica D8-003 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), uma tendência visual de correlação entre a média mensal da série de precipitação do decênio 1994-2004 (o último ano com dados disponíveis) e turbidez, cor e concentração de SST, conforme mostrado na Figura 5.2.

Outro aspecto digno de nota é que, mesmo apresentando no decorrer da campanha de amostragem uma das melhores qualidades em termos de turbidez e concentração de sólidos em suspensão totais, na ETA ABV, foram medidas concentrações comparativamente altas de COT, cuja mediana foi inferior somente àquela da ETA PPR. Salienta-se que, das ETAs estudadas, esta é que historicamente apresenta maior frequência de florações algais, o que pode explicar tal fato.

A resolução temporal da campanha de amostragem foi baixa (com alguns meses, principalmente aqueles de alta precipitação, amostrados somente uma vez), e sua duração curta demais, para a identificação precisa de *outliers* nos dados de todas as variáveis, especialmente nas séries das ETAs FRA e PPR, que captam sua água em rios. Mesmo seguindo em linhas gerais às recomendações mínimas sugeridas por Cornwell (2006) e Di Bernardo (2005) – segundo as quais as amostragens devem ser feitas por um ano hidrológico de maneira progressivamente esparsa, inicialmente com frequência semanal e posteriormente mensal –, não foi possível distinguir se um valor aparentemente extremo foi fruto de uma condição sazonal que provoca médias sistematicamente mais altas – tal qual se verifica na época chuvosa –, ou se foi provocado por um evento esporádico – como um episódio de pico de vazão ou, ainda, no caso da ETA CUB, a operação do canal de fuga da UHE Henry Borden para controle de cheias na RMSP.

Para fins de representação gráfica na Figura 5.1, adotou-se como referência arbitrária o intervalo interquartil, sendo denotados como *outliers* superiores aqueles

valores maiores que o terceiro quartil mais 1,5 vezes o espaço interquartil, e *outliers* inferiores aqueles menores que o primeiro quartil menos 1,5 vezes o espaço interquartil. Para fins das análises de regressão linear, todos os dados foram utilizados, com o efeito dos *outliers* analisado conforme necessário, conforme será discutido a seguir.

Figura 5.2 – Séries de valores de turbidez, cor e concentração de SST medidos na água bruta da ETA PPR, e precipitação média dos meses das medições.

5.1. Relação Turbidez x SST

5.1.1. Dados da rede de monitoramento da CETESB

A avaliação de se a concentração de SST é adequadamente descrita por um modelo linear com base na turbidez foi feita inicialmente com a série completa de dados de monitoramento de águas superficiais doces da CETESB, abrangendo um período que se estende de 1979 até 2011. De um universo de 244 pontos de monitoramento

com dados disponíveis, foram selecionados 130 que possuíam mais de 30 medições simultâneas de turbidez e concentração de SST.

Adotou-se inicialmente o modelo sem constante da forma $SST = b_1 \cdot Tu$, que é aquele tradicionalmente usado em conjunto com as fórmulas empíricas (AFEE, 1983; AWWA, 1999; CORNWELL, 2006; DI BERNARDO; DANTAS, 2005; KAWAMURA, 1991). Contudo, os resultados obtidos indicam que possivelmente esse modelo não seja o mais apropriado para descrever a variação da concentração de SST, dado que, para os dados de aproximadamente metade dos pontos de monitoramento, sua aplicação resultou em valores negativos de R^2 (Figura 5.3). Mesmo que a natureza desse e de qualquer outro modelo linear que relacione as duas variáveis seja essencialmente fenomenológica, a supressão da constante tira muito do significado físico do modelo, uma vez que a turbidez pode ser provocada por partículas coloidais com diâmetro inferior a $1 \mu m$ – que não são capturadas pelos métodos convencionais de medição de sólidos (ou sedimentos) em suspensão, e são, portanto, consideradas como sólidos dissolvidos.

Figura 5.3 – Frequência acumulada de valores de R^2 das regressões lineares em função da turbidez obtidas para os pontos de monitoramento selecionados, assumindo-se modelo com e sem constante.

Ademais, não há benefício prático em impor, *a priori*, um modelo sem constante; ao contrário, do ponto de vista estatístico, essa imposição só impõe uma restrição adicional ao processo de ajuste aos dados, acrescentando uma fonte artificial de viés e diminuindo a flexibilidade do modelo. No estudo de transporte de sedimentos – onde, conforme apresentado na Revisão Bibliográfica, maior parte da atividade na investigação sobre a relação entre concentração de sólidos e turbidez reside – invariavelmente utiliza-se modelos com constante (vide referências daquela seção). De fato, Helsel e Hirsch (2002) apontam que a adoção de modelos lineares sem constante somente é justificável se todas as seguintes condições forem atendidas:

- Os dados da variável independente cobrem diversas ordens de magnitude;
- A relação entre as variáveis do modelo claramente aparenta ser linear desde zero até os valores extremos da variável independente;
- A hipótese nula de que o valor da constante é igual a zero não é rejeitada; e
- Há algum benefício econômico ou científico de se suprimir a constante.

Por essas razões, adotou-se para a análise de regressão linear modelo com constante, da forma $SST = b_1 \cdot SST + b_0$. Contudo, mesmo com a inclusão da constante, o modelo foi inadequado para explicar a variabilidade nos valores de concentração de SST observados. De acordo com os resultados obtidos, em somente 7 desses pontos obteve-se inicialmente um bom ajuste com o modelo linear, com coeficiente de determinação superior a 0,8 (Tabela 5.1). Na maior parte dos pontos, o modelo foi capaz de explicar somente metade ou menos da variabilidade da concentração de SST, conforme mostrado na Figura 5.4.

Tabela 5.1 – Pontos de monitoramento com $R^2 \geq 0,8$, e respectivos valores da quantidade de dados (n) e coeficiente do modelo de regressão (b).

Nome	n	R^2	b
UNNA02800	36	0,96	0,98
STAN04400	46	0,95	0,65
LENS02500	33	0,92	0,30
SAGU02100	50	0,88	0,39
SORO02070	34	0,87	2,42
PARB02530	30	0,80	0,68
BAGU02700	33	0,80	0,45

Uma análise mais minuciosa da dispersão dos dados revelou a existência de alguns pontos com valores extremos de turbidez, concentração de SST ou ambos, muito superiores à mediana dos demais, tais quais aqueles indicados na Figura 5.5. Visualmente, o grande desvio em relação à tendência de covariância dos demais pontos sugere que se trata de fato de *outliers*.

Dado que as médias tanto de turbidez quanto de concentração de SST apresentam variação sazonal – correlacionada positivamente com a variação da vazão em corpos d'água lóticos (apesar dessa relação não ser unívoca, vide, por exemplo, Droppo e Jaskot (1995), Lenzi e Marchi (2000) e Stubblefield *et al* (2007)) – avaliou-se a possibilidade de aqueles *outliers* em relação à tendência de correlação entre turbidez e concentração de SST corresponderem aos *outliers* em relação à tendência sazonal: isto é, se eventos anormais causadores desses *outliers* sazonais são mais propensos a provocar relações anormais entre turbidez e a concentração de SST. Os *outliers* sazonais foram identificados mês a mês, de modo a evitar que um valor anormalmente alto para o período seco seja mascarado pelo conjunto de valores normalmente altos do período chuvoso.

Figura 5.4 – Frequência acumulada de valores de R^2 das regressões lineares em função da turbidez, obtidas para os pontos de monitoramento selecionados.

Uma vez que, mesmo para os pontos de monitoramento com mais medições, a quantidade de dados mensais é insuficiente para se identificar a distribuição de probabilidade de ambas as variáveis, adotou-se arbitrariamente o critério de se classificar como *outlier* sazonal aqueles valores (a) maiores que o terceiro quartil mais 1,5 vezes o intervalo interquartil, ou (b) inferiores ao primeiro quartil menos 1,5 vezes o intervalo interquartil.

Foram marcados como *outliers* sazonais aqueles pontos do conjunto de dados nos quais ou o valor de turbidez ou de concentração de SST ou ambos tenham obedecido ao critério. O impacto da eliminação desses pontos do conjunto de dados é mostrado na Figura 5.4. Observa-se que o efeito é misto: pontos de monitoramento com modelos de regressão no intervalo inferior do espectro de coeficientes de determinação tiveram sua qualidade aumentada, enquanto que pontos na extremidade superior tiveram sua qualidade reduzida. Em particular, verifica-se que o rol de pontos de monitoramento com R^2 superior a 0,8 diminuiu sensivelmente, para 3 (Tabela 5.2). Desse modo, com esse refinamento dos dados, em grande maioria dos pontos de monitoramento verificou-se que o modelo de regressão baseado unicamente na turbidez foi em geral inadequado para explicar a variabilidade das concentrações de SST.

Os coeficientes obtidos para os pontos de monitoramento com melhor ajuste ao modelo, após a remoção de *outliers* sazonais constam da Tabela 5.2. Devido ao desconhecimento de qual é a distribuição de probabilidade do resíduo das regressões, intervalos de confiança não foram calculados; apesar dos trabalhos na literatura, em geral, assumirem implicitamente que essa distribuição é normal (SUSFALK *et al*, 2008; TOMLINSON; CARLO, 2003; WASS *et al*, 1997), a aplicação do teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov rejeitou essa hipótese para os dados de todos os pontos de monitoramento em questão, considerando-se nível de confiança de 95%.

Alguns pontos de monitoramento apresentaram queda acentuada dos coeficientes de determinação com a remoção de *outliers* sazonais. Destacam-se entre estes os pontos LENS02500 (instalado no Rio Lençóis, município de Lençóis Paulista) e STAN04400 (instalado no Rio Santo Anastácio, município de Alvares Machado), cujos valores de R^2 , originalmente de 0,92 e 0,95 respectivamente, caíram para 0,03

e 0,58 após a remoção desses *outliers*. O que ocorreu nesses pontos de monitoramento é exemplo particularmente instrutivo de como a má distribuição dos dados pode elevar artificialmente o valor dessa estatística, e levar à elaboração de modelos falhos em termos de poder explicativo. De maneira análoga ao que ocorre graficamente (Figura 5.6), os pontos marcados distorcem a escala da variância da concentração de SST: os valores extremamente altos (em comparação com os demais) e com alta alavanca aumentam substancialmente a média global dessa variável, e provocam uma distribuição desigual dos valores de concentração de SST. O resíduo da regressão associado ao restante dos valores de SST medidos (expressos em termos da soma dos quadrados dos erros) ficam comparativamente pequenos, e o resultado é um valor alto para R^2 . Uma vez removidos esses *outliers*, a real variância dos dados emerge, e o valor de R^2 cai.

Figura 5.5 – Possíveis *outliers* nos dados de 6 pontos de monitoramento, marcados em vermelho.

Tabela 5.2 – Pontos de monitoramento com $R^2 \geq 0,8$ após remoção de possíveis *outliers*, e respectivos valores da quantidade de dados (n) e coeficiente do modelo de regressão (b).

Nome	n	R^2	b
UNNA02800	36	0,92	0,98
PARB02530	30	0,80	0,68
TIET02450	105	0,80	1,07

Figura 5.6 – Valores extremos com alta alavanca e alta influência nos dados dos pontos de monitoramento LENS02500 e STAN04400.

Deve-se enfatizar que o critério de detecção de *outliers* sazonais empregado é arbitrário, e conseqüentemente, pode ter eliminado medições válidas e não tão raras como sugerido pelo conjunto de dados. Para dados com distribuição normal, o critério de 1,5 vezes o espaço interquartil abrange valores localizados dentro do intervalo de $\pm 2,7 \sigma$ ao redor da média, com 99,3% de confiança; contudo, conforme mencionado anteriormente, os dados disponíveis são insuficientes para a determinação da real distribuição de probabilidades dos valores de turbidez e concentração de SST em cada mês, e, conseqüentemente, é impossível a estimativa de quão frequentes são de fato os valores considerados extremos.

De qualquer maneira, ainda que os *outliers* sazonais identificados sejam de fato a eventos anormais, o fato de sua remoção da série de dados não propiciar melhoria na qualidade do ajuste do modelo linear indica que a dispersão em torno das retas de regressão obtidas não é devida só a anomalias intra-sazonais.

Desse modo, a incapacidade do modelo de regressão baseado na turbidez de descrever a variação na concentração de SST possivelmente pode ser atribuída a dois fatores intimamente relacionados:

- (i) os corpos d'água não são bem comportados em termos da relação entre turbidez e concentração de sólidos – isto é, são sujeitos a variações temporais nas características dos sólidos em suspensão suficientemente grandes para perturbar substancialmente sua correlação com a turbidez; e
- (ii) a estratégia de amostragem adotada pelo programa de monitoramento da CETESB é inapropriada;

Em relação ao primeiro, é sabido que – conforme discutido na seção anterior – outras características dos sólidos em suspensão afetam a geração de turbidez, tais quais a distribuição granulométrica e o índice de refração (este último relacionado à composição das partículas), que, por sua vez, respondem a uma miríade de fenômenos responsáveis pelo transporte de sólidos da litosfera e atmosfera para a hidrosfera.

Em rios, a distribuição granulométrica de partículas é sujeita a variações significativas em diversas escalas de tempo. Em todos os casos, verifica-se no corpo d'água a transição de condições erosivas a deposicionais (ou vice-versa), e/ou alteração das fontes dos sedimentos que aportam ao corpo d'água, que podem resultar no enriquecimento ou empobrecimento da concentração de partículas de um dado intervalo granulométrico com consequentes efeitos na relação entre turbidez e sólidos em suspensão.

Em termos de escalas de tempo grandes, essa transição é associada principalmente ao impacto de intervenções antropogênicas no uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas, principalmente devido à urbanização e agricultura, que interferem na fonte de sedimentos (e.g., DEARING AND JONES, 2003; HENGSTUM *et al*, 2006; JOHNSON *et al*, 1997; KARR; SCHLOSSER, 1979; LECCE E PAVLOWSKY, 2004; OWENS *et al*, 1999; PROSSER *et al*, 2001). Um exemplo claro do impacto sedimentológico da transformação antropogênica de paisagens naturais é dado pelo trabalho de Hengstum *et al* (2006), no qual a granulometria de núcleos de sedimentos retirados de uma baía refletiu as diversas etapas de ocupação do solo da bacia drenada (vegetação natural, agricultura e urbanização); no caso, o

tamanho das partículas de sedimento progressivamente diminuiu, como consequência do favorecimento de condições erosivas na bacia.

Já escalas de tempo inferiores, tais variações resultam principalmente do regime hidrológico da bacia, que determina a intensidade e frequência das chuvas, e, por conseguinte, o hidrograma do corpo d'água (FLORSHEIM *et al*, 2011; SUI *et al*, 2009; LENZI; MARCHI, 2000; STONE; SANDERSON, 1992; SUTHERLAND; BRIAN, 1989; WALLING; MOOREHEAD, 1987; XU, 2002). A dinâmica subjacente é complexa, e diferentes desfechos em termos de enriquecimento ou empobrecimento de uma dada fração granulométrica são possíveis, a depender de fatores como o nível de sedimentos armazenados no leito e a susceptibilidade da bacia a processos erosivos (WALLING; MOOREHEAD, 1987; SUTHERLAND; BRYAN, 1989; SUI *et al*, 2009). Os trabalhos de Pfannkuche e Schmidt (2003) e Wass *et al* (1997), discutidos na seção anterior, oferecem evidências diretas dessas flutuações nos modelos de regressão para turbidez e concentração de SST.

Outro aspecto da qualidade das águas dos corpos d'água que altera a relação entre turbidez e concentração de SST e é potencialmente variável ao longo do tempo é a participação de partículas orgânicas na massa total de sólidos em suspensão (LONGWORTH *et al*, 2007; NADEU *et al*, 2012; VAN OOST *et al*, 2007), que pode ser diminuída com a remoção de vegetação nativa, principalmente a ripária (FARELLA *et al*, 2001) e aumentada com o aporte de águas residuárias (LOUCHOUARN *et al*, 1999), e, possivelmente, esgoto doméstico.

Em relação às limitações da estratégia de coleta de amostras do monitoramento da CETESB, alguns aspectos críticos para a estimação da concentração de SST por meio de medições turbidez devem ser ressaltados. O procedimento de amostragem empregado pela CETESB é baseado na coleta de amostras simples, pontuais, com frequência fixa – que, apesar de haverem alguns lapsos na regularidade da série de dados de alguns pontos de monitoramento, tende a ser bimestral.

Em relação à representatividade das amostras simples, não foi encontrada documentação que a comprovasse, ou mesmo que relatasse o processo de definição das posições dos pontos em geral. Segundo Martin *et al* (1992), amostras coletadas em um único ponto de rios podem ter distribuição granulométrica de partículas e concentração de sólidos significativamente diferentes daquelas

coletadas com técnicas de integração horizontal (ao longo da largura do corpo d'água) e vertical (ao longo da profundidade). Apesar de amostragens simples poderem render dados representativos, devem ser devidamente validadas com técnicas de integração.

Quanto à questão da frequência fixa, é amplamente documentado na literatura que tal estratégia é limitada quando aplicada ao monitoramento de turbidez e concentração de SST – e variáveis de qualidade d'água sensíveis a condicionantes hidrológicas em geral –, exigindo intervalos entre coletas extremamente pequenos para que sejam integralmente capturadas as grandes flutuações que ocorrem durante eventos de curta duração, como, no caso de rios, picos de vazão que sucedem episódios de precipitação intensa (DROPPA; JASKOT, 1995; HARMEL *et al*, 2006; JONES *et al*, 2012). Mais ainda, além da frequência de coleta de amostras ser baixa, a pouca sobreposição entre as redes fluviométrica do DAEE e de monitoramento da CETESB resulta na indisponibilidade de dados de vazão para maior parte dos pontos de monitoramento avaliados, impedindo a separação de dados de turbidez e concentração de SST associados com picos de vazão (que, conforme discutido anteriormente, apresentam relações diferenciadas entre essas duas variáveis) dos demais, procedimento que poderia ajudar na melhoria da qualidade dos modelos de regressão.

Limitações de monitoramento à parte, mesmo que maior parte dos trabalhos reportem sucessos na obtenção de modelos de regressão relacionando turbidez e concentração de SST (e.g. JASTRAM *et al*, 2010; JONES *et al*, 2011; LEWIS *et al*, 2002; MINELLA *et al*, 2008; LENHART *et al*, 2010; TEIXIERA; SENHORELO, 2000; TOMAZONI *et al*, 2005; SANTOS, 2009; STUBBLEFIELD *et al*, 2007; SUSFALK *et al*, 2008; ULRICH; BRAGG, 2003; WASS *et al*, 1997; WILLIAMSON; CRAWFORD, 2011), é difícil determinar a partir da literatura se a baixa incidência de altos níveis de correlação verificada neste trabalho é representativa da realidade física de corpos d'água em geral, uma vez que a cultura editorial de periódicos científicos e outras mídias acadêmicas muitas vezes acabam impedindo que fracassos sejam relatados.

Por fim, avaliando-se coletivamente todos os dados de sólidos em suspensão e turbidez, a mesma tendência de convergência da correlação entre essas duas variáveis observada por Williamson e Crawford (2011) foi encontrada (Figura 5.7).

Observa-se que a relação entre turbidez e concentração de SST é particularmente ambígua para baixos valores de turbidez, e que fica mais precisa com o aumento da turbidez. Possivelmente, isto sugere que um número menor de combinações das variáveis da eq. 8 pode ser associada a altos valores de turbidez – ao menos, no que diz respeito a partículas naturais. Mais especificamente, altos níveis de espalhamento de luz provavelmente só são possíveis em suspensões naturais com alta área total projetada pelas partículas na direção do feixe de luz – variável esta que se relaciona mais proximamente com a concentração das partículas – situação na qual outras características ópticas das partículas são menos pronunciadas, diminuindo assim o efeito de sua variabilidade na relação entre turbidez e concentração de SST.

Figura 5.7 – Gráfico de dispersão de todos os pares de valores de turbidez e concentração de SST, na forma logarítmica.

Outros modelos

Na busca de respostas, outras covariantes além da turbidez foram investigadas, quais sejam: cor real, vazão (para os pontos próximos a estações fluviométricas), tipo de ambiente aquático (lêntico ou lótico) e mês. Diversos modelos foram avaliados, combinando-se as variáveis entre si e com turbidez, tanto de modo aditivo

quanto interativo. Apesar de Cornwell (2006) sugerir a exclusão da constante do modelo baseado na exclusivamente na cor, optou-se por considerar uma constante no modelo, pela mesma razão expressa anteriormente na análise de regressão baseada na turbidez.

Em relação à cor, somente 15 dos pontos de monitoramento possuíam mais que 30 medições simultâneas de cor e concentração de SST. Os modelos obtidos apresentaram um ajuste muito inferior ao que se verificou com a turbidez, sendo capazes, no melhor dos casos, de explicar somente cerca de 37% da variação total da concentração de SST (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 – Valores de R^2 obtidos para modelos de regressão linear simples baseados na variável cor real.

Nome	n	R^2
PARD02500	33	0,37
PARB02600	32	0,25
MOGU02100	32	0,22
PARD02800	37	0,20
PARB02490	32	0,12
PARB02310	32	0,11
MOGU02300	43	0,09
PARD02600	30	0,07
MOGU02900	34	0,07
MOGU02200	38	0,07
PARB02200	32	0,02
RPRE02200	43	0,02
UNNA02800	35	0,01
TIBT02500	45	0,01
PADO02600	42	0,00

Dado a interferência que a absorção de luz pela cor exerce sobre medições de turbidez, sua inclusão como variável complementar também foi avaliada. Foram avaliados tanto modelos interativos quanto aditivos. Conforme mostrado na Tabela 5.4, também nesses casos seu efeito é marginal, aumentando desprezivelmente a variância da concentração de SST explicada pelo modelo.

Tabela 5.4 – Valores do coeficiente de determinação obtidos para diferentes modelos de regressão multilinear envolvendo as variáveis cor real e turbidez.

Nome	R ² do modelo				n
	1	2	3	4	
MOGU02100	0,75	0,78	0,30	0,33	32
MOGU02200	-0,08	0,16	-0,34	-0,14	38
MOGU02300	0,17	0,18	-0,20	0,00	43
MOGU02900	-0,36	-0,33	-1,13	0,06	34
PADO02600	-0,39	-0,21	-0,69	-0,27	42
PARB02200	0,39	0,39	0,11	0,17	32
PARB02310	0,21	0,25	-0,06	0,09	32
PARB02490	0,58	0,59	0,44	0,45	32
PARB02600	0,54	0,56	0,18	0,42	32
PARD02500	0,25	0,37	-0,10	0,22	33
PARD02600	-0,28	-0,25	-1,12	-0,36	30
PARD02800	0,23	0,23	-0,33	0,10	37
RPRE02200	-0,26	-0,25	-0,57	-0,27	43
TIBT02500	-0,07	0,01	-0,14	-0,01	45
UNNA02800	0,96	0,97	0,46	0,47	35

Nota : Modelo 1 – $SST = b_1 \cdot Turbidez + b_0$

modelo 2 – $SST = b_2 \cdot Turbidez + b_1 \cdot Cor + b_0$

modelo 3 – $SST = b_1 \cdot Turbidez \cdot Cor + b_0$

modelo 4 – $SST = b_1 \cdot Turbidez \cdot Cor + b_1 \cdot Cor + b_0$

Para avaliação do efeito da vazão, foram usados dados pluviométricos de estações operadas pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE). Os dados disponíveis com maior resolução temporal em todas as estações consultadas eram de vazão média diária (Q_{med}). Dos 8 pontos de monitoramento com estações pluviométricas suficientemente próximas – dentro de um raio de 5 km – somente 6 possuíam mais de 30 medições de concentração de SST, turbidez e vazão realizadas no mesmo dia. Além da regressão linear simples entre concentração de SST e Q_{med} , foram avaliados modelos aditivos e interativos com a turbidez e vazão média diária como variáveis explicativas. Foram testados modelos das seguintes formas: (i) $SST = b_1 \cdot Q + b_0$; (ii) $SST = b_2 \cdot Q + b_1 \cdot Tu + b_0$; (iii) $SST = b_1 \cdot Q \cdot Tu + b_0$; e (iv) $SST = b_3 \cdot Q \cdot Tu + b_2 \cdot Q + b_1 \cdot Tu + b_0$.

Para a obtenção dos modelos, optou-se por não realizar a detecção e remoção de *outliers*, uma vez que os desvios considerados anômalos nos modelos dependentes

exclusivamente da turbidez poderiam ser explicados pela adição da vazão como segunda variável explicativa.

Os respectivos valores de R^2 são mostrados na Tabela 5.5. Pode-se observar que a adição da vazão média mensal nos modelos de regressão oferece, no melhor dos casos, uma melhora desprezível à sua capacidade de explicar variações na concentração de SST. Apesar de qualitativamente a correlação entre essas duas variáveis ser aparente (Figura 5.8), individualmente, Q_{med} é um péssimo preditor para a concentração de SST. Isto não é surpreendente pelo fato de que, além de a média não informar a vazão no momento de coleta das amostras de SST, revela muito pouco sobre o hidrograma do corpo d'água – o que é extremamente relevante, dado que a relação entre vazão e concentração de sólidos apresenta histerese.

Tabela 5.5 – Valores de R^2 obtidos pelos modelos aditivos e interativos de vazão e turbidez.

Nome	n	R^2 obtido pelo modelo				
		1	2	3	4	5
MOGU02900	122	0,32	0,10	0,32	0,02	0,32
ONCA02500	139	0,42	0,34	0,43	0,00	0,43
PARD02500	175	0,54	0,22	0,54	0,01	0,56
PARD02800	164	0,29	0,19	0,29	0,02	0,29
PEIX02100	157	0,21	0,08	0,21	0,00	0,21
RIIG02500	82	0,41	0,29	0,42	0,08	0,43

Nota: Modelo 1 – $SST = b_1 \cdot Turbidez + b_0$

Modelo 2 – $SST = b_1 \cdot Q + b_0$

Modelo 3 – $SST = b_2 \cdot Q + b_1 \cdot Tu + b_0$

Modelo 4 – $SST = b_1 \cdot Q \cdot Tu + b_0$

Modelo 5 – $SST = b_3 \cdot Q \cdot Tu + b_2 \cdot Q + b_1 \cdot Tu + b_0$.

O caráter lântico ou lótico do corpo d'água também aparentemente não afeta a obtenção de melhores modelos de regressão. Conforme mostrado na Tabela 5.6, o modelo linear baseado na turbidez mostrou-se inadequado em todos os pontos de monitoramento localizados em ambientes lânticos com mais de 30 observações.

Figura 5.8 – Boxplot da concentração de SST e vazão média mensal do ponto de monitoramento MOGU02900.

Tabela 5.6 – Valores de R^2 obtidos para o modelo de regressão baseado na turbidez para ambientes lênticos.

Nome	n	R^2
JAGJ00200	72	0,68
TIPR02400	131	0,33
CASC02050	43	0,28
TIRG02900	213	0,22
GUAR00900	195	0,12
TIBB02100	73	0,11
RPRE02200	170	0,11
CAMO00900	42	0,06
TIBB02700	97	0,04
TITR02100	126	0,02
ARPE02800	34	0,01
TITR02800	213	0,01
SOIT02100	70	0,00
SANT00100	46	0,00
TIBB02900	39	0,00
JURU02500	54	0,00
GUAR00100	54	0,00
SOIT02900	69	0,00

O mês no qual as medições de turbidez e concentração de SST foram feitas foi adicionado ao modelo de turbidez como uma variável categórica, de modo a avaliar

se a relação entre essas duas variáveis exibe algum tipo de sazonalidade. O modelo adotado foi parcialmente interativo, considerando-se, par a par, as interações entre a turbidez e cada um dos meses, além de uma componente associada somente ao mês. Foram ignorados termos correspondentes a interações entre pares de meses e entre mais de três variáveis. Dessa maneira, conforme indicado pela eq. 18, buscou-se identificar se os coeficientes do modelo de regressão linear de turbidez e concentração de SST variam com o mês.

$$SST = (\sum b_{1,i} \cdot M_i) \cdot Tu + b_{2,i} \cdot M_i \quad (\text{eq. 18})$$

Para 54 dos pontos de monitoramento, estimativas dos coeficientes não puderam ser computadas, devido à produção de matrizes de delineamento mal condicionadas pelas 12 variáveis *dummy* criadas para representar cada um dos meses. Nesses casos, o determinante da matriz foi suficientemente próximo de zero para que o software usado – MATLAB versão 2009a – não conseguisse obter aproximações pelo método dos mínimos quadrados da solução do sistema de equações cujas incógnitas são os coeficientes da regressão.

Para aqueles para os quais a análise de regressão foi possível, esse modelo produziu resultados positivos (Figura 5.9). Em comparação com o modelo unicamente dependente da turbidez, observa-se que, em geral, a capacidade de explicar as variações da concentração de SST aumentou. Em alguns casos, esse aumento foi significativo, indicando que, de fato, a relação entre concentração de SST e turbidez possa mudar em escalas menores de tempo, ciclicamente, provavelmente devido a alterações sazonais na distribuição granulométrica da população de partículas que compõe os sólidos.

Entretanto, mesmo nos casos dos pontos de monitoramento com maior número absoluto de medições, a quantidade de dados mensais é pequena demais – da ordem de, no máximo, uma dezena de pontos – para a identificação conclusiva de alguma tendência sazonal, ou correlação com séries de precipitação ou vazão. A distribuição heterogênea dos dados no intervalo de valores observados, que já distorcia o processo de regressão linear com o conjunto completo de dados de cada

ponto de monitoramento, é mais prejudicial ainda para subconjuntos substancialmente menores de dados. Tais limitações se manifestam na ocorrência de coeficientes com valores negativos (Tabela 5.7).

Figura 5.9 – Frequência acumulada de R^2 para modelo de regressão simples, baseado na turbidez, e modelo interativo de turbidez e mês. Foram omitidos dados de pontos de monitoramento para os quais o modelo interativo não foi obtido ou retornou valores negativos de R^2 .

Coletivamente, os resultados apresentados indicam que a obtenção de modelos robustos que permitam a estimativa da concentração de SST a partir de medições de turbidez de modo confiável é extremamente desafiadora, principalmente quando se usam dados secundários não coletados para esse fim.

Tabela 5.7 – Coeficientes dos termos mensais do modelo SST ~ Turbidez × Mês

Nome	n	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
RIIG02900	57	1,46	0,21	-7,13	-1,08	0,64	1,04	1,55	1,43	3,27	0,15	0,06	-0,04
TIBT02100	47	2,95	1,05	-0,13	-1,43	1,41	0,19	0,17	2,20	1,96	0,31	7,88	-0,14
BAGR04500	152	1,80	0,28	0,15	0,87	0,96	0,73	0,70	-0,04	1,92	0,86	1,00	0,21
SAPU02400	146	0,98	0,01	0,10	0,02	-0,17	0,07	0,61	0,05	0,64	0,46	1,83	0,11
TIET02350	169	1,87	0,95	3,41	1,15	1,02	0,64	0,96	-0,08	1,08	0,01	1,72	0,80
PEIX02800	213	2,32	0,68	-0,38	0,43	0,15	0,44	0,22	2,79	0,52	0,59	1,18	0,04
STAN02700	215	0,86	0,71	-0,13	0,06	0,10	0,94	0,08	0,79	1,19	0,66	1,12	0,06

5.1.2. Dados das medições realizadas na água bruta das ETAs

Para as ETAs estudadas, foram avaliados modelos de regressão para a relação entre turbidez e concentração de SST com e sem constante. Apesar de modelos com constante serem, do ponto de vista estatístico – e mesmo físico, conforme discutido anteriormente – mais apropriados, a análise de regressão foi realizada também com modelos sem constante para fins de comparação com o intervalo de valores desses coeficientes reportados por Cornwell (2006) e Di Bernardo e Dantas (2005) para este tipo de modelo..

Tanto modelos com e sem constante foram em geral mal sucedidos, conforme mostrado na Tabela 5.8, especialmente para ETA ALC, para o qual o valor negativo de R^2 indica que o modelo linear sem constante é absolutamente inadequado. A única exceção é a ETA PPR, que apresentou $R^2 = 0,79$ (modelo sem constante) e $0,81$ (modelo com constante). Cabe notar que os níveis distintivamente altos de turbidez verificados na água bruta dessa ETA ao longo da campanha de amostragem, estão dentro do intervalo no qual correlações lineares significativas entre turbidez e concentração de SST são mais prováveis, conforme mostrado na Figura 5.7.

Observa-se que cada ETA apresenta uma correlação aparentemente diferente entre concentração de SST e turbidez (Figura 5.10). Tal qual com os dados da rede de monitoramento da CETESB, a quantidade de dados por ETA foi insuficiente para a identificação de qual distribuição de probabilidade melhor descreve o resíduo do modelo de regressão, sendo impossível, portanto, a estimativa precisa dos intervalos de confiança dos parâmetros do modelo. A título ilustrativo, foram calculados os intervalos de confiança supondo-se uma distribuição normal e nível de confiança de 95%, mostrados na Tabela 5.8. Sob essa suposição, observa-se que as distribuições de probabilidade dos coeficientes apresentam sobreposição considerável, o que não é surpreendente dada a dispersão dos dados. Ademais, a largura dos intervalos de confiança sugere que para maior parte das ETAs os valores dos coeficientes do modelo não sejam significativos, o que foi de fato indicado (ainda assumindo a normalidade da distribuição dos dados) pelos altos valores de p obtidos, principalmente para as ETAs ALC e ABV (Tabela 5.9).

Figura 5.10 – Gráfico de dispersão de concentração de SST e turbidez para medidos nas ETAs (a), e detalhe para o intervalo de turbidez ≤ 25 UNT (b).

Tabela 5.8 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficiente das regressões lineares da forma $SST = b_1 \cdot \text{Turbidez}$ de cada ETA estudada.

ETA	n	R^2	b_1	intervalo de conf. ($\alpha=5\%$)	
				inferior	superior
ABV	7	0,17	1,76	0,95	2,56
ALC	18	-0,99	1,05	0,79	1,32
CUB	17	0,05	0,67	0,41	0,94
FRA	8	0,62	0,83	0,36	1,30
GUA	19	0,40	0,39	0,25	0,53
PPR	18	0,79	1,00	0,85	1,16

Tabela 5.9 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficientes das regressões lineares da forma $SST = b_1 \cdot \text{Turbidez} + b_0$ de cada ETA estudada.

ETA	n	R^2	b_1	intervalo de conf. ($\alpha=5\%$)		p	b_0	intervalo de conf. ($\alpha=5\%$)		p
				inferior	superior			inferior	superior	
ABV	7	0,23	3,53	-3,97	11,04	0,51	-4,69	-24,37	14,99	0,73
ALC	18	0,02	0,13	-0,39	0,65	0,81	6,82	3,25	10,40	0,01
CUB	17	0,33	0,41	0,09	0,73	0,02	7,84	1,22	14,46	0,02
FRA	8	0,62	0,85	0,19	1,52	0,03	-3,86	-70,21	62,49	0,42
GUA	19	0,43	0,33	0,13	0,52	0,01	0,88	-1,02	2,79	0,46
PPR	18	0,81	0,90	0,66	1,13	1,18E-06	17,64	-11,61	46,88	0,24

Avaliou-se ainda a possibilidade das demais variáveis (cor e COT) servirem de preditores para a concentração de SST, tanto individualmente quanto em

combinação entre si e com a turbidez. Novamente, foram aplicados aqui somente modelos de regressão com constante.

Da mesma maneira pela qual se procedeu na análise dos dados da CETESB, a variável cor foi combinada aditivamente ($SST = b_2 \cdot Turbidez + b_1 \cdot Cor + b_0$) e interativamente ($SST = b_1 \cdot Turbidez \cdot Cor + b_0$) com a turbidez, de modo a avaliar se a cor das amostras exerceu algum grau de interferência nas medições de turbidez. Os coeficientes de determinação obtidos são apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – N° de medições e coeficientes de determinação obtidos para modelos de regressão linear da concentração de SST em função das variáveis cor real e COT, e para modelos interativo e aditivo dependentes de tanto turbidez e quanto cor. Coeficientes para modelo baseado na turbidez e mostrado para comparação.

ETA		modelo				
		Tu	Cor	COT	Cor + Tu	Cor:Tu
ABV	R ²	0,16	0,52	0,13	0,52	0,46
	n	7	7	5	7	7
ALC	R ²	0,01	3,11E-03	0,07	0,05	2,56E-03
	n	18	18	11	18	18
CUB	R ²	0,34	0,25	0,42	0,39	0,14
	n	17	17	16	17	17
FRA	R ²	0,83	0,07	0,02	0,89	0,64
	n	8	6	6	6	6
GUA*	R ²	0,45	0,08	1,80E-03	0,45	0,46
	n	19	19	15	19	19
PPR	R ²	0,80	0,85	0,25	0,89	0,75
	n	18	18	17	18	18

Nota : modelo Tu – $SST = b_1 \cdot Turbidez + b_0$
 modelo Cor – $SST = b_1 \cdot Cor + b_0$
 modelo COT – $SST = b_1 \cdot COT + b_0$
 modelo Cor+Tu – $SST = b_2 \cdot Turbidez + b_1 \cdot Cor + b_0$
 modelo Cor:Tu – $SST = b_1 \cdot Turbidez \cdot Cor + b_0$
 (*) calculado com remoção de outlier

Em geral, o modelo dependente da cor não foi adequado aos dados das diferentes ETAs, com somente as ETAs GUA e PPR apresentando inicialmente valores de R² superiores a 0,8 (Tabela 5.10 e Figura 5.11). No caso da ETA GUA, o valor de R² calculado é substancialmente aumentado pelo ponto marcado na Figura 5.1(c), alcançando valor de 0,95; quando removido esse ponto, esse valor é reduzido a

0,08. Para a ETA PPR, além do modelo baseado na cor ser capaz de explicar uma proporção maior da variação da concentração de SST do aquele dependente da turbidez, seu coeficiente possui um intervalo de confiança sutilmente mais estreito (Tabela 5.11).

Tabela 5.11 – N° de medições, coeficiente de determinação, e coeficientes das regressões lineares $SST = b_1 \cdot Cor + b_0$ de cada ETA estudada.

ETA	intervalo de conf.($\alpha=5\%$)		Valor p	b	intervalo de conf.($\alpha=5\%$)		Valor p
	inferior	superior			inferior	superior	
ABV	-0,20	0,26	0,17	3,70	-3,22	10,61	0,41
ALC	-0,07	0,07	0,87	7,74	3,25	12,22	0,03
CUB	3,06E-03	0,17	0,05	7,51	-0,34	15,35	0,06
FRA	-0,29	0,47	0,66	5,51	-16,10	27,13	0,60
GUA	-0,93	3,05	0,27	-0,69	-0,04	0,18	0,18
PPR	0,10	0,16	1,36E-07	7,00	-19,72	33,71	0,60

(*) calculado com remoção de possível *outlier*

Figura 5.11 – Gráfico de dispersão de concentração de SST e cor para medidos nas ETAs (a), e detalhe para o intervalo de cor ≤ 250 UC (b).

5.2. Balanço de massa e fórmulas empíricas

A comparação entre a produção total de lodo obtida pela realização de balanço de massa e aquela estimada pela fórmula empírica elaborada pela AWWA (1999) para cada ETA é mostrada nas Figuras 5.13 a 5.17; os dados brutos podem ser encontrados no Anexos A e B. A ETA ABV foi excluída dessa etapa de análise devido ao pequeno número de medições de concentração de sólidos nas águas coagulada e floculada, essenciais para a realização do balanço de massa.

Devido à má qualidade das correlações entre concentração de SST e turbidez obtidas para as ETAs, optou-se por aplicar nas fórmulas empíricas as concentrações de SST efetivamente medidas nas respectivas águas brutas.

Durante a realização dos balanços de massa, verificou-se que em todas as ETAs, esporadicamente, ocorre acúmulo de sólidos nas unidades de floculação, observação prontamente confirmada por relatos das equipes operacionais das estações. Como em grande maioria dos casos a diferença entre as concentrações de SST da água floculada e coagulada indicou que a massa acumulada diariamente poderia ser substancial, esse lodo foi incluído no cálculo da produção diária de sólidos, junto com aqueles oriundos dos decantadores e filtros. Ressalta-se assim a importância da amostragem de água floculada para a realização de balanço massa, principalmente devido à prática comum de desligamento dos floculadores por parte dos operadores das ETAs.

A análise visual dos gráficos de dispersão sugere que há algum grau de concordância entre a produção de lodo medida por balanço de massa e aquela estimada pela fórmula empírica (Figuras 5.13 a 5.17, gráfico B), com a última sendo capaz de explicar boa parte da variância da produção de lodo medida (com exceção da ETA GUA, caso esse discutido adiante).

Contudo, em termos percentuais, desvios substanciais foram obtidos (Tabela 5.12). Não foi encontrada uma tendência universal para esses desvios. Nas ETAs PPR e FRA, a fórmula empírica em geral superestimou a produção de lodo; nessa ETA, a mediana dos desvios (em relação à geração de sólidos medida) atingiu 129%. Na ETA PPR, o desempenho da fórmula empírica foi substancialmente melhor, com a

mediana dos desvios na ordem de 11%. Para a ETA FRA – a única a utilizar cloreto férrico no período estudado -- uma possível explicação para a superestimação por parte da fórmula empírica diz respeito à quantidade de moléculas de água ligadas aos precipitados de hidróxido de ferro. Conforme mostrado na Figura 5.12, a alteração do número especificado de moléculas de água ligadas afeta substancialmente a estimativa da fórmula empírica. Entretanto, mesmo adotando a suposição não realística de que as moléculas de hidróxidos de ferro não possuem nenhuma molécula de água fisicamente adsorvida a sua superfície, ainda se obtém valores de produção de lodo em geral superestimadas, com mediana dos desvios igual a aproximadamente 58%. Outra possibilidade é de que o cloreto férrico utilizado pela estação à época (fornecido na forma líquida) estivesse fora de especificação, com concentrações inferiores às nominais – o que levaria à superestimação das doses e, conseqüentemente, da produção de lodo calculada pela fórmula.

Figura 5.12 – Comparação da produção de lodo estimada pela fórmula empírica da AWWA (1999) para a ETA FRA supondo-se três ou nenhuma água ligada aos precipitados de $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Para as demais ETAs (ALC, CUB e GUA), a fórmula empírica proveu, em geral, subestimativas da produção de lodo (Tabela 5.12). Em particular, a ETA GUA se destaca das demais por se desviar sistematicamente das previsões da fórmula

empírica, com o erro de estimativa aumentando concomitantemente com a produção de lodo estimada. A análise de regressão linear revelou, por meio de um modelo sem constante de ajuste excelente ($R^2=0,89$), que a fórmula empírica dá conta de só aproximadamente 53% dos sólidos produzidos pela ETA (fração correspondente ao valor da constante do modelo).

Tabela 5.12 – Estatísticas dos desvios da produção de lodo medida em relação à produção estimada pela fórmula empírica.

ETA	ALC	CUB	FRA	GUA	PPR	Geral
mediana	16,96	53,33	-55,96	93,68	-6,43	10,11
mínimo	-29,93	-48,60	-71,10	33,69	-27,85	-71,10
máximo	84,98	211,68	29,86	158,97	130,45	211,68
média	19,74	64,09	-47,03	97,79	0,49	14,72
desv. padrão	26,83	72,62	32,18	37,39	37,06	13,10

Muito provavelmente, isso pode ser atribuído a dois aspectos em relação aos quais a água bruta da ETA GUA se distingue das demais. Conforme mostrado na Figura 5.18, observou-se que nessa ETA os sólidos dissolvidos (SD) responderam por uma fração comparativamente alta dos sólidos totais, e que essa fração permaneceu essencialmente constante – resultando, consequentemente, em uma razão aproximadamente fixa entre concentração de SST e SD.

A fórmula empírica da AWWA (1999) não possui nenhum termo que contabilize diretamente os sólidos dissolvidos; apesar de passíveis de coagulação (como no caso de remoção de cor ou de compostos orgânicos precursores de produtos de desinfecção), assume-se que compõem uma fração desprezível da massa de hidróxidos metálicos precipitados pelo mecanismo de varredura. Contudo, deve ser notado que neste trabalho membranas de 1,2 μm foram utilizadas na determinação da concentração de SST e que, portanto, partículas coloidais – que são o objeto natural da coagulação – eventualmente presentes nas amostras foram mensuradas como SD.

ETA Alto de Cotia

Figura 5.13 – Para a ETA ALC: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.

ETA Cubatão

Figura 5.14– Para a ETA CUB: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.

ETA Franca

Figura 5.15 – Para a ETA FRA: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.

ETA Guaraú

Figura 5.16 – Para a ETA GUA: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.

ETA Presidente Prudente

Figura 5.17 – Para a ETA PPR: (A) Comparação entre produção de lodo obtida por balanço de massa e pela aplicação da fórmula empírica da AWWA (1999); (B) gráfico de dispersão de produção de lodo medida (pelo balanço de massa) e estimada (pela fórmula empírica) – barras de erros correspondem a um desvio padrão; (C) Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de coagulante; (D) Série temporal de medições de turbidez e dosagem de coagulante.

Desse modo, se uma fração considerável dos sólidos dissolvidos na ETA GUA corresponder a colóides, a fórmula empírica evidentemente subestimar a produção de lodo, e o fará de maneira sistemática se a participação de colóides nos sólidos totais for consistentemente alta. Cornwell (2006) aponta que, em águas com alta concentração de carbono orgânico dissolvido, pode ser necessária a inclusão de um termo adicional em fórmulas empíricas.

Comparando-se a relação SD/SST da água bruta (Figura 5.18) com o fator $1 - SST_{estimado}/SST_{medido}$ – que equivaleria à massa de lodo associada aos colóides medidos com SD (Figura 5.16, B) – obtém-se que aproximadamente 4% da massa de SD é incorporada ao lodo gerado na ETA.

Esses mesmos fatores podem ser responsáveis pela subestimação da produção de lodo nas ETAs CUB e ALC, nas quais os SD também correspondem à boa parte da concentração de sólidos totais. Nesses casos, o efeito dos colóides na fração dissolvida dos sólidos não se expressou tão claramente devido à variação mais randômica da razão entre as concentrações de SD e SST (Figura 5.18).

Um segundo fator que pode levar a subestimação é a presença de impurezas nos insumos das ETAs.

Mesmo que os resultados reunidos aqui sejam insuficientes para que novas variáveis possam ser inseridas de maneira apropriada na fórmula empírica, qualitativamente ignorar os fatores mencionados até agora e tratá-los simplesmente como componentes de erro aleatórios podem levar a estimativas excessivamente grosseiras da produção de lodo de uma ETA.

Figura 5.18 – Gráfico de dispersão das concentrações de SST e SD na água bruta das diversas ETAs.

O potencial de erro pode ser avaliado do ponto de vista estatístico por meio de intervalos de confiança, tratando a relação entre a produção de lodo medida e aquela estimada pela fórmula empírica de maneira análoga a um modelo de regressão linear simples (sem constante, com valor médio do coeficiente é igual a 1). De fato, através de análise de regressão linear (excluindo-se os dados relativos à ETA GUA) obteve-se coeficiente igual a 0,92 ($R^2 = 0,8$), sugerindo que essas hipóteses são aceitáveis.

Os dados da ETA GUA foram excluídos da análise pelo fato de que, em termos de vazão tratada e quantidade de lodo produzido, essa estação poder ser considerada excepcional. Mais especificamente, seus dados possuem grade alavanca e grande influência, devido ao fato de ocuparem, de maneira quase isolada, o intervalo superior de valores de produção medida de lodo e apresentarem grande viés observado em relação à produção estimada – viés esse não verificado, na mesma escala, nas demais ETAs. Portanto, intervalos de confiança obtidos considerando-se esses dados seriam distorcidos e possivelmente não representativos da população geral de estações de tratamento de água.

Figura 5.19 – Distribuição de probabilidade dos desvios entre produção estimada e medida de lodo nas ETAs ALC, CUB, FRA e PPR.

Excluindo-se os dados da ETA GUA, observou-se que os resíduos do modelo apresentam distribuição aparentemente normal (Figura 5.19, comprovada por teste de Kolmogorov-Smirnov, com nível de confiança de 5%). A distribuição irregular dos dados ao longo do intervalo de valores de produção estimada de lodo dificulta a verificação de homocedasticidade (Figura 5.20).

Figura 5.20 – Desvios entre produção estimada e produzida de lodo para as ETAs ALC, CUB, FRA e PPR.

O intervalo de confiança para a previsão de valores individuais de produção de lodo obtidos é mostrado na Figura 5.21. Pode ser observado que, sem se avaliar peculiaridades da água bruta e da realidade operacional (prevista para ETAs em projeto e existente em ETAs já construídas), uma grande amplitude de valores pode ser encontrada ao redor da média fornecida pela fórmula empírica, com 95% dos valores ocorrendo no intervalo de ± 5300 kg/dia, o que é uma estimativa inaceitável do ponto de vista de engenharia. Assim, se aplicada indiscriminadamente e sem critério, a fórmula empírica pode levar a sistemas de tratamento de sólidos substancialmente mal dimensionados.

Ainda deve-se observar que, para o projeto de novas ETAs, um condicionante adicional para obtenção de estimativas precisas por meio da fórmula empírica é a previsão de qual será o coagulante usado e sua dosagem nas condições de projeto. Apesar de isto ser evidente e devidamente ressaltado em manuais de projeto (e.g., KAWAMURA, 2000), não raro reporta-se que as dosagens ótimas obtidas por meio de *jar-tests* não são efetivamente aplicadas durante a operação, devido a não representatividade das condições de ensaio em relação a circunstâncias operacionais, o que impede o *scale-up* daquilo determinado em bancada (e.g. BRATBY, 2006). Nessas situações, o regime de dosagem acaba sendo definido pela prática e experiência operacional dos operadores da estação. Caso a diferença entre a dosagem ótima e a operacional seja grande, o erro na estimação da produção de lodo será proporcionalmente grande.

A recomendação de se realizar ensaios de bancada e/ou instalações piloto não é gratuita. A avaliação dos dados de dosagem obtidos para as cinco ETAs analisadas aqui e de outras 108 estações operadas pela SABESP revela que não existe uma relação universal explícita entre qualidade da água bruta (indicada pela turbidez) e dosagem (Figura 5.22).

Desse modo, os resultados apresentados até aqui sugerem que o acoplamento da fórmula empírica da AWWA com modelos de regressão de SST e turbidez possa não configurar uma boa prática de projeto de novas ETAs. Combinadas, as fontes de erros de uma e outro tornam a processo de estimação da produção de lodo uma tarefa muito trabalhosa, dado os cuidados necessários no planejamento

experimental e execução das coletas de amostras para obtenção dos modelos de regressão entre SST e turbidez.

No âmbito do projeto de novas ETAs convencionais, uma parte do apelo prático de fórmulas empíricas é esvaziada ao se eliminar a perspectiva do uso de correlações entre SST e turbidez – principalmente em situações nas quais o coeficiente do modelo seja retirado da literatura – já que se passa a ser necessária a realização de campanhas de amostragem para a determinação da concentração de SST.

Figura 5.21 – Gráfico de dispersão da produção de lodo medida e estimada para as diversas ETAs com exceção da ETA GUA, com a reta 1:1 (equivalente à reta do modelo de regressão $SST_{MEDIDO} = SST_{ESTIMADO}$) e o respectivo intervalo de confiança ($\alpha = 0,05$).

Mais ainda, pode ser mais vantajoso para o dimensionamento das unidades de tratamento de lodo se, ao invés de se realizar as medições de concentração de SST e aplicá-las na fórmula, executar séries de *jar-tests* ao longo de (no mínimo) um ano hidrológico para a determinação direta do valor de produção de lodo a ser usado como parâmetro de projeto, seja ele a média, mediana ou qualquer outra medida de localização dos dados de geração de sólidos. Ao revelar simultaneamente a dosagem ótima de coagulante e a produção de sólidos associada, essa abordagem

é possivelmente mais precisa que o uso da fórmula empírica com dados de dosagem e sólidos obtidos separadamente – a situação mais provável no contexto de projeto de ETAs novas. O uso de *jar-tests* para esse fim já é recomendada pela EPA no contexto do tratamento químico de águas residuárias (EPA, 1987).

Para ETAs já existentes, raciocínio similar se aplica. Descartada a possibilidade de uso de modelos de regressão baseados em turbidez para a estimativa de SST, a realização de balanço de massa oferece precisão e representatividade na estimativa superiores a das fórmulas empíricas, a um custo marginalmente maior, em termos de esforço experimental.

Figura 5.22 – Gráfico de dispersão de turbidez e dosagem de sulfato de alumínio para as ETAs ALC, CUB, GUA, FRA e PPR, além de outras 108 ETAs operadas pela SABESP.

6. CONCLUSÕES

Assim como no caso dos dados de monitoramento da CETESB, os resultados obtidos para as ETAs destoam do que é reportado na literatura, confirmando que a identificação de correlações entre concentração de SST e turbidez é elusiva, e não constitui tarefa trivial.

Os resultados apresentados neste trabalho sugerem que o acoplamento da fórmula empírica da AWWA com modelos de regressão de SST e turbidez possa não configurar uma boa prática de projeto de novas ETAs. Combinadas, as fontes de erros de uma e outro tornam o processo de estimação da produção de lodo uma tarefa muito trabalhosa, dado os cuidados necessários no planejamento experimental e execução das coletas de amostras para obtenção dos modelos de regressão.

No âmbito do projeto de novas ETAs convencionais, uma parte do apelo prático de fórmulas empíricas é esvaziada ao se eliminar a perspectiva do uso de correlações entre SST e turbidez – principalmente em situações nas quais o coeficiente do modelo seja retirado da literatura – já que passa a ser necessária a realização de campanhas de amostragem para a determinação mais precisa da concentração de SST.

Para ETAs já existentes, raciocínio similar se aplica. Descartada a possibilidade de uso de modelos de regressão baseados em turbidez para a estimativa de SST, a realização de balanço de massa oferece precisão e representatividade de estimativa superiores ao que se obtém com as fórmulas empíricas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. Washington, D.C, 21a. ed., 2005.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 1999.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS – ASCE. **Water Treatment Plant Design**. New York: McGraw-Hill, 2005.

ANDRADE, Patrícia de Souza. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústrias de cerâmica vermelha**: estudo de caso. Campinas, 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

ANDREOLI, Cleverson Vitório; PINTO, Marcelo A. Teixeira. Introdução. In: ANDREOLI, Cleverson Vitório (org.). **Resíduos sólidos do saneamento**: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001.

ANKCORN, Paul D. Clarifying turbidity — the potential and limitations of turbidity as a surrogate for water-quality monitoring. In: Georgia Water Resources Conference, 2003, Athens, GA. **Proceedings...** Athens: University of Georgia, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10004** – Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIATION FRANÇAISE POUR L'ÉTUDE DES EAUX – AFEE. **Traitment des boues de stations de production d'eau potable**. [S.l.]: AFEE, 1993.

BABATUNDE, A O. et al. Performance evaluation and prediction for a pilot two-stage on-site constructed wetland system employing dewatered alum sludge as main substrate. **Bioresource technology**, v. 102, n. 10, p. 5645-52, 2011. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.02.065.

BABIN, M. et al. Light scattering properties of marine particles in coastal and open ocean waters as related to the particle mass concentration. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 2, p. 843-859, 2003.

BACHE, D. et al. A conceptual view of floc structure in the sweep floc domain. **Water Science and Technology**. [S.l.]: IWA, v. 36, n. 4, p. 49-56, 1997. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00418-6.

BACHE, D. H.; PAPAVALOPOULOS, E. N. Dewatering of alumino-humic sludge: impacts of hydroxide. **Water Research**. [S.l.]: IWA, v. 37, n. 14, p. 3289-98, 2003. DOI:10.1016/S0043-1354(03)00174-X.

BAKER, E. T.; LAVELLE, J. W. The effect of particle size on the light attenuation coefficient of natural suspensions. **Journal of Geophysical Research**, v. 89, pp. 8197-8203, 1984.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do Impacto de Lodos de Estações de Tratamento de Água à Biota Aquática Através de Estudos Ecotoxicológicos**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2000.

BOHREN, C. F.; HUFFMAN, D. R. **Absorption and Scattering of Light by Small Particles**. 2nd. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2007.

BOWERS, D. G. et al. Light scattering by particles suspended in the sea: The role of particle size and density. **Continental Shelf Research**, v. 29, n. 14, p. 1748-1755, jul. 2009.

BOWERS, D. G.; BINDING, C. E. The optical properties of mineral suspended particles: A review and synthesis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, n. 1-2, p. 219-230, 2006. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.11.010.

BRASIL. **Lei nº 12305, de 02/08/2010**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 11/12/2012.

CHAO, Iara Regina Soares. ; YABROUDI, S. C. ; MORITA, D. M. . Remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización empleando lodo de estaciones de tratamiento de agua. **Interciencia (Caracas)**, v. 36, p. 774-778, 2011.

CHAO, Iara Regina Soares. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

CORDEIRO, J.S. Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: REALI, M.A.P., coord. **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CORNWELL, David. A.; MUTTER, R. N.; VANDERMEYDEN, C. **Commercial Application and Marketing of Water Plant Residuals**. Denver: American Water Works Association, 2000.

CORNWELL, David A. *et al.* **Water treatment plant waste management**. Denver: AWWARF, 1987.

CORNWELL, David A. Alum sludge characteristics. In: Joint Meeting of the Connecticut Water Works Association and the Connecticut Section AWWA, New Haven, 1978. **Proceedings...** [S.l.]:AWWA, 1978.

CORNWELL, David A. **Water treatment residuals engineering**. Denver: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2006.

DAVIES-COLLEY, R. J.; SMITH, D. G. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review. **Journal of the American Water Resources Association**. [S.l.]: AWRA, v. 37, n. 5, p. 1085-1101, 2001. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb03624.x.

DAVIES-COLLEY, R. J.; VANT, W. N.; SMITH, D. G. **Colour and Clarity of Natural Waters**. Ellis Horwood: New York, 1993 *apud* DAVIES-COLLEY, R. J.; SMITH, D. G. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review. **Journal of the American Water Resources Association**. [S.l.]: AWRA, v. 37, n. 5, p. 1085-1101, 2001. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb03624.x.

DEARING, J. A.; JONES, R. T. Coupling temporal and spatial dimensions of global sediment flux through lake and marine sediment records. **Global and Planetary Change**, v. 39, n. 1-2, p. 147-168, out. 2003.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2005.

DILLON, Glenn. **Application Guide to Waterworks Sludge Treatment and Disposal**. [S.l.]: WRc, 1996.

DROPPO, I. G.; JASKOT, C. Impact of river transport characteristics on contaminant sampling error and design. **Environmental science & technology**, v. 29, n. 1, p. 161-70, 1995.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 100-102, p. 475-502, 2003. DOI: 10.1016/S0001-8686(02)00067-2.

EFFLER, S. W. Secchi Disc Transparency and Turbidity. **Journal of Environmental Engineering**. [S.l.]: ASCE, v. 114, p. 1436-1447, 1988.

FARELLA, N. et al. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon. **Organic Geochemistry**, v. 32, p. 1443-1458, 2001.

FLORSHEIM, J. L. et al. From deposition to erosion: Spatial and temporal variability of sediment sources, storage, and transport in a small agricultural watershed. **Geomorphology**, v. 132, n. 3-4, p. 272-286, 2011. DOI: 10.1016/j.geomorph.2011.04.037.

FRANCO, Elton Santos. **Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Ouro Preto, 2009.

FURRER, G. et al. The origin of aluminum flocs in polluted streams. **Science**, v. 297, n. 5590, p. 2245-7, 2002. DOI: 10.1126/science.1076505.

GIPPEL, C. J. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended-solids in streams. **Hydrological Processes**. Chichester: John Wiley and Sons, v. 9, n. 1, p. 83-97, 1995. DOI: 10.1002/hyp.3360090108.

GODBOLD, P.; LEWIN, K.; GRAHAM, A.; BARKER, P. **The Potential Reuse of Water Utility Products as Secondary Commercial Materials**. [S.l.], 2003 *apud* ANDRADE, Patrícia de Souza. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústrias de cerâmica**

vermelha: estudo de caso. Campinas, 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo

GORCZYCA, B.; GANCZARCZYK, J. Fractal Analysis of Pore Distributions in Alum Coagulation and Activated Sludge Flocs. **Water Quality Research Journal of Canada**. [S.l.]: IWA, v. 36, n. 4, p. 687-700, 2001.

GRAY, John R. **Water-Resources Investigation Report 00-4191**: Comparability of suspended-sediment concentration and total suspended solids data. Reston: USGS, 2000.

GRAYSON, R. B. *et al.* The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. **Journal of Environmental Management**. [S.l.]: Elsevier, v. 47, n. 3, p. 257-267, 1996. DOI: 10.1006/jema.1996.

GREGORY, J.; DUPON, V. Properties of flocs produced by water treatment coagulants. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 10, p. 231-6, 2001.

HARMEL, R. D. *et al.* Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. **Transactions of the ASABE**, v. 49, n. 3, p. 689-702, 2006.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. Statistical Methods in Water Resources. In: **Techniques of Water-Resources Investigations. Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation**. [S.l.] United States Geological Service, 202AD. v. 36p. 323.

HENGSTUM, P. J. *et al.* Changing sedimentation patterns due to historical land-use change in Frenchman's Bay, Pickering, Canada: evidence from high-resolution textural analysis. **Journal of Paleolimnology**, v. 37, n. 4, p. 603-618, 21 out. 2006.

HUI, L. *et al.* Correlation between turbidity and total suspended solids in Singapore Rivers. **Journal of Water Sustainability**. [S.l.]:UTS-XAUAT, v. 1, n. 3, p. 313-322, 2011.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 7097**: Water quality – determination of turbidity. Genebra: ISO, 1999.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT. Orientações para o combate à erosão no Estado de São Paulo - Síntese. São Paulo: IPT/DAEE. (IPT, Relatório 36071). 1997.

ISAAC, R. de L.; LUVIZOTTO Jr., E.; CHAVEZ, A. Clarificação de Água de Lavagem de Filtro e Lodo de Decantador Convencional para Recirculação em ETA. In: SIMPÓSIO LUSOBRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – SILUBESA, 10., 2002a, Braga. **Anais...** Braga: APESB, APRH, ABES, 2002.

JARVIS, P.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A. How the natural organic matter to coagulant ratio impacts on floc structural properties. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 22, p. 8919-24, 15, 2005. DOI: 10.1021/es0510616.

JASTRAM, J. D. et al . Increasing Precision of Turbidity-Based Suspended Sediment Concentration and Load Estimates. **Journal of Environment Quality**. [S.l.]: American Society of Agronomy, v. 39, n. 4, p. 1306-1316, 2010. DOI:10.2134/jeq2009.0280.

JONES, A. S., *et al.* Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations. **Journal of the American Water Resources Association**. [S.l.]: AWRA, v. 47, n. 2, p. 239-253, 2011. DOI:10.1111/j.1752-1688.2010.00505.x.

JONES, A. S. et al. Influence of Sampling Frequency on Estimation of Annual Total Phosphorus and Total Suspended Solids Loads¹. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 5200, p. 1-18, 2012.

JOHNSON, L. et al. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 193-208, 1997.

KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J. Water resources and the land-water interface. **Science**, v. 201, n. 4352, p. 229-34, 21 jul. 1978.

KAWAMURA, Susumu. **Integrated design and operation of water treatment facilities**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 2000.

KAWAMURA, Susumu. **Integrated design of water treatment facilities**. [S.l.]: Wiley, 1991.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2nd ed., New York: Cambridge University Press, 1994.

KIRK, J. T. O. Relationship between nephelometric turbidity and scattering coefficients in certain Australian waters. **Marine and Freshwater Research**. [S.I.]:CSIRO, v. 31, n. 1, p. 1-12, 1980. DOI:10.1071/MF9800001.

KOREVAAR, Gijsbert. **Sustainable Chemical Processes and Products**: New Design Methodology and Design Tools. Delft: Eburon B V, 2004.

LAWLER, D. M. et al. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: the Upper Tame, West Midlands, UK. **The Science of the Total Environment**, v. 360, n. 1-3, p. 109-26, 1 maio. 2006. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.08.032.

LECCE, S. A; PAVLOWSKY, R. T. Spatial and temporal variations in the grain-size characteristics of historical flood plain deposits, Blue River, Wisconsin, USA. **Geomorphology**, v. 61, n. 3-4, p. 361-371, ago. 2004.

LENHART, C. F., (2010). Spatial and temporal variation in suspended sediment, organic matter, and turbidity in a Minnesota prairie river: implications for TMDLs. **Environmental Monitoring and Assessment**. [S.I.]: Springer, v. 165, n. 1-4, p. 435-47. DOI:10.1007/s10661-009-0957-y.

LENZI, M.; MARCHI, L. Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). **Catena**, v. 39, p. 267-282, 2000. DOI: 10.1016/S0341-8162(00)00079-5.

LEWIS, D.; TATE, K.; DAHLGREN, R. (2002). **Turbidity and total suspended solid concentration dynamics in streamflow from California oak woodland watersheds**. [S.I.]: USDA, p. 107-118, 2002. (USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-184). Disponível em: <http://www.yubashed.org/biblio/rvrprocess_lewisetal_2002_turb_prj.pdf>. Acessado em: 24 jul. 2012.

LI, D. H.; GANCZARCZYK, J. Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment processes. **Environmental Science & Technology**. [S.I.]: ACS, v. 23, n. 11, p. 1385-1389, 1989. DOI: 10.1021/es00069a009.

LI, T. et al. Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. **Powder Technology**, v. 168, n. 2, p. 104-110, 2006. DOI: 10.1016/j.powtec.2006.07.003.

LONGWORTH, B. E. et al. Linking lithology and land use to sources of dissolved and particulate organic matter in headwaters of a temperate, passive-margin river system. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 71, n. 17, p. 4233-4250, 2007.

LOUCHOUARN, P.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N. Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment. **Organic Geochemistry**, v. 30, n. 7, p. 675-699, 1999.

MAKRIS, Konstantinos C. *et al.* Aluminum-based drinking-water treatment residuals: a novel sorbent for perchlorate removal. **Environmental Pollution**. [S.I.] : Elsevier, v. 140, p. 9-12, 2006.

MANDELBROT, Benoit B. **The fractal geometry of nature**. New York: W. H. Freeman, 1983.

MARTIN, G.; SMOOT, J.; WHITE, K. A comparison of surface-grab and cross sectionally integrated stream-water-quality sampling methods. **Water Environment Research**, v. 64, n. 7, p. 866-876, 1992.

MCCURDY, K.; CARLSON, K.; GREGORY, D. Floc morphology and cyclic shearing recovery: comparison of alum and polyaluminum chloride coagulants. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 486-94, 2004. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.005.

MINELLA, J. P. G. et al (2008). Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**. [S.I.]: Elsevier, v. 22, n. 12, p. 1819-1830, 2008. DOI:10.1002/hyp.6763.

NADEU, E. et al. Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: a geomorphological, isotopic and land use change approach. **Biogeosciences**, v. 9, n. 3, p. 1099-1111, 2012.

OWENS, P. N.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. . Use of floodplain sediment cores to investigate recent historical changes in overbank sedimentation rates and sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. **Catena**, v. 36, n. 1-2, p. 21-47, jun. 1999.

PAULSRUD, B.; STORHAUG, R.; HEM L. J. Management of Wastes from Drinking Water Treatment in Norway. *In: MANAGEMENT OF WASTES FROM DRINKING WATER TREATMENT*, 2002, London. **Proceedings...** London: The Chartered Institution of Water and Environmental Management, 2002. p. 21-8.

PENG, Feng *et al.* Light-scattering features of turbidity-causing particles in interconnected reservoir basins and a connecting stream. **Water Research**. [S.l.]: IWA, v. 43, n. 8, p. 2280-2292, 2009. DOI: 10.1016/j.watres.2009.02.018.

PENG, F.; EFFLER, S. W. Mass-specific scattering coefficient for natural minerogenic particle populations: particle size distribution effect and closure analyses. **Applied optics**, v. 51, n. 13, p. 2236-49, 2012. DOI:

PENG, F. et al. Role of minerogenic particles in light scattering in lakes and a river in central New York. **Applied optics**, v. 46, n. 26, p. 6577-94, 2007.

PFANNKUCHE, J.; SCHMIDT, A. Determination of suspended particulate matter concentration from turbidity measurements: particle size effects and calibration procedures. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 10, p. 1951-1963, 2003.

PROSSER, I.; RUTHERFURD, I.; OLLEY, J. Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. **Marine and Freshwater ...**, v. 52, 2001.

RASMUSSEN, P. P. et al. Guidelines and Procedures for Computing Time-Series Suspended-Sediment Concentrations and Loads from In-Stream Turbidity-Sensor and Streamflow Data. *In: SERVICE, U. S. G. (Ed.). Book 3, Applications of Hydraulics, Section C, Sediment and Erosion Techniques*. [S.l.] United States Geological Service, 2009. .

REALI, Marco Antônio Penalva. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999.

RICHTER, Carlos A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

SADAR, Mike. Making sense of turbidity measurements – advantages in establishing traceability between measurements and technology. *In: National Monitoring Conference*, 2004, 1., Chattanooga. **Proceedings...** [S.l.]: NWQMC, 2004.

SARON, Alexandre; LEITE, Vera Maria Barbosa. Quantificação de lodo em estação de tratamento de água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001, p. 1-11.

SOTERO-SANTOS, Rosana B. *et al.* Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. **Chemosphere**. Elsevier, v. 68, p. 628-636, 2007.

SOUZA, F. G. C.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Estudo comparativo da geração de sólidos em estação de tratamento de água convencional de ciclo completo e ETA ciclo completo com decantador de alta taxa. In: Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 29., San Juan, 2004. **Anais...** San Juan: AIDIS, 2004.

SPEAR, B. *et al* (2008). **Turbidity as a surrogate measure for suspended sediment concentration in Elkhorn Slough, CA**. Seaside: The Watershed Institute, 2008. (Publication No. WI-2008-04).

STACKELBERG, Paul E. *et al.* Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. **Science of the Total Environment**, v. 377, n. 2-3, p. 255-272, 2007.

STONE, M.; SAUNDERSON, H. Particle size characteristics of suspended sediment in Southern Ontario rivers tributary to the great lakes. **Hydrological Processes**, v. 6, n. 2, p. 189-198, 1992. DOI: 10.1002/hyp.3360060207.

STRAMSKI, D. *et al.* The role of seawater constituents in light backscattering in the ocean. **Progress In Oceanography**, v. 61, n. 1, p. 27-56, 2004. DOI: 10.1016/j.pocean.2004.07.001.

STRAMSKI, D.; BABIN, M.;WOZNIAK, S. B. Variations in the optical properties of terrigenous mineral-rich particulate matter suspended in seawater. **Limnology and Oceanography**, v. 52, pp. 2418-2433, 2007).

STUBBLEFIELD, A. P. *et al* (2007). Use of turbidometry to characterize suspended sediment and phosphorus fluxes in the Lake Tahoe basin, California, USA. **Hydrological Processes**. [S.l.]: Elsevier, v. 291, September 2006, p. 281-291. DOI:10.1002/hyp.

SUI, J.; HE, Y.; LIU, C. Changes in sediment transport in the Kuye River in the Loess Plateau in China. **International Journal of Sediment Research**, v. 24, n. 2, p. 201-213, 2009. DOI: 10.1016/S1001-6279(09)60027-5.

SUSFALK, R. B.; FITZGERALD, B.; KNUST, A. M. **Characterization of turbidity and total suspended solids in the Upper Carson River, Nevada**. [S.l.]: Desert Research Institute, 2008. (DHS Publication No. 41242).

SUTHERLAND, R. A.; BRYAN, R. B. Variability of particle size characteristics of sheetwash sediments and fluvial suspended sediment in a small semiarid catchment, Kenya. **Catena**, v. 16, n. 2, p. 189-204, 1989. DOI: 10.1016/0341-8162(89)90040-4.

TEIXEIRA, Edmilson Costa; SENHORELO, Adriano Possé. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000., Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

TOMAZONI, Julio Caetano *et al.* Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos Rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – sudoeste do Estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**. Curitiba: UFPR, n. 57, p. 49-56, 2005.

TOMLINSON, M.; CARLO, E. The need for high resolution time series data to characterize Hawaiian streams. **JAWRA Journal of the American ...**, v. 39, n. 1, p. 113-123, 2003.

TURCHIULI, C.; FARGUES, C. Influence of structural properties of alum and ferric flocs on sludge dewaterability. **Chemical Engineering Journal**. [S.l.]: Elsevier, v. 103, n. 1-3, p. 123–131, 2004. DOI:10.1016/j.cej.2004.05.013.

UHRICH, Mark A; BRAGG, Heather M. **Monitoring instream turbidity to estimate continuous suspended-sediment loads and yields and clay-water volumes in the Upper North Santiam River Basin, Oregon, 1998-2000**. Portland: USGS, 2003. (Water-Resources Investigations Report 03–4098).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Design Manual - Dewatering Municipal Wastewater Sludges**. Cincinnati: USEPA, 1987.

_____. **Method 180.1 – Determination of turbidity by nephelometry (revision 2.0)**. Cincinnati: USEPA, 1993.

VAN BENSCHOTEN, J. E.; EDZWALD, J. K. Chemical aspects of coagulation using aluminum salts—I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. **Water Research**, v. 24, n. 12, p. 1519-1526, 1990. DOI: 10.1016/0043-1354(90)90086-L.

VAN OOST, K. et al. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. **Science**, v. 318, n. 5850, p. 626-9, 2007.

VESILIND, P. A. Capillary measure suction of time sludge as a fundamental dewaterability. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 60, n. 2, p. 215-220, 1988.

WASS, P. *et al.* Monitoring and preliminary interpretation of in-river turbidity and remote sensed imagery for suspended sediment transport studies in the Humber catchment. **Science of the Total Environment**. [S.l.]: Elsevier, v. 194-195, n. 96, p. 263-283, 1997. DOI: 10.1016/S0048-9697(96)05370-3.

WALLING, D. E.; MOOREHEAD, P. W. Spatial and temporal variation the particle-size characteristics of fluvial suspended sediment. **Geografiska Annaler**, v. 69, n. 1, p. 47-59, 1987.

WILLIAMS, N. D.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. L. High temporal resolution in situ measurement of the effective particle size characteristics of fluvial suspended sediment. **Water Research**, v. 41, n. 5, p. 1081-93, 2007. DOI: 10.1016/j.watres.2006.11.010.

WILLIAMSON, T. N.; CRAWFORD, C. G. (2011). Estimation of suspended-sediment concentration from total suspended solids and turbidity data for Kentucky, 1978-1995. **Journal of the American Water Resources Association**. [S.l.]: AWRA, v. 47, n. 4, p. 739-749. DOI:10.1111/j.1752-1688.2011.00538.x.

WOZNIAK, S. B. *et al.* Optical variability of seawater in relation to particle concentration, composition, and size distribution in the nearshore marine environment at Imperial Beach, California. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, C08027, 2010.

XU, J. Implication of relationships among suspended sediment size, water discharge and suspended sediment concentration: the Yellow River basin, China. **Catena**, v. 49, n. 4, p. 289-307, 2002. DOI: 10.1016/S0341-8162(02)00064-4.

YUZHU, W. **Condicionamento de Lodo de Estações de Tratamento de Água: Estudo de Caso**. São Paulo, 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo *apud* ANDRADE, Patrícia de Souza. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústrias de cerâmica vermelha: estudo de caso**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, 2005.

ZHAO, Y. Q. Correlations between floc physical properties and optimum polymer dosage in alum sludge conditioning and dewatering. **Chemical Engineering Journal**. [S.l.]: Elsevier, v. 92, n. 1-3, p. 227-235, 2003. DOI: 10.1016/S1385-8947(02)00253-X.

ZHAO, Y. Q.; BABATUNDE, A. O. (2007). Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial reuses. **Critical Review in Environmental Science and Technology**, v. 37, p. 129–164.

ZHAO, Y. Q.; ZHAO, X. H.; BABATUNDE, A O. Use of dewatered alum sludge as main substrate in treatment reed bed receiving agricultural wastewater: long-term trial. **Bioresource technology**, v. 100, n. 2, p. 644-8, jan. 2009. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.07.040.

ZIEGLER, Andrew C. Issues related to use of turbidity measurements as a surrogate for suspended sediment. In: Turbidity and Other Sediment Surrogates Workshop, 1., 2002, Reno. **Proceedings...** Denver: USGS, 2002.

ANEXO A
PONTOS DE MONITORAMENTO DA CETESB
AVALIADOS

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
AGUA02010	Rio Aguapeí
AGUA02100	Rio Aguapeí
AGUA02800	Rio Aguapeí
ARPE02800	Reservatório do Arrependido
BAGR04500	Ribeirão dos Bagres
BAGR04600	Ribeirão dos Bagres
BAGU02700	Ribeirão Baguaçu
BATA02050	Rio Batalha
BATA02800	Rio Batalha
BUNA02900	Rio Una -UGRHI 10
CAMO00900	Reservatório Capivari-Monos
CARO02800	Rio Claro - UGRHI 03
CASC02050	Reservatório Cascata
CFUG02900	Canal de Fuga II da UHE Henry Borden
CUBA02700	Rio Cubatão
CUBA03900	Rio Cubatão
GRAN02400	Rio Grande -UGRHI 03
GRAN02800	Rio Grande -UGRHI 03
GRDE02300	Rio Grande -UGRHI 08 e 15
GRDE02500	Rio Grande -UGRHI 08 e 15
GUAR00100	Reservatório do Guarapiranga
GUAR00900	Reservatório do Guarapiranga
IPAN02500	Córrego Ipanema

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
ITAP02800	Rio Itapetininga
ITAR02500	Rio Itararé
JAGI02900	Rio Jaguari - UGRHI 02
JAGJ00200	Reservatório do Jaguari - UGRHI 02
JAPI02100	Rio Jacupiranga
JCGU03400	Rio Jacaré-Guaçu
JCGU03900	Rio Jacaré-Guaçu
JIBU02900	Rio Pirajibú
JPEP03500	Rio Jacaré-Pepira
JUQI00800	Rio Juquiá
JUQI02900	Rio Juquiá
JURU02500	Reservatório Jurumirim
LAGE02500	Ribeirão Lageado
LENS02500	Rio Lençóis
MOGU02100	Rio Mogi-Guaçu
MOGU02200	Rio Mogi-Guaçu
MOGU02300	Rio Mogi-Guaçu
MOGU02500	Rio Mogi-Guaçu
MOGU02900	Rio Mogi-Guaçu
MOJI02800	Rio Moji-UGRHI 07
ONCA02500	Ribeirão da Onça
PADO02500	Rio Pardo - UGRHI 17
PADO02600	Rio Pardo - UGRHI 17

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
PARB02100	Rio Paraíba do Sul
PARB02200	Rio Paraíba do Sul
PARB02300	Rio Paraíba do Sul
PARB02310	Rio Paraíba do Sul
PARB02400	Rio Paraíba do Sul
PARB02490	Rio Paraíba do Sul
PARB02530	Rio Paraíba do Sul
PARB02600	Rio Paraíba do Sul
PARB02700	Rio Paraíba do Sul
PARB02900	Rio Paraíba do Sul
PARD02010	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARD02100	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARD02500	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARD02600	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARD02700	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARD02800	Rio Pardo - UGRHIs 4 e 12
PARN02100	Rio Paraná
PARN02900	Rio Paraná
PARP02100	Rio Paranapanema
PARP02500	Rio Paranapanema
PARP02750	Rio Paranapanema
PARP02900	Rio Paranapanema
PEIX02100	Rio do Peixe-UGRHI 21

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
PEIX02800	Rio do Peixe-UGRHI 21
PIAC02700	Rio Piaçaguera
PRET02800	Rio Preto-UGRHI 15
PRET04300	Rio Preto-UGRHI 15
PTEI02900	Rio Paratei
RIBE02500	Rio Ribeira
RIIG02500	Rio Ribeira de Iguape
RIIG02900	Rio Ribeira de Iguape
RPRE02200	Reservatório do Rio Preto
SAFO00300	Rio São Francisco
SAGU02100	Rio Sapucaí Guaçu
SANT00100	Reservatório Santa Branca
SAPU02300	Rio Sapucaí-UGRHI 08
SAPU02400	Rio Sapucaí-UGRHI 08
SAPU02800	Rio Sapucaí-UGRHI 08
SAUI02900	Rio Sarapuí
SDOM03700	Ribeirão São Domingos
SDOM03900	Ribeirão São Domingos
SDOM04500	Ribeirão São Domingos
SDOM04600	Ribeirão São Domingos
SJDO02500	Rio São José dos Dourados
SMIG02800	Rio São Miguel Arcanjo
SOBU02800	Rio Sorocabuçu

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
SOIT02100	Reservatório Itupararanga
SOIT02900	Reservatório Itupararanga
SOMI02850	Rio Sorocamirim
SORO02070	Rio Sorocaba
SORO02100	Rio Sorocaba
SORO02200	Rio Sorocaba
SORO02500	Rio Sorocaba
SORO02700	Rio Sorocaba
SORO02900	Rio Sorocaba
STAN02700	Rio Santo Anastácio
STAN04400	Rio Santo Anastácio
TAQR02400	Rio Taquari
TAUI04900	Rio Tatuí
TBIR02700	Rio Tibiriçá
TBIR03300	Rio Tibiriçá
TIBB02100	Reservatório de Barra Bonita
TIBB02700	Reservatório de Barra Bonita
TIBB02900	Reservatório de Barra Bonita
TIBT02100	Braço do Rio Tietê
TIBT02500	Braço do Rio Tietê
TIET02250	Rio Tietê
TIET02300	Rio Tietê
TIET02350	Rio Tietê

Ponto de monitoramento	Corpo d'água
TIET02400	Rio Tietê
TIET02450	Rio Tietê
TIET02500	Rio Tietê
TIET02550	Rio Tietê
TIET02600	Rio Tietê
TIET02700	Rio Tietê
TIPR02400	Reservatório de Promissão
TIRG02900	Reservatório de Rasgão
TITR02100	Reservatório de Três Irmãos
TITR02800	Reservatório de Três Irmãos
TOCA02900	Córrego das Tocas
TURV02500	Rio Turvo
TURV02800	Rio Turvo
UNNA02800	Rio Una -UGRHI 02
XOTE02500	Córrego do Baixote

ANEXO B

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA DAS

ETAS

ETA	Data	ST (mg/L)		SD (mg/L)		SST (mg/L)		TOC (mgC/L)		Turbidez (UNT)	Cor (UC)	pH	concentração numérica de partículas com diâmetro igual a (n° partículas/L)							
		média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.				50 um	40 um	20 um	10 um	8 um	4 um	2 um	1,2 um
ABV	jun-2009	100,00	10,00	76,67	5,77	5,76	0,53	--	--	2,73	3,12	8,10	--	--	--	--	--	--	--	--
	jul-2009	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jul-2009 DUP	80,00	--	80,00	0,00	2,87	0,38	8,08	--	2,67	24,12	7,04	9	8	84	2011	2012	32768	43330	121580
	ago-2009	93,33	5,77	100,00	0,00	4,68	0,84	4,11	0,07	2,23	30,00	7,55	208	295	3074	9561	4557	61938	66117	93710
	out-2009	101,67	2,89	--	--	3,40	1,08	4,48	0,39	1,68	23,90	7,22	64	68	1271	7755	4399	39916	45416	75672
	out-2009 DUP	98,33	5,77	--	--	3,12	0,31	3,89	0,10	2,46	31,60	7,38	40	59	820	7844	5794	51212	73077	170142
	nov-2009	66,67	11,55	--	--	2,63	0,55	3,97	0,03	2,94	36,42	7,00	57	87	1116	18710	14277	102711	114119	139382
	nov-2009 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	2,92	27,30	7,74	--	--	--	--	--	--	--	--
	dez-2009	138,33	2,89	--	--	9,53	6,99	3,83	0,03	3,03	42,58	--	430	589	4259	12781	7503	67548	55594	88784
	dez-2009 DUP	86,67	2,89	--	--	2,95	0,13	--	--	2,16	28,79	--	--	--	--	--	--	--	--	--
ALC	ago-2009	36,67	5,77	--	--	6,00	1,35	3,36	0,02	5,40	49,00	6,20	32	39	590	5401	4551	72841	94227	184899
	set-2009	30,00	--	40,00	0,00	12,73	4,39	3,29	0,03	4,80	42,00	6,20	34	40	505	4915	4283	68754	85452	148580
	out-2009	38,33	7,64	--	--	9,05	0,94	4,54	0,05	14,30	95,00	6,00	26	38	472	3781	2979	50844	81342	204460
	nov-2009	28,33	2,89	--	--	10,60	0,17	--	--	6,30	52,21	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	nov-2009 DUP	31,67	2,89	--	--	2,83	0,12	3,11	0,13	4,90	53,00	6,12	24	24	260	2075	1385	18745	39806	145289
	dez-2009	35,00	5,00	--	--	5,38	0,39	4,97	0,12	8,73	78,00	--	32	56	574	2840	2239	41726	89854	221627
	dez-2009 DUP	35,00	10,00	--	--	5,20	0,17	--	--	6,16	64,88	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jan-2010	53,33	2,89	--	--	9,57	0,55	--	--	8,92	80,00	5,57	--	--	--	--	--	--	--	--
	jan-2010 DUP	28,33	2,89	--	--	5,92	0,48	4,79	0,12	9,00	100,00	5,50	108	240	2171	4752	1921	19175	33663	138954
	fev-2010	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	fev-2010 DUP	33,33	2,89	--	--	6,65	3,47	4,50	0,03	5,69	80,00	6,06	3	3	55	771	553	9288	16686	49226
	mar-2010	31,67	2,89	--	--	7,70	0,20	--	--	7,10	80,00	5,90	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010 DUP	53,33	2,89	--	--	11,57	1,56	2,80	0,03	7,10	80,00	--	9	12	331	3294	2349	31629	44423	132526
	abr-2010	48,33	2,89	--	--	7,50	1,25	3,36	0,14	3,80	49,00	6,00	57	89	2124	15627	9591	76601	62195	104966
	abr-2010 DUP	38,33	5,77	--	--	8,30	0,17	2,66	0,04	5,87	50,71	--	10	3	56	539	440	7223	19111	131443
	mai-2010	40,00	0,00	--	--	6,93	0,29	2,57	0,03	4,98	51,04	--	2	2	31	366	284	6699	18897	87029
	mai-2010 DUP	16,67	2,89	--	--	4,90	0,44	--	--	3,96	39,79	--	--	--	--	--	--	--	--	--

ETA	Data	ST (mg/L)		SD (mg/L)		SST (mg/L)		TOC (mgC/L)		Turbidez (UNT)	Cor (UC)	pH	concentração numérica de partículas com diâmetro igual a (n° partículas/L)							
		média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.				50 um	40 um	20 um	10 um	8 um	4 um	2 um	1,2 um
	jun-2010	--	--	--	--	10,20	0,26	--	--	3,96	39,79	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jun-2010 DUP	63,33	7,64	--	--	6,57	0,38	--	--	3,96	39,79	--	--	--	--	--	--	--	--	--
CUB	jun-2009	116,67	11,55	66,67	11,55	8,67	0,83	2,24	0,31	--	--	--	82	158	1989	5534	1857	20804	40529	68762
	jun-2009 DUP	53,33	5,77	56,67	5,77	2,18	0,20	1,59	0,04	--	--	--	6	11	150	862	838	19813	35460	76513
	jul-2009	76,67	5,77	16,67	5,77	15,23	0,34	--	--	--	--	--	0	0	7	54	37	2620	6127	22249
	jul-2009 DUP	73,33	11,55	53,33	5,77	9,17	0,28	--	--	15,20	75,00	7,10	2	11	339	5649	4366	63146	104496	196526
	ago-2009	30,00	10,00	36,67	5,77	4,27	2,98	1,63	0,04	3,40	25,00	7,10	1	2	48	636	598	14023	28635	84222
	ago-2009 DUP	93,33	5,77	70,00	10,00	9,58	0,30	2,50	0,08	22,00	100,00	6,70	60	79	1101	4964	2407	33438	68011	233288
	set-2009	90,00	--	43,33	5,77	18,85	0,75	7,19	0,19	40,00	270,00	7,00	3	4	165	2785	3188	96251	168626	230365
	set-2009 DUP	80,00	10,00	36,67	5,77	34,43	5,13	6,13	0,62	60,00	60,00	6,70	35	54	573	6110	5539	95252	139355	204211
	out-2009	63,33	5,77	6,25	0,40	4,93	0,40	1,83	0,12	6,80	40,00	7,20	89	103	1520	5261	2383	33869	70337	167202
	out-2009 DUP	81,67	2,89	43,33	2,89	4,53	0,33	1,76	0,04	8,70	30,00	6,80	72	90	1300	5935	3188	35259	51052	145112
	nov-2009	50,00	0,00	80,00	0,00	39,27	2,81	4,50	0,15	7,50	140,00	7,50	425	1022	9965	52563	28318	218733	129048	117926
	nov-2009 DUP	93,33	28,87	51,67	7,64	18,03	18,74	2,49	0,08	3,60	40,00	7,20	227	203	1617	6054	3228	37778	57515	131243
	dez-2009	61,67	2,89	93,33	28,87	26,43	5,23	2,98	0,02	20,40	100,00	7,10	609	729	7170	20623	7396	49268	54631	111168
	dez-2009 DUP	81,67	2,89	40,00	0,00	9,00	0,82	2,11	0,04	4,20	25,00	7,00	27	36	959	2641	750	4816	7080	31173
	jan-2010	106,67	5,77	53,33	5,77	10,40	0,75	2,86	0,14	11,50	55,00	7,10	186	188	3052	9535	4895	72398	77964	152793
	jan-2010 DUP	106,67	2,89	--	--	21,17	0,64	1,57	0,29	22,00	90,00	7,20	193	344	5268	26644	15014	129046	118012	145599
	fev-2010	111,67	2,89	48,33	2,89	5,83	2,49	2,15	0,10	4,10	35,00	7,10	34	66	1045	4849	2602	33122	52161	118652
	fev-2010 DUP	110,00	--	--	--	5,63	1,11	2,51	0,08	5,70	45,00	7,80	2	2	105	1912	1277	33158	53394	135341
	mar-2010	46,67	2,89	91,67	2,89	4,13	0,21	2,13	0,04	4,50	30,00	6,90	3	1	30	269	202	4850	13310	103120
	mar-2010 DUP	93,33	2,89	48,33	2,89	6,90	0,10	1,82	0,07	2,28	25,00	7,30	13	8	102	870	662	9497	24733	85493
FRA	jun-2009	46,67	5,77	6,67	11,55	5,67	0,08	0,79	0,04	15,50	91,00	7,30	16	14	95	405	245	8610	38360	198385
	jun-2009 DUP	63,33	5,77	56,67	11,55	8,57	1,23	1,94	0,07	19,00	49,00	7,20	22	66	1133	5074	2563	46238	104791	238544
	ago-2009	30,00	--	26,67	5,77	4,92	0,23	0,97	0,03	6,20	22,00	7,40	5	7	125	1509	1233	23588	44895	180849
	ago-2009 DUP	60,00	--	60,00	10,00	7,65	0,49	--	--	10,00	32,00	7,40	--	--	--	--	--	--	--	--
	set-2009	70,00	5,00	66,67	11,55	9,88	0,90	4,75	0,03	18,00	50,00	7,30	101	111	869	3212	2050	33475	68561	189609

ETA	Data	ST (mg/L)		SD (mg/L)		SST (mg/L)		TOC (mgC/L)		Turbidez (UNT)	Cor (UC)	pH	concentração numérica de partículas com diâmetro igual a (n° partículas/L)							
		média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.				50 um	40 um	20 um	10 um	8 um	4 um	2 um	1,2 um
	set-2009 DUP	90,00	--	53,33	5,77	30,57	1,95	1,21	0,05	--	--	--	10	36	1559	8204	4805	68955	112507	204172
	nov-2009	--	--	--	--	--	--	2,00	0,38	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	nov-2009 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	dez-2009	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	dez-2009 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jan-2010	73,33	2,89	--	--	24,37	3,12	1,76	0,13	31,00	69,00	7,30	17	28	282	2118	1758	41114	107337	259225
	jan-2010 DUP	153,33	5,77	--	--	61,07	3,95	3,73	0,23	198,00	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010	606,67	5,77	--	--	268,77	6,14	--	--	197,00	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
GUA	jun-2009	54,97	5,84	53,33	5,77	1,64	0,07	2,64	0,00	2,95	14,05	--	66	78	678	3117	1875	26456	51581	135218
	jun-2009 DUP	26,67	5,77	10,00	0,00	1,20	0,36	2,68	0,04	2,56	16,13	--	10	2	46	330	372	10006	28805	122550
	jul-2009	30,00	10,00	--	--	1,72	0,31	--	--	2,94	22,45	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jul-2009 DUP	66,67	11,55	10,00	10,00	1,78	0,20	5,20	--	4,25	21,35	--	3	0	12	129	105	2375	8750	86158
	ago-2009	40,00	0,00	36,67	5,77	2,45	0,74	1,46	0,02	2,68	15,10	--	4	4	50	816	687	9689	24822	110396
	ago-2009 DUP	25,00	5,00	46,67	11,55	1,80	0,09	1,53	0,02	3,60	13,10	--	14	19	255	1764	1366	22856	52468	156053
	set-2009	61,67	2,89	36,67	5,77	17,52	1,38	2,50	0,22	26,66	100,25	--	7	4	95	2825	3630	110981	179278	223367
	set-2009 DUP	58,33	2,89	43,33	5,77	4,07	0,03	1,55	0,03	5,12	21,00	--	33	25	559	9618	6720	48031	52418	127388
	out-2009	33,33	2,89	43,33	5,77	1,38	0,13	1,53	0,05	3,08	16,40	--	4	5	32	376	369	5169	9560	36318
	out-2009 DUP	48,33	2,89	--	--	3,93	0,35	1,68	0,03	8,15	16,10	--	57	48	379	1917	1197	23441	70725	248799
	nov-2009	43,33	2,89	--	--	1,45	0,57	1,73	0,07	2,39	13,50	--	8	6	82	753	530	7158	15109	95856
	nov-2009 DUP	45,00	--	--	--	2,22	0,20	1,61	0,02	26,76	11,05	--	5	1	22	348	322	4732	7589	23283
	dez-2009	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	dez-2009 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	fev-2010	46,67	2,89	--	--	2,23	0,48	--	--	8,21	27,20	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	fev-2010 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010	23,33	2,89	--	--	1,45	0,05	--	--	5,42	12,50	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010 DUP	45,00	--	--	--	1,45	0,23	1,98	0,03	3,07	10,00	--	6	4	83	709	522	8990	24591	125038
	abr-2010	48,33	2,89	--	--	2,50	0,39	2,18	0,17	10,19	25,00	--	2	2	15	152	73	3263	8402	41720

ETA	Data	ST (mg/L)		SD (mg/L)		SST (mg/L)		TOC (mgC/L)		Turbidez (UNT)	Cor (UC)	pH	concentração numérica de partículas com diâmetro igual a (n° partículas/L)							
		média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.	média	desv. pad.				50 um	40 um	20 um	10 um	8 um	4 um	2 um	1,2 um
PPR	abr-2010 DUP	30,00	--	--	--	3,03	1,46	1,77	0,06	3,86	15,00	6,70	10	2	9	177	230	5083	14727	88919
	mai-2010	41,67	2,89	--	--	2,53	0,16	1,92	0,02	4,43	20,00	--	4	4	33	261	230	4091	11643	67934
	mai-2010 DUP	56,67	5,77	--	--	5,17	4,62	--	--	4,63	21,00	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jun-2009	120,00	--	83,33	11,55	25,17	3,15	1,99	0,06	20,20	174,05	7,25	95	154	992	2056	788	8370	25340	190581
	jun-2009 DUP	153,33	15,28	126,67	11,55	48,17	2,84	3,22	0,08	45,00	377,75	7,15	293	798	13271	60318	25470	150529	101082	107700
	jul-2010	140,00	--	76,67	11,55	38,43	0,42	10,12	--	27,85	224,75	7,20	0	0	2	17	29	804	10317	202901
	ago-2009	110,00	0,00	130,00	10,00	17,63	1,55	2,87	0,01	20,18	171,36	7,18	413	505	6509	28860	12538	84738	85284	142306
	set-2009	190,00	--	100,00	0,00	84,08	6,53	5,50	0,04	81,55	591,25	6,95	312	418	7071	49822	26499	173591	119556	125946
	out-2009	323,33	5,77	--	--	98,87	5,35	7,27	0,14	141,44	1047,92	6,88	--	--	--	--	--	--	--	--
	nov-2009	176,67	2,89	--	--	65,27	0,55	4,62	0,07	51,00	408,30	6,95	1155	2466	18988	85331	33033	155052	80851	81822
	dez-2009	200,00	--	--	--	112,10	10,54	5,10	0,24	183,85	1308,95	6,85	--	--	--	--	--	--	--	--
	dez-2009 DUP	276,67	2,89	--	--	118,73	8,39	5,89	0,08	78,05	596,90	7,00	--	--	--	--	--	--	--	--
	jan-2010	426,67	5,77	--	--	300,93	8,42	8,30	0,30	250,85	1810,20	6,95	--	--	--	--	--	--	--	--
	jan-2010 DUP	433,33	5,77	--	--	293,80	4,10	8,30	0,30	327,40	2377,20	6,90	--	--	--	--	--	--	--	--
	fev-2010	193,33	15,28	--	--	77,67	1,27	9,51	0,11	116,00	862,30	6,90	--	--	--	--	--	--	--	--
	fev-2010 DUP	306,67	11,55	--	--	206,53	47,76	6,49	0,11	117,30	1059,10	6,90	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010	166,67	5,77	--	--	51,33	0,61	--	--	42,90	354,65	7,20	--	--	--	--	--	--	--	--
	mar-2010 DUP	226,67	5,77	--	--	151,07	3,25	4,03	0,04	94,10	907,10	7,15	--	--	--	--	--	--	--	--
	abr-2010	150,00	0,00	--	--	49,07	1,03	3,25	0,12	30,30	284,00	7,30	881	2234	36912	83071	18913	64030	29651	36910
	abr-2010 DUP	190,00	0,00	--	--	62,93	1,17	3,29	0,06	39,25	365,30	7,25	4	2	176	6053	4680	43736	59280	170389
	mai-2010	140,00	0,00	--	--	38,37	5,86	3,31	0,03	32,40	303,75	7,30	5	4	47	535	413	22269	101689	304200
	mai-2010 DUP	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	jun-2010	140,00	10,00	--	--	28,23	3,42	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

ANEXO A
BALANÇOS DE MASSA

ETA Alto de Cotia

TIPO ÁGUA	PARAM.	PERÍODO																	
		ago-2009	set-2009	out-2009	nov-2009	nov-2009 DUP	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	mar-2010	mar-2010 DUP	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010	mai-2010 DUP	jun-2010	jun-2010 DUP
Bruta	SST (mg/L)	6,00	12,73	9,05	10,60	2,83	5,38	5,20	9,57	5,92	6,65	7,70	11,57	7,50	8,30	6,93	4,90	10,20	6,57
	desv. pad.	1,35	4,39	0,94	0,17	0,12	0,39	0,17	0,55	0,48	3,47	0,20	1,56	1,25	0,17	0,29	0,44	0,26	0,38
Coagulada	SST (mg/L)	14,07	13,23	25,97	11,67	14,33	17,03	17,07	21,77	25,13	16,63	12,97	20,93	17,40	12,23	12,13	11,43	17,90	12,13
	desv. pad.	0,57	0,15	0,68	1,10	1,14	0,15	1,08	4,97	0,95	0,83	0,72	0,65	1,22	0,93	0,35	0,12	10,45	0,31
Floculada	SST (mg/L)	11,50	15,53	19,67	16,17	11,87	22,80	18,23	23,63	27,30	16,13	16,47	18,03	18,13	21,20	12,17	11,20	4,77	12,20
	desv. pad.	0,52	0,74	1,42	4,89	2,95	0,17	0,29	1,94	0,30	1,64	0,31	1,38	0,81	0,40	0,70	1,61	0,15	0,87
Decantada	SST (mg/L)	1,82	1,95	1,63	1,18	2,02	1,17	1,12	1,32	1,13	8,33	1,25	2,30	1,37	4,12	1,96	1,62	2,17	2,22
	desv. pad.	0,23	0,13	0,26	0,03	0,25	0,03	0,19	0,13	0,13	0,41	0,18	0,22	0,42	4,84	0,14	0,18	1,41	0,04
VAZÕES (L/s)																			
Vazão de recirculação média		0																	
Vazão de descarte decantadores		49,38																	
Vazão de lavagem filtros		30,00																	
PARÂMETROS		ago-2009	set-2009	out-2009	nov-2009	nov-2009 DUP	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	mar-2010	mar-2010 DUP	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010	mai-2010 DUP	jun-2010	jun-2010 DUP
lodo no floculador (kg/dia)		247	-231	653	-474	259	-602	-118	-197	-239	58	-383	303	-78	-984	-3	24	1301	-7
lodo no decantador (kg/dia)		941	1370	1876	1585	1043	2263	1734	2366	2894	945	1672	1656	1800	1892	1012	986	267	1104
lodo no filtro (kg/dia)		167	187	162	120	203	117	108	134	120	936	132	231	140	434	184	158	205	234
TOTAL gerado (kg/dia)		1356	1557	2691	1705	1506	2380	1843	2499	3014	1939	1803	2190	1941	2327	1196	1169	1774	1339
desv. pad. do TOTAL (kg/dia)		50	15	147	116	310	16	109	525	104	192	79	144	130	102	35	164	15	34
Vazão diária média (L/s)		1116	1160	1199	1220	1216	1208	1170	1224	1278	1349	1268	1211	1239	1270	1137	1183	1147	1270
Vazão efluente decantadores (L/s)		1067	1111	1150	1171	1167	1159	1120	1175	1228	1300	1218	1162	1189	1221	1088	1134	1098	1221

ETA Cubatão

TIPO ÁGUA	PARAM.	PERÍODO																			
		jun-2009	jun-2009 DUP	jul-2009	jul-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	out-2009	out-2009 DUP	nov-2009	nov-2009 DUP	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	fev-2010 DUP	mar-2010	mar-2010 DUP
Bruta	SST (mg/L)	8,67	2,18	15,23	9,17	4,27	9,58	18,85	34,43	4,93	4,53	39,27	18,03	26,43	9,00	10,40	21,17	5,83	5,63	4,13	6,90
	desv. pad.	0,83	0,20	0,34	0,28	2,98	0,30	0,75	5,13	0,40	0,33	2,81	18,74	5,23	0,82	0,75	0,64	2,49	1,11	0,21	0,10
Coagulada	SST (mg/L)	10,93	17,73	64,23	55,17	13,07	48,50	57,23	86,30	38,97	30,33	81,00	23,23	72,97	30,80	49,23	49,03	20,03	11,73	34,00	20,93
	desv. pad.	0,46	2,32	0,81	2,90	0,06	1,56	0,60	1,06	0,57	1,62	9,46	0,15	1,53	0,56	4,92	1,18	0,29	4,82	0,35	0,65
Floculada	SST (mg/L)	18,20	17,63	64,00	59,93	12,23	44,67	85,07	64,90	36,60	31,53	75,23	25,47	53,07	32,73	48,07	51,30	21,65	10,37	29,20	32,67
	desv. pad.	0,53	3,89	5,67	2,80	0,59	0,38	2,63	1,25	0,95	2,40	3,32	5,06	0,67	9,59	0,38	1,81	0,92	0,32	1,31	21,52
Decantada	SST (mg/L)	7,30	3,58	3,07	3,50	3,18	4,15	3,42	5,07	3,55	3,05	2,65	2,02	2,87	5,77	3,27	1,92	2,83	3,05	2,90	3,07
	desv. pad.	0,17	0,06	0,10	0,40	0,18	0,13	0,72	0,51	0,17	0,48	0,70	0,39	0,80	1,30	0,81	0,08	0,03	0,07	0,17	0,29
VAZÕES (L/s)																					
Vazão de recirculação média		15,64																			
Vazão de descarte decantadores		14,00																			
Vazão de lavagem filtros		0																			
PARÂMETROS		jun-2009	jun-2009 DUP	jul-2009	jul-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	out-2009	out-2009 DUP	nov-2009	nov-2009 DUP	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	fev-2010 DUP	mar-2010	mar-2010 DUP
lodo no floculador (kg/dia)		-762	11	22	-453	83	354	-7939	5979	690	-348	635	-225	2195	-218	120	-232	-213	159	510	-1327
lodo no decantador (kg/dia)		1152	1498	5695	5370	903	3747	23293	16722	9642	8267	7996	2363	5541	3050	4601	5068	2479	856	2800	3352
lodo no filtro (kg/dia)		765	381	286	333	316	383	975	1416	1035	885	292	203	316	651	335	197	373	355	308	347
TOTAL gerado (kg/dia)		1908	1886	6000	5698	1298	4479	24264	24110	11363	9148	8920	2564	8049	3693	5052	5262	2848	1367	3615	3695
desvio padrão do TOTAL (kg/dia)		48	414	530	276	58	35	172	349	278	470	366	15	73	63	39	122	38	37	139	74
Vazão diária média (L/s)		1214	1231	1081	1100	1150	1069	3301	3234	3375	3358	1275	1165	1277	1306	1188	1187	1523	1349	1231	1309
Vazão efluente decantadores (L/s)		1200	1217	1067	1086	1136	1055	3287	3220	3361	3344	1261	1151	1263	1292	1174	1173	1509	1335	1217	1295

ETA Franca

TIPOÁGUA	PARAM.	PERÍODO								
		jun-2009	jun-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	mar-2010
Bruta	SST (mg/L)	5,67	8,57	4,92	7,65	9,88	30,57	24,37	61,07	268,77
	desv. pad.	0,08	1,23	0,23	0,49	0,90	1,95	3,12	3,95	6,14
Coagulada	SST (mg/L)	29,60	32,33	24,80	25,30	45,17	65,27	40,07	94,37	478,73
	desv. pad.	3,61	1,31	0,95	0,36	5,18	4,11	1,42	1,70	4,41
Floculada	SST (mg/L)	29,97	42,40	21,60	25,40	43,70	59,93	39,83	128,80	481,40
	desv. pad.	0,97	1,35	2,72	0,72	3,46	1,01	4,56	0,80	5,63
Decantada	SST (mg/L)	4,50	3,45	7,85	4,88	13,02	1,98	2,45	13,62	6,56
	desv. pad.	1,34	0,48	0,33	0,12	0,41	0,32	0,05	0,46	0,14

VAZÕES (L/s)	
Vazão de recirculação média	23,918
Vazão de descarte decantadores	0
Vazão de lavagem filtros	0

PARÂMETROS	jun-2009	jun-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	mar-2010
lodo no floculador (kg/dia)	-26,13	-717,3	237,5	-7,422	110,61	402,21	17,392	-2567	-208,7
lodo no decantador (kg/dia)	1814,6	2775,3	1020,5	1522,7	2314	4370,3	2786,4	8585,3	37159
lodo no filtro (kg/dia)	320,64	245,82	582,62	362,44	981,65	149,57	182,61	1014,9	513
TOTAL gerado (kg/dia)	2135,2	3021,1	1840,6	1885,2	3406,2	4922,1	2986,4	9600,2	37672
desvio padrão do TOTAL (kg/dia)	249,46	90,297	196,41	26,015	253,77	73,836	330,7	123,48	336,03
Vazão diária média (L/s)	800,77	800,77	835,11	835,11	848,94	848,94	838,77	838,77	881,8
Vazão efluente decantadores (L/s)	824,69	824,69	859,02	859,02	872,86	872,86	862,68	862,68	905,72

ETA Guaraú

TIPOÁGUA	PARAM.	PERÍODO																	
		jun-2009	jun-2009 DUP	jul-2009	jul-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	out-2009	out-2009 DUP	nov-2009	nov-2009 DUP	fev-2010	mar-2010	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010	mai-2010 DUP
Bruta	SST (mg/L)	1,64	1,20	1,72	1,78	2,45	1,80	17,52	4,07	1,38	3,93	1,45	2,22	2,23	1,45	2,50	3,03	2,53	5,17
	desv. pad.	0,07	0,36	0,31	0,20	0,74	0,09	1,38	0,03	0,13	0,35	0,57	0,20	0,48	0,05	0,39	1,46	0,16	4,62
Coagulada	SST (mg/L)	7,47	7,47	9,07	10,70	7,67	9,17	42,00	14,53	12,43	19,93	8,85	14,73	16,53	14,65	14,97	12,40	12,15	9,93
	desv. pad.	0,15	0,31	0,15	0,10	1,36	0,15	7,71	0,72	0,25	1,27	0,07	1,96	0,12	1,34	0,81	1,31	1,06	2,22
Floculada	SST (mg/L)	8,73	7,87	9,40	8,53	8,07	9,10	22,20	10,13	11,00	18,80	7,77	13,20	13,90	13,37	14,90	10,97	11,37	21,60
	desv. pad.	0,75	0,32	0,00	0,12	3,06	0,26	0,61	1,93	0,62	0,95	0,12	0,36	2,07	0,57	0,90	0,38	1,39	12,37
Decantada	SST (mg/L)	3,67	2,57	4,02	4,43	3,48	2,72	4,58	3,52	2,60	2,65	2,00	3,52	6,10	3,78	1,78	3,30	3,30	5,40
	desv. pad.	0,21	0,20	0,06	0,38	0,25	0,45	0,16	0,08	0,10	0,05	0,07	1,10	0,53	0,93	0,14	0,53	1,09	1,64
VAZ ÕES (L/s)																			
Vazão de recirculação média		450																	
Vazão de descarte decantadores		0																	
Vazão de lavagem filtros		30																	
PARÂMETROS		jun-2009	jun-2009 DUP	jul-2009	jul-2009 DUP	ago-2009	ago-2009 DUP	set-2009	set-2009 DUP	out-2009	out-2009 DUP	nov-2009	nov-2009 DUP	fev-2010	mar-2010	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010	mai-2010 DUP
lodo no floculador (kg/dia)		-3530	-1049	-932	6097	-1066	179	52603	11794	3955	3323	3166	4428	7824	3802	190	4293	2272	-34402
lodo no decantador (kg/dia)		14118	13897	15047	11537	12218	17150	46802	17736	23179	47357	16853	27940	23173	28395	37288	22963	23401	47769
lodo no filtro (kg/dia)		10427	7299	11422	12607	9905	7725	13033	10000	7394	7536	5687	10024	17346	10759	5071	9384	9384	15356
TOTAL gerado (kg/dia)		24335	20628	26274	30109	21504	24628	111581	38956	34309	58451	25863	42547	49120	43407	42547	37140	35246	63692
desvio padrão do TOTAL (kg/dia)		420	789	421	320	3567	701	1592	5097	1699	2760	333	1027	6059	1663	2524	1119	3969	6457
Vazão diária média (L/s)		31801	29899	31900	32119	30404	30646	30299	30574	31488	33489	33374	32974	33936	33844	32453	34216	33126	33679
Vazão efluente decantadores (L/s)		32251	29899	31900	32119	30404	30646	30299	30574	31488	33489	33374	32974	33936	33844	32453	34216	33126	33679

ETA Presidente Prudente

TIPO ÁGUA	PARAM.	PERÍODO														
		jun-2009	jun-2009 DUP	ago-2009	out-2009	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	fev-2010 DUP	mar-2010	mar-2010 DUP	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010
Bruta	SST (mg/L)	25,17	48,17	17,63	98,87	112,10	118,73	300,93	293,80	77,67	206,53	51,33	151,07	49,07	62,93	38,37
	desv. pad.	3,15	2,84	1,55	5,35	10,54	8,39	8,42	4,10	1,27	47,76	0,61	3,25	1,03	1,17	5,86
Coagulada	SST (mg/L)	38,07	65,50	36,23	305,00	146,47	133,93	324,80	359,20	104,73	222,07	65,60	161,73	60,53	67,20	53,67
	desv. pad.	2,02	2,46	1,26	1,60	2,41	2,44	9,37	18,91	0,58	6,22	2,27	4,98	1,01	1,93	1,89
Floculada	SST (mg/L)	30,13	47,10	39,73	295,73	161,20	118,10	295,33	321,93	87,50	226,20	61,80	178,50	54,47	67,20	53,20
	desv. pad.	0,42	2,25	0,67	4,06	3,86	3,11	4,64	15,69	3,54	3,80	0,53	5,23	1,21	1,93	0,53
Decantada	SST (mg/L)	1,92	4,95	2,83	2,17	5,73	1,95	1,02	2,18	2,07	4,57	32,63	1,67	1,60	1,68	1,69
	desv. pad.	0,03	0,35	0,23	0,16	4,99	0,05	0,10	0,57	0,28	5,57	3,15	0,33	0,30	0,13	0,14
VAZ ÕES (L/s)																
Vazão de recirculação média		38,9														
Vazão de descarte decantadores		5,5														
Vazão de lavagem filtros		0														
PARÂMETROS		jun-2009	jun-2009 DUP	ago-2009	out-2009	dez-2009	dez-2009 DUP	jan-2010	jan-2010 DUP	fev-2010	fev-2010 DUP	mar-2010	mar-2010 DUP	abr-2010	abr-2010 DUP	mai-2010
lodo no floculador (kg/dia)		461	1070	-204	539	-857	921	1714	2168	1002	-240	221	-975	353	0	27
lodo no decantador (kg/dia)		1642	2484	2084	17607	10613	7105	19958	20551	6341	15060	2028	11432	3418	4328	3241
lodo no filtro (kg/dia)		111	289	159	129	389	118	68	139	152	308	2235	107	103	110	105
TOTAL gerado (kg/dia)		2377	4091	2482	19049	10068	8365	20285	22434	6541	14127	4097	11148	3781	4197	3352
desvio padrão do TOTAL (kg/dia)		23	125	67	230	156	180	299	956	250	402	35	305	74	121	32
Vazão diária média (L/s)		634	643	614	655	751	669	746	705	820	747	759	709	709	725	689
Vazão efluente decantadores (L/s)		668	676	648	689	784	702	779	738	853	781	793	743	743	759	723

ANEXO B

APLICAÇÃO DA FÓRMULA EMPÍRICA

ETA Alto de Cotia

Data	Q (m³/h)	Dosagem (mg/L)						SST medida (mg/L)	Produção de lodo por componente					Produção total estimada (kg/dia)	Produção total (kg/dia)	desvio em relação ao estimado (%)
		SA	CF	PACI	P	Cal	CAP		SST (kg/dia)	SST (%)	Coag. (kg/dia)	Coag. (%)	Outros			
ago-2009	4017,49	17,85	0	0	0	55,42	0	6,00	578,52	43,08	764,48	56,92	0,00	1343,00	1356,30	0,99
set-2009	4176,21	21,24	0	0	0	64,86	0	12,73	1276,25	57,44	945,51	42,56	0,00	2221,76	1556,89	-29,93
out-2009	4317,69	26,51	0	0	0	82,41	0	9,05	937,80	43,45	1220,52	56,55	0,00	2158,33	2690,79	24,67
nov-2009	4393,30	16,47	0	0	0	60,76	0	10,60	1117,65	59,16	771,53	40,84	0,00	1889,19	1704,60	-9,77
nov-2009 DUP	4377,69	15,12	0	0	0	62,04	0	2,83	297,68	29,67	705,78	70,33	0,00	1003,46	1505,93	50,07
dez-2009	4348,57	23,05	0	0	0	87,71	0	5,38	561,26	34,44	1068,57	65,56	0,00	1629,83	2379,54	46,00
dez-2009 DUP	4210,52	19,65	0	0	0	71,43	0	5,20	525,47	37,34	881,90	62,66	0,00	1407,38	1842,52	30,92
jan-2010	4406,27	21,98	0	0	0	92,24	0	9,57	1011,68	49,49	1032,38	50,51	0,00	2044,05	2499,24	22,27
jan-2010 DUP	4600,00	19,90	0	0	0	78,02	0	5,92	653,20	40,09	976,10	59,91	0,00	1629,30	3013,92	84,98
fev-2010	4856,17	16,75	0	0	0	79,72	0	6,65	775,04	47,19	867,34	52,81	0,00	1642,38	1938,58	18,03
mar-2010	4563,10	15,21	0	0	0	72,60	0	7,70	843,26	53,27	739,84	46,73	0,00	1583,10	1803,34	13,91
mar-2010 DUP	4359,79	12,12	0	0	0	64,30	0	11,57	1210,28	68,24	563,39	31,76	0,00	1773,67	2190,36	23,49
abr-2010	4459,29	22,50	0	0	0	81,23	0	7,50	802,67	42,87	1069,62	57,13	0,00	1872,29	1940,68	3,65
abr-2010 DUP	4572,68	12,47	0	0	0	59,49	0	8,30	910,88	59,98	607,74	40,02	0,00	1518,62	2326,58	53,20
mai-2010	4094,85	13,49	0	0	0	56,89	0	6,93	681,38	53,63	589,07	46,37	0,00	1270,45	1195,70	-5,88
mai-2010 DUP	4258,46	11,18	0	0	0	51,13	0	4,90	500,79	49,66	507,59	50,34	0,00	1008,38	1168,52	15,88
jun-2010	4128,85	12,83	0	0	0	46,17	0	10,20	1010,74	64,15	564,83	35,85	0,00	1575,57	1773,76	12,58
jun-2010 DUP	4572,46	12,60	0	0	0	50,25	0	6,57	720,62	53,98	614,29	46,02	0,00	1334,91	1338,82	0,29
média	4372,97								média	49,28	média	50,72			média	19,74
desv. pad.	210,77								mediana	49,58	mediana	50,42			desv. pad.	26,83
CV	0,05														mín.	-29,93
															máx.	84,98
															mediana	16,96

ETA Cubatão

Data	Q (m³/h)	Dosagem (mg/L)						SST medida (mg/L)	Produção de lodo por componente					Produção total estimada (kg/dia)	Produção total (kg/dia)	desvio em relação ao estimado (%)
		SA	CF	PACl	P	CaI	CAP		SST (kg/dia)	SST (%)	Coag. (kg/dia)	Coag. (%)	Outros			
jun-2009	4368,88	16,21	0	0	0	50,60	0	8,67	908,73	54,62	755,05	45,38	0,00	1663,78	1908,33	14,70
jun-2009 DUP	4430,81	16,63	0	0	0	54,60	0	2,18	232,17	22,81	785,57	77,19	0,00	1017,75	1885,75	85,29
jul-2009	3892,07	43,33	0	0	0	108,53	0	15,23	1422,94	44,18	1798,13	55,82	0,00	3221,07	6000,01	86,27
jul-2009 DUP	3961,64	28,04	0	0	0	64,40	0	9,17	871,56	42,39	1184,39	57,61	0,00	2055,95	5698,43	177,17
ago-2009	4139,46	21,31	0	0	0	58,99	0	4,27	423,88	31,07	940,47	68,93	0,00	1364,35	1298,13	-4,85
ago-2009 DUP	3848,08	21,44	0	0	0	56,16	0	9,58	885,06	50,15	879,75	49,85	0,00	1764,80	4479,16	153,80
set-2009	11884,58	0,00	72	0	0,79	48,00	0	18,85	5376,59	20,72	#####	78,41	225,00	25948,40	24263,57	-6,49
set-2009 DUP	11640,83	0,00	31	0	0,18	20,00	0	34,43	9619,98	52,71	8580,76	47,02	50,00	18250,74	24110,49	32,11
out-2009	12150,00	0,00	44	0	0,43	25,00	0	4,93	1438,56	10,08	#####	89,05	125,00	14275,41	11362,68	-20,40
out-2009 DUP	12088,33	0,00	57	0	0,34	34,00	0	4,53	1315,21	7,39	#####	92,05	100,00	17799,26	9148,45	-48,60
nov-2009	4588,27	30,74	0	0	0	101,24	0	39,27	4323,98	74,19	1503,92	25,81	0,00	5827,90	8919,59	53,05
nov-2009 DUP	4194,94	16,28	0	0	0	68,78	0	18,03	1815,57	71,38	728,01	28,62	0,00	2543,58	2563,95	0,80
dez-2009	4596,02	24,43	0	0	0	82,86	0	26,43	2915,71	70,90	1196,87	29,10	0,00	4112,58	8048,54	95,71
dez-2009 DUP	4701,37	19,75	0	0	0	86,29	0	9,00	1015,50	50,64	989,74	49,36	0,00	2005,24	3693,40	84,19
jan-2010	4275,22	26,83	0	0	0	98,99	0	10,40	1067,09	46,60	1222,77	53,40	0,00	2289,86	5051,60	120,61
jan-2010 DUP	4273,71	27,53	0	0	0	99,20	0	21,17	2171,04	63,38	1254,47	36,62	0,00	3425,51	5261,79	53,61
fev-2010	5482,01	20,46	0	0	0	106,54	0	5,83	767,48	39,09	1195,80	60,91	0,00	1963,28	2848,45	45,09
fev-2010 DUP	4856,17	16,75	0	0	0	79,72	0	5,63	656,55	43,08	867,34	56,92	0,00	1523,89	1367,50	-10,26
mar-2010	4430,26	15,25	0	0	0	67,74	0	4,13	439,48	37,89	720,40	62,11	0,00	1159,88	3615,09	211,68
mar-2010 DUP	4713,32	12,94	0	0	0	73,12	0	6,90	780,53	54,55	650,24	45,45	0,00	1430,76	3695,24	158,27
média	5925,80								média	44,39	média	55,48			média	64,09
desv. pad	3108,57								mediana	45,39	mediana	54,61			desv. pad.	72,62
CV	0,52														mín.	-48,60
															máx.	211,68
															mediana	53,33

ETA Franca

Data	Q (m³/h)	Dosagem (mg/L)						SST medida (mg/L)	Produção de lodo por componente					Produção total estimada (kg/dia)	Produção total (kg/dia)	desvio em relação ao estimado (%)
		SA	CF	PACI	P	Cal	CAP		SST (kg/dia)	SST (%)	Coag. (kg/dia)	Coag. (%)	Outros			
jun-2009	2882,79	0,00	80,926	0	0,2891	28,91	0	5,67	392,06	6,58	5547,27	93,09	20,00	5959,33	2135,23	-64,17
jun-2009 DUP	2882,79	0,00	80,926	0	0,2891	28,91	0	8,57	592,70	9,62	5547,27	90,05	20,00	6159,97	3021,14	-50,96
ago-2009	3006,38	0,00	77,564	0	0,1967	30,40	0	4,92	354,75	6,00	5544,81	93,76	14,19	5913,75	1840,65	-68,88
ago-2009 DUP	3006,38	0,00	77,564	0	0,1967	30,40	0	7,65	551,97	9,03	5544,81	90,74	14,19	6110,97	1885,18	-69,15
set-2009	3056,18	0,00	96,162	0	0,2999	36,36	0	9,88	724,93	9,37	6988,13	90,34	22,00	7735,06	3406,24	-55,96
set-2009 DUP	3056,18	0,00	96,162	0	0,2999	36,36	0	30,57	2242,01	24,23	6988,13	75,53	22,00	9252,14	4922,07	-46,80
jan-2010	3019,56	0,00	118,92	0	0,4117	46,29	0	24,37	1765,84	17,09	8538,44	82,62	29,84	10334,11	2986,40	-71,10
jan-2010 DUP	3019,56	0,00	118,92	0	0,4117	46,29	0	61,07	4425,46	34,06	8538,44	65,71	29,84	12993,74	9600,22	-26,12
mar-2010	3174,49	0,00	112,47	0	0,5504	41,92	0	268,77	#####	70,59	8489,86	29,27	41,94	29008,49	37671,55	29,86
média	3036,42								média	20,73	média	79,01			média	-47,03
desv. pad	98,18								mediana	9,62	mediana	90,05			desv. pad.	32,18
CV	0,03														mín.	-71,10
															máx.	29,86
															mediana	-55,96

ETA Guaraú

Data	Q (m³/h)	Dosagem (mg/L)						SST medida (mg/L)	Produção de lodo por componente					Produção total estimada (kg/dia)	Produção total (kg/dia)	desvio em relação ao estimado (%)
		SA	CF	PACI	P	CaI	CAP		SST (kg/dia)	SST (%)	Coag. (kg/dia)	Coag. (%)	Outros			
jun-2009	114483	8,46	0	0	0,20	0,00	0	1,64	4506	29,30	10331	67,16	544,57	15381	24335	58,21
jun-2009 DUP	107637	7,65	0	0	0,29	0,00	0	1,20	3100	24,57	8774	69,56	740,21	12615	20628	63,52
jul-2009	114841	9,47	0	0	0,24	0,82	0	1,72	4731	27,87	11590	68,26	658,03	16980	26274	54,74
jul-2009 DUP	115628	8,94	0	0	0,28	0,00	0	1,78	4949	29,56	11024	65,84	769,81	16743	30109	79,84
ago-2009	109455	7,37	0	0	0,40	0,00	0	2,45	6436	40,01	8598	53,45	1050,79	16084	21504	33,69
ago-2009 DUP	110326	8,12	0	0	0,20	0,00	0	1,80	4766	32,11	9552	64,34	526,94	14845	24628	65,90
set-2009	109076	10,11	0	0	0,24	0,00	0	17,52	45855	78,72	11754	20,18	638,94	58248	111581	91,56
set-2009 DUP	110065	8,64	0	0	0,24	0,00	0	4,07	10742	49,92	10140	47,12	635,40	21517	38956	81,04
out-2009	113356	8,96	0	0	0,24	0,00	0	1,38	3763	24,68	10831	71,01	657,44	15252	34309	124,95
out-2009 DUP	120560	9,10	0	0	0,24	0,00	0	3,93	11381	47,87	11695	49,19	697,58	23774	58451	145,86
nov-2009	120147	8,91	0	0	0,02	0,00	0	1,45	4181	26,71	11416	72,92	58,39	15656	25863	65,20
nov-2009 DUP	118705	10,10	0	0	0,02	0,00	0	2,22	6315	32,97	12782	66,73	58,05	19155	42547	122,12
fev-2010	122170	10,75	0	0	0,04	0,00	0	2,23	6548	31,71	13996	67,78	105,92	20650	49120	137,86
mar-2010	121837	10,03	0	0	0,04	0,00	0	1,45	4240	24,41	13022	74,98	105,51	17367	43407	149,94
abr-2010	116830	10,28	0	0	0,04	0,00	0	2,50	7010	35,20	12798	64,27	103,63	19912	42547	113,68
abr-2010 DUP	123177	7,53	0	0	0,04	0,00	0	3,03	8967	47,28	9893	52,16	106,79	18967	37140	95,81
mai-2010	119252	7,00	0	0	0,02	0,00	0	2,53	7251	44,70	8900	54,87	69,17	16219	35246	117,31
mai-2010 DUP	121243	7,34	0	0	0,03	0,00	0	5,17	15034	61,13	9484	38,56	75,53	24594	63692	158,97
média	116863,42								média	37,64	média	60,07			média	97,79
desv. pad	5050,22								mediana	32,11	mediana	65,84			desv. pad.	37,39
CV	0,04														mín.	33,69
															máx.	158,97
															mediana	93,69

ETA Presidente Prudente

Data	Q (m³/h)	Dosagem (mg/L)						SST medida (mg/L)	Produção de lodo por componente					Produção total estimada (kg/dia)	Produção total (kg/dia)	desvio em relação ao estimado (%)
		SA	CF	PACI	P	CaI	CAP		SST (kg/dia)	SST (%)	Coag. (kg/dia)	Coag. (%)	Outros			
jun-2009	2283,80	43,00	0	0	0	0,00	1,9	25,17	1379,42	54,51	1046,98	41,37	104,14	2530,54	2377,46	-6,05
jun-2009 DUP	2313,05	56,30	0	0	0	0,00	0	48,17	2673,89	65,82	1388,36	34,18	0,00	4062,26	4090,82	0,70
ago-2009	2211,46	51,80	0	0	0	0,00	3	17,63	935,89	40,40	1221,29	52,72	159,23	2316,40	2481,56	7,13
out-2009	2358,85	105,90	0	0	0,1	0,00	0	98,87	5597,07	67,71	2663,21	32,22	5,66	8265,94	19048,86	130,45
dez-2009	2703,61	120,70	0	0	0,1	3,60	0	112,10	7273,80	67,60	3479,05	32,34	6,49	10759,34	10067,79	-6,43
dez-2009 DUP	2408,33	91,20	0	0	0,1	1,00	0	118,73	6862,79	74,51	2341,64	25,42	5,78	9210,21	8364,84	-9,18
jan-2010	2685,42	156,00	0	0	0,1	10,40	0	300,93	#####	81,26	4466,28	18,71	6,45	23867,88	20285,47	-15,01
jan-2010 DUP	2537,92	191,70	0	0	0,1	9,50	0	293,80	#####	77,51	5186,91	22,47	6,09	23088,36	22433,94	-2,83
fev-2010	2951,88	112,80	0	0	0,2	2,70	0	77,67	5502,29	60,69	3549,90	39,15	14,17	9066,37	6541,15	-27,85
fev-2010 DUP	2690,83	107,10	0	0	0,1	4,50	0	206,53	#####	81,25	3072,46	18,72	6,46	16416,84	14127,38	-13,95
mar-2010	2733,75	57,20	0	0	0,1	0,00	0	51,33	3367,98	66,80	1667,11	33,07	6,56	5041,65	4097,07	-18,74
mar-2010 DUP	2553,47	87,10	0	0	0,1	0,00	0	151,07	9257,86	79,57	2371,15	20,38	6,13	11635,14	11148,27	-4,18
abr-2010	2553,46	43,70	0	0	0,1	0,00	0	49,07	3006,95	71,55	1189,65	28,31	6,13	4202,73	3780,63	-10,04
abr-2010 DUP	2611,67	41,80	0	0	0,1	0,00	0	62,93	3944,66	77,12	1163,87	22,75	6,27	5114,80	4196,99	-17,94
mai-2010	2481,25	38,60	0	0	0,1	0,00	0	38,37	2284,73	68,99	1021,10	30,83	5,96	3311,79	3351,77	1,21
média	2512,60								média	68,91	média	34,21			média	0,49
desv. pad	202,50								mediana	68,99	mediana	30,83			desv. pad.	37,06
CV	0,08														mín.	-27,85
															máx.	130,45
															mediana	-6,43