

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
ESCOLA POLITÉCNICA E ESCOLA DE QUÍMICA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**ESTUDO EM BANCADA DA INTERFERÊNCIA NA APLICAÇÃO DE  
RESÍDUO DE ETA NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

Dissertação de Mestrado

Alessandro Araujo Drumond

2013



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

ESTUDO EM BANCADA DA INTERFERÊNCIA NA APLICAÇÃO DE RESÍDUO  
DE ETA NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Rio de Janeiro  
2013

Alessandro Araujo Drumond

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores:  
Iene Christie Figueiredo, D.Sc.  
Fabiana Valéria da Fonseca Araujo, D.Sc.

Rio de Janeiro  
2013

## Ficha Catalográfica

Drumond, Alessandro Araujo.

**ESTUDO EM BANCADA DA INTERFERÊNCIA NA APLICAÇÃO DE RESÍDUO DE ETA NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO / Alessandro Araujo Drumond. Rio de Janeiro, 2013.  
72 f.: il**

DISSERTAÇÃO (MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL). UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, ESCOLA POLITÉCNICA e ESCOLA DE QUÍMICA, RIO DE JANEIRO, 2013.

Orientadores: Iene Christie Figueiredo  
Fabiana Valéria da Fonseca Araujo

- 1- Resíduo de ETA 2- Teste de sedimentação 3- Teste de Biotratabilidade  
4- Teste de Atividade Metanogênica**
- I. Figueiredo, Iene e Araújo, Fabiana da Fonseca (Orientadores).**
- II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química.**
- III. Estudo em bancada da interferência na aplicação de resíduo de ETA no sistema de tratamento de esgoto.**

**ESTUDO EM BANCADA DA INTERFERÊNCIA NA APLICAÇÃO DE  
RESÍDUO DE ETA NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

**Alessandro Araujo Drumond**

Dissertação submetida ao programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestrado Em Engenharia Ambiental (M.Sc.).

Aprovado por:

Aprovada pela Banca:

---

Presidente Prof. Iene Christie Figueiredo, D Sc, UFRJ.

---

Prof. Fabiana Valéria da Fonseca Araujo, D Sc, UFRJ.

---

Prof. Juacyara Carbonelli Campos, D Sc, UFRJ.

---

Prof. Eduardo Pacheco Jordão, D Sc, UFRJ

---

Prof. Ana Silvia Pereira Santos, D Sc, UFJF.

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por me iluminar e ter me dado a capacidade de persistência para vencer todos os obstáculos na conclusão deste trabalho. A empresa CDN pelo acesso e disponibilização de toda ajuda, a professora Mariana de Mattos V. M. Souza, pelo auxílio nos experimentos e no uso do Laboratório de Tecnologias do Hidrogênio, as minhas orientadoras, Iene Christie e Fabiana Araujo, numa demonstração de confiança. Também, por me levar a conhecer diversas áreas do conhecimento, abrindo oportunidades e caminhos e, principalmente, pelos ensinamentos e sugestões acerca da pesquisa. As meninas do LEMA por todo auxílio, amizade e paciência: Maria Cristina, Darlise e Maria Aparecida.

## RESUMO

DRUMOND, Alessandro Araujo Drumond. **Estudo em bancada da interferência na aplicação de resíduo de ETA no sistema de tratamento de esgoto.** Rio de Janeiro, 2013. Dissertação (mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Escola de Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

A aplicação de resíduo de estação de tratamento de água (ETA) no sistema de esgotamento sanitário surge como uma alternativa à destinação dos resíduos gerados naquela unidade de tratamento. Neste estudo foi investigada a interferência da adição do lodo de ETA em uma estação de tratamento de esgoto (ETE), com base em ensaios de bancada, atendo-se às seguintes etapas: **(a)** decantação primária da ETE, avaliada por ensaios de jarros; **(b)** tratamento secundário aeróbio, aplicando-se teste de biotratabilidade; e **(c)** digestão anaeróbia do lodo primário, com auxílio de teste de atividade metanogênica. Dentre os principais resultados destacam-se: **(1)** a clarificação primária do esgoto sem adição de lodo de ETA resultou em 9,2 mg/L de fósforo total (Pt) no decantado; **(2)** as misturas de lodo de ETA proporcionaram uma diminuição na concentração de Pt no decantado, apresentando em seu efluente 8,75 mg Pt/L para adição de 3.000 mg/L de lodo de ETA, 8,40 mg Pt/L para adição de 4.500 mg/L de lodo de ETA, 8,20 mg Pt/L para adição de 6.000 mg/L de lodo de ETA e 8,10 mg/L para adição de 8.000 mg/L de lodo de ETA; **(3)** a adição do resíduo de ETA apresentou baixa interferência nos testes de biotratabilidade. Para o parâmetro DQO, o esgoto bruto sem adição de lodo de ETA alcançou concentração final de 115 mg/L, enquanto que para as misturas de lodo de ETA testadas, os valores de DQO foram de 113 mg DQO/L (mistura de 3.000 mg/L), 107 mg DQO/L (mistura de 4.500 mg/L), 129 mg DQO/L (mistura de 6.000 mg/L) e 127 mg DQO/L (mistura de 8.000 mg/L); **(4)** os resultados do teste de atividade metanogênica, realizado para mistura de 6.000 mg/L de lodo de ETA, a produção de gás se reduziu em 8% quando comparada à geração de um reator anaeróbio convencional, o que não impossibilita a digestão do resíduo final (lodo de ETA agregado ao lodo de ETE).

## **ABSTRACT**

The application of sludge on the sewage treatment stations has been suggested as an alternative destination for sludge generated by water treatment system.

On this study was investigated the interference of the addition of sludge on the sewage treatment stations, with base on laboratory tests: (a) sedimentation tests of the sewage treatment stations with jarrest; (b) biological process with biotreatability test; and (c) anaerobic digestion of sludge, with the help of methonogenic activity test. The principal results are: (1) the primary clarification of sewage without the application of sludge resulted in 9.2 mg/L total phosphor (Pt) effluents; (2) all the mixtures of sludge provided a decrease of the Pt concentration, presenting in the effluents 8.75 mg Pt/L for the addition of 3.000 mg/L of sludge, 8.40 mg Pt/L for the addition of 4.500 mg/L of the sludge, 8.20 mg Pt/L for the addition of 6.000 mg/L of sludge and 8.10 mg/L for the addition of 8.000 mg/L of sludge; (3) the addition of residue represented a low interference of the biotreatability test. For the COD parameters, the waste water that did not receive the water treatment station residue got the final concentration of 115 mg/L, while for the sludge mixtures tested, the COD values were 113mg COD/L (mixture of 3.000 mg/L), 107 mg COD/L (mixture of 4.500 mg/L) and 127 mg COD/L (mixture of 8.000 mg/L); (4) the results of the methonogenic activity test, used for the mixture of 6.000 mg/L of sludge, the methane gas production was decreased by 8% while compared to a conventional anaerobic reactor, the does not unable the final residue digestion (waste water station residue with water treatment station residue).



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano .....	10
FIGURA 2 - Entrada do leite de secagem.....	39
FIGURA 3 - Estação de tratamento de Água CDN/ GALEAO .....	40
FIGURA 4 - Jarros utilizados no teste de sedimentação .....	45
FIGURA 5 - Aparato experimental do teste de biotratabilidade.....	47
FIGURA 6 - Reatores do experimento .....	48
FIGURA 7 - Fluxograma para obtenção do volume de metano produzido .....	48
FIGURA 8 - Monitoramento do fósforo total no <i>jartest</i> para as diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	49
FIGURA 9 - Monitoramento do fósforo solúvel no <i>jartest</i> para as diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	50
FIGURA 10 - Monitoramento da DQO no <i>jartest</i> para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	51
FIGURA 11 - Monitoramento da DBO no <i>jartest</i> para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	51
FIGURA 12 - Monitoramento dos sólidos totais no <i>jartest</i> para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	52
FIGURA 13 - Monitoramento dos sólidos suspensos totais no <i>jartest</i> para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....	53

<b>FIGURA 14 - Monitoramento da DQO no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....</b>	<b>54</b>
<b>FIGURA 15 - Monitoramento da DBO no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....</b>	<b>54</b>
<b>FIGURA 16 - Monitoramento do fósforo solúvel no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....</b>	<b>55</b>
<b>FIGURA 17 - Monitoramento do fósforo total no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....</b>	<b>56</b>
<b>FIGURA 18 - Monitoramento do NTK no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto .....</b>	<b>56</b>
<b>FIGURA 19 - Produção de metano nos reatores: lodo de UASB, lodo de esgoto e lodo com adição de resíduo de ETA.....</b>	<b>58</b>

## **LISTA DE TABELAS**

<b>TABELA 1- PRODUÇÃO DE RESÍDUOS EM FUNÇÃO DO TIPO DE MANANCIAL .....</b>	<b>16</b>
<b>TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTO BRUTO .....</b>	<b>36</b>
<b>TABELA 3 - CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS DA ETA CDN/GALEÃO UTILIZADOS NOS TESTES DE BANCADA.....</b>	<b>40</b>
<b>TABELA 4 - PERCENTUAL DE METAIS E ELEMENTOS-TRAÇOS .....</b>	<b>41</b>
<b>TABELA 5 - CONCENTRAÇÃO EM MG/L DOS CONSTITUINTES PARA CADA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS.....</b>	<b>42</b>
<b>TABELA 6 - CARACTERIZAÇÃO ESGOTO BRUTO ETE CDN/GALEÃO UTILIZADOS NOS TESTES DE BANCADA.....</b>	<b>43</b>
<b>TABELA 7 - CARACTERIZAÇÃO DO LODO UTILIZADO NO TESTE AME..</b>	<b>57</b>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>6</b>
<b>2 OBJETIVO .....</b>	<b>8</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>8</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>8</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>9</b>
<b>3.1 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS.....</b>	<b>9</b>
<b>3.1.1 ETA CONVENCIONAL .....</b>	<b>10</b>
<b>3.2 RESÍDUOS GERADOS NA ETA .....</b>	<b>14</b>
<b>3.2.1 LODO DOS DECANTADORES.....</b>	<b>17</b>
<b>3.2.2 LODO DE LAVAGEM DOS FILTROS .....</b>	<b>18</b>
<b>3.3 IMPACTOS OCASIONADOS PELO LODO DAS ETA. ....</b>	<b>20</b>
<b>3.4 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO DE ETA.....</b>	<b>20</b>
<b>3.5 EFEITOS DO LANÇAMENTO DO LODO DE ETA NA ETE .....</b>	<b>26</b>
<b>3.6 EQUALIZAÇÃO E ENCAMINHAMENTO DOS RESÍDUOS DA ETA PARA A ETE .....</b>	<b>34</b>
<b>3.7 ESGOTO NO BRASIL .....</b>	<b>35</b>
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>38</b>
<b>4.1 LODO DE ETA UTILIZADO NO EXPERIMENTO .....</b>	<b>39</b>
<b>4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ETA ADICIONADO. ....</b>	<b>40</b>
<b>4.3 CARACTERIZAÇÃO COMPLEMENTAR DO LODO GERADO NA ETAINFRAERO POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X.....</b>	<b>41</b>
<b>4.4 ESGOTO SANITÁRIO UTILIZADO NO EXPERIMENTO. ....</b>	<b>42</b>
<b>4.5 TESTE DE JARROS.....</b>	<b>43</b>
<b>4.6 TESTE DE BIOTRATABILIDADE.....</b>	<b>44</b>
<b>4.7 TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME).....</b>	<b>46</b>

<b>4.8 METODOLOGIAS ANALÍTICAS.....</b>	<b>48</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>49</b>
<b>5.1 TESTES DE JARROS .....</b>	<b>49</b>
<b>5.2 TESTE DE BIOTRATABILIDADE .....</b>	<b>53</b>
<b>5.3 TESTE DE ATIVIDADE METANOGENICA.....</b>	<b>57</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>59</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>61</b>
<b>8 ANEXOS. ....</b>	<b>71</b>

## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS

A industrialização e o aumento populacional dos centros urbanos têm intensificado a contaminação dos mananciais, tornando indispensável e criterioso o tratamento da água destinada ao consumo humano. A água pode conter determinadas substâncias, elementos químicos e micro-organismos que devem ser eliminados ou reduzidos em Estações de Tratamento de Água (ETA) visando atender a um padrão de potabilidade. A operação dessas unidades acabam por gerar resíduos com características distintas.

Resíduos de ETA são em sua maioria lançados sem o tratamento devido em corpos hídricos. Segundo dados da companhia de saneamento de Minas Gerais COPASA (2008), 87% das ETAs do estado lançam seus resíduos diretamente nos corpos d'água. Contudo, novas possibilidades e alternativas estão sendo criadas e testadas para assegurar uma melhoria ao meio ambiente e também assegurar um enquadramento nas medidas legais aplicadas ao descarte de resíduo.

Os lodos produzidos em ETA apresentam um elevado potencial poluidor dos recursos hídricos, podendo conter metais pesados e outros compostos de difícil degradação e com interferência direta na vida aquática do corpo receptor.

A quantidade e qualidade desses resíduos podem variar significativamente em função de fatores como as características da água do manancial a ser tratada (cor, turbidez, sólidos em suspensão, entre outros), a dosagem e qualidade dos produtos químicos utilizados, frequência de remoção de lodo dos decantadores e a periodicidade de lavagem dos filtros (HOPPEN *et al.*, 2006; ROSÁRIO, 2007).

Dentre as alternativas mais utilizadas para disposição final deste resíduo estão: disposição no solo, produção de cimento, produção de tijolos, cultivo de grama comercial e compostagem. Contudo, a disposição do lodo seco em aterros sanitários tem sido a alternativa mais adotada (PRIM, 2011).

Neste contexto, o lançamento deste resíduo em estações de tratamento de esgoto apresenta-se como uma alternativa de disposição, visto que há a possibilidade de se gerenciar de modo compartilhado um dos problemas

críticos das estações de tratamento de esgoto e de água - o lodo – gerando uma facilidade logística aos gestores das estações de tratamento, pois os resíduos produzidos são conduzidos a um mesmo destino final, minimizando os custos com construção e manejo de estruturas para coleta e transporte destes resíduos, como no caso de disposição em aterros sanitários.

Este trabalho tem o intuito de gerar novos dados e informações quanto este destino final de resíduos de ETA, fazendo uma avaliação por completa das possíveis interferências em cada fase de tratamento em uma ETE, como também o efeito sobre o tratamento anaeróbio do lodo primário.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

- O principal objetivo desta pesquisa é avaliar a interferência da disposição de lodo gerado numa ETA em uma ETE.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar, utilizando ensaios de jarros, a interferência do lançamento de lodo da ETA sobre a qualidade do efluente da unidade de sedimentação primária do tratamento de esgotos;
- Avaliar em bancada a interferência na remoção de fósforo presente no esgoto sanitário pela adição de resíduo de ETA em processo de sedimentação primária;
- Avaliar a partir de ensaios de biotratabilidade os efeitos sobre o tratamento biológico do esgoto clarificado após receber o aporte do resíduo de ETA
- Comparar os efeitos sobre a digestão anaeróbia do lodo primário produzido na ETE, com auxílio do teste de atividade metanogênica, com e sem adição do lodo de ETA.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta a revisão bibliográfica sobre o tema, fazendo um levantamento sobre os sistemas de tratamento de água convencionalmente implantados, sua geração de resíduos e a caracterização dos esgotos sanitários. Entretanto, maior ênfase é dada aos efeitos do recebimento de lodo de ETA nos processos e unidades de tratamento de esgoto.

#### 3.1 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS

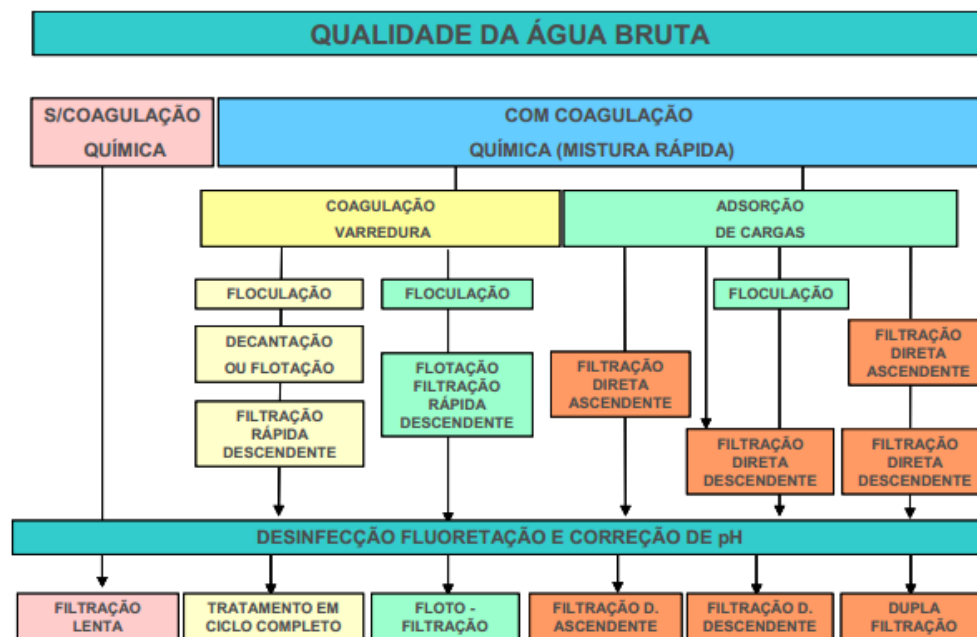
A finalidade das ETAs é produzir água dentro dos padrões de potabilidade para consumo humano estabelecidos da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Existem diversas tecnologias para o tratamento de água, que serão abordadas mais a frente, porém a sua escolha depende das características físicas, químicas e biológicas da água bruta. As características e quantidade dos resíduos gerados no tratamento da água também irão variar com as características do manancial, que influencia na dosagem de produtos químicos e reações, e com a tecnologia de tratamento adotada. Pode-se considerar ainda que as características físico-químicas deste lodo podem ainda sofrer interferências da tecnologia adotada para sua remoção e seu tempo de detenção observados em cada unidade do tratamento.

Segundo Di Bernardo (2005), água com qualquer nível de qualidade pode ser transformada em água potável. Entretanto, os custos envolvidos, a confiabilidade no processo e nas operações e a manutenção do sistema podem inviabilizar o uso de um determinado curso de água como fonte de abastecimento.

Existem diversos processos de tratamento de água como, por exemplo, filtração lenta (tratamento sem coagulação química); com coagulação química, seguida de filtração direta ou tratamento completo; abrandamento (por troca iônica ou por dosagem de cal); separação por membrana (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa). Cada linha de tratamento gera resíduos de características distintas e específicas ao processo de tratamento

de água adotado. A Figura 1 esquematiza os processos de tratamento de água mais utilizados.



Fonte: DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO (2002)

Figura 1 – Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano

No Brasil, a maioria das ETAs tratam as águas dos mananciais via tratamento convencional ou de ciclo completo (DI BERNARDO, 2005). Para os mananciais em que a qualidade da água está muito comprometida, o tratamento pode contemplar outras técnicas de tratamento com melhor desempenho na remoção dos contaminantes, como o uso de carvão ativado, pré-desinfecção com ozônio ou até mesmo outro oxidante forte.

### 3.1.1 ETA CONVENCIONAL

Uma ETA do tipo convencional consiste nos seguintes processos unitários (DI BERNARDO, 2005):

### **(a) Coagulação**

É um processo físico-químico, realizado na unidade de mistura rápida, normalmente com a adição de sais de alumínio ou ferro e/ou de polímeros.

Este é resultado de dois fenômenos: químico, em que ocorre uma reação com o coagulante e a água, gerando espécies hidrolisadas com carga positiva, dependendo da concentração de metal presente no sal e do pH final da mistura; e ainda o físico, consistindo no transporte de espécies hidrolisadas para que ocorra seu contato com as impurezas.

A coagulação depende principalmente das características da água e das impurezas presentes, conhecidas através de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética, força iônica, sólidos totais dissolvidos, tamanho e distribuição das partículas em estado coloidal e em suspensão, etc.

Os coagulantes mais utilizados nas ETAs são os sais de alumínio e ferro, como sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ ), cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) e policloreto de alumínio (PAC). Como auxiliares de coagulação pode-se citar também polímeros, que apresentam características catiônicas, aniônicas ou não iônicas.

### **(b) Floculação**

A floculação ocorre em etapa posterior à coagulação e consiste numa agitação relativamente lenta da água, para que choques entre as partículas ocorram aglomerando e formando partículas maiores, denominadas flocos, que serão removidos em etapas seguintes (sedimentação, flotação, ou filtração rápida).

O processo pode ser realizado:

- Por misturadores hidráulicos: em que a mistura é promovida pela energia dissipada na perda de carga, utilizando para tanto passagens em chicanas ou em meio granular;

- Por sistema mecanizado: funcionando normalmente com o uso de um motor elétrico.

A seleção do sistema de floculação é influenciada por uma série de fatores, dentre eles: a) tamanho da instalação; b) regularidade na vazão; c) período de operação; d) segurança operacional; e) custos; f) disponibilidade de energia; g) condições de manutenção.

### **(c) Sedimentação**

A sedimentação, que ocorre nos decantadores, é um fenômeno físico em que os flocos formados durante a etapa de floculação apresentam movimento descendente no meio líquido de menor massa específica devido à ação da gravidade, depositando-se no fundo e formando o lodo. A sedimentação após a coagulação e floculação corresponde ao processo de clarificação da água usado na maioria das estações de tratamento, com o objetivo de diminuir a carga de sólidos aplicada aos filtros.

### **(d) Flotação**

A flotação caracteriza-se pela ascensão das partículas em função de sua aderência as bolhas de ar introduzidas no líquido, tornando-as de menor massa específica do que o meio onde se encontram. O material flotado é recolhido na parte superior do flotor e a água, por conseguinte é drenada no fundo desta unidade. Os métodos para produção de micro-bolhas são: flotação eletrostática, flotação por ar disperso e flotação por ar dissolvido.

A sedimentação e a flotação das partículas suspensas propiciam a clarificação do meio líquido, ou seja, a separação das fases líquida e sólida.

### **(e) Filtração**

A filtração é a operação posterior à decantação e consiste na remoção das partículas suspensas coloidais e de micro-organismos a partir da

passagem da água em meio filtrante. O meio filtrante pode ser composto por uma camada simples com granulometrias específicas de areia, ou camada dupla composta por areia e carvão antracito. A etapa de filtração é obrigatória pela Portaria 2914/2011 quando a água provém de manancial superficial.

A velocidade com que a água atravessa o leito filtrante é determinante do tipo de filtração que será estabelecido. Quando baixa (taxa de filtração usualmente de 2 a 6 m/d), o filtro é denominado filtro lento, e quando alta (taxa de filtração usualmente de 120 a 600 m/d), é denominado filtro rápido (BRASIL, 2006). Os filtros lentos são recomendados para águas de baixa turbidez (<10 uT), onde o processo de filtração é também biológico. Para filtros rápidos predominam os fenômenos físicos e químicos. Portanto, o tratamento químico prévio da água a ser filtrada é fundamental nos filtros rápidos.

Em uma estação de tratamento convencional o processo de filtração remove além das partículas em suspensão que não foram removidas na clarificação, os micro-organismos presentes na água. É na etapa de filtração que se garante a remoção de organismos patogênicos resistentes a desinfecção com cloro, como é o caso dos cistos de *Giardia* e os cistos de *Cryptosporidium*.

#### **(f) Desinfecção**

Esta etapa visa à eliminação dos micro-organismos patogênicos como bactérias, protozoários e vírus. São adicionados agentes químicos (cloro, ozônio, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, permanganato de potássio, etc.) ou físicos (radiação UV), que agem sobre os agentes patógenos de acordo com os seguintes mecanismos de ação: alteração da estrutura e permeabilidade celular; inibição da ação enzimática; alteração das moléculas de proteínas e de ácidos nucleicos.

Outros produtos químicos também podem ser empregados no tratamento de água, entre eles: cal hidratada (Ca (OH)<sub>2</sub>), com a finalidade de ajuste do pH e facilitar a coagulação, e flúor em teores recomendados pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, com o objetivo de proteção da população contra as cáries dentárias.

### 3.2 RESÍDUOS GERADOS NA ETA

Os resíduos produzidos em ETAs provêm em sua maioria da limpeza dos decantadores e da lavagem dos filtros. Contudo, há também o lodo proveniente dos flocculadores (em menor quantidade quando estas unidades são devidamente dimensionadas e operadas), tanques de preparo de soluções e tanque de armazenamento de produtos químicos. Todavia, estes últimos volumes não são considerados representativos na avaliação da produção de resíduos. Além disso, deve-se considerar a interferência das variações sazonais de qualidade e de quantidade de água de um mesmo manancial.

Segundo os estudos de Cornwell & Leer (1994), a água de lavagem de filtro e descarga de decantadores de estações norte-americanas era geralmente lançada na rede coletora de esgoto, no curso de água ou até mesmo recirculada para o início da estação de tratamento. De acordo com os autores, para pequenas vazões, esta recirculação é o método mais indicado. Entretanto, para ETAs de maior porte, tal prática não é recomendável economicamente.

O lodo gerado em ETA é um resíduo produzido em grande quantidade no Brasil. Somente para o estado de São Paulo eram gerados aproximadamente 90 toneladas/dia (TSUTIYA, 2001).

Uma prática frequente em estações de tratamento de água em todo Brasil é a disposição direta do resíduo nos corpos hídricos sem nenhum manejo adequado, provocando impactos ambientais físicos (assoreamento, degradação da cor e turbidez da água, etc.), químicos (aumento das concentrações de alumínio e ferro) e biológicos (degradação das condições ambientais para a vida aquática). Tal alteração ambiental tem como consequência o aumento do risco à saúde pública, uma vez que os lodos concentram as impurezas que são transferidas novamente para água bruta sob elevadas concentrações. Este resíduo quando lançado nos cursos de água, podem introduzir toxidade aos organismos aquáticos e intensificar a degradação da qualidade das águas e sedimentos deste ambiente. Podendo causar inclusive a formação de bancos de lodo, assoreamento, alterações de

cor, além de distúrbios na composição química e biológica do corpo receptor (JANUÁRIO, 2005).

De acordo com Ribeiro (2007), os resíduos de ETAs são predominantemente inorgânicos, cujas características físicas e químicas favorecem as melhores opções de aplicação e/ou disposição final deste resíduo. A presença de material inorgânico e orgânico, em maior ou menor grau, depende diretamente da qualidade e características do manancial onde a água bruta foi captada. A maior parte da matéria inorgânica é representada por areia, argila e silte e a parte orgânica constituída principalmente de substâncias húmicas, que podem conferir cor à água, organismos planctônicos, bactérias, protozoários, vírus, entre outros.

A contaminação dos corpos receptores depende de forma direta das características destes resíduos, podendo contribuir para o aumento do grau de contaminação e poluição do meio ambiente como um todo e a perda da qualidade de vida das populações existentes a jusante deste lançamento, pois dependem da água para todas as suas funções vitais (SCALIZE, 2003).

Segundo Hoppen *et al.* (2005), o lodo representa, em volume, cerca de 0,3 a 1% da água total tratada. Entretanto a maior quantidade de lodo produzido em uma estação de tratamento de água é proveniente dos decantadores, responsáveis por cerca de 60 a 95% do seu total. O restante é, em geral, oriundo do processo de filtração.

Outro aspecto relevante é que os resíduos produzidos nas ETAs convencionais caracterizam-se por possuírem grande percentual de umidade, geralmente superior a 95%, estando sob a forma fluida (CORDEIRO, 1993).

Na Tabela 1 são apresentados alguns valores típicos de produção total de resíduos em função da qualidade da água do manancial onde ocorre a captação.

Tabela 1: Produção de resíduos em função do tipo de manancial

<b>MANANCIAL</b>	<b>g de sólidos secos/m<sup>3</sup> de água tratada</b>
Reservatórios de boa qualidade	12– 18
Reservatórios de qualidade média	18 – 30
Mananciais com qualidade média	24 – 36
Reservatórios de qualidade ruim	30 – 42
Mananciais com qualidade ruim	42 – 54

Fonte: DOE (1990).

São cada vez mais importantes os estudos sobre o processamento de lodo de ETA e sua disposição final, dada a real necessidade das estações de tratamento de água em se adequar às requisições ambientais definidas para o manejo deste resíduo. Investigações têm sido intensificadas em relação à sua caracterização físicas e químicas, que definem o adequado manuseio deste resíduo no que tange o adensamento, a desidratação e a disposição final.

Sena (2011) menciona a necessidade de equacionar de forma individualizada o problema dos resíduos gerados em ETAs, devido à variabilidade nas características dos seus lodos. A caracterização desses lodos é de extrema importância, pois permite fazer melhor escolha dos métodos de desidratação e de disposição final.

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados para a caracterização dos lodos de ETAs são: série de sólidos (totais, voláteis, suspensos totais e suspensos voláteis), granulometria, densidade, resistência específica, pH, DBO, DQO, concentração dos principais íons metálicos definidos pelo tipo de coagulante utilizado (por exemplo: alumínio, ferro, manganês, cádmio, cobre, cromo, chumbo, mercúrio, níquel, zinco, etc.), concentração de fósforo total, nitrogênio total, além de índices bacteriológicos de interesse em estudos sanitários, como coliformes totais e termotolerantes (SUNDEFELD JUNIOR, 2007).

De acordo com Januário (2005), a maior parte dos metais pesados presentes em lodos de ETAs são provenientes de impurezas contidas nos coagulantes. Desse modo, suas concentrações podem ser limitadas através do controle de qualidade dos coagulantes e de outros produtos químicos utilizados



no tratamento de água, através do teste de jarros, que pode otimizar a utilização de tais produtos (RIBEIRO, 2007).

Segundo Campos, Di Bernardo e Vieira (2005) as dosagens dos coagulantes podem ser pré-definidas por intermédio de ensaios de bancadas em aparelho *jarrest*, sendo simuladas as condições ideais de coagulação e floculação possibilitando uma análise precisa do processo. Logicamente ao aliar todos os processos, equipamentos precisos e operadores bem treinados, é possível em direção à redução da quantidade dos produtos químicos utilizados, resultando na diminuição do volume de lodo produzido e na eficiência de tratamento.

### 3.2.1 LODO DOS DECANTADORES

O lodo dos decantadores é o resíduo resultante do processo de clarificação, agregando contaminantes presentes na água bruta e os produtos químicos adicionados na coagulação e floculação. O processo de remoção de lodo em decantadores convencionais pode ser feito periodicamente ou sob forma contínua. Segundo Januário (2005), a remoção periódica (em batelada) de lodo gira em torno de 15 dias a 3 meses. Esta operação de remoção dificulta o gerenciamento dos resíduos uma vez que requer a interrupção periódica da unidade para descarga do lodo acumulado. A remoção contínua dos resíduos, que procede de forma mecânica ou hidráulica, possibilita um maior controle do sistema de tratamento dos resíduos, evitando a ocorrência de condições anaeróbias no lodo que se depositam no fundo do decantador. Contudo, a maioria das ETAs no Brasil não possui sistemas de remoção contínua de lodo, destacando-se portanto o procedimento de remoção intermitente e manual (JANUARIO, 2005).

Segundo Scalize (2003), o lodo removido manualmente dos decantadores convencionais, apresentam concentrações de sólidos totais entre 4 e 13% e o volume gerado representa cerca de 0,06 a 0,25% do volume de água tratada. Já os decantadores que utilizam a limpeza sob forma mecanizada com auxílio de raspadores e bombeamento intermitente, produzem resíduos com 0,1 a 1% de sólidos totais.

Cordeiro (1993) encontrou valores de 30,2 g/L para sólidos totais (ST) e 27,9 g/L para sólidos suspensos totais (SST) no lodo dos decantadores da ETA da cidade de São Carlos – SP, onde era utilizado sulfato de alumínio como coagulante. Em estudo desenvolvido por Carvalho e Di Bernardo (1998) constatou-se que em uma ETA com decantadores convencionais, na qual eram realizadas descargas de fundo hidráulico diariamente e utilizava cloreto férrico como coagulante primário, o lodo apresentou concentrações de ST de 700 mg/L a 4.750 mg/L e de 410 mg/L a 4.500 mg/L de SST. Os lodos gerados nos decantadores de uma ETA contêm essencialmente as substâncias em suspensão já existentes na água bruta, como siltes, argilas e substâncias orgânicas, hidróxidos metálicos (alumínio e ferro), e outros precipitados provenientes dos produtos coagulantes e outros aditivos usados no tratamento, como polieletrólitos, cal e carvão ativado. Entretanto, a variação sazonal da qualidade da água bruta pode provocar no lodo, no período chuvoso, um aumento natural na quantidade de matéria orgânica e decréscimo do conteúdo mineral no período chuvoso. O inverso é observado na estiagem.

### 3.2.2 LODO DE LAVAGEM DOS FILTROS

As águas de lavagem dos filtros contêm um menor teor de sólidos do que o apresentado pelos resíduos dos decantadores, os quais variam de 0,01 a 0,1%, dependendo do desempenho dos filtros. O intervalo de lavagem dos filtros tem uma periodicidade de 18 a 24 horas com uma duração entre 5 a 20 minutos, tempo que influi nas características finais dos resíduos (REALI, 1999; JANUARIO, 2005).

A periodicidade e o método de lavagem dos filtros afetam diretamente as características dos resíduos, entretanto a composição qualitativa assemelha-se ao lodo dos decantadores. Os resíduos presentes nas águas de lavagem são formados por flocos remanescentes da decantação, podendo conter hidróxidos de alumínio e ferro, óxidos de ferro, manganês e magnésio, carbonatos de cálcio e ferro, sílica e partículas finas de argila e silte. Além disso, a matéria orgânica pode estar presente na forma de algas, plânctons, entre outros.

Segundo Scalize (2003), os principais métodos de lavagem de filtros são:

- Lavagem com água, no sentido ascensional.
- Lavagem auxiliar superficial com tubulação fixa ou torniquetes hidráulicos e lavagem simultânea (ou não) com água ascensional.
- Lavagem auxiliar sub-superficial com tubulação fixa e lavagem simultânea (ou não) com água ascensional.
- Insuflação de ar, seguida da lavagem com água ascensional.
- Insuflação de ar e introdução simultânea de água no sentido ascensional.

Dentre os métodos utilizados, a insuflação de ar gera o menor volume de resíduo com maior concentração de sólidos (SCALIZE 2003).

Scalize (2003) demonstrou que durante a lavagem de filtros rápidos em uma ETA que utilizava sulfato de alumínio na etapa de coagulação, o lodo atingiu turbidez de 100 UT e SST da ordem de 200 mg/L. E já para uma ETA que utilizava cloreto férrico foi registrado, para água de lavagem dos filtros, picos de turbidez de 500 a 700 UT e de 800 a 1400 mg/L para SST.

Normalmente a água utilizada para lavagem dos filtros é descartada nos cursos de água, na rede coletora de esgotos e, algumas vezes dependendo do volume, pode retornar para o início da estação de tratamento (SCALIZE, 2003). Esta recirculação é possível e as experiências têm demonstrado que esta prática é viável economicamente, considerado o baixo teor de sólidos diluído em volume de água considerável (JANUARIO, 2005).

Um levantamento realizado por Ferreira Filho e Alem Sobrinho (1998) nas ETAs do Guaraú e Alto da Boa Vista (33 e 11 m<sup>3</sup>/s, respectivamente) mostrou que com o reaproveitamento total de suas águas de lavagem, equivalente a uma vazão média de 880 L/s, seria possível abastecer uma população equivalente de aproximadamente 300.000 habitantes.

Contudo, este procedimento pode agravar problemas de gosto e odor na água tratada, reintegração de micro-organismos, aumento da concentração de subprodutos da desinfecção, o que levou a uma grande redução no número de

ETAs que recirculam diretamente a água da lavagem de filtros (ASCE e AWWA, 1996).

### 3.3 IMPACTOS OCASIONADOS PELO LODO DAS ETA

Cordeiro e Campos (1999) consideraram os impactos envolvidos na disposição inadequada do lodo no meio ambiente. O descarte desse material em lagos ou em cursos d'água de baixa turbulência pode resultar na obstrução da camada bentônica, prejudicando a atividade biológica na área.

Sengupta e Shi (1992) desenvolveram estudos semelhantes, em que identificaram uma redução considerável na produção de fitoplânctons em áreas afetadas por descarte de lodo, e ainda constataram uma diminuição na luminosidade desses locais. Além disso, com base em estudos anteriores, identificaram a presença de complexos de alumínio em órgãos dos seres aquáticos, caracterizando uma provável bioacumulação desse material em longo prazo.

A toxicidade potencial destes rejeitos para seres humanos, flora e fauna depende de alguns fatores, a saber: características da água bruta; produtos químicos utilizados nos processos e possíveis contaminantes contidos nesses produtos; reações químicas que ocorrem durante o processo; forma de remoção do lodo; tempo de retenção do lodo nos decantadores (RIBEIRO, 2007).

### 3.4 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO DE ETA

Segundo MURRAY (1994), a simplicidade operacional e descaso sobre os possíveis impactos ambientais causados fez com que o despejo dos resíduos de ETA de forma direta nos cursos d'água ou em lagoas de lodo fosse o método mais utilizado para sua disposição final. Esta ação, aliada a falta de fiscalização adequada, está em desacordo com o artigo 54 da Lei de crimes Ambientais nº 9605/98 e com a resolução CONAMA 430/2011.

Entre os possíveis destinos finais destacam-se: aterro sanitário, uso em solos agrícolas, plantação de cítricos, cultivo de grama comercial,

reflosteramento, compostagem, fabricação de materiais cerâmicos, lançamento em ETEs, entre outros.

#### **(a) Disposição no solo**

Deve-se considerar que esta opção de disposição não se aplica a todo tipo e qualidade de lodo, devido à variabilidade nos constituintes incorporados neste resíduo, que podem ser prejudiciais ao meio ambiente. Segundo Ribeiro (2007) o sobrenadante proveniente de ETEs pode ser utilizado para a fertirrigação, mas no caso de ETAs deverão ser feitos estudos dos possíveis contaminantes que possam estar presentes para a definição das taxas de aplicação no solo. Os coagulantes metálicos presentes nos lodos possuem a capacidade de colmatação do solo, impedindo assim a infiltração. Existem diversos estudos que demonstram a porcentagem adequada para a disposição dos despejos destes resíduos no solo, evitando assim a ocorrência destes problemas.

Segundo Moreira *et al.* (2009) a disposição dos resíduos de ETAs no solo apresenta inconveniente tanto no crescimento das plantas quanto na lixiviação de sólidos e metais para as águas subterrâneas, podendo tornar-se viável e de baixo custo. O comportamento dos resíduos de ETAs, o lodo de ETA pode ser considerado um resíduo não inerte e compatível com o uso em recuperação de áreas degradadas.

Segundo Scalize (2003), a limitação é feita com base em certos metais e a possibilidade de contaminação que estes podem causar ao solo, entretanto a disposição no solo além de ser um método muito econômico pode apresentar diversos benefícios ao uso agrícola, pois esse tipo de destinação proporciona melhoria estrutural do solo, ajuste de pH, aumento de capacidade de retenção de água e melhorias das condições de sua aeração (TSUTIYA, 2001).

#### **(b) Plantação de cítricos**

No cultivo de plantas cítricas, como limão e laranja, os solos normalmente apresentam deficiência de ferro consumido pelas próprias plantas. O ferro é vital para o crescimento destas culturas e podem ser

supridas através da aplicação no solo de lodos de estações de tratamento de água que utilizam coagulantes à base de ferro (TSUTIYA, 2001).

### **(c) Fabricação de cimento**

A utilização de resíduos de ETAs no processo de fabricação de cimento *Portland* é normalmente aplicada com sucesso por diversas empresas de saneamento nos EUA (MEGDA *et al.*, 2005). O calcário compõe 70 a 80% do material bruto utilizado na fabricação do cimento, contudo, apresenta baixa concentração de sílica, ferro e alumínio. Por este motivo torna-se necessária a adição de argila, xisto, minério de ferro ou bauxita. O lodo de ETA contém todos estes elementos químicos, podendo então ser introduzido na fase de pré-homogeneização das matérias primas, reduzindo custo para o fabricante de cimento e dando um destino final ao resíduo da ETA (MEGDA *et al.*, 2005; ROSÁRIO, 2007).

### **(d) Fabricação de tijolos**

Tsutiya (2001) relatou que as características físicas e químicas dos resíduos de ETA são, em sua maioria, similares às características dos materiais utilizados na fabricação de tijolos, sendo estes compostos por argilas, silte, areia, coagulantes e matéria orgânica. Sua adição pode ocorrer durante o processo de fabricação dos tijolos ou ainda, indiretamente, na própria jazida onde a argila é retirada. Segundo Megda *et al.*(2005) lodos de ETA que utilizam carvão ativado, no processo de tratamento podem tornar este emprego inviável visto que o carvão causa expansão e, conseqüentemente, rachaduras no tijolo durante o processo de queima.

### **(e) Cultivo de grama comercial**

Para a produção de uma grama com qualidade adequada ao mercado faz-se necessário o cumprimento de 5 etapas: preparação do solo, semeadura, crescimento da grama, colheita e transporte. Os resíduos das ETAs podem ser aplicados ainda na fase líquida ou após processo de desidratação. (TSUTIYA, 2001). A aplicação de lodos de ETA no cultivo de gramas aumenta a aeração e

a capacidade de retenção de líquido no solo, fornecendo também nutrientes adicionais às plantas (MEGDA *et al.*, 2005).

### **(F) Compostagem**

A compostagem é uma forma de disposição final para resíduos sólidos e a adição de lodo de ETA tem mostrado alguns benefícios, tais como: ajuste do pH, aumento da umidade, fornecimento de traços minerais, aumento do volume do composto (ROSÁRIO, 2007).

### **(g) Disposição em aterros sanitários**

A disposição do lodo de ETA em aterros sanitários é uma das práticas mais simples a ser adotada, uma vez que este é enquadrado como resíduo sólido, segundo a NBR 10.004. Porém, considerando que a legislação sobre o tema vem se tornando cada vez mais restritiva associada aos altos custos de transporte e disposição, além da escassez de áreas em regiões urbanizadas, tem-se requerido soluções mais econômicas e adequadas tecnicamente para disposição final deste resíduo (JANUÁRIO & FERREIRA FILHO, 2007).

Nos EUA, dentre as principais práticas de disposição final de lodos, o aterro sanitário municipal foi adotado em 20,7% das cidades com até 100 mil habitantes (Andreoli, 2001).

Alguns autores recomendam que para o lodo que contenha coagulante na sua composição, principalmente o sulfato de alumínio, a torta final apresente teor de sólidos superior a 25%. Um dos principais empecilhos para a utilização de aterros sanitários com disposição final dos resíduos de ETA é o atendimento das concentrações de sólidos mínimas exigidas para esta disposição (REALI, 1999).

### **(h) Recirculação**

A técnica de recirculação geralmente é feita com o objetivo de recuperar a água de lavagem dos filtros e não com o objetivo de destinação final. Em algumas ETAs a recirculação da água de lavagem é feita de forma integral, em outras pode ser precedida de sedimentação preliminar, onde apenas o

sobrenadante é recirculado, aumentando assim a concentração de sólidos no precipitado.

A ETA do Guaraú e a ETA do Alto da Boa Vista, responsáveis pelo abastecimento de água de parte da Região Metropolitana de São Paulo, utilizam a recirculação com reaproveitamento total da água de lavagem dos filtros (FERREIRA FILHO, 1997).

Scalze & Di Bernardo (2000), em um estudo com o sobrenadante das águas de lavagem dos filtros de uma ETA, propuseram uma clarificação com uso de polímeros adequando suas características físicas e químicas para recirculação desta água de lavagem.

#### **(i) Recuperação dos sais metálicos**

Estudos nos EUA propuseram a acidificação de resíduos de ETAs, compostos por sais a base de alumínio (sulfato de alumínio e hidroxiclreto de alumínio), alcançando a recuperação do alumínio superior a 80% (SENGUPTA *et al*, 1997).

#### **(j) Lançamento de lodo de ETA em ETE**

O lançamento de resíduo de ETA em ETE é uma metodologia estabelecida na Europa e EUA como forma de disposição final. Esta é uma alternativa muito atraente, pois elimina a necessidade de implantação na própria ETA de um sistema de tratamento do lodo gerado. Este resíduo pode ser lançado na rede coletora de esgotos sanitários, sendo desta forma tratado, desidratado e disposto conjuntamente com os esgotos. Porém, fica claro que esta prática não resolve o problema e sim apenas o transfere, sendo necessária a adoção de medidas preventivas para evitar problemas na operação das estações de tratamento de esgotos (SUNDEFELD, 2007). A AWWA e a Water Industrie Database (1992), em vistoria nas ETAs que lançam seus resíduos em ETEs, relataram que tais plantas variavam bastante em tamanho. Notou-se também que as preocupações dos gerentes das ETEs são bem diferentes dos gerentes das ETAs, enquanto nestas a preocupação está em se desfazer rapidamente dos resíduos, nas ETEs existe a preocupação de



como os resíduos chegam, considerando as condições hidráulicas, características químicas, em que ponto do processo e qual a disposição final será dada aos resíduos gerados.

Segundo Scalize (2003), o transporte dos resíduos gerados nas ETAs até a ETE pode ser feito de diversas formas: introdução na rede coletora de esgotos, utilização de sistemas de recalque ou de caminhões-tanque, sendo a primeira solução a mais recomendada. Uma característica importante que torna esta uma solução tecnicamente viável é que a operação de tratamento de ambas as fases solidas será concentrada em uma única unidade de tratamento, economizando diretamente em escala nos custos operacionais (JANUÁRIO & FERREIRA FILHO 2007).

Deverão ser avaliados alguns fatores que podem se tornar inconvenientes para a ETE que receberá este resíduo, como o impacto dos resíduos da ETA no sistema de transporte (deposição e produção de gases), a declividade adequada das redes coletoras de esgotos e, principalmente, os possíveis efeitos no tratamento biológico provocados pelo lodo de ETA no sistema de tratamento de esgotos sanitários (DI BERNARDO *et al.*, 1999).

Segundo Scalize (2003), outros fatores importantes também devem ser avaliados para evitar as possíveis interferências no desempenho de ETE, destacando-se: sobrecargas hidráulica, orgânica, de sólidos e de tóxicos; separação sólido-líquido; processos biológicos de tratamento, espessamento, desidratação e disposição final do lodo da ETE.

Scalize (2003) e Rosário (2007) relataram que a quantidade de resíduo de ETA introduzida na ETE não provocará uma sobrecarga hidráulica, desde que não ultrapasse o percentual volumétrico no esgoto de no máximo 7%.

A rede coletora de esgoto geralmente é projetada com uma declividade adequada e suficiente para o transporte de sólidos sanitários, inclusive resíduos de ETAs. Tsutiya e Hirata (2001) relatam que, de maneira geral, problemas de deposição não são observados quando a velocidade mínima é de 0,8 m/s ou a concentração de sólidos é inferior a 3%. Cornwell *et al.* (1987) recomendam que, para evitar deposição de sólidos na rede coletora de

esgotos, o lançamento dos resíduos seja realizado durante períodos do dia em que se observa menor vazão de esgoto.

Algumas exigências são evidenciadas para este lançamento como a neutralização do pH e a homogeneização da vazão para garantir concentração uniforme. Um inconveniente é que a descarga da água de lavagem dos filtros apresentam vazão elevada num curto período de tempo, necessitando na maioria dos casos de uma equalização do efluente antes de seu lançamento na rede coletora, limitando assim a concentração total de sólidos, de metais ou de componentes que possam causar corrosões, odores ou outras condições indesejáveis (Di Bernardo *et al.*, 1999).

Ribeiro (2007) relata que a maior parte do lodo produzido na ETA, visto suas características, será removido pelo decantador primário da ETE e assim encaminhado aos digestores de lodo. Entretanto, os resíduos de ETA são capazes de causar interferência na eficiência destas unidades de digestão em função da toxicidade presente no lodo decorrente da acumulação de coagulantes.

Outro ponto positivo para esta forma de destino final está relacionado ao ganho logístico dos gestores das estações, tanto de tratamento de água quanto de tratamento de esgoto. No primeiro caso a maior preocupação está relacionada ao padrão de qualidade da água a ser atingida, enquanto que nas ETEs a maior preocupação está relacionada ao resíduo gerado e o destino dado a este.

### 3.5 EFEITOS DO LANÇAMENTO DO LODO DE ETA NA ETE

Sabe-se que os lodos de ETAs podem conter metais sob diversas formas como óxidos, hidróxidos e carbonatos que ao serem incorporados ao afluente da ETE. Estes serão na sua maior parte encaminhados à fase sólida, como lodo primário, ou incorporado ao lodo secundário descartado. Estes metais presentes no lodo de ETA se somarão aos que já estão presentes no esgoto devido a despejos industriais lançados ao sistema de esgotamento e, desta forma, interferindo na escolha da disposição final do lodo de ETE.

Os efeitos deste recebimento dependem e sofrem reflexo direto da relação massa de lodo de ETA e a vazão da ETE receptora. Serão apresentados a seguir os principais efeitos encontrados em diversas pesquisas, sobre a disposição de lodo de ETA em ETE. Entretanto devido às diversas particularidades em cada ETE estes resultados não devem ser generalizados.

#### **(a) Efeitos sobre a decantação**

Os estudos desenvolvidos em sua maioria apresentam uma melhora na eficiência do decantador primário da ETE. De acordo com Carvalho (1999) esta melhora está relacionada à presença de hidróxidos de ferro no resíduo, coagulante utilizado no estudo, que resulta na floculação do próprio esgoto. O principal fator que explica este fenômeno é entrelaçamento das partículas presentes no esgoto.

Carvalho (1999) verificou a interferência do lodo de ETA contendo cloreto férrico em uma ETE e diagnosticou que para dosagens de até 225 mg/L de SST o lodo não apresenta efeito negativo ao desempenho da ETE. O estudo realizado por Scalize (2003) utilizou lodo oriundo de ETA em que o sulfato de alumínio era utilizado como coagulante. Neste trabalho comparou-se colunas de sedimentação com e sem lançamento de lodo de ETA, e verificou-se que o sobrenadante da coluna com lançamento de lodo de ETA apresentava uma menor concentração dos parâmetros: cor, turbidez, SST, SSV, DQO, coliformes totais, *Escherichia coli*, ovos de *Ancylostomidae* e larvas de *Strongylóides*.

Contudo, alguns estudos e experiências registrados apontaram para possíveis reduções de eficiência na remoção de sólidos na etapa de sedimentação e adensamento do lodo primário. No estudo realizado por Escobar (2001), que utilizava sulfato de alumínio como coagulante, os ensaios de sedimentação em colunas utilizando misturas em diversas proporções apresentaram um aumento no valor de parâmetros como turbidez e sólidos suspensos na mistura inicial e no sobrenadante clarificado após 2 horas na coluna de sedimentação. Este aumento foi diretamente proporcional ao da quantidade utilizada de lodo de ETA no experimento, indicando que nas

proporções avaliadas, que variaram de 26 % a 86 % em razão volumétrica, não seria aconselhável misturar o lodo de ETA com o esgoto sanitário na fase de sedimentação primária na ETE.

ASCE (1996) apresentou outra experiência com redução da eficiência durante o processo de sedimentação primária. Foi relatado que dosagens de até 50 mg/L de ST de lodo de ETA no afluente de ETE pode proporcionar uma melhoria na eficiência de remoção de sólidos na etapa de sedimentação primária. Porém, para valores superiores a este, observa-se uma redução na eficiência para o processo.

Ainda segundo ASCE (1996) os lodos de ETA que são aplicados a ETE possuem elevados valores de sólidos coloidais podendo provocar uma diminuição na eficiência dos decantadores secundários. De acordo com a SABESP (2003) os resultados operacionais da ETE Franca indicaram um aumento na concentração de sólidos no lodo primário acumulado no decantador reservado para o recebimento do lodo de ETA e uma leve redução na eficiência para a remoção de DBO, DQO e SST para os demais decantadores.

### **(b) Efeitos sobre a produção e desaguamento do Lodo**

Um fator diretamente relacionado a disposição de lodo de ETA em ETEs é o aumento da presença dos bio-sólidos e um decréscimo na quantidade de voláteis (ASCE, 1996). Em teste de coluna de sedimentação com lançamento de lodos de ETA, os sedimentos possuem maior quantidade de sólidos totais com menor resistência específica a filtração, concluindo-se que deverá ocorrer melhoria na eficiência no desaguamento mecânico desses resíduos (SCALIZE, 2003).

O efeito do recebimento do lodo de ETA no adensamento por gravidade do lodo primário não foi muito estudado, porém há diversas indicações sobre a possibilidade da diminuição da concentração deste lodo adensado para valores inferiores a 5%, dificultando sua disposição final.

Segundo Tsutiya (2001), a produção de lodo em ETEs é praticamente duas vezes superior quando recebe o lodo de ETA sob uma concentração de

200 mg/L de SST. Outra possível perturbação é observada na etapa de separação de sólidos nos tanques de sedimentação secundária, podendo até mesmo ser necessária a aplicação de polímeros para corrigir o problema.

Segundo Brink (2003), é tecnicamente viável o condicionamento e a desidratação de lodos de ETA em conjunto com lodo de ETE, em uma proporção mássica de no máximo 25%, não sendo verificado efeito prejudicial à etapa de desidratação em relação à operação do sistema com apenas o uso de lodo de ETE. De acordo com o autor, eventuais reduções na eficiência da desidratação podem ser corrigidas com um aumento na dosagem de produtos químicos (polímeros) durante a etapa de condicionamento.

### **(c) Efeitos sobre a digestão do Lodo**

Um efeito direto da aplicação de resíduos de ETA pode ser observado nos processos de digestão, adensamento e desaguamento dos resíduos gerados na estação de tratamento de esgoto. As pesquisas indicam uma possível interferência desta mistura na digestão do lodo.

As pesquisas apresentadas pela Universidade de São Paulo e pela EPA são muito similares tanto para ETAs que utilizavam sulfato de alumínio quanto àquelas que fazem uso do cloreto férrico como coagulante (ASCE, 1996). A seguir serão apresentados resultados que relatam as interferências na digestão de lodo primário proveniente de misturas de esgoto doméstico com lodo de ETA.

Scalizi (2003) realizou ensaios de toxidade com o uso de atividade metanogênica específica para o estudo das interferências na digestão de lodo primário. Neste mesmo estudo foi constatado que quanto maior a quantidade de lodo de ETA no processo menor era a concentração molar de metano no digestor. Independente da concentração adotada, mesmo com o menor valor de 28 mg SST/L de esgoto sanitário, houve redução da ordem de 18% na produção de metano. Estes resultados apenas demonstram um dos pontos negativos do uso de resíduos de ETA em ETEs, principalmente quanto aos micro-organismos metanogênicos. Tanto que nos exames microscópicos analisados no licor misto do frasco-reator destes ensaios de atividade

metanogênica, ficou claro e evidenciado que algumas espécies como exemplo o gênero *Methanothrix sp* não se adaptaram a esta aplicação de lodo.

As bactérias redutoras de sulfato prevalecem na disputa pelo alimento, por esse motivo este pode ser um dos prováveis motivos para a inibição da atividade metanogênica. Escobar (2001) realizou estudos em que foi comparado em colunas de sedimentação com e sem adição de resíduo de ETA. Esta pesquisa utilizava sulfato de alumínio como coagulante. Demonstrou-se que a digestão do lodo em teste de atividade metanogênica específica não foi inibida pela mistura testada. Contudo, para concentrações acima de 6 g SSV/L, a produção de metano decorrente da atividade metanogênica diminuiu, o que indica este efeito inibitório da aplicação de lodo de ETA em ETE.

Carvalho (1999) também realizou estudos voltados para esta análise e os resultados dos testes de atividade anaeróbia não demonstraram um efeito negativo na taxa de produção de metano com o aumento da dosagem de resíduo de ETA na digestão do lodo primário. Nesta pesquisa foram realizadas misturas com até 225 mg/L de SST de lodo. Cabe ressaltar que a ETA de referencia utilizava cloreto férrico como coagulante durante seus processos.

#### **(d) Remoção de fósforo**

Segundo Tsutiya (2001) a remoção de fósforo com a aplicação de lodo de ETA em ETE é mais eficiente comparado a ETE que não recebe este novo resíduo, visto que o lodo de ETA apresenta sais de hidróxidos que promovem a precipitação do fósforo. Contudo, uma remoção, que possa inviabilizar os processos biológicos subsequentes, deve ser evitada, pois desta forma o tratamento de esgoto podem sofrer efeitos inibitórios pela baixa concentração deste nutriente.

Grande parte do fósforo, que está sob a forma de fosfato no afluente da ETE, pode ser complexado sob formas insolúveis, devido aos lodos de ETA que, normalmente, utilizam coagulantes a base de metais como o ferro ou alumínio. Esta complexação do fósforo durante o tratamento preliminar pode dificultar ou até impossibilitar o processo biológico de tratamento, necessitando

assim a adição adicional de fósforo para a retomada do tratamento (ASCE, 1996).

Silva (2003) sugeriu que nem todo o alumínio existente no lodo está sendo disponibilizado para reagir com o fósforo presente na amostra de esgoto tratada. Outro fator que pode dificultar esta reação é o envelhecimento do lodo armazenado, fato já observado por Galarneau e Gehr (1997).

Chao (2006) estudou a remoção de fósforo do efluente de estação de tratamento biológico de esgotos de Barueri (ETE Barueri) utilizando lodo gerado em ETA (sistema Alto Cotia) que utiliza sulfato de alumínio como coagulante, através de ensaios em *jartest*. O objetivo da pesquisa foi avaliar possíveis influências das cargas elétricas das partículas do lodo de ETA, do tempo de permanência do lodo nos decantadores da ETA, do pH, do tempo de mistura e de sedimentação, da dosagem do lodo, do uso ou não de polímero na etapa de coagulação/floculação da água bruta.

Os resultados da pesquisa de Chao (2006) indicaram que os principais fatores que influenciaram diretamente na remoção de fósforo foram: idade do lodo (remoção máxima com valores de 45 dias, após esse período há um decréscimo gradativo na capacidade de adsorção do fósforo); o tempo de mistura (verificou diferença significativas entre tempo de 30 minutos e 24 horas, remoção maior para o período maior); a dosagem do lodo (o aumento de concentração de sólidos aumenta a área superficial de adsorção, promovendo maior remoção), o pH (menor pH induz a maior remoção) e a presença de polímero (houve redução na remoção do fósforo).

Chao (2006) determinou que a melhor eficiência de remoção (100%) foi obtida com as seguintes condições no ensaio de *jartest*: pH 4,5, tempo de mistura de 15 minutos e gradiente de  $40 \text{ s}^{-1}$  e com dosagem de ST de 37 mg/L de lodo.

Os lodos gerados em ETAS são predominantemente constituídos de  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  e  $\text{SiO}_2$  e elevado potencial para remoção de fósforo pelo mecanismo de adsorção, devido sua composição química baseada em óxidos e hidróxidos de alumínio e de sua estrutura amorfa que aumenta a área superficial dos sais de alumínio, aderindo mais facilmente ao fósforo. Os

principais processos de retenção de fósforo são os mecanismos de adsorção e precipitação, onde os óxidos e hidróxidos de alumínio são os principais responsáveis por esses processos (STUM, 1992; BASTAM, 1999; GALLIMORE *et al.*, 1999; ELLIOT *et al.* 2002; REIS, 2002).

De acordo com Galarneau e Gehr (1999), no período da pesquisa a maioria das estações de tratamento de esgotos do Canadá removia fósforo pelo processo físico-químico com a adição de sulfato de alumínio e cloreto férrico. Na cidade de Quebec, em que diversas ETEs recebiam lodo proveniente de ETAs para tratamento conjunto com os esgotos domésticos e industriais, foi constatado que o padrão de lançamento para o parâmetro fósforo é atendido sem a necessidade de adição de outros produtos químicos. Harri *et al.* (2002), a partir das análises de ETEs na Suécia, observaram reduções de fósforo de 47 % para 57%, após o recebimento de lodo de ETA em ETE.

#### **(e) Desnitrificação biológica**

De acordo com Rosário (2007), o recebimento de lodo de ETA em ETE tem também como efeito a remoção parcial da matéria orgânica solúvel, com um índice de remoção em torno de 40% da DBO solúvel, efeito diretamente constatado com a aplicação dos coagulantes presentes no lodo no afluente ou em outro ponto qualquer da ETE.

Entretanto para tratamentos que tem o objetivo de remoção do nitrogênio, presente na matéria orgânica solúvel através da desnitrificação em tanque anóxico, esta remoção da DQO pode ser prejudicial, sendo uma consequência provável da redução, no afluente, da matéria orgânica rapidamente biodegradável, que é essencial para viabilizar de maneira técnica e econômica o processo de desnitrificação biológica em câmara anóxica primária (ROSÁRIO, 2007).

A desnitrificação biológica em alguns casos não pode ser descartada visto que este processo tem também como finalidade a recuperação da alcalinidade do meio, que em muitos casos é baixa no afluente (em torno de 200 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Esta alcalinidade será consumida no processo de nitrificação



biológica, possibilitando manter o pH estável no reator biológico (entre 6 e 7), pois esta é uma condição indispensável para a estabilidade do processo de nitrificação (ROSÁRIO, 2007).

Contudo, todos os fatores intervenientes aos processos em relação complexação e insolubilização de fosfatos, à remoção de DQO rapidamente biodegradável e aos seus efeitos sobre o reator biológico, só podem ser devidamente constatados por testes de bancada e escala piloto, sendo estes considerados indispensáveis para a condução de tais processos.

#### **(f) Eficiência do tratamento biológico**

Scalze (2003) realizou sua pesquisa em uma estação piloto composta de lagoa de aeração seguida de lagoa de sedimentação. Neste estudo o resíduo da ETA, que por sua vez utilizava cloreto férrico como coagulante, ajudou na melhora na qualidade do efluente final em termos de DQO, DBO, SST, turbidez, cor, amônia, nitrato, Nitrogênio *Keljdhal* (NTK) e fosfato total. Contudo, para os parâmetros ST, SDT, cloreto, nitrito, condutividade e pH, houve pequena modificação, porém não significativas.

Carvalho (1999) realizou testes onde se obteve um acréscimo de até 50% na remoção de sólidos suspensos e turbidez, 40% na remoção da DQO e Fosfatos e 30% na remoção de nitrogênio.

Um choque de carga inicial devido a um composto tóxico pode até mesmo inibir o processo biológico, porém devido ao grande número de compostos, os micro-organismos podem se adaptar e ajustar a este meio com a presença deste composto. Os sólidos dissolvidos que estão presentes no lodo de ETA, em determinadas concentrações podem causar um efeito inibitório aos micro-organismos que realizam o processo biológico de tratamento de esgoto e a determinação e conhecimento deste efeito não é uma etapa simples de ser realizada, sendo necessários testes em escala de bancada para evitar estes problemas (TSUTIYA, 2001).

Uma prática recomendável é a equalização da vazão junto às vazões de afluente a ETE. Desta maneira as concentrações das substâncias potencialmente tóxicas permaneceriam constantes. Esta toxidade do lodo ao

processo biológico de tratamento, modificações da qualidade e produção de lodo das ETAs, devem ser analisadas para evitar as consequências indesejáveis ao sistema de tratamento de esgoto (TSUTIYA, 2001).

Nos resultados operacionais apresentados pela SABESP (2003), na ETE Franca, o tratamento secundário sofreu alterações, após o recebimento experimental de resíduo de ETA, conduzindo uma redução na turbidez do efluente, aumento da eficiência na etapa de sedimentação dos decantadores secundários, aumento de cor, redução do percentual de SSV em relação aos SST nos tanques de aeração e a eficiência de remoção geral da ETE Franca se manteve estável.

Uma maior remoção de sólidos suspensos nos decantadores primários é normalmente observada, verificando ainda maior remoção de DBO e DQO e maior eficiência quanto à remoção de fósforo, devido o lançamento de lodo contendo alumínio ou ferro em ETEs (ECKHART, 1988 apud CORNWELL e KOPPERS, 1990).

Segundo Cornwell e Koppers (1990), aplicações práticas na Holanda e Alemanha demonstraram que uso de lodo de ETA, que utilizava sais de ferro como coagulante, em sistemas de tratamento de esgoto foram efetivos no controle de sulfetos e cloretos. A remoção do sulfeto de hidrogênio, um gás com potencial tóxico em sistemas de esgotos pois apresenta odor ofensivo em concentrações próximas de 0,1 ppm, reduz o risco de promover danos físicos ao homem, além de problemas relacionados à corrosão em estruturas de metal e concreto.

### 3.6 EQUALIZAÇÃO E CONDUÇÃO DOS RESÍDUOS DA ETA PARA A ETE

O lodo proveniente das estações de tratamento de água deve ser equalizado anteriormente ao encaminhamento à ETE. Este procedimento deve ser realizado com apoio de sistemas de remoção mecanizada do lodo dos decantadores ou com a implantação de tanques auxiliares para esta equalização. Esta equalização manterá as características do lodo de uma forma mais constante, principalmente com relação aos seguintes itens (ASCE, 1996):

- valor de DBO.

- concentração de SST (sólidos em suspensão totais).
- carga de sólidos (ton./dia).
- variação de pH.
- metais pesados constituintes.

A SABESP e a ETE Franca relataram experiências com o recebimento do lodo de ETA em batelada, que era encaminhado diretamente para um decantador. O lodo efluente deste decantador era então encaminhado diretamente para um digestor. Entre os períodos secos e úmidos são registradas variações tanto em nível de qualidade e quantidade para o lodo produzido (SABESP, 2003).

### 3.7 ESGOTO NO BRASIL

Em geral, os esgotos produzidos em uma cidade que afluem a uma estação de tratamento de esgotos variam em função de diversos fatores, como a contribuição per capita o consumo per capita de água, presença de despejos industriais e outros. Os esgotos domésticos são constituídos por aproximadamente 99,9% de água, e 0,1% de sólidos, incluindo sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como micro-organismos. Contudo, deve se ainda comentar que o uso e as funções a quais essa água foi submetida afetam diretamente as características dos esgotos, que dependem ainda do clima, a situação socioeconômica e hábitos da população (VON SPERLING, 2005).

Para Jordão e Pessoa (2005), as características físicas dos esgotos podem ser interpretadas pela presença de materiais sólidos, temperatura, odor, cor e turbidez. As características químicas podem ser classificadas em dois grandes grupos: o grupo da matéria orgânica e o grupo da matéria inorgânica. O grupo de material orgânico nos esgotos é principalmente constituído por: proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gordura e óleos (10%) e uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, etc. O material inorgânico nos esgotos é formado principalmente por areia e substâncias minerais dissolvidas presentes.

Alguns parâmetros típicos dos esgotos no Brasil estão apresentados na Tabela 2 conforme descreveu Von Sperling (2005). Porém, é importante

ressaltar que existe uma variação sazonal nas concentrações dos parâmetros do esgoto. As variações são principalmente devido contribuição de águas de chuva seja por infiltração, ou seja, por lançamento direto destas águas na rede de esgotos. A Tabela 2 apresenta os valores comuns encontrados nos esgotos sanitários.

Tabela 2- Caracterização de esgoto bruto

Parâmetros (mg/L)	Condições do Esgoto	
	Faixa	Típico
DBO5	250 - 400	300
DQO	450 - 800	600
Nitrogênio Total	35 - 60	45
Nitrogênio Orgânico	15 - 25	20
Amônia Livre	20 - 35	25
Nitrito, NO <sub>2</sub>	0	0
Nitrato, NO <sub>3</sub>	0 - 1	0
Fósforo Total	4 - 15	7

FONTE: VON SPERLING (2005, p. 112).

Os compostos de nitrogênio e fósforo, nos esgotos sanitários merecem uma atenção à parte. Os nutrientes são necessários para tratamento biológico para o crescimento bacteriano, portanto é necessário que estes estejam presentes nos esgotos em determinadas proporções. Nos esgotos domésticos tal condição é geralmente satisfeita, enquanto que nos efluentes industriais não, dificultando o desenvolvimento da biomassa durante o processo biológico.

Os esgotos com despejos mais recentes são praticamente desprovidos de nitrito e nitrato, que podem resultar de transformações bioquímicas já na rede coletora de esgotos (JORDÃO e PESSOA, 2005).

O fósforo aparece em águas naturais principalmente devido às descargas de esgotos sanitários. Nestes os detergentes fosfatados empregados principalmente a nível domestico (15,5% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), além da

própria matéria fecal que é rica em proteínas. Nos EUA a concentração atinge a 15 mg-P/L, devido ao uso detergentes domésticos. No Brasil, o esgoto sanitário apresenta concentrações de fósforo normalmente na faixa de 6 a 10 mg-P/L limitado pela condição econômica da população (PIVELI, 2005).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo, serão apresentados os procedimentos experimentais realizados para alcance dos objetivos definidos para este trabalho. Todos os ensaios realizados foram desenvolvidos no Laboratório de Engenharia de Meio Ambiente da Escola Politécnica da UFRJ (LEMA/UFRJ).

Os resíduos utilizados neste estudo (lodo de ETA e esgoto sanitário bruto) são provenientes do Aeroporto Internacional Antonio Carlos Jobim da cidade do Rio de Janeiro.

A parte experimental deste trabalho foi dividida em três etapas que abrangem a realização de testes de jarros, para a análise do decantador primário; teste de biotratabilidade, para analisar a interferência biológica no tratamento secundário e testes de atividade metanogênica específica, para analisar a interferência na digestão anaeróbia do lodo diante da adição de resíduo de ETA.

O levantamento de dados relativos ao funcionamento da ETA e da ETE CDN/GALEÃO foi realizado através da análise dos relatórios dos registros operacionais de janeiro a dezembro do ano de 2012. Neste período a ETA produziu 32.000 m<sup>3</sup>/mês de água, utilizada para limpeza e manutenção do aeroporto, sendo que o volume gerado na limpeza dos decantadores e lavagem dos filtros foram respectivamente 150 m<sup>3</sup>/mês.

A ETE por sua vez, foi responsável por tratar um volume de 41.040 m<sup>3</sup>/mês de esgoto bruto, com um funcionamento de 24 horas diárias, este volume é relativo à população de cerca de 30.000 pessoas que frequentam as dependências do aeroporto diariamente.

O volume de resíduo gerado em cada limpeza foi de aproximadamente 10 m<sup>3</sup> por descarga, com uma média mensal de 15 descargas. A limpeza é feita de forma manual através da abertura de registros situados no fundo, e superficialmente com auxílio de mangueiras de alta pressão.

Os valores típicos de sólidos totais encontrados no resíduo de ETA-CDN/GALEÃO variam em torno de 8000 a 9000 mg/L, de acordo com análise dos relatórios dos registros operacionais.

As amostras utilizadas neste trabalho foram de 3000, 4500, 6000 e 8000 mg/L de ST, foram preparadas através de mistura (diluição) de um volume conhecido de lodo recolhido da ETA (8400 mg/L de ST). Estes valores foram adotados em função da revisão dos trabalhos técnicos na área como o de Scalize (2003), Peixoto (2008), Di Bernardo L. *et al.* (1999) e Sena (2011), além dos registros operacionais.

Para realização de todos os ensaios, a razão volumétrica adotada (razão entre volume de lodo aplicado e volume de esgoto bruto) foi de 7%, já que, segundo Ribeiro (2007), valores acima deste percentual podem acarretar a deposição de sólidos e a sobrecarga hidráulica no sistema. Todos os testes foram feitos em triplicata.

Para assegurar que os resultados obtidos no experimento fossem decorrentes da ação do coagulante residual presentes no lodo de ETA, e não do efeito de diluição, adicionou-se água destilada na amostra utilizada como referência em igual quantidade ao resíduo de ETA no estudo.

Na Figura 2 pode-se observar o lançamento dos resíduos da ETA no leito de secagem.



Figura 2 – Entrada do leito de secagem.

#### 4.1 LODO DE ETA UTILIZADO NO EXPERIMENTO

Esta estação de tratamento de água recebe água proveniente de poços artesianos, com uma vazão média de 50m<sup>3</sup>/h.

A ETA do Aeroporto, ilustrada na Figura 3, é do tipo convencional com etapas de pré-oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. O coagulante utilizado no processo de tratamento de água é o sulfato de alumínio.



Figura 3 - Estação de tratamento de Água CDN/ GALEAO

A coleta do lodo foi realizada manualmente na entrada do leito de secagem quando o operador da estação cumpre a rotina de limpeza dos decantadores e filtros. Esse procedimento é realizado de dois em dois dias com um volume por descarga de 10 m<sup>3</sup>.

#### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ETA ADICIONADO

Os parâmetros utilizados para análise e caracterização físico-química foram: DBO<sub>5</sub>, DQO, ST fósforo total e fósforo solúvel, Nitrogênio total Kjeldahl (NTK).

A partir dos resultados obtidos e apresentados na Tabela 3 foram conduzidas as preparações das amostras nas concentrações de sólidos totais estabelecidas a serem testadas (3000, 4500, 6000 e 8000 mg/L).

Tabela 3: Caracterização de resíduos da ETA CDN/GALEÃO

DQO mg/L	438
DBO mg/L	184
P. solúvel mg/L	7,3



P. Total mg/L	8,6
NTK mg/L	16,8
ST mg/L	8.400

Os valores encontrados não estão dentro dos valores médios encontrados em ETAs (SUNDEFELD, 2007; FRANCO, 2009), provavelmente devido ao fato de que neste estudo de caso, a água é proveniente de poços artesianos da região do entorno da Baía de Guanabara-RJ, e não de águas superficiais como normalmente utilizados em ETAs.

#### 4.3 CARACTERIZAÇÃO COMPLEMENTAR DO LODO GERADO NA ETA INFRAERO POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X.

A técnica de fluorescência de Raio X vem sendo utilizada principalmente para amostras sólidas, permitindo a determinação simultânea ou sequencial da concentração de vários elementos, sem a necessidade de destruição da amostra, ou seja, de modo instrumental, sem nenhum pré-tratamento químico.

A análise multielementar instrumental por fluorescência de Raio X é baseada na medida das intensidades dos Raios X característicos emitidos pelos elementos químicos componentes da amostra, quando devidamente excitada. A análise é realizada num espectrômetro de fluorescência de raios X, que contém a fonte de excitação, um tubo de raios X.

A Tabela 4 apresenta os resultados percentuais de metais e elementos-traços encontrados no lodo seco.

Tabela 4: Percentual de metais e elementos-traços

PERCENTUAL EM MASSA %	
MgO	3,01
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	14,31
SiO <sub>2</sub>	14,82
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,99
SO <sub>3</sub>	1
Cl	0,38

K <sub>2</sub> O	0,19
CaO	47,48
MnO	1,54
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15,68
SrO	0,62

A Tabela 5 mostra os diferentes constituintes, calculados em função dos resultados encontrados na tabela 4, para as concentrações utilizadas nos ensaios.

Tabela 5: Constituintes presentes nas amostras preparadas para o estudo.

Elementos/ ST	3000 mg/L	4500mg/L	6000mg/L	8000mg/L
MgO (mg/L)	90,3	135,5	180,6	240,8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (mg/L)	429,2	643,8	858,4	1144,56
SiO <sub>2</sub> (mg/L)	444,5	666,8	889,1	1185,5
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/L)	29,7	44,5	59,4	79,2
SO <sub>3</sub> (mg/L)	29,9	44,8	59,78	79,7
Cl (mg/L)	11,3	16,9	22,6	30,1
K <sub>2</sub> O (mg/L)	5,8	8,7	11,6	15,5
CaO (mg/L)	1424,3	2136,5	2848,6	3798,2
MnO (mg/L)	46,1	69,1	92,1	122,8
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (mg/L)	470,5	705,8	941,0	1254,7
SrO (mg/L)	18,7	30,0	37,3	49,7

De acordo com a NBR 10004-2004 fica incluído lodo proveniente de sistema de tratamento de água como resíduo sólido. Referente a estas concentrações encontradas na análise de fluorescência de raios-X e ao anexo G desta NBR, estes são classificados como resíduo não inerte classe II A.

#### 4.4 ESGOTO SANITÁRIO UTILIZADO NO EXPERIMENTO

Os parâmetros utilizados para análise e caracterização do esgoto bruto utilizado nesta pesquisa foram: DBO<sub>5</sub>, DQO, concentrações SST, SSV e SSF,

pH, alcalinidade, fósforo total e fósforo solúvel, Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), antes do lançamento dos lodos da estação de tratamento de água no sistema. A Tabela 6 apresenta a caracterização do esgoto bruto utilizado.

Tabela 6: Caracterização esgoto bruto ETE CDN/GALEÃO.

DQO (mg/L)	284
DBO (mg/L)	170
Turbidez (UT)	120
Fósforo solúvel (mg/L)	8,6
Fósforo total (mg/L)	9,5
N <i>kjeldahl</i> (mg/L)	106
Sólidos totais (mg/L)	1.517
Sólidos suspensos totais (mg/L)	87
Sólidos voláteis totais (mg/L)	597
Alcalinidade	430

#### 4.5 TESTE DE JARROS

Os testes de jarros foram realizados com o objetivo de se conhecer a interferência na remoção de diversos parâmetros mediante o uso do resíduo da ETA na etapa de decantação primária de uma ETE.

Os parâmetros considerados nesta avaliação foram: Fósforo total e solúvel, NTK, DQO, DBO, turbidez, alcalinidade, sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos voláteis. Para estes ensaios, foram adicionadas dosagens variadas de lodo nos jarros de dois litros de volume útil (Figura 4), ajustados os valores de pH.

Os jarros sofreram mistura com  $40 \text{ s}^{-1}$  de gradiente de velocidade, durante 15 minutos. Estas condições visam representar as condições observadas desde a introdução do lodo na rede coletora de esgoto e a entrada da mistura na ETE. Decorrido o tempo pré-estabelecidos de sedimentação (60min), foram coletadas amostras dos sobrenadantes e determinadas as concentrações dos parâmetros testados.



Figura 4 - Jarros utilizados no teste de sedimentação

De forma resumida as condições operacionais avaliadas foram as seguintes:

- Dosagens de lodo: 3000; 4500; 6000; 8000 mg/L;
- Razão volumétrica de 7%;
- pH: 7,0;
- tempo de mistura: 15 minutos
- tempo de sedimentação: 60 minutos.
- Gradiente de velocidade: a  $40 \text{ s}^{-1}$

#### 4.6 TESTE DE BIOTRATABILIDADE

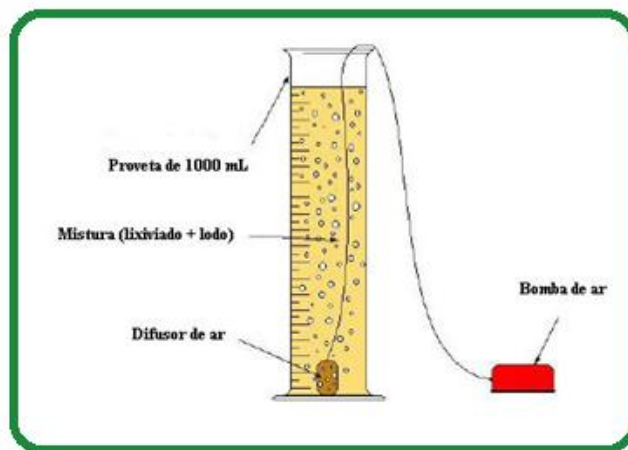
Para avaliar os efeitos da aplicação do lodo de ETA, durante o tratamento secundário, foi realizado um teste de biotratabilidade. Este foi empregado com o objetivo de verificar se a diversidade de compostos presente no resíduo de ETA pode ser assimilada e interferir no metabolismo da comunidade bacteriana, presentes neste tratamento biológico aeróbio.

Nesta etapa foi utilizado o sobrenadante do teste de jarros, que seguiram para reatores com capacidade de 1.000 mL, operados em batelada.

No início foi inoculada uma biomassa de lodo biológico produzidos na unidade de lodos ativados proveniente do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA). O percentual volumétrico do lodo biológico utilizado para os testes foi de 20% (RODRIGUEZ, 2004).

Os ensaios contaram com difusor de porcelana poroso adaptado no fundo do reator ligado a uma bomba de ar comprimido (bomba empregada em

aquários). Nos ensaios de biotratabilidade foram utilizados cinco reatores operados em batelada e, em cada reator, foram adicionados 1,0 L de esgoto + lodo biológico. A Figura 5 representa o aparato utilizado nesse ensaio.



Fonte: TELLES (2010)

Figura 5 – Aparato experimental do teste de biotratabilidade.

O teste teve duração de 8 horas. Este tempo foi definido em ensaio prévio de biotratabilidade para verificar a degradação do efluente de um teste de jarros. Foi constatado que em um período de ensaio sequencial de 12 horas a maior redução da DQO foi observada após 8 horas de experimento. A aeração do sistema era contínua até completar o tempo experimental. As análises foram feitas após a sedimentação dos flocos biológicos de 30 minutos.

O experimento foi realizado em triplicata e além disso, foi utilizado como experimento controle, o reator que continha o efluente do *jarrest* sem adição de lodo de ETA. O teste foi conduzido em cinco reatores. O desempenho do teste de biotratabilidade foi avaliado através da determinação da remoção da DQO, DBO, fósforo total, fósforo solúvel e NTK.

Foi também monitorado a concentração do oxigênio dissolvido, sempre superior a 2 mg/L como previsto em um sistema de lodos ativados por aeração prolongada Von Sperling (2002).

#### 4.7 TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME)

A atividade metanogênica avaliou a interferência pela toxicidade dos metais ou outras substâncias recalcitrantes possivelmente presentes no lodo de ETA sobre as reações de digestão anaeróbia.

Os experimentos foram conduzidos com lodos primários, produzido nos testes de jarros, de modo a representar o lodo acumulado nos decantadores primários. Os testes tomaram sempre como referência a atividade metanogênica observada em lodo extraído do reator anaeróbio. Como não havia tratamento biológico anaeróbio na ETE CDN/GALEAO, foi utilizado para tanto o lodo do reator UASB em operação no CESA/UFRJ. O aparato experimental montado foi proposto por Figueiredo (2009).

O teste AME utilizou lodo decorrente da mistura cuja concentração era de 6000 mg/L de ST, visto sua menor interferência nos resultados dos testes de jarros, assim como menor interferência no tratamento biológico subsequente, representada nos testes de biotratabilidade.

Cada bateria de testes utilizava 9 reatores (Figura 6), sendo três reator contendo apenas lodo do UASB ( $SV \geq 1,5$  g/L), três reatores contendo lodo do resultante do *jarrest* sem adição de resíduo de ETA, e outros três reatores contendo lodo resultante da adição de resíduo de ETA no esgoto bruto. Em todos os reatores eram inoculados 1,5 g SV/L de lodo do UASB (AQUINO, 2007), com o objetivo de garantir condições ideais para as reações anaeróbias.

A montagem de cada ensaio seguiu o seguinte protocolo:

1. Os frascos utilizados como reatores anaeróbios tinham capacidade de 300 mL, mas o volume total das soluções testadas (inóculos + nutrientes + substrato) era de 200 mL.
2. Em todos os 9 frascos eram colocados um volume de lodo do UASB equivalente a aproximadamente 1,5 g SV/L. Na bateria 1 frascos inoculavam-se apenas o lodo do UASB, completada a solução com água destilada. Nos demais frascos foram adicionados amostras dos lodos gerados em triplicata, até que se completasse o volume de 200 mL.
3. Após preparo das soluções, os reatores eram criteriosamente vedados com cola de silicone. Após secagem do produto, os frascos eram submetidos a

purga do oxigênio com borbulhamento de nitrogênio gasoso e acondicionados na mesa aquecedora, mantida à temperatura (35°C) e agitação constantes.

4. Montado todo aparato experimental, eram então adicionadas nos reatores: 2,5 mL de solução macronutriente; 0,5 mL de solução micronutriente e 0,5 mL substrato (ácido acético – Hac). Essas dosagens foram definidas a partir de testes preliminares utilizando lodo de UASB e selecionadas aquelas que proporcionaram maior produção de CH<sub>4</sub>. O aparato experimental está representado na Figura 7.

5. Já aclimatados na mesa aquecedora, os reatores eram conectados aos frascos com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 15%, para lavagem do gás gerado e retenção do CO<sub>2</sub>. O gás lavado era conduzido para as seringas, onde a ampola deslocada determinou o volume de CH<sub>4</sub> produzido na reação.

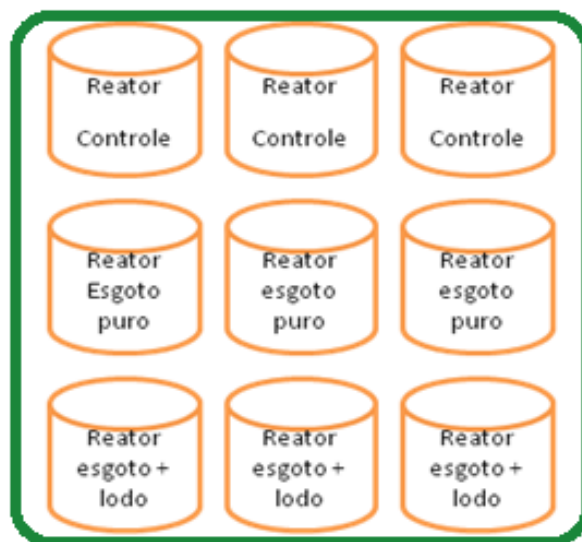


Figura 6: reatores do experimento

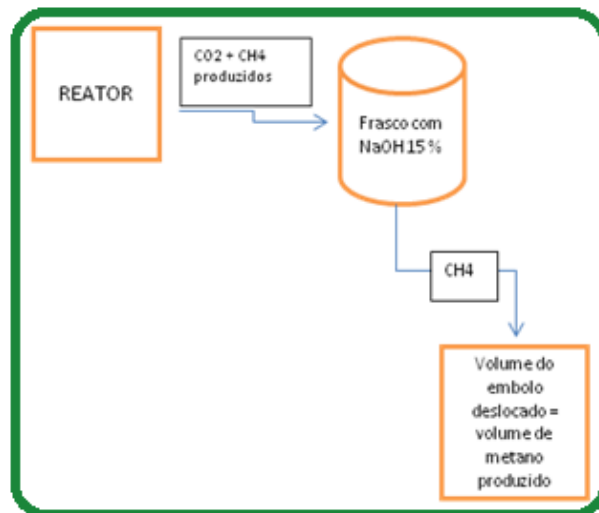


Figura 7: Fluxograma para obtenção do volume de metano produzido.

#### 4.8 METODOLOGIAS ANALÍTICAS

As análises foram processadas no LEMA/UFRJ, as determinações foram realizadas segundo a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 TESTES DE JARROS

Foram realizados ensaios com testes em jarros com intuito de atender os objetivos de analisar a interferência e os efeitos do despejo de lodo de ETA na etapa de sedimentação primária.

Os resultados encontrados para os parâmetros testados estão detalhados e apresentados no Anexo I deste trabalho.

Os resultados encontrados foram organizados na forma de gráficos e devidamente discutidos em relação à interferência da mistura dos dois efluentes sobre os parâmetros utilizados neste estudo.

#### (a) Fósforo solúvel e fósforo total

As Figuras 8 e 9 contemplam os valores finais alcançados de fósforo solúvel e fósforo total após o *jartest*.

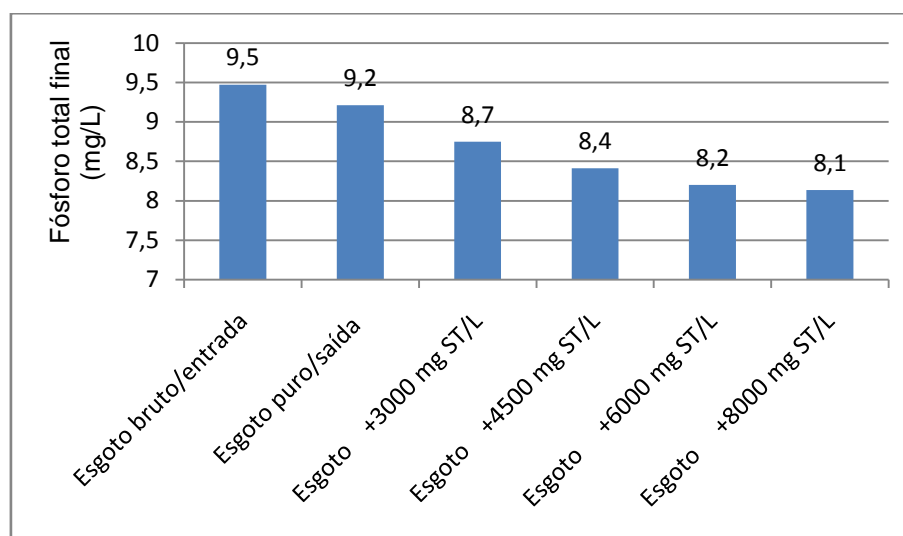


Figura 8: Monitoramento do fósforo total no *jartest* para as diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

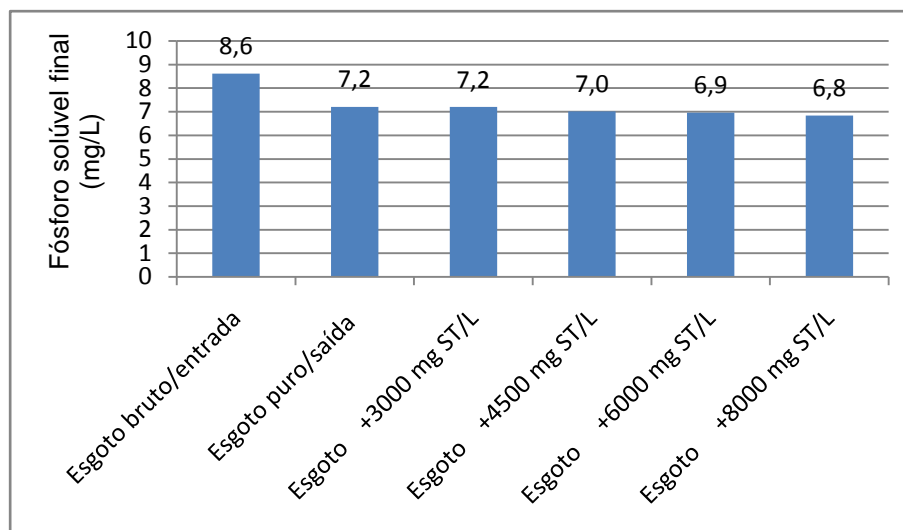


Figura 9: Monitoramento do fósforo solúvel no *jarrest* para as diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

Os lodos gerados em ETAs são constituídos predominantemente de  $Al_2O_3$ ,  $Fe_2O_3$  e  $SiO_2$  e tem elevado potencial para remoção de fósforo por adsorção, próprio de sua composição química, baseada em óxidos e hidróxidos de alumínio, e de sua estrutura amorfa, que aumenta a área superficial dos sais de alumínio.

Esses elementos aderem ao material característico de adsorção de fósforo. Além da remoção por adsorção, o lodo da ETA possui um residual de coagulante que remove o fósforo na forma de fosfato de alumínio, elemento que possui baixa solubilidade no meio aquoso favorecendo a sedimentação.

Os processos de retenção de fósforo englobam, portanto, os mecanismos de adsorção e precipitação. Os resultados obtidos neste trabalho corroboram o observado na cidade de Quebec (STUM, 1992; BASTA, 1999; GALLIMORE et al., 1999; ELLIOT *et al.* 2002; REIS, 2002).

### (b) Matéria orgânica (DBO e DQO)

Os valores finais alcançados matéria orgânica foi avaliada com base nos resultados de DBO e DQO do afluente e efluente do *jarrest* e está representada pelas Figuras 10 e 11.

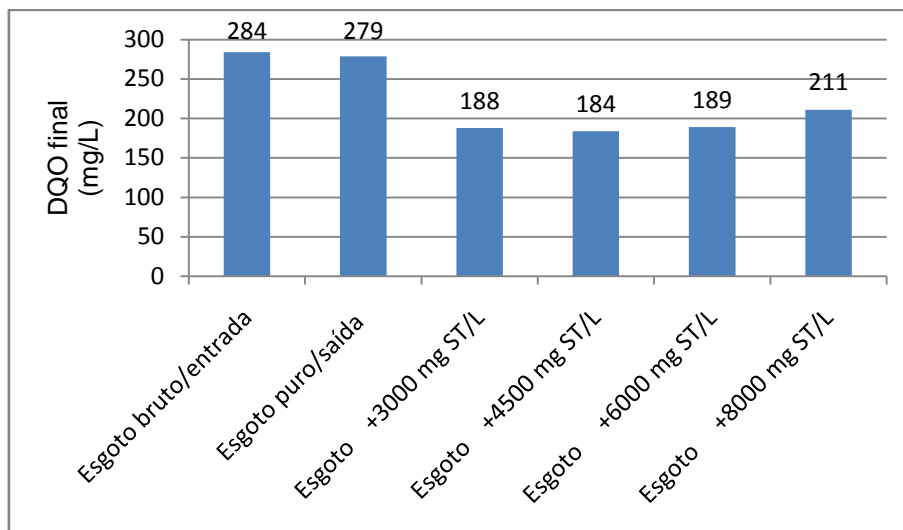


Figura 10: Monitoramento da DQO no *jarrest* para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

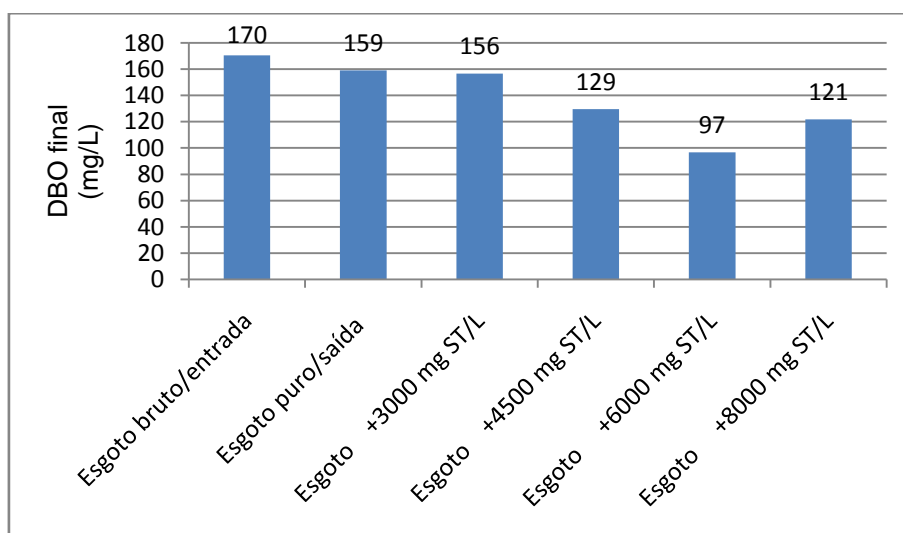


Figura 11: Monitoramento da DBO no *jarrest* para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

O uso de lodo de ETA resultou em uma queda nas concentrações de matéria orgânica no efluente quando comparado a amostra que não recebeu a adição deste resíduo. Contudo, o próprio resíduo de ETA contém matéria orgânica, como evidenciado por suas análises DBO e DQO, apresentadas na Tabela 3. Pode-se identificar aí que para mistura superior a 6000 mg/L, os resultados de DQO e DBO, obtiveram um acréscimo, provavelmente devido a

maior quantidade de matéria orgânica presente no lodo aplicado. O mecanismo de remoção predominante é o de varredura, como indicado por SILVA(2003).

### (c) Sólidos

Os valores finais alcançados de sólidos totais estão representadas pela Figura 12 e 13:

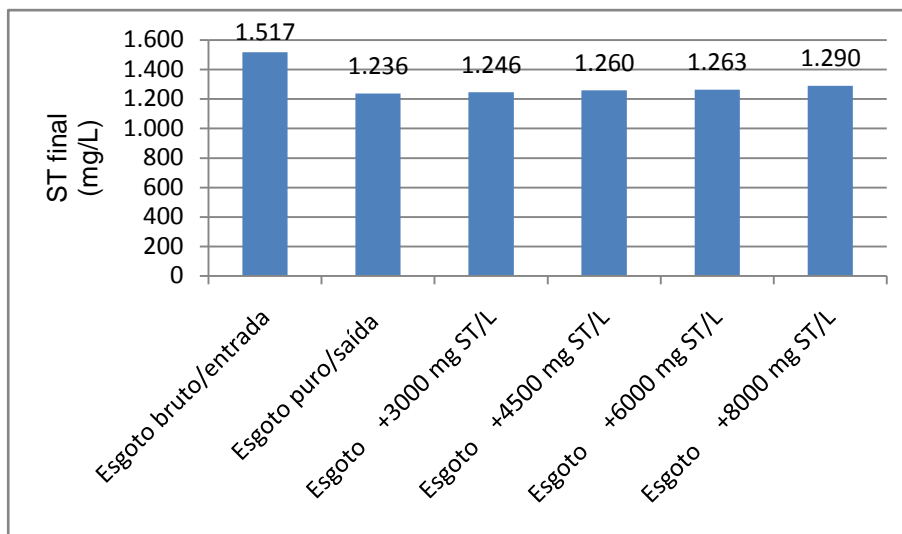


Figura 12: Monitoramento dos sólidos totais no *jarrest* para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

A remoção de sólidos totais não sofreu influência significativa da adição do resíduo de ETA no teste, visto que a qualidade do sobrenadante dos jarros, com e sem adição de lodo, apresentam resultados similares. O resultado deste ensaio é considerado satisfatório, pois, mesmo com aporte maior dos sólidos decorrente da adição de lodo de ETA na amostra, o desempenho do tratamento primário não deteriorou.

Convertendo a concentração de sólidos totais para o volume de resíduo aplicado ao sistema, foi constatado que para a aplicação de 3000 mg/L a massa de sólidos adicionais é de 420 mg. Para a mistura de 4500 mg/L aplicados geram um aporte de 630 mg de sólidos ao sistema; 840 mg para o resíduo com 6000 mg/L e 1120 mg para 8000 mg/L.

Estes resultados demonstram que a aplicação de resíduo de ETA, embora não tenha causado uma grande interferência sobre a remoção de sólidos totais, estes resultados indicam a possibilidade de gerenciamento dos resíduos sólidos da ETA e ETE num mesmo espaço, facilitando sua gestão e minimizando impactos e custos operacionais.

Os valores finais alcançados para os sólidos suspensos está representada pela Figura 13.

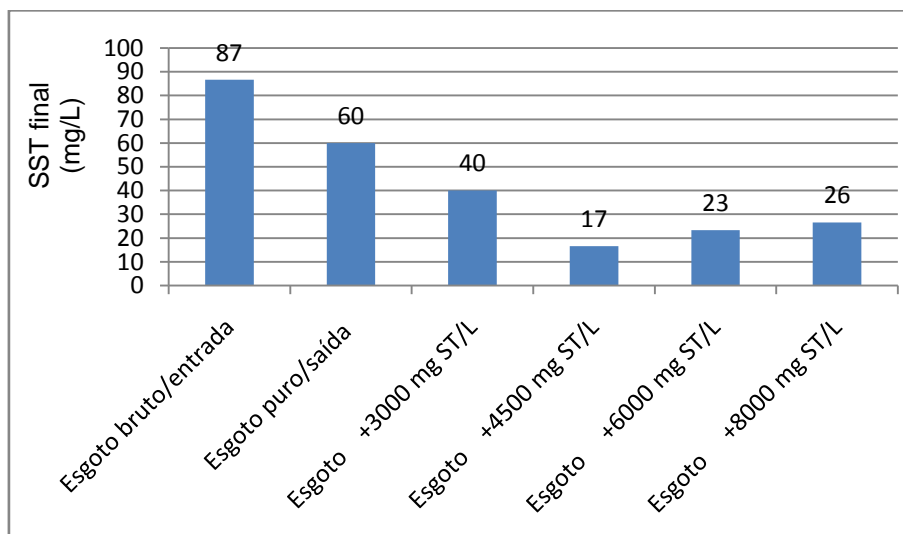


Figura 13: Monitoramento dos SST no *jarrest* para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

Os resultados demonstram que os sólidos suspensos sofreram maior interferência frente à aplicação de resíduo de ETA no sistema, provavelmente relacionado ao fato de o processo principal de remoção ocorrido com a presença de lodo de ETA é o processo de varredura, facilitando a remoção de partículas suspensas do sistema.

## 5.2 TESTE DE BIOTRATABILIDADE

Foram realizados ensaios de biotratabilidade para avaliar os efeitos sobre o tratamento biológico secundário do esgoto com recebimento de resíduo de ETA.

Os resultados encontrados para os parâmetros testados estão detalhados e apresentados no Anexo II deste trabalho.

### (a) Matéria orgânica (DQO e DBO)

As Figuras 14 e 15 mostram a capacidade de assimilação biológica do conjunto esgoto/lodo de ETA em comparação com o esgoto sanitário sem adição de resíduo.

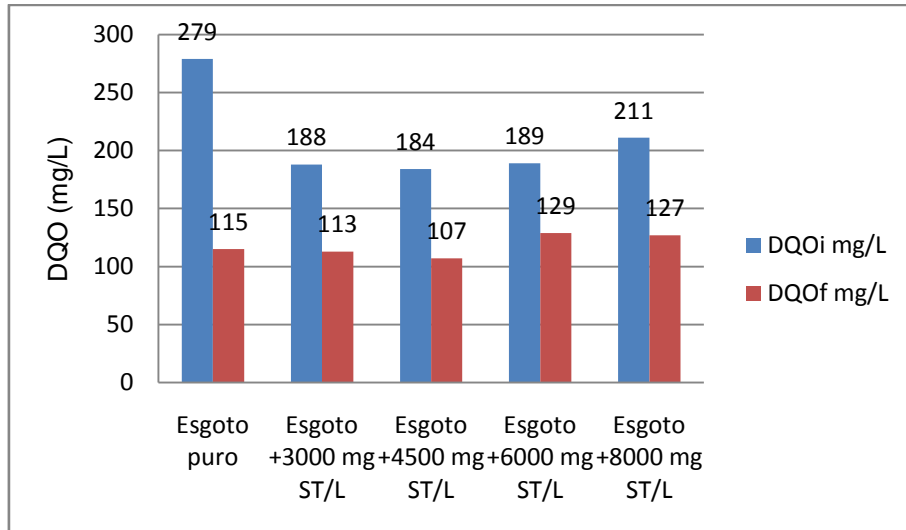


Figura 14: Monitoramento da DQO no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

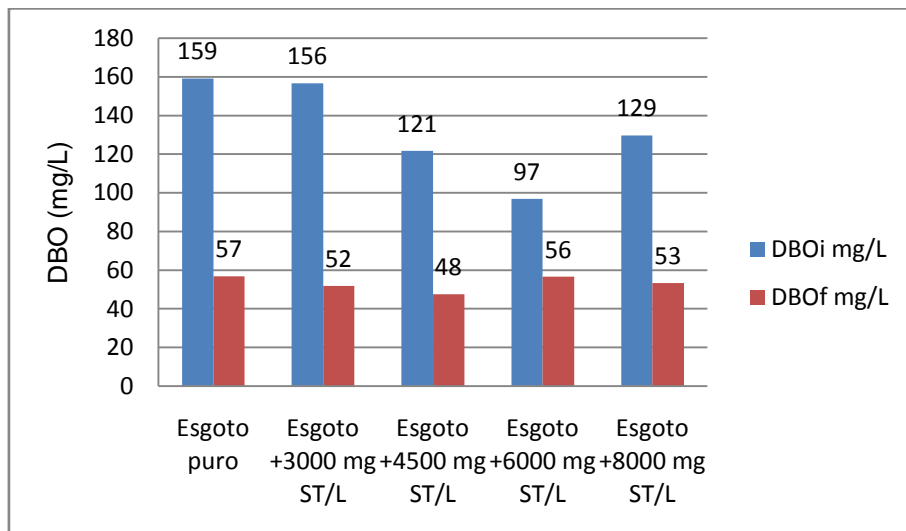


Figura 15: Monitoramento da DBO no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

Os resultados finais observados foram similares em todos os reatores testados. Conclui-se, portanto, que a adição do resíduo de ETA não provocou

interferência significativa ou até mesmo efeito tóxico e/ou inibidor para os organismos aeróbios inoculados no teste, mantendo-se a biodegradabilidade do conjunto lodo de ETA e esgoto sanitário.

### (b) Fósforo solúvel, fósforo total e NTK

Usualmente o teste de biotratabilidade é direcionado para avaliação da interferência na remoção da matéria orgânica (DQO) nos reatores biológicos. Contudo, para este trabalho a análise da remoção do fósforo solúvel, do fósforo total e NTK também foram conduzidas visto que a possibilidade da remoção excessiva de nutrientes no processo de sedimentação, já demonstrado nos teste de jarros, pode interferir no tratamento biológico subsequente na fase secundária de tratamento de esgoto.

As Figuras 16 e 17 ilustram o comportamento do fósforo solúvel e total no ensaio de biotratabilidade.

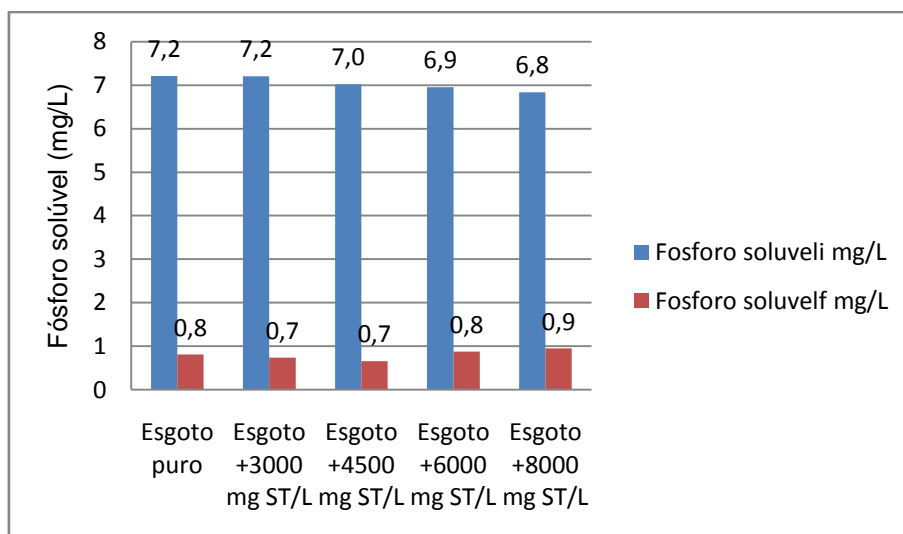


Figura 16: Monitoramento do fósforo solúvel no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

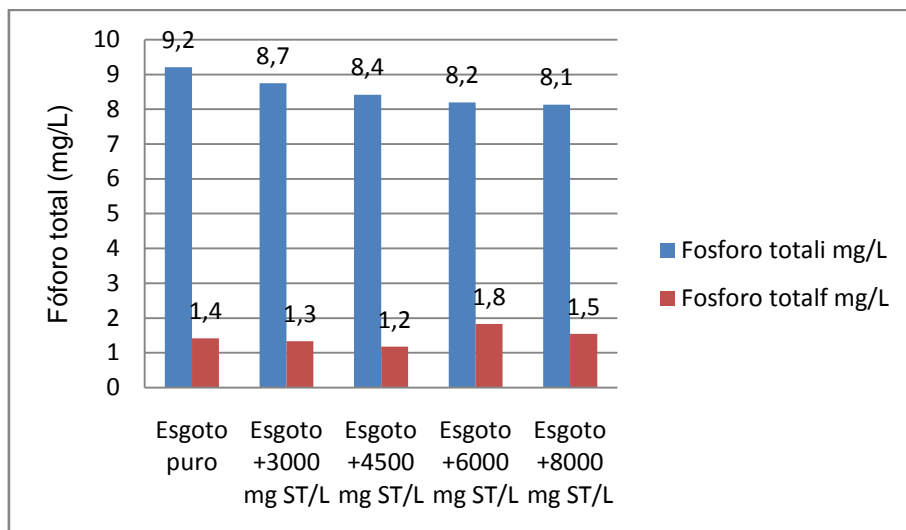


Figura 17: Monitoramento do fósforo total no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

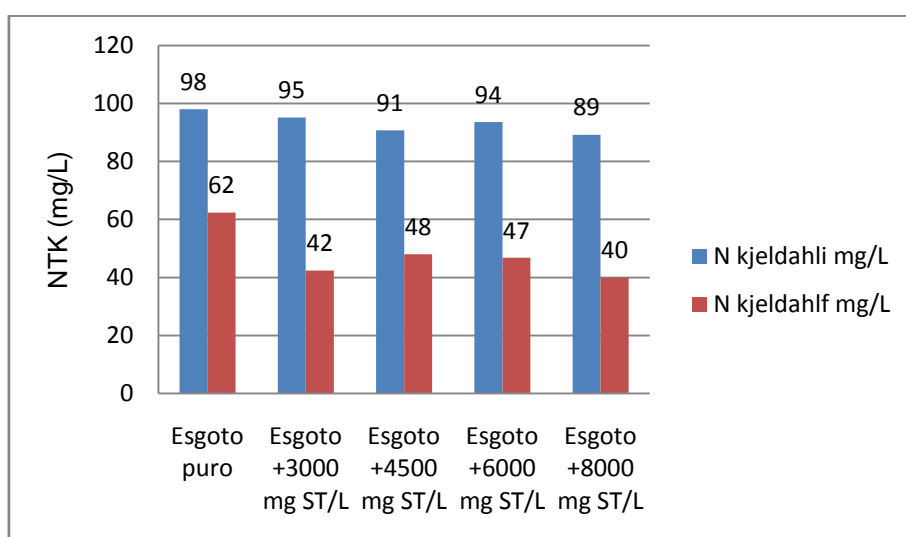


Figura 18: Monitoramento do NTK no teste de biotratabilidade para diferentes concentrações de sólidos totais de lodo de ETA aplicado no esgoto bruto.

Analisando as Figuras é possível perceber que, embora cada proveta tenha iniciado o teste com valores diferenciados dado que as amostras utilizadas eram os clarificados dos jarros, os valores finais do teste de biotratabilidade foram similares, indicando que não houve interferência do resíduo de ETA no metabolismo da comunidade bacteriana aeróbia.



Para o NTK, as provetas que não receberam lodo de ETA apresentaram desempenho inferior àquelas que continham a mistura, provavelmente em função do balanço entre C:P:N (VON SPERLING, 2005).

### 5.3 TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA

Este teste teve por objetivo de avaliar os efeitos da adição do lodo de ETA sobre a digestão anaeróbia de lodo acumulado na ETE.

Os testes utilizaram lodo de UASB proveniente do CESA/UFRJ como inóculo para degradação anaeróbia, lodo de esgoto sanitário puro e lodo de esgoto sanitário com aplicação de 6000 mg/L de lodo de ETA. Os lodos foram produzidos em bancada através de aparelho de *jarrest*.

Para padronização e comparação entre os resultados, os resíduos utilizados e o lodo de UASB foram adequados a um mesmo valor de sólidos voláteis, equivalente a 1,5 g/L no reator. A caracterização do lodo gerado nos testes de jarros foi previamente realizada à execução dos testes e está apresentada na Tabela 7.

Tabela 7: caracterização do lodo utilizado no teste AME

Produto	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Fosforo solúvel (mg/L)	Fosforo total (mg/L)	N <i>Kjeldahl</i> (mg/L)	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV no reator (mg/L)
L UASB	39.800	7650	89.915	66.154	59,9	233.920	87.200	1,5
L L	16.800	13010	35.083	31.970	78,4	33.120	24.200	1,5
LE	8.640	N.D.	22.354	16.144	72,8	15.405	12.600	1,5

Legenda:

L UASB - lodo de UASB

L.L. – lodo de esgoto sanitário com aplicação de 6000 mg/L de resíduo de ETA.

L.E. - lodo de esgoto sanitário sem adição de resíduo de ETA

O resultado do teste AME está apresentado na Figura 19.

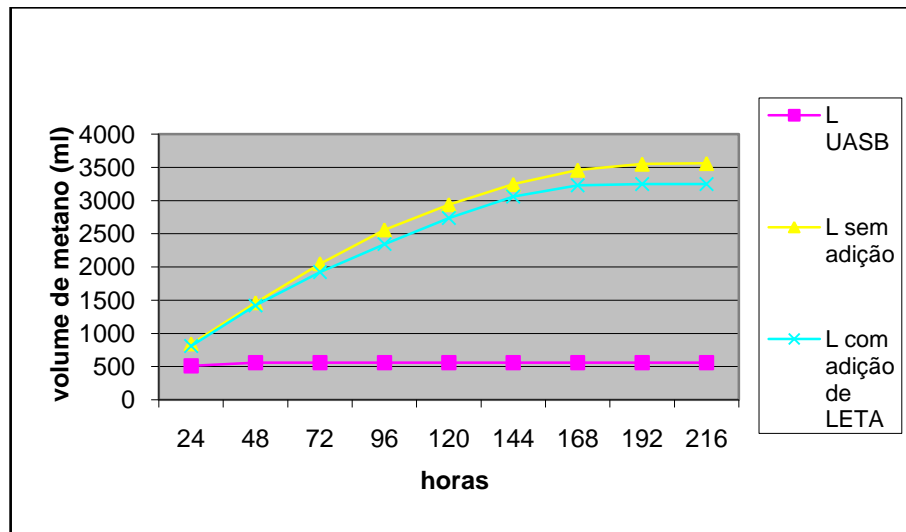


Figura 19: Produção de metano nos reatores: lodo de UASB, lodo de esgoto e lodo com adição de resíduo de ETA.

O teste de atividade metanogênica (AME) mostra que as substâncias presentes no resíduo de ETA não provocaram alterações significativas na geração de metano. Embora haja uma interferência na eficiência do tratamento anaeróbico do lodo gerado, este alcançou uma produção de 3560 mL de metano, para o reator sem adição de resíduo de ETA, e de 3250 mL de metano para o reator com adição do resíduo de ETA. A diferença de produção de biogás é de apenas 8%, considerado desprezível na avaliação do consórcio entre sistemas para manejo dos seus resíduos.

## 6 CONCLUSÕES

A grande vantagem percebida na aplicação de resíduo de ETA em uma ETE é a possibilidade de se reunir estes dois resíduos em um mesmo local para o devido manejo e gestão. E os testes apresentados neste trabalho confirmam a viabilidade desta concepção, desde que sejam consideradas as peculiaridades de cada processo e resíduo.

As conclusões foram divididas em função dos testes realizados:

Conclusões referentes ao *jarrest*:

- Para o *jarrest*, a concentração dos parâmetros DQO, DBO, fósforo total e fósforo solúvel e NTK no efluente tratado (sobrenadante do ensaio de jarros) foram sempre inferiores, independente da concentração de lodo de ETA aplicada, à observada no jarro controle (contendo apenas esgoto bruto).
- Os sólidos totais e suspensos alcançaram valores finais similares em todos os testes, com ou sem aplicação de lodo de ETA.
- Verificou-se que, para valores de mistura superiores a 6000 mg/L, há um acréscimo nos concentrações efluentes de DQO e DBO, provavelmente devido o maior aporte de matéria orgânica presente no lodo de ETA.
- Evidencia-se a maior remoção de fósforo total e fósforo solúvel nas amostras que receberam lodo de ETA. Para a aplicação de 8000 mg/L foi verificada a maior redução da concentração destes compostos, corroborando com resultados de Chao (2006);
- O aumento da mistura de resíduo de ETA implicou na redução da alcalinidade do clarificado, provavelmente decorrente da presença de sais de alumínio que consomem esta alcalinidade.

### Conclusões referentes ao Teste de Biotratabilidade

- A adição de lodo de ETA não interferiu na comunidade bacteriana, visto que os resultados finais encontrados, para os diversos parâmetros testados, foram relativamente similares, com ou sem adição de lodo de ETA.
- A partir de 6000 mg/L foi verificado uma maior interferência na remoção da matéria orgânica. Com isso tem-se como recomendação que estudos futuros considerem esta proporção de mistura como máxima.

### Conclusões referentes ao teste de Atividade Metanogênica

- Observou-se a produção de 3560 mL de metano no reator sem adição de resíduo de ETA. Já para o reator que recebeu resíduo de ETA sob a concentração de 6000 mg/L detectou-se uma geração de 3250 mL de metano, 8% menor que na primeira condição.
- A diminuição de 8% na produção de metano decorrente da adição de 6000 mg/L de lodo de ETA não foi considerada inibitória a ponto de inviabilizar esta proposta de gestão consorciada de resíduos.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; American water works Association (1996). Management of Water Treatment Plant Residuals. New York, AWWA.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Management of water treatment plant residuals. American Society of Civil Engineers. 294 p. New York. 1996.

APHA, AWWA, WEF, 2005, Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th ed., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

AQUINO, S.F., CHERNICHARO, C.A.L., FORESTI, E., SANTOS, M.L.F., MONTEGGIA, L.O. Metodologias para Determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol.12, número 2, pag. 192-201. Abril e Junho. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos Sólidos - Classificação - NBR-10.004, 2004.

ANDREOLI, C. V. (Coord.) Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 282 p. (Projeto PROSAB).

BARBOSA, R. M. (2000). A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (Cladocera, Crustácea). IN: XXVII. Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS.

BASTA, N.T; E.A, DAYTON; GALLIMORE, L.E (1999) Nutrient adsorption capacity of water treatment residuals. In: proc. WEF/AWWA Joint Residuals and biosolids management conference, Charlotte, NC 27 a 30 Jan 1999, WEF, Arlington, V.A.

BRASIL. Ministério da Saúde . Secretaria de Vigilância em Saúde . Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde / Ministério da Saúde , Secretaria de Vigilância em Saúde . – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 252 p. – (Série A . Normas e Manuais Técnicos).

BRASIL. Portaria nº 9214 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011.

BRASIL. Lei Federal 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, "Lei de Crimes Ambientais" - Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 do Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011.

BRINCK, N. C. Desaguamento mecânico de lodos de estação de tratamento de esgotos em conjunto com lodos de estação de tratamento de água. 2003. 347 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CARVALHO, E.H. (2000). Disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto com decantação primária. São Carlos, 2000, 224p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CARVALHO, E. H., BERNARD, L., (1999) Interferência dos despejos de ETA e ETE. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Rio de Janeiro - RJ

CARVALHO, E. H.; DI BERNARDO, L. Interferência dos despejos de estações de tratamento de água na digestão de lodos de esgoto. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y ambiental, 26, 1998. Lima – Peru. 1998. 16 p.

CORDEIRO, J. S. O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água. 1993. 342 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

CHAO, I. R. S. Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológicos de esgotos utilizando lodo de estações de tratamento de água. 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CORNWELL, D. A., LEER, R. G.. (1994). Waste stream recycling: its effect on water quality. Journal AWWA, p. 50-63, Nov.

CORNWELL, D.A.; KOPPERS, H.M.N. (1990). Slib, schlamm, sludge. American Water Works Association, Research Foundation, KIWA. Research Foundation, Denver.

CORNWELL, D.A. et al. (1987). Handbook of practice water treatment plant waste management. 1 ed., Virginia, American Water Works Association Research Foundation, Denver, 431p.

CORDEIRO, J. S.; CAMPOS, J. R. (1999). O impacto ambiental provocado pela indústria da água. Revista Saneamento Ambiental, nº 56, p. 52, março/abril.

Companhia de Saneamento Básico de São Paulo. Diretoria de sistema regional. Superintendência de gestão e desenvolvimento operacional de sistemas regionais. Departamento de controle sanitário e ambiental. Tratamento e disposição final do lodo de ETA. São Paulo, 2003

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Municípios com concessão de água. Disponível em <http://www.copasa.com.br>

CAMPOS, S. X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 3, 2005, p. 194-199.

DOE, P. W. Water quality plant waste management. In: PONTIUS, F. W. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 4 ed. New York, American Water Works Association: McGraw-Hill, 1990.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A., CENTURIONE FILHO, P. L., 2002, Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. 1 ed. Rima Editora, São Carlos, SP.



ELLIOTT, H. A; O'CONNOR, G.A; L.U; BRINTON, S (2002) Influence of water treatment residuals on phosphorus solubility and leaching. *Journal of Environmental Quality*. 31: 1362-1382.

ESCOBAR, J.C. (2001). Tratamento e recuperação da água de lavagem dos filtros de uma estação de filtração direta e simulação da disposição dos lodos em estações de tratamento de esgoto. São Carlos, 2001. 144 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FERREIRA FILHO, S. S.; ALEM SOBRINHO, P. Considerações sobre o tratamento de lodos de estações de tratamento de água. *Engenharia sanitária e ambiental*, Rio de Janeiro, v. 3, n. 3/4, 1998.

FERREIRA FILHO, S. S. Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 19., 1997, Foz do Iguaçu – PR. Anais eletrônicos II-025. Rio de Janeiro: ABES, 1997. p. 1181-1192

FIGUEIREDO, IENE CHRISTIE. Avaliação de Desempenho do Processo CEPT no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009. X, 125 p.: il.; Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2009.

GALARNEAU, E; GEHR, R (1999) Phosphorus removal from wastewaters: Experimental and theoretical support for alternative mechanisms. *Water Research* Volume 31, Issue 2, February 1997, Pages 328-338

GALLIMORE, L.E; BAST, N.T; STORM, D.E; PAYTON, M.E; HUNKE, R.H; SMOLEN, M.D (1999) Water treatment residual to reduce nutrients in surface runoff from agricultural land. *Journal Environ. Qual.* 28: 1474-1478.

GALARNEAU, E.; GEHR, R. Phosphorus removal from wastewaters: experimental and theoretical support for alternative mechanisms. *Water Research*, New York, v. 31, p. 328-338, 1997.

GRANDIN, S. R. Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de água. 1992. 456 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

GRABAREK, R. J.; KRUG, E. C. (1987). Silvicultural application of alum sludge *Journal AWWA*, v. 9, n. 6, p. 84-88, Jun.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental. *Revista Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 79-84, 2006.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. Estudo de dosagem para incorporação do lodo de ETA em matriz de concreto, como forma de disposição final. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 23., 2005, Mato Grosso do Sul – MS. 7 p, 2005

HARRI, A.; BOSANDER, J.; ÖMAN, J.; BLOMBERG, J. (2002). Effects of Water Treatment Residuals on Sewage Treatment and Sludge Handling at Himmerfjärden Sewage Works, Sweden. In: *Management of Wastes from Drinking Water Treatment*, 2002, London. Proceedings. London: The Chartered Institution of Water and Environmental Management, 2002. p. 225-32.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 4. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 932 p.

JANUÁRIO, G. F. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos de estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. 2005. 222 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da Região Metropolitana de São Paulo. Revista Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, 2007.

MEGDA, C. R.; SOARES, L. V.; ACHON, C. L. Propostas de aproveitamento de lodos gerados em ETAs. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 23., 2005, Mato Grosso do Sul – MS.

MOREIRA, R. C. ARRAES; GUIMARÃES, E. MENDES; BOAVENTURA, G. RESENDE. (2009). Estudo Geoquímico da Disposição de Lodo de Estação de Tratamento de Água em Área Degradada. Química Nova, v. 32, n. 8, 2085-2093, 2009

MURRAY, K.; DILLON, G. (1994). Waterworks residuals management: A comparasion of US and UK practices. In: The management of water and wastewater solids for the 21st. Century, jun., 19-22, Washington D.C, USA.

NOVAK, J.T., CALKINS, D. C. (1975). Sludge dewatering and its physical properties. Journal AWWA, v.67, n.1, p. 42-45, Jan.

PARSEKIAN, M. P. S. (1998). Análise e proposta de formas de gerenciamento de Estação de Tratamento de Águas de Abastecimento Completo em cidades de porte médio do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PIVELI, R. P. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES, 2005. 285 p.

PROSAB - Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água / Marco Antônio Penalva Reali (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p. Projeto PROSAB.

PRIM, ELIVETE CARMEM CLEMENTE. Utilização de lodo de estações de tratamento de água e esgoto como material de cobertura de aterro sanitário. Tese de doutorado. Florianópolis, SC, 2011.

REIS, T.C (2002). Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como  $NiCl_2$  e biossólido. Tese de doutorado apresentada a Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

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. 250 p. (Projeto PROSAB).

RIBEIRO, F. L. M. (2007). Quantificação e caracterização química da ETA Itabirito - MG. Dissertação (mestrado). Pró-água, Universidade de Ouro Preto.

RODRIGUES, FLÁVIA SIMÕES FERREIRA Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré -tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico 2004 XI, 79p. COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2004

ROSARIO, C. G. A. Avaliação da disposição de lodo gerado numa estação de tratamento de água em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo. 2007. 116 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SCALIZE, P.S. Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto. 2003. 146 p Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Caracterização da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água e dos sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaios de clarificação utilizando polímeros aniônicos. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre – RS. Anais eletrônicos II-023. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 11p.

SENA, HELVÉCIO CARVALHO. Recebimento de lodo de ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica em tanque de aeração (MBBR) - H.C. Sena. Ed. rev. São Paulo, 2011.

SENGUPTA, A. K., SHI, B. (1992). Selective alum recovery from clarifier sludge Journal. American Water Works Association, Lancaster.v.64, n.10, p.96-103, Oct.

SENGUPTA, A.K. et al. Selective Alum Recovery From Water Treatment Residuals. Denver: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1997. 140.p.

SILVA, M (2003) aplicação de lodo de estações de tratamento de água como coagulante no polimento final para remoção de fósforo em unidades de tratamento de esgoto. Dissertação (mestrado) em tecnologia ambiental e recursos hídricos - Departamento de engenharia civil e ambiental, Universidade de Brasília.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). 21th edition, method 4500-O.

STUMM, W (1992) "Chemistry of the solid – water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems/Werner Stumm: with contributions by Laura Sigg (chapter 11), and Barbara Sulzberger (chapter 10)" Wiley Interscience Publication, USA.

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

Telles, Cláudia Anastácia Santana Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário – Rio de Janeiro: TESE (DOUTORADO) UFRJ/COPPE, 2010.

TSUTIYA, M. T. *et al.* Biossólidos na agricultura. São Paulo: SABESP, 2001.468 p.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do Estado de São Paulo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. Saneamento ambiental: desafio para o século 21; trabalhos técnicos. João Pessoa: ABES, 2001. I-025, p. 1- 9.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452p.

## Anexos

### Anexo I - Resultados obtidos nos testes de jarro.

JAR TESTE	Esgoto puro	Esgoto +3000 mg ST/L	Esgoto +4500 mg ST/L	Esgoto +6000 mg ST/L	Esgoto +8000 mg ST/L
DQO i	284	284	284	284	284
DQO f	279	188	184	189	211
DBO i	170	171	171	171	171
DBO f	159	97	121	157	129
Turbidez i	120	120	120	120	120
Turbidez f	104	36	29	28	31
Fósforo solúvel i	8,6	8,6	8,6	8,6	8,6
Fósforo solúvel f	7,2	7,2	7,0	7,0	6,8
Fósforo total i	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5
Fósforo total f	9,2	8,7	8,4	8,2	8,1
N kjeldahl i	106	106	106	106	106
N kjeldahl f	98	95	91	94	89
ST i	1517	1517	1517	1517	1517
ST f	1236	1246	1260	1263	1290
SST i	87	87	87	87	87
SST f	60	40	17	23	26
SV i	597	597	597	597	597
SV f	237	230	220	230	227
Alcalinidade i	430	430	430	430	430
Alcalinidade f	350	410	400	420	430

Dados de qualidade das amostras do *jarrest*.

Anexo II - Resultados obtidos no ensaio de Biotratabilidade.

TESTE DE TRATABILIDADE	Esgoto puro	Esgoto +3000 mg ST/L	Esgoto +4500 mg ST/L	Esgoto +6000 mg ST/L	Esgoto +8000 mg ST/L
DQO i	279	188	184	189	211
DQO f	115	113	107	129	127
DBO <sub>i</sub>	159	156	129	97	2. 121
DBO <sub>f</sub>	57	52	48	56	53
Fósforo solúvel i	7,2	7,2	7,0	6,9	6,8
Fósforo solúvel f	0,8	0,7	0,7	0,8	0,9
Fósforo total i	9,2	8,7	8,4	8,2	8,1
Fósforo total f	1,4	1,3	1,2	1,8	1,5
N kjeldahl i	98	95	91	94	89
N kjeldahl f	62	42	48	47	40

Dados de qualidade das amostras extraídas do teste de biotratabilidade.