Campus de São Carlos

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.

Juan Carlos Escobar Rivera

Orientador: Prof. Tit. Luiz Di Bernardo

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**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.**

JUAN CARLOS ESCOBAR RIVERA

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento.

DEDALUS - Acervo - EESC

31100036751

Orientador: Prof. Titular Luiz Di Bernardo

SÃO CARLOS
2001

Class.	Pro EESC
Cutt.	1991
Tombo	70168/01

st 119685

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

E74t

Escobar Rivera, Juan Carlos

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 / Juan Carlos Escobar Rivera. -- São Carlos,
2001.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São
Carlos-Universidade de São Paulo, 2001.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Di Bernardo.

1. Água de lavagem de filtros. 2. Clarificação.
3. Centrifugação. 4. Disposição final.
5. Desidratação. 6. Tratamento de lodos de ETA.
7. Desaguamento. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Engenheiro **JUAN CARLOS ESCOBAR RIVERA**

Tese defendida e aprovada em 16.02.2001
pela Comissão Julgadora:

Prof. Titular **LUIZ DI BERNARDO (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Titular **PEDRO ALÉM SOBRINHO**
(Escola Politécnica - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **SIDNEY SECKLER FERREIRA FILHO**
(Escola Politécnica - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **CARLOS GOMES DA NAVE MENDES**
(Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP)

Prof. Associado **EDUARDO CLETO PIRES**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)

JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

"Las gentes de estudio, las que aman la verdad, las que se preocupan por descubrir y comprender las leyes naturales no deben buscar otra cosa que la verdad misma. Investigar la naturaleza para conquistar honores es labor negativa".

Julio Gárabito Armero

"Se não estiver alerta, qualquer companhia pode se descobrir, de repente, com máquinas obsoletas. Mas idéias enferrujadas são ainda mais perigosas do que máquinas enferrujadas".

Ibid

A

PATRICIA

JUAN FELIPE

Y DANIELA.

AGRADECIMENTOS

Ao **Prof. Titular, Dr. Luiz Di Bernardo**, pela orientação, capacidade técnica, transmissão de conhecimento e ajuda logística no percurso deste doutorado. A ele, minha admiração e amizade.

Ao **Prof. Titular, Dr. Jurandyr Povinelli**, muito obrigado pela inestimável ajuda e sugestões no melhoramento da qualidade final da Tese. Sua capacidade técnica, profissional e, acima de tudo, sua liderança dignificam nosso trabalho no Saneamento. Sinto-me orgulhoso de ter sido seu aluno.

Aos funcionários e amigos do Laboratório de Saneamento, **Paulo, Julio e "Cidinha"** pela inestimável ajuda nas análises das amostras.

Às **Empresas Municipales de Cali**, pela permissão de estudos concedida para a realização do doutorado.

Ao **Programa de Estudantes Convênio PEC-PG**, pela bolsa de estudo concedida.

À **Companhia de água e esgoto de Brasília - CAESB**, pela disponibilidade de suas instalações e ajuda de custo para a realização desta pesquisa. Especialmente à **Eng. Ângela B. Diniz Barbosa, Eng. Carlos Eduardo Borges Pereira (ETE-Sul), Eng. Márcia Morato** e seus técnicos e funcionários **Marli F. Ferreira, Dominga Maia de Freitas, Josias Martins de Oliveira, Reinaldo Arrelaro, Valdomiro Olímpio Barbacena e Maria José Lira do Nascimento**, pela colaboração incondicional e suas louváveis simpatias.

À **Prof. Dra. Maria Olímpia, Dra. Diva Landgraf e Flávia Pereira da Silva Airoidi**, do Instituto da Química, pela colaboração e ajuda na análise das amostras de lixiviação e solubilização, especificamente na determinação de organoclorados.

À **Dra. Eloisa Pozzi Gianotti**, do Departamento de Hidráulica e Saneamento pela contribuição na tomada das fotos da microscopia, ajuda na identificação das morfologias celulares e pelo seu espírito de colaboração.

Aos Biólogos **Prof. Dra. Maria Do Carmo, Alfredo Lopez Lage Filho e André Cordeiro Alves Dos Santos** pela ajuda na identificação de microorganismos.

Ao **Prof. Antônio Sergio Spanó Seixas** do Departamento de Ciências da Saúde da Universidade Federal De São Carlos, pela ajuda na identificação parasitológica.

Às **Profas. Bethy, Bernardete e a Tec. “Janja”** do Lab. de Processos Biológicos por suas constantes ajudas e simpatias.

À **Rose e Alex**, rostos alegres e amáveis que recebem as pessoas no Departamento.

Às secretárias e funcionários da Pós-graduação e da Seção de Bolsas de Estudo da Escola e do Departamento, pela colaboração oportuna.

Finalmente, aos colegas e amigos, sem citar nenhum nome para não esquecer de ninguém, muito obrigado e lembrem que: **“No hay riqueza tan segura como la de un seguro amigo”**, Luis Vives.

Juan Carlos Escobar R.

jescobar@mafalda.univalle.edu.co
jucaer1@starmedia.com

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	vi
LISTA DE SÍMBOLOS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
3 REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1 LEGISLAÇÃO PARA MANEJO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS E SÓLIDOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	6
3.1.1 Legislação Brasileira	7
3.1.1.1 Legislação aplicável às práticas de disposição de resíduos provenientes de ETAs no Brasil	9
3.1.2 Legislação dos EUA	11
3.1.2.1 Legislações aplicáveis a sistemas de disposição de resíduos provenientes de ETAs nos EUA	12

3.2	DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA NOS SISTEMAS DE ESGOTO	17
3.2.1	Generalidades	17
3.2.2	Descarga de resíduos nas Estações de tratamento de esgoto	18
3.2.2.1	Sistemas de transporte de resíduos de ETAs	20
3.2.2.2	Considerações de projeto	23
3.2.2.3	Separação líquido/sólido	26
3.2.2.4	Processos biológicos de tratamento de lodo de ETE	31
3.3	CARACTERÍSTICAS E QUANTIDADES DOS RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	33
3.3.1	Características dos resíduos gerados	33
3.3.2	Importância das características físicas dos resíduos e do mecanismo de coagulação	41
3.3.3	Quantidade de resíduos gerados	42
3.4	CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE ETAs.....	48
3.5	EFEITOS DA RECIRCULAÇÃO DOS SOBRENADANTES NO TRATAMENTO DE ÁGUA	49
3.6	DESAGUAMENTO MECÂNICO POR CENTRIFUGAÇÃO	55
3.6.1	Descrição do processo	55
3.6.2	Condicionamento químico	56
3.6.2.1	Otimização da dosagem de polímeros	57
3.6.2.2	Tipos de polímeros e disponibilidade	59
3.6.2.3	Seleção do polímero	60
3.6.2.4	Importância da otimização da dosagem de polímero	61

4	MATERIAIS E MÉTODOS	62
4.1	GENERALIDADES	62
4.2	DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS GERADOS NA LAVAGEM DOS FILTROS DA ETA-RD	63
4.3	LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETA-RD E CORRELAÇÃO ENTRE SÓLIDOS E TURBIDEZ	67
4.4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA E DOS RESÍDUOS GERADOS NA ETA	70
4.5	TRATAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS	72
4.5.1	Clarificação da água de lavagem dos filtros	72
4.5.1.1	Ensaio de clarificação	73
4.5.1.2	Medição do volume de lodo produzido em cone Imhoff	75
4.5.1.3	Obtenção de lodo do ensaio de clarificação	76
4.5.2	Condicionamento e desaguamento dos lodos provenientes da ETA-RD em centrífuga de bancada	76
4.5.2.1	Desaguamento do lodo em centrífuga de bancada	78
4.6	ESTUDO DA SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO DOS LODOS DA ETA-RD EM ETES	79
4.6.1	Simulação da mistura do lodo adensado com o afluyente ao sistema de tratamento de esgotos	80
4.6.1.1	Mistura de esgoto sanitário com lodo de ETA	81
4.6.1.2	Digestão anaeróbia do sedimento obtido em colunas de sedimentação	83
4.6.2	Simulação da disposição do lodo adensado na ETA-RD em digestor anaeróbio	86
4.6.3	Simulação da disposição do lodo adensado em digestor aeróbio de ETE	87

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
5.1	LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETA-RD	89
5.1.1	Qualidade da água bruta da ETA-RD	89
5.1.2	Balço de sólidos da ETA-RD	95
5.1.3	Caracterização dos resíduos resultantes da lavagem dos filtros	97
5.2	TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DA LAVAGEM DO FILTROS	101
5.2.1	Clarificação da água de lavagem de filtros	101
5.2.2	Centrifugação dos lodos provenientes da ETA-RD	109
5.3	SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO DOS LODOS DA ETA - RD EM ETEs	115
5.3.1	Simulação da mistura do lodo adensado com o afluente ao sistema de tratamento de esgotos da ETE	115
5.3.1.1	Mistura de esgoto sanitário com lodo de ETA	115
5.3.1.2	Digestão anaeróbia do sedimento obtido em colunas de sedimentação	119
5.3.2	Simulação da disposição de lodo adensado de ETA em biodigestor anaeróbio	121
5.3.3	Simulação da disposição de lodo adensado em digestor aeróbio de uma ETE	123
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	128
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137

ANEXOS

- ANEXO A** Fluxograma geral de processo de tratamento da ETA-RD; Diagrama do sistema de recuperação da água de lavagem dos filtros ETA-RD; Fluxograma da ETE-Sul
- ANEXO B** Tabelas mostrando: Dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez da água bruta na ETA-RD; dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez medidos durante o tempo de lavagem de um filtro da ETA-RD
- ANEXO C** Tabelas e Figuras mostrando dados obtidos nos ensaios na centrífuga de bancada para os lodos L1, L2 e L3
- ANEXO D** Exames microbiológicos dos lodos L1, L2 e L3
- ANEXO E** Exame microbiológico. Atividade metanogênica do sedimento em ensaio das colunas
- ANEXO F** Exame microbiológico do lodo da digestão aeróbia

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Métodos de tratamento de lodos provenientes das ETAs	50
Figura 4.1	Foto do tanque de equalização/elevatória	68
Figura 4.2	Foto dos adensadores – clarificadores	68
Figura 4.3	Foto dos tanques de equalização do sobrenadante	68
Figura 4.4	Foto da lagoa de acúmulo de lodo	68
Figura 4.5	Foto da caixa divisória	68
Figura 4.6	Foto das células de armazenamento de lodo	68
Figura 4.7	Foto dos tanques de preparação e bombas de dosagem de polímero.....	69
Figura 4.8	Foto do ponto de aplicação do polímero.(tub. verde)	69
Figura 4.9	Foto das centrífugas	69
Figura 4.10A	Consistência do lodo desaguado, disposto nas caçambas.....	69
Figura 4.10B	Prédio de desaguamento e em primeiro plano as caçambas de lodo desaguado	69
Figura 4.11	Foto das colunas de sedimentação e tanque de equalização do esgoto	82
Figura 5.1	Tendências dos valores de turbidez da água bruta e de distribuição de frequências –ano 1997	91
Figura 5.2	Tendências dos valores de cor aparente da água bruta e distribuição de frequências –ano 1997.....	92
Figura 5.3	Tendências dos valores de pH da água bruta e distribuição de frequências –ano 1997.....	93
Figura 5.4	Tendências dos valores de alcalinidade da água bruta e distribuição de frequências –ano 1997.....	94

Figura 5.5	Fluxograma da ETA-RD mostrando o volume de controle proposto para o balanço de sólidos simplificado	96
Figura 5.6	Variação da turbidez durante a lavagem de um filtro	102
Figura 5.7	Variação dos SST durante a lavagem de um filtro	102
Figura 5.8	Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 1.....	104
Figura 5.9	Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 2.....	105
Figura 5.10	Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 3	105
Figura 5.11	Fotografias de microscopia ótica de luz comum, mostrando o nematóide <i>Strongyloides stercoralis</i> encontrado nas amostras de água bruta e água de lavagem de filtros	107
Figura 5.12	Valores de turbidez remanescente em função do tempo de sedimentação nas colunas, para cada razão volumétrica de lodo de ETA avaliada	117
Figura 5.13	Variação temporal de SSV em cada reator	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Massa específica das partículas do lodo e teor de sólidos na torta obtida por vários métodos de desaguamento no laboratório	36
Tabela 3.2	Valores de sólidos para diferentes tipos de resíduos gerados em ETAs (Após cinco dias de sedimentação)	38
Tabela 3.3	Comparação entre os resíduos gerados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e de Água (ETA)	39
Tabela 3.4	Remoção de metais no processo de coagulação por sulfato de Alumínio	40
Tabela 3.5	Efeito dos mecanismos de coagulação nas propriedades dos resíduos de ETAs que usam sulfato de alumínio como coagulante.....	42
Tabela 3.6	Faixa de concentrações de sólidos obtidas na torta, em %	49
Tabela 3.7	Vantagens e desvantagens da centrífuga de eixo horizontal	56
Tabela 3.8	Efeito do aumento de algumas variáveis da centrifugação sobre a captura de sólidos e desaguamento	57
Tabela 4.1	Quadro resumo da caracterização dos resíduos da ETA-RD	72
Tabela 4.2	Percentagens de remoção (%) das diferentes etapas de tratamento da ETE-Sul	80
Tabela 4.3	Ensaio de sedimentação em colunas do lodo da ETA-RD misturado com esgoto bruto	82
Tabela 4.4	Características do ensaio de digestão anaeróbia do lodo das colunas de sedimentação com lodo de biodigestor anaeróbio da ETE-Sul Brasília	84
Tabela 4.5	Características do ensaio de digestão anaeróbia de lodo de ETA misturado com lodo do biodigestor anaeróbio da ETE-Sul Brasília.....	86
Tabela 4.6	Características iniciais do teste de simulação da disposição do lodo adensado da ETA-RD em digestor aeróbio da ETE-Sul Brasília.....	87

Tabela 5.1	Freqüências das tendências dos valores de turbidez da água bruta.....	90
Tabela 5.2	Freqüências das tendências dos valores de cor aparente da água bruta.....	91
Tabela 5.3	Freqüências das tendências dos valores de pH da água bruta...	93
Tabela 5.4	Freqüências das tendências dos valores de alcalinidade da água bruta.....	93
Tabela 5.5	Caracterização da água bruta e dos resíduos provenientes das diferentes etapas do tratamento da água de lavagem dos filtros da ETA-RD	97
Tabela 5.6	Resultados do teste de lixiviação do lodo das centrífugas	99
Tabela 5.7	Resultados do teste de solubilização do lodo das centrífugas ...	100
Tabela 5.8	Turbidez e SST no transcurso da lavagem de um filtro	101
Tabela 5.9	Valores de turbidez remanescente em função da dosagem de polímero para diferentes velocidades de sedimentação. Ensaios 1 a 3	103
Tabela 5.10	Caracterização dos resíduos líquidos da ETA-RD	106
Tabela 5.11	Volume de lodo em cone Imhoff em função do tempo de sedimentação	108
Tabela 5.12	Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero da água de lavagem de filtros	110
Tabela 5.13	Caracterização dos lodos L1, L2 e L3 e da ETA-RD	111
Tabela 5.14	Dosagens de polímero e tempos ótimos de centrifugação dos lodos L1, L2 e L3 para diferentes rotações da centrífuga*.....	113
Tabela 5.15	Resultados da difração de Raio X para os lodos L1, L2 e L3	114
Tabela 5.16	Variação dos valores de turbidez do sobrenadante ao longo do tempo de sedimentação nas colunas. Tempo de sedimentação 2h.....	116

Tabela 5.17	Resultados do ensaio de sedimentação em colunas do lodo da ETA-RD misturado com esgoto bruto. Tempo de sedimentação 2h.....	118
Tabela 5.18	Características do ensaio de digestão anaeróbia do sedimento obtido nas colunas de sedimentação com lodo de biodigestor anaeróbio	120
Tabela 5.19	Concentração de sólidos suspensos no lodo do adensador-clarificador da ETA e no lodo do digestor anaeróbio da ETE-Sul	121
Tabela 5.20	Ensaio de digestão aeróbia de lodo de ETA misturado com lodo de ETE	122
Tabela 5.21	Características gerais e resultados obtidos no ensaio de simulação da disposição do lodo adensado em digestor aeróbio	124
Tabela 5.22	Microscopia do lodo dos reatores no final do ensaio de digestão aeróbia (41 dias)	126

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	Atividade Metanogênica Específica
ASCE	American Society of Civil Engineers
AWWA	American Water Works Association
AWWARF	American Water Works Association Research Foundation
CAOPMA	Centro de Apoio Operacional às Promotorias de Proteção do Meio Ambiente
CETESB	Companhia da Tecnologia de Saneamento Ambiental
COA	Carbono Orgânico Assimilável
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CAG	Carvão Orgânico Granular
COV	Taxa de Carregamento Orgânico
CWA	The Clear Water Act
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EDX	Energia Dispersiva de Raio-X
Eq	Equação
E-mail	Electronic Mail
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETAs	Estações de Tratamento de Água
ETA-RD	Estações de Tratamento de Água do Rio Descoberto (CAESB-Brasília)
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
ETE-Sul	Estação de Tratamento de Esgoto Área Sul Brasília
EUA	Estados Unidos da América
FPTHM	Formação Potencial de Trialometanos Totais
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura

MMA	Ministério do Meio Ambiente
NBR	Norma Brasileira Recomendada
NPDES	Sistema Nacional de Eliminação de Descargas Poluentes dos EUA
ND	Não Detectado
NMP	Número Mais Provável
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
THM	Trihalometanos
USEPA	United States Environment Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
uC	Unidade de Cor
uT	Unidade de Turbidez
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization
WPCF	Water Pollution Control Federation

LISTA DE SÍMBOLOS

Q	Vazão
OD	Oxigênio Dissolvido
r^2	Coeficiente de Correlação
T	Temperatura, °C
t	Tempo
a_c	Aceleração Centrífuga, m/s
R	Raio do centro de rotação da centrífuga até a extremidade do tubo, m
w	Velocidade de Centrifugação (rpm)
N	Rotação da Centrífuga (rpm)
Z	Número de Gravidades
g	Aceleração da Gravidade ($9,8\text{m/s}^2$)
SST_f	Sólidos suspensos do lodo compactado na centrífuga, Kg/m^3
SST_0	Sólidos suspensos da amostra de lodo a centrifugar, kg/m^3
v_f	Volume final do lodo compactado, mL
v_0	Volume inicial da amostra de lodo, mL

RESUMO

ESCOBAR, J.C. (2000). 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.

Foi pesquisada a aplicação de métodos, em nível de laboratório, através dos quais é possível otimizar, tratar e dispor resíduos de lavagem de filtros de estações de tratamento de água (Caso ETA do rio Descoberto – ETA-RD Brasília). Na clarificação da água de lavagem dos filtros, observou-se o efeito favorável da adição de polímero para melhorar a separação líquido-sólido e, portanto, as eficiências de remoção de turbidez, cor aparente, sólidos suspensos e coliformes totais. Observou-se melhor sedimentabilidade do lodo a ser desaguado. Os ensaios de centrifugação, em escala de bancada, mostraram que o método aplicado auxilia na determinação da dosagem a ser usada numa centrífuga em escala real. Foram avaliados tres métodos de disposição do lodo adensado da ETA-RD em ETE: *i.* sedimentação com esgoto sanitário e posterior digestão anaeróbia do lodo; *ii.* Digestão anaeróbia e *iii.* digestão aeróbia. Os melhores resultados foram obtidos com a digestão anaeróbia. Os estudos realizados mostraram que há diversas alternativas de tratamento e disposição desses resíduos, mas é necessário, sempre que possível, a avaliação das diferentes alternativas para selecionar a(s) mais apropriada(s) a cada caso em particular, pois fatores como custos e disponibilidade de sistemas ou equipamentos, definirão a aplicabilidade ou não de determinado método.

Palavras chave: Água de lavagem de filtros; Clarificação; Centrifugação; Disposição final; Desaguamento de lodos; Desidratação; Resíduos de Estações de Tratamento de Água (ETAs); Tratamento de lodos de ETA.

ABSTRACT

ESCOBAR, J.C. (2000). *Treatment and recovery of wastes from backwash filter on direct filter water treatment systems and simulation of sludge disposal in wastewater treatment systems*. São Carlos, 2000. 153 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

It was researched the application of methods on laboratory bench scale to optimize the reuse, treatment and disposal of wastes from filter backwash of Water Treatment Plant – WTP (WTP-RD Descoberto River, Brasília case). In the clarification process of this waste, favorable effect of addition of polymer for best liquid-solid separation and, thus, better removal efficiencies of turbidity, apparent color, suspended solids and total coliforms was observed. Better sedimentability of the sludge occurred. The centrifugation tests showed that the applied method help on determination of dosagem to be used in full scale. Three methods to dispose thickened sludge of WTP-RD on wastewater treatment Plants – WWTP were evaluated: *i*. Sedimentation with domestic sewage and anaerobic digestion of sludge; *ii*. Anaerobic digestion and *iii*. Aerobic digestion. Best results were obtained with anaerobic digestion. The results showed that there are alternatives of treatment and disposal of wastes of WTP, but is necessary, if possible, to make the evaluation of this alternatives to select the most appropriate(s) in each case because factors as costs, systems or equipments availability, will define the applicability or not of a particular method.

Keywords: Wash filter water; Clarification; Centrifugation; Final disposition; sludge dewatering; Water treatment plant (WTP); Sludge treatment of WTP; Waste water treatment plant (WWTP).

1 INTRODUÇÃO

O objetivo principal dos processos e operações utilizados nas estações de tratamento (ETAs) é a remoção de impurezas presentes na água, tornando-a apropriada ao consumo humano, garantindo condições de saúde e higiene.

Os resíduos do tratamento das águas superficiais incluem sólidos orgânicos e inorgânicos, algas, bactérias, vírus, colóides, sais dissolvidos e outros, além dos produtos químicos adicionados no tratamento. O material removido, principalmente retido nos decantadores e nos filtros, apresenta baixa biodegradabilidade, grande parcela de sólidos totais, patogenicidade e eventual toxicidade.

A disposição desses resíduos vem sendo feita diretamente em corpos de águas superficiais, em estações de tratamento de esgoto - ETEs, em aterros sanitários, no solo, etc, existindo entidades de controle ambiental que estabelecem padrões de lançamento, de acordo com a classe do Recurso Hídrico receptor e que limitam o uso de cada uma dessas formas de disposição, considerando os componentes do resíduo gerado.

A opção de descarregar diretamente tais resíduos nos corpos de águas superficiais é um método de disposição ainda muito empregado em vários países de América do Sul, devido aos custos envolvidos e, em grande parte, aos poucos estudos realizados sobre o assunto, apesar das entidades de controle ambiental tentarem restringir, ao máximo, esse método.

Há várias décadas estão sendo estudados os problemas e possíveis soluções para melhorar a qualidade da água de abastecimento fornecida às populações. No entanto, na América Latina, só a partir da década do 90 foi dado início ao estudo dos assuntos relacionados com o gerenciamento, recuperação, tratamento e disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água, restando ainda muitas dúvidas e questões a pesquisar.

Assuntos sobre as características dos resíduos, seus impactos ambientais na biota existente nos corpos de água, a melhor forma de dispor e tratar esses resíduos, seu aproveitamento a custos razoáveis, e minimização de sua produção nas ETAs existentes são, atualmente, considerados no projeto de novas ETAs. Como citado por Cordeiro (1993), a indústria da água tem questionado cada dia mais a preservação da qualidade da água bruta captada, através de ações que lhe garantam a proteção dos mananciais, e por outro lado, lança seus resíduos no corpo d'água mais próximo, sem se preocupar com as questões levantadas anteriormente, o que demonstra sua incoerência.

A qualidade da água bruta, a tecnologia utilizada para tratamento e o tipo de coagulante, dentre outros fatores exercem grande influência na qualidade e quantidade dos resíduos gerados e no seu tratamento. Por isso, deve-se, em cada caso, realizar estudos para caracterizar convenientemente tais resíduos e tratá-los da forma mais econômica possível.

A estação de tratamento de água do rio Descoberto (ETA-RD) – Brasília, que utiliza a técnica da filtração direta descendente, possui um sistema de tratamento e disposição final dos resíduos provenientes dos filtros da ETA. O tratamento consiste principalmente do adensamento, condicionamento com produto químico, desaguamento mecânico em centrífugas e disposição final da torta de sólidos no aterro sanitário da localidade.

A disposição desses lodos em aterros sanitários tem trazido novas preocupações para os administradores e técnicos dos serviços de tratamento de água, seja pela quantidade de lodo gerado e custos de manipulação, como também pelas exigências ambientais que atualmente devem ser obedecidas. Essas exigências, incluídas na norma NBR 10004 – ABNT (1987), regulamentam a disposição final de resíduos sólidos e os resíduos produzidos em ETAs que se enquadram nessa condição.

Com este trabalho pretende-se dar continuidade à linha de pesquisa sobre tratamento de resíduos de ETAs da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, pela implementação de método(s) para tratamento e disposição final dos resíduos da lavagem dos filtros de estações de filtração direta, que usam sulfato de alumínio como coagulante primário. Com essa finalidade, estudaram-se, especificamente, os resíduos gerados na estação de tratamento de água do Rio Descoberto - ETA-RD, de Brasília.

Após a caracterização dos resíduos, foram empregadas diferentes técnicas que permitiram a recuperação da água de lavagem dos filtros pela clarificação e seu retorno ao início do tratamento, o adensamento e condicionamento do lodo obtido e o desaguamento mecânico com aplicação de dosagem apropriada de polieletrólito. Adicionalmente, estudaram-se práticas de disposição final dos lodos adensados em estações de tratamento de esgoto.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi caracterizar os resíduos da lavagem dos filtros de uma estação de filtração direta descendente, que utiliza sulfato de alumínio como coagulante primário, assim como o estudar a clarificação da água de lavagem desses filtros mediante o uso de polímero e sua recirculação ao início do tratamento. Também foram estudados métodos de adensamento, condicionamento e desaguamento do lodo em centrifuga de bancada, além da simulação da disposição dos lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs) em uma Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- Caracterizar os resíduos de Estações de Tratamento de Água.
- Implementar método(s), em nível de laboratório, para clarificação pelo uso de polímero e recuperação da água de lavagem dos filtros de Estações de Tratamento de Água.
- Avaliar a utilização de uma centrifuga, em nível de bancada, para verificar a dosagem ótima de polímero, no condicionamento de lodos de ETAs antes do desaguamento em centrifugas em escala real.
- Verificar a viabilidade da disposição de lodos de ETAs em ETEs.

3 REVISÃO DA LITERATURA

A American Water Works Association - AWWA é um dos centros especializados na recopilação de informações a respeito dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água nos Estados Unidos. Uma revisão do estado da arte no controle de lodos de ETAs foi publicado na AWWA em 1987, podendo-se utilizar o alumínio como ponto de referência na avaliação da tecnologia da reciclagem de metais. A revisão considera, em detalhe, a reciclagem de resíduos contendo CaCO_3 e indica a capacidade de extração e reciclagem de coagulantes de alumínio. Paralelamente, na Universidade da Flórida, foram feitos estudos sobre a reciclagem de MgCO_3 . No início da década de setenta, muitos artigos foram publicados apresentando dados de operação e custos, indicando as vantagens técnicas e econômicas do processo de recuperação de coagulantes (NOVAK, 1989).

No Brasil e Colômbia, as maiores preocupações têm sido relativas a estudos que enfocam, principalmente, a qualidade do produto final das ETAs, existindo poucos trabalhos específicos que analisam os aspectos relativos ao impacto ambiental e os métodos de tratamento e de disposição dos resíduos líquidos gerados no tratamento da água.

Na década de 90, na América Latina, particularmente no Brasil, caso específico da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, tem aumentado o número de trabalhos, com o intuito de entender as melhores formas de adaptar e encontrar tecnologias para o tratamento dos resíduos de ETAs.

A opção comumente utilizada de descarregar os resíduos nos corpos de águas superficiais, diretamente ou de forma controlada, para que não ocorra uma significativa deterioração ambiental, não é uma alternativa desejável pelo forte impacto ambiental e o não cumprimento dos padrões ambientais.

O objetivo do tratamento dos resíduos é geralmente minimizar a quantidade de material que deve ser disposto, pois seu transporte e disposição representam os maiores custos do tratamento. Assim, outros aspectos são a minimização dos impactos ambientais e o cumprimento dos padrões de descarga estabelecidos pelas agências reguladoras.

3.1 LEGISLAÇÃO PARA MANEJO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS E SÓLIDOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.

Nas ETAs pode ser gerada uma grande quantidade de resíduos, que incluem: descargas dos decantadores convencionais e de alta taxa, abrandamento com cal e precipitação química, carvão ativado em pó, lavagem de filtros, descarga e lavagens de áreas de armazenamento e tanques de preparação de produtos químicos, gases da regeneração termal de carvão orgânico granulado, salmouras usadas na regeneração de leitos de troca iônica, sais da limpeza dos equipamentos usados nos processos de osmose reversa e saída de gases de processos de aeração e "air-stripping". A regulamentação aplicável à disposição desses resíduos pode ter uma influência significativa nos custos de construção e operação do sistema de tratamento, e pode limitar a seleção de opções de tratamento disponíveis. Como consequência, deve-se integrar as leis dentro das etapas de decisão com respeito à seleção e dimensionamento dos sistemas de tratamento de água, KOORSE (1993).

Segundo KOORSE apud AWWA (1996), sem um adequado conhecimento das leis, pode-se selecionar, por exemplo, um tipo de tratamento baseado na falsa hipótese de que os resíduos sólidos da ETA poderiam ser dispostos em aterro sanitário projetado em lugar não permitido pela legislação. Quando as restrições de um lugar são identificadas tardiamente, ter-se-ão custos de capital e operação não previstos, tais como: custos do solo para a construção do aterro, de transporte e adicionais de equipamentos de desaguamento que garantam a redução dos custos efetivos de transporte e disposição. E, mesmo que as leis não influenciem diretamente as decisões relativas ao local onde será implementado um projeto, podem afetar sua execução, e uma ou várias licenças ambientais, com frequência, serão necessárias para a construção e operação das ETAs.

Outro fator importante na identificação das regulamentações, deve-se ao fato de que estas afetam as práticas de disposição dos diferentes tipos de resíduos gerados em ETAs. Atualmente podem ser citadas, como práticas mais usuais, a disposição em corpos de água, a descarga direta em estações de tratamento de esgotos (ETEs), a disposição em aterros e a aplicação no solo.

Dessa forma, será tratado neste item, a Legislação Brasileira e sua aplicação às práticas de disposição antes citadas e a legislação dos Estados Unidos (USA), por ser um dos países que tem avançado na legislação e prática de tratamento e disposição de resíduos de ETAs na última década.

3.1.1 Legislação Brasileira.

Depois de várias etapas de transição, a legislação ambiental vigente no Brasil teve início com a Política Nacional do Meio Ambiente, Lei No. 6938/81 de agosto 31 de 1981, consistindo de objetivos, diretrizes, instrumentos e organização, a nível institucional e federal. Seus objetivos

enquadram-se nos atuais preceitos do desenvolvimento sustentável e, a partir dela, surgem o Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, a Secretaria Especial de Meio Ambiente – SEMA e outra série de órgãos estaduais e órgãos locais que trabalhem com o meio ambiente.

A nível estadual, pode-se citar a existência de leis e decretos-lei que as regulamentam, no que se refere ao meio ambiente. Assim, em estados como São Paulo, encontra-se vigente o Decreto – Lei 8468 de 8 de setembro de 1976, que estabelece condições gerais sobre poluição, no capítulo I, artigos 3º e 4º, e em seu artigo 19-B, onde consta: “que a critério, e mediante autorização expressa da entidade responsável pela operação do sistema, podem ser recebidos pela rede pública de esgoto, lodos provenientes do tratamento das fontes de poluição industrial e o material proveniente da limpeza de fossas sépticas, mas é proibida sua disposição em galerias de águas pluviais ou em corpos de água”.

No Estado de Minas Gerais, a regulamentação e disposição de resíduos é fornecida pela deliberação normativa COPAM 010/86 e no artigo 15, capítulo sobre lançamento de efluentes nas coleções de água, são citados os seguintes parâmetros: materiais sedimentáveis até 1,0 mL/L em teste de uma hora em cone Imhoff; DBO máxima de 60 mg/L; DQO máxima de 90 mg/L.

No Estado do Rio de Janeiro, o órgão que gerencia as questões ambientais é a Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente – FEEMA. O destino de resíduos industriais é regulamentado pela DZ – 1311 (1985) em seu item 7.2 – “Disposição em aterros sanitários e controlados”, que permite a disposição de lodos de estações de tratamento de resíduos industriais sempre que, em estado sólido ou semi – sólido, tenham características físicas e químicas semelhantes às dos resíduos sólidos urbanos, CORDEIRO (1993).

3.1.1.1 Legislação aplicável às práticas de disposição de resíduos provenientes de ETAs no Brasil

A falta de uma legislação federal específica tem determinado a inexistência de definições, classificações e terminologias aplicáveis aos resíduos das ETAs e é, por esta razão, que as práticas de disposição de resíduos, tratados ou não, até o presente, têm-se convertido em fontes potenciais de contaminação ambiental e só atualmente começam a ser controladas por alguns órgãos estaduais de controle ambiental.

Como resultado, o gerenciamento e o manejo de resíduos de ETAs, prática ainda incomum da maioria dos serviços de água e a disposição de resíduos provenientes da lavagem dos filtros e da limpeza de decantadores, limitam-se à interpretação das autoridades ambientais estaduais, que podem restringir ou não suas disposições nos corpos de água.

Além disto, a única norma que faz relação direta aos resíduos sólidos provenientes dos processos de tratamento de resíduos de ETAs, é a NBR-10.004, de setembro de 1987, que define, no seu item 3 , sub item 3.1, resíduos sólidos como:

“Resíduos em seu estado sólido e semi-sólido que resultam de atividades da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e varrição” e na mesma definição e como a parte mais relevante para as ETAs e que pode prestar-se para diferentes interpretações, estabelece; “ficam incluídos nessa definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles oriundos em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas peculiaridades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

A NBR-10004 também classifica os resíduos em: Classe I – perigosos, Classe II – não inertes e Classe III – inertes, sendo os de classe I aqueles que, além de apresentarem características como inflamabilidade, corrosividade, radiatividade, toxicidade, patogenicidade, apresentam periculosidade, definida como uma característica, que em função das propriedades químicas, físicas ou infecto – contagiosas, podem apresentar risco à saúde pública ou riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for manuseado e destinado de forma inadequada. Esse último risco é o mais relevante para que um resíduo de ETA possa ser considerado perigoso.

Em 1993, 93% das agências estaduais brasileiras de saneamento não possuíam legislação ou regulamentação que exigissem o tratamento desses resíduos, antes de dispô-los nos cursos de água, CORDEIRO (1993).

CARVALHO (2000) faz um análise da aplicação da lei de crimes ambientais para administradores de ETAs; o Artigo 54, 2º parágrafo, da lei No. 9.605/98, que dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, se o crime ambiental ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, em desacordo com as exigências em leis ou regulamentos, a pena poderá ser de reclusão de um a cinco anos.

No caso das ETAs, a aplicação da lei incidirá sobre seus administradores, na medida de sua culpabilidade. Embora os resíduos de ETAs não se encontrem explicitamente mencionados nas legislações ambientais, perante as autoridades ambientais eles são vistos como efluentes poluidores, de forma que sua disposição de maneira inadequada, será enquadrada como infração sujeita à pena. A lei de crimes ambientais está em vigor desde fevereiro de 1998, mas as aplicações das penalidades administrativas só foram previstas a partir de 2000.

3.1.2 Legislação dos EUA

Em 1972, o Congresso dos EUA decretou emendas à Ata Federal de Controle da Poluição (PL 92-500), incluindo os resíduos das ETAs como resíduos industriais. Para os estados, “o administrador da ETA deveria aprovar controles sobre a disposição de todos os resíduos de um processo de tratamento de água”. Na época, isso causou confusão entre os administradores de ETAs, uma vez que se eles retirassem as impurezas das fontes de água, eles poderiam devolvê-las às correntes receptoras. No entanto, alguns estados interpretaram as ETAs como sendo indústrias, e portanto, sujeitas às regulamentações de descarga de resíduos estabelecidas na Ata. Como o tratamento de água foi considerado uma atividade industrial, fundos federais para garantir o cumprimento dos requisitos da Ata PL 92-500 não foram incluídos, e, conseqüentemente, os administradores das ETAs têm sido relutantes em gastar grandes somas de dinheiro na redução da poluição. Em 1977, a Clean Water Act - CWA (PL 95-217), que emendava certas previsões da PL 92-500, chamou, entre outros pontos, ao estabelecimento de critérios de qualidade dos despejos de indústrias específicas, incluindo a indústria de abastecimento de água.

Antes da CWA (PL 95-217), em 1974, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) tinha realizado um estudo tentando desenvolver critérios para o manejo de resíduos de ETAs a nível federal, pois sua falta criava problemas, uma vez que os escritórios regionais da USEPA e os estados baseavam-se nas normas de qualidade de água para autorizar o lançamento dos resíduos das ETAs nas correntes de água (AWWA, 1990).

Até o momento da elaboração deste trabalho, nos Estados Unidos, a nível federal, a agência de proteção ambiental (USEPA) não havia estabelecido nenhuma regulamentação especificamente dirigida a resíduos de ETAs. Essas regulamentações estão associadas a diferentes Atas de

compromisso que regulamentam a proteção do meio ambiente. Dentre essas Atas, pode-se citar, por exemplo, a CWA (PL 95-217) que limita as descargas diretas nos cursos de água, enquanto outras regulamentações governam outros métodos de uso e/ou disposição de resíduos. A maior parte dos estados americanos são responsáveis pelo estabelecimento e administração de regulamentações que estejam de acordo com os requerimentos estabelecidos nestas Atas e, em resumo, a regulamentação dos resíduos é responsabilidade direta dos estados. AWWA (1996)

3.1.2.1 Legislações aplicáveis a sistemas de disposição de resíduos provenientes de ETAs nos EUA

Descarga em corpos de água:

Atualmente, está em vigência nos EUA “the Clean Water Act (CWA)” ou a ata da água limpa e outras regulamentações associadas a essa, para garantir que os corpos de água mantenham suas propriedades de qualidade para os diferentes usos, como: recreação, balneabilidade, etc. A CWA especifica que o Sistema Nacional de Eliminação de Descargas Poluentes (NPDES) deve ser o encarregado para permitir descargas diretas de resíduos provenientes de ETAs. A permissão estipula a concentração ou nível de contaminantes num efluente, e a Agência de Proteção Ambiental (EPA) autoriza os Estados para que atuem como agentes de fiscalização do programa NPDES.

As regulamentações estaduais que controlam a descarga de resíduos, nos EUA, variam entre os estados, existindo alguns que permitem descargas diretas dos resíduos aos corpos de água, com ou sem requerimentos de pré-tratamento, enquanto em outros estados, as descargas são restringidas por meio de limitações no teor de SST e pH.

De forma geral, as descargas de resíduos de ETAs permitidas nos corpos receptores são provenientes da clarificação da água de lavagem de filtros ou sobrenadantes do processo de separação de sólidos. Segundo CORNWELL & LEE (1993), uma liberdade fiscalizada de descargas de resíduos clarificados e de água de lavagem de filtros que cumprem os padrões de qualidade de água, pode ser considerada como um controle das tecnologias de tratamento.

Como consequência da atitude dos estados, que não outorgam prioridades aos lançamentos dos resíduos, as oficinas regionais da EPA delegam ao NPDES, órgão que permite as descargas baseando-se nas limitações das tecnologias de tratamento de efluentes e/ou nos padrões de qualidade de água.

Com referência às limitações das tecnologias de tratamento de efluentes, não existem limites federais para os resíduos de ETAs, no entanto, os estados com delegação da EPA ou os escritórios regionais da EPA são responsáveis pelo estabelecimento de limites para as descargas provenientes das ETAs.

Segundo CORNWELL & KOPPERS (1990), critérios federais para o controle das descargas dividiram as ETAs em três categorias: ETAs com uso de processos de coagulação, oxidação para remoção de ferro e manganês e filtração direta; ETAs que usam procedimentos para abrandamento químico e ETAs que usam uma combinação de procedimentos das duas categorias anteriores. O documento define a melhor prática para o controle da tecnologia para cada categoria, e estabelece limites de descarga de poluentes para os parâmetros SST e pH. Baseando-se na capacidade da ETA, limites de SST entre 30 e 60 mg/L foram recomendados para descarga, mas estes critérios não foram instituídos.

Segundo a CWA, cada estado tem de estabelecer padrões de qualidade para seus corpos de água, baseando-se nos critérios de qualidade da EPA, que revisa e aprova os padrões a partir dos quais se define o tipo de uso e concentrações máximas permitidas de poluentes para os tipos específicos de corpos de água. Alguns estados têm estabelecido concentrações máximas de poluentes nas descargas aos corpos de água, geralmente aplicadas se são mais restritas que os padrões disponíveis nos critérios de qualidade de água dos corpos de água da EPA.

Com respeito à concentração de alumínio, a EPA tem estabelecido um padrão de qualidade de água para alumínio solúvel, que pode ser aplicado para água decantada da lavagem de filtros, sobrenadante de unidades de espessamento ou de resíduos da coagulação – floculação. No entanto, a maioria do alumínio descarregada pelas ETAs encontra-se na forma sólida, ASCE., AWWA., EPA (1996).

Descargas em estações de tratamento de águas residuais (ETEs):

Nos Estados Unidos, a descarga na rede de esgoto e/ou diretamente numa ETE depende de:

- i) regulamentações de resíduos perigosos estaduais e federais;
- ii) regulamentações de resíduos radioativos;
- iii) regulamentações das empresas públicas.

Geralmente, resíduos de ETAs cumprem as duas primeiras regulamentações e a terceira está direcionada a reduzir o risco de problemas nas operações das ETEs.

Todas as ETEs devem cumprir os requerimentos gerais de pré-tratamento da EPA, segundo os quais, resíduos de ETAs são identificados como resíduos industriais. Um dos requisitos da EPA é que todas as ETEs,

com capacidade de tratamento acima de 18.925 m³/dia, devem estabelecer programas obrigatórios de pré-tratamento, cabendo às ETEs a regulamentação dos programas de descargas de despejos nas redes coletoras de esgoto das indústrias, incluindo os resíduos das ETAs. As ETEs podem exigir, como mínimo, o cumprimento dos padrões nacionais de pré-tratamento e também podem implementar controles adicionais ou limites baseados em condições locais.

A licença do NPDES para ETEs pode requerer a remoção de substâncias e elementos poluentes, que a ETE, por si só, não pode remover.

Poluentes lançados na rede de esgoto podem afetar adversamente o desempenho do sistema de coleta de esgotos e o sistema de tratamento da ETE e, os poluentes lançados na rede de esgotos podem contaminar os resíduos das ETEs, tornando seu tratamento e disposição mais difíceis e custosas. Adicionalmente, a EPA autoriza aos estados a revisarem e aprovarem programas individuais de pré-tratamento e as agências estaduais a proverem padrões específicos.

Aterros Sanitários:

Nos EUA, sob a ata de conservação e recuperação de recursos (RCRA), subtítulo D (critérios para classificação de práticas e facilidades de disposição de resíduos 40 CFR partes 257 e 258), são estabelecidos critérios para o projeto e operação de aterros sanitários de resíduos sólidos não perigosos, provenientes de ETAs, resíduos sólidos domiciliares e industriais. A parte 258 inclui critérios específicos de projeto, mas se o aterro é de uso exclusivo para resíduos de ETAs, esses não são aplicáveis.

Considera-se como resíduo perigoso, segundo definido na 40 CFR parte 261, os materiais que causam inibição, corrosão, reatividade ou toxicidade; os resíduos de ETAs que são codispostos com os resíduos sólidos urbanos não devem ser classificados como perigosos e não podem ter líquidos livres.

Atualmente a EPA (40 CFR partes 257 e 258) proíbe a disposição de despejos líquidos volumosos ou não embalados em aterros sanitários. Por causa disto, o encarregado da operação do aterro deve determinar se os despejos são líquidos por meio da aplicação de um simples teste (Paint Filter Liquids Method 9095), que consiste em colocar uma amostra representativa dos sólidos num filtro No 60 e observar, em 5 minutos, se apresenta qualquer filtrado. Se isso não ocorrer, o resíduo é considerado sólido.

Adicionalmente, as áreas onde esses resíduos são dispostos devem ser periodicamente cobertas para proteger a saúde pública e também deve existir uma atenção à proteção das fontes de água subterrâneas e superficiais e ter um controle da migração de gases.

A nível estadual, alguns estados podem impor restrições futuras ao lançamento dos resíduos volumosos ou especiais, tais como os provenientes das ETAs. Além do teste para determinar se um resíduo é sólido, alguns estados podem exigir um conteúdo mínimo de sólidos totais e uma taxa máxima de resíduos em relação ao total municipal.

Aplicação no solo:

A regulamentação para a aplicação de resíduos provenientes de ETAs no solo é fiscalizada basicamente a nível estadual. Uma nova regulamentação federal foi publicada em fevereiro de 1993 (40 CFR parte 503), intitulada: "normas para o uso ou disposição de lodos de esgoto sanitários". Essa norma indica que os lodos de esgotos podem ser aplicados

no terreno, incinerados ou injetados no terreno, mas não inclui lodos de ETAs, areias ou material peneirado, SIEGER (1993).

No entanto, a norma 40 CFR partes 257: "critérios para classificação de práticas e facilidades de disposição de resíduos sólidos", estabelece a disposição de resíduos não perigosos, incluindo os resíduos de ETAs, que poderia afetar sua disposição nos aterros sanitários. A norma tem por objetivo prevenir a construção e/ou operação de um processo de resíduos ou facilidades de disposição destes que afetam adversamente as águas superficiais ou subterrâneas, pondo em perigo a vida silvestre, ou a saúde pública. Essa norma especifica restrições tais como o controle de compostos químicos orgânicos ou inorgânicos, para não exceder os níveis máximos contaminantes na área, como também o controle de vetores. Normalmente, os resíduos de ETAs não excedem esses limites e podem ser aplicados ao terreno.

Atualmente, a maioria das agências estaduais encontram-se à espera da EPA, para o estabelecimento de critérios para a aplicação de resíduos de ETAs no solo. Mesmo tendo diferenças quanto às suas características, muitos estados aplicam as características de biossólidos das ETEs, tais como limites de carga de metais. Outros parâmetros geralmente analisados são, alumínio, pH, sólidos totais e nutrientes.

3.2 DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA NOS SISTEMAS DE ESGOTO

3.2.1 Generalidades

Devido à preocupação com o meio ambiente, nos anos 50 e 60 foi iniciado o uso de técnicas de desaguamento dos lodos nos EUA, trazendo, como consequência, novas preocupações quanto à sua disposição. Também, novas técnicas de tratamento de águas, como "air stripping" e

leitos de carvão ativado granular (CAG) têm aumentado a preocupação com a disposição dos resíduos provenientes desses tratamentos nos anos 90.

Em 1971, nos EUA, a maior parte dos resíduos era retornada aos cursos de água ou lagos. Desde então, esta situação tem mudado, graças às exigências ambientais na forma de legislação, que mudou o conceito do tratamento dos resíduos de ETAs, AWWA (1996).

O gerenciamento, não só no saneamento, como nas diferentes áreas da engenharia, é atualmente a chave das soluções dos problemas ambientais e exigem respostas a questões como: o que deve ser removido? Onde será disposto? Que tipo de tratamento é necessário para essa disposição? Como realizar a disposição dos resíduos de forma econômica e ambientalmente aceitável?

Dentre as práticas de disposição de resíduos de ETAs, que podem ser destacadas pelo seu uso encontram-se: disposição no solo, aterro sanitário, disposição líquida no solo e disposição em sistemas de tratamento de esgoto.

3.2.2 Descarga de resíduos nas estações de tratamento de esgoto.

Esta prática apresenta-se como um atraente método de disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água. Alguns dos fatores que devem ser considerados quando se avalia essa possibilidade, são: a capacidade disponível da estação de tratamento de esgotos (ETE), compatibilidade dos sistemas de tratamento e as exigências de disposição final.

A introdução de resíduos de ETAs numa ETE pode oferecer alguns benefícios em termos de desempenho dos processos. Com relação à ETA,

deve-se levar em consideração requerimentos de pré-tratamento, facilidades de estocagem e sistemas de transporte. Sempre que as ETAs satisfaçam os requerimentos de descarga e pré-tratamento dos resíduos que as ETEs receberão, a viabilidade para a disposição apropriada dos resíduos do tratamento de água é transferida da ETA à ETE.

Os custos associados a essa ação incluem: capital necessário para interceptar e transportar os resíduos, taxas impostas pela ETE, custos de operação, manutenção e disposição final, tratamento e outros custos. Esses custos são geralmente menores que outras opções para o manejo direto dos resíduos de ETAs. Em alguns casos, se obtém uma melhora na remoção de sólidos suspensos e/ou DBO e DQO, como também na remoção de fosfato e de sulfeto na ETE (Van NIEVWENHUYZE et al, 1990).

Segundo esses autores, existem limitações potenciais quando uma ETE recebe os resíduos de uma ETA. Entre elas, têm-se: aumento final dos sólidos suspensos, diminuição da capacidade do digestor, sobrecarga do sedimentador primário e dos sistemas de remoção de resíduos e, sobrecarga nas operações de desaguamento.

A descarga de resíduos de uma ETA no sistema de esgoto sanitário, para posterior tratamento numa ETE ou a descarga direta na ETE, requer informação da ETA referente à qualidade e quantidade dos resíduos, conteúdo de sólidos secos, pH, nutrientes, metais pesados e outros. Adicionalmente, deve existir cooperação entre a ETA e a ETE para determinar se efeitos positivos ou negativos podem ser esperados na ETE, relativos às condições hidráulicas nas linhas de esgoto, capacidade hidráulica, tratamento de lodo e disposição final de biossólidos da ETE, AWWA (1996).

TSANG & HURDLE (1991) apud AWWA (1996), testaram a toxicidade do efluente de uma ETE em Norfolk, Virginia, quando grandes quantidades

de lodo de alumínio foram introduzidas no afluente da ETE: não houve toxicidade aguda, porém foi verificada alguma toxicidade crônica. O estudo mostrou ainda, que com baixas taxas de concentração dos resíduos de alumínio, não foram observados efeitos tóxicos.

3.2.2.1 Sistemas de transporte dos resíduos de ETAs

Existem, basicamente, três sistemas de condução de resíduos de ETAs:

1. Redes de esgoto por gravidade;
2. Bombeamento;
3. Transporte por caminhão.

A seleção de um deles depende de fatores que incluem a capacidade e disponibilidade de recepção dos sistemas de águas residuárias, impacto dos resíduos nas ETEs, custos, considerações de corrosão e de disposição final.

As descargas nas redes de esgoto, quando disponíveis, proporcionam a menor flexibilidade ao sistema de tratamento, pois todos os resíduos da ETA devem ser processados através do sistema de tratamento do esgoto.

Alternativas de bombeamento e transporte por caminhão são mais custosas. Nelas, a descarga dos resíduos na ETE é controlada, e pode ser direcionada à linha de processos líquidos da ETE ou à linha do processo sólido da mesma. Os resíduos não precisam passar pela linha de processo líquido normal da ETE, podendo ser direcionados à linha dos processos sólidos de forma combinada ou separada, ou podem ser combinados com os biosólidos do tratamento das águas residuárias, depois do processo para disposição final, AWWA (1996).

Uma vantagem do tratamento de resíduos de estações de tratamento de água nas ETEs é que pode ser centralizado todo o equipamento em apenas um local, AWWA (1996).

Antes do transporte dos resíduos das ETAs às ETEs, certas exigências de pré-tratamento devem ser cumpridas, tais como: a equalização de vazões, regulação da qualidade da descarga como neutralização do pH, homogeneização dos resíduos para garantir uma concentração uniforme versus concentração da descarga de lodo, limitações do total de sólidos a serem descarregados e de parâmetros de qualidade como metais pesados, potenciais componentes causadores de corrosão, odor e outras condições indesejáveis.

Descargas diretas de resíduos de ETAs nas redes de esgoto, de forma razoavelmente contínua e uniforme, serão possíveis se os decantadores na ETA foram equipados com mecanismos de remoção de resíduos.

A equalização de vazão é quase sempre requerida quando os decantadores estão sendo limpos e antes da descarga da água de lavagem dos filtros à rede de esgoto.

Mc TIQUE et al (1989) apud AWWA (1996), mostraram a importância do controle de vazões afluentes às redes de esgoto. No estudo desenvolvido em Durham (EUA) foram observados problemas quando todo o resíduo de um decantador foi descarregado na ETE, num período de 6 horas, provocando deteriorização na qualidade do efluente da ETE, em termos de turbidez, cor e sólidos suspensos, demorando 6 dias para se recuperar da carga de choque recebida. Adicionalmente, os sólidos inertes absorvidos pela ETE começaram a se acumular no digestor, quando os operadores falharam no ajuste da operação dada pelo acréscimo da quantidade de biossólidos removidos para disposição final, deteriorando a

qualidade do sobrenadante. Quando metade dos resíduos do decantador da ETA foi descarregada na rede de esgoto em duas semanas, a qualidade do efluente da ETE não apresentou nenhum efeito negativo.

Restrições quanto à equalização podem incluir: limitações na hora do dia da descarga, vazão máxima num período determinado e descarga máxima de sólidos permitida. Os tanques de equalização devem ser projetados para ter capacidade de decantar e espessar. CORNEL et al (1987) mostram um diagrama de massa acumulada usado no dimensionamento dos equalizadores, e discutem considerações para o projeto dessas unidades, para o manejo de água de lavagem de filtros ou de vazões altas de curta duração, similares às ocorridas na lavagem de um filtro antes da descarga na rede de esgoto.

Limitações na qualidade das descargas podem ser impostas com relação aos sólidos suspensos totais ou dissolvidos totais, faixa de pH, metais pesados e constituintes que causam corrosão, como a possível geração de gás sulfídrico, que afetaria o concreto da rede de esgoto.

Embora resíduos de ETAs sedimentem nas redes de esgoto, sua deposição não deve ocorrer mais rápido que a dos sólidos de esgoto (exceto resíduos de abrandamento com cal e terras diatomáceas). Segundo Van NIEVWENHUYZE et al (1990) e CORNWELL et al (1987) apud AWWA (1996), velocidades de 0,8 m/s ou um conteúdo de sólidos menor de 3% deve ser mantido, para evitar a sedimentação de hidróxidos.

O uso de caminhões permite a introdução separada de resíduos nos processos das ETEs. A distância à ETE e a quantidade de resíduos determinam seu uso, assim como a disponibilidade de área. Adicionalmente, se os resíduos da ETA se encontram espessados ou desidratados, este é possivelmente o melhor método de transporte de resíduos às ETEs. Se as

quantidades são pequenas e a distância não exceder as 10 milhas, essa é uma alternativa mais aconselhável que o bombeamento, AWWA (1996).

3.2.2.2 Considerações de projeto

Os primeiros fatores a serem considerados são o tipo e características dos resíduos da ETA a serem descarregados na ETE; não somente as características físico-químicas, mas também informações sobre a forma como eles serão transportados (líquidos, semi-sólidos, sólidos).

Outro fator importante é o sistema de transporte (rede de esgoto, bombeamento ou por caminhão), para se determinar onde os resíduos da ETA vão ser introduzidos no processo da ETE (processos manejando sólidos e/ou líquidos, taxa com a qual vão ser introduzidos na ETE, etc.).

Os pontos nos quais os resíduos da ETA serão introduzidos na ETE, devem ser cuidadosamente estudados. Obviamente, a mais importante consideração é o impacto no desempenho da ETE, o qual deve ser mantido para garantir que o efluente final não seja afetado e a disposição ou reuso benéfico dos biossólidos da ETE não sejam um problema.

a) Taxa de carregamento hidráulico: grandes volumes de resíduos de ETAs, em períodos curtos, como ocorre durante a lavagem dos filtros, geralmente devem ser equalizados nas mesmas. Caso isso não ocorra, a atenuação da taxa de carregamento hidráulico ocorre na rede de esgoto, evitando problemas na taxa de carregamento hidráulico na ETE.

Geralmente, é mais importante verificar as taxas de carregamento hidráulico de resíduos de ETAs conduzidos por bombeamento ou transportados em caminhões. Quando os resíduos da ETA são descarregados nos processos de manejo de sólidos na ETE, deve-se garantir sua equalização tanto na ETA, quanto na ETE.

b) Taxa de carregamento orgânico: muda consideravelmente nos resíduos de ETAs, dependendo da qualidade da água bruta processada. Embora esse seja o parâmetro de controle nos processos biológicos de uma ETE, a introdução de resíduos de ETAs geralmente provoca um impacto significativo.

c) Taxa de carregamento de sólidos: geralmente a introdução dos resíduos das ETAs afetam o desempenho da ETE em termos da qualidade do efluente. Em vários casos, residuais de ferro e alumínio de ETAs têm melhorado a eficiência dos clarificadores primários nas ETEs. Em outros casos, os mesmos aumentam a quantidade de fosfato quimicamente precipitado em ETE (Mc TIGUE et al, 1989; TSANG e HURDLE, 1991 apud AWWA, 1996).

Um fato comum, devido à descarga dos resíduos das ETAs, é o crescimento dos bio-sólidos da ETE, com um correspondente decréscimo na sua volatilidade. Se uma significativa fração dos particulados residuais de uma ETA encontra-se em forma coloidal, os sólidos passam através dos clarificadores primários e/ou secundários das ETEs.

Nos processos da ETE pode ocorrer também ressolubilização de metais, o que acontece quando os resíduos da ETA são tratados nos processos de manejo de sólidos da ETE e há recirculação desses efluentes nos processos líquidos.

Existem dúvidas no sentido de que os sólidos inertes de resíduos de ETAs possam afetar os processos de tratamento do filme biológico fixo, mas informações que sustentem essa hipótese não estão disponíveis.

d) Carga tóxica: Segundo a NBR – 10004 – lixiviação de resíduos, se um resíduo de ETA satisfaz essa norma pode ser considerado não perigoso. Da mesma maneira, a norma americana EPA método 1311 – “Toxicity characteristic leaching procedure” – TCLP, considera um resíduo de ETA não perigoso, se este se enquadrar dentro do teste TCLP. No entanto, esses testes não garantem a possibilidade de efeitos tóxicos na ETE, se resíduos de ETA são nela descarregados diretamente.

Embora compostos orgânicos ou inorgânicos possam ser as causas de efeitos tóxicos de resíduos de ETAs, os metais pesados são, com maior frequência, responsáveis pelos problemas de toxicidade nas ETEs. Existem metais essenciais para os processos biológicos e outros, como cádmio, mercúrio e chumbo, comumente encontrados nos resíduos de ETAs que podem ser tóxicos a esses processos.

Um incremento na quantidade de metais pode beneficiar o processo biológico se existir deficiência de metais inicialmente, mas quando estiverem presentes em excesso, os metais essenciais poderão, algumas vezes, exercer toxicidade significativa.

A fração dissolvida disponível como íons metálicos é geralmente a mais tóxica para os sistemas biológicos. Essa diferenciação entre as formas particulada e dissolvida, no entanto, é geralmente inadequada para se determinar os efeitos tóxicos. Metais pesados dissolvidos podem ser íons metálicos livres ou podem estar ligados a compostos orgânicos ou inorgânicos formando complexos. Metais pesados na forma particulada podem estar adsorvidos à superfície de outros sólidos, ou ligados a precipitados.

3.2.2.3 Separação líquido/sólido

Os efeitos da adição de resíduos de ETA na clarificação, digestão, desaguamento e disposição final devem ser considerados na ETE. Geralmente, o volume de biossólidos aumenta quando a quantidade de resíduos das ETAs aumenta no efluente da ETE. Um incremento no volume de lodo do clarificador primário é esperado com a adição de resíduos de ETAs no esgoto afluente à ETE.

Separação líquido/sólido é uma operação unitária, realizada nas ETAs e ETEs em várias unidades tais como: sedimentação primária e secundária, flotação, centrifugação, etc. WILSON et al (1975) reportaram, num estudo desenvolvido numa ETA em Tampa, Florida (USA), que, quando foram descarregados resíduos de ETA na rede de esgoto, formou-se uma manta de lodo acima do sedimentador primário. Ao mesmo tempo, os coletores de lodo no sedimentador primário mostraram-se incapazes de remover esse material, mesmo quando as bombas foram ativadas em sua taxa máxima.

Dados desse estudo mostraram que: resíduos de ETA com até 50 mg/L de sólidos suspensos melhoraram a remoção total desse tipo de sólidos no sedimentador primário; dosagens maiores diminuem a eficiência de remoção. Adicionalmente, altas concentrações de resíduos de alumínio tenderam a produzir um resíduo primário de difícil manejo; com dosagens desses resíduos menores que 100 mg/L ou de 40 mg/L, o produto foi mais fácil de manipular, AWWA (1996).

HSU E PIPES (1973) reportaram que a sedimentabilidade de lodos volumosos, medida pelo índice volumétrico de lodo- IVL, pode ser melhorada significativamente com a adição de hidróxido de alumínio, ficando emaranhado com o lodo e incrementando sua densidade. Os autores ainda relataram que com lodos normais não seria afetado o IVL.

Resultados encontrados em várias pesquisas com resíduos provenientes do processo de coagulação nas ETAs e que são tratados nas ETEs, encontram-se condensados na AWWA (1996). Esses estudos concluem:

- . a remoção de lodo na ETE geralmente aumenta a remoção de fosfato da água residuária;

- . a concentração de lodo a jusante pode diminuir, quando resíduos da coagulação são descarregados nas ETEs;

- . resíduos de abrandamento com cal sedimentam muito melhor e não afetam o volume de lodo sedimentado no tratamento primário da ETE, quando comparados com resíduos produzidos por processos de coagulação;

- . quando é avaliada a opção de descarregar resíduos de ETA na ETE, via rede de esgoto, deve-se verificar a capacidade dos tanques de sedimentação para garantir que não ocorram sobrecargas de sólidos. Essa precaução é especialmente crítica para a sedimentação primária, pois maioria dos resíduos é retida com essa operação;

- . a capacidade das bombas, dutos e sistemas de transporte devem também ser examinados;

- . a carga de sólidos é especialmente crítica para as operações de manejo e processos de tratamento, tais como: digestão, espessamento e desaguamento de resíduos.

Um sistema de digestão aeróbia deve ter a capacidade física para aceitar a carga adicional de sólidos que trazem os resíduos de ETAs.

Embora esses resíduos não contenham uma quantidade significativa de sólidos voláteis, o impacto dos resíduos no tempo hidráulico de retenção e carga de sólidos, assim como uma redução total na concentração de sólidos voláteis deve ser considerada.

Várias pesquisas, como as de NELSON et al; VOORRHEES apud AWWA (1996), não mostraram evidências de que o alumínio dificulta as propriedades de remoção de substrato nos processos de lodos ativados, mas quando cargas de choque de resíduos de alumínio foram introduzidas no sistema, a remoção de DQO e COT decresceu. No entanto, o sistema recuperou a eficiência que vinha apresentando antes de aplicar a carga de choque.

HSU e PIPES (1973) reportaram que dosagens de hidróxido de alumínio entre 10 e 300 mg/L, como alumínio, num tanque de aeração, causaram um incremento significativo na remoção de fosfato, um pequeno aumento na remoção da DQO e nenhuma mudança na nitrificação; o efeito mais adverso observado no processo foi o incremento no volume de lodo produzido. Como resultado disso, as taxas de disposição do lodo e de retorno foram controladas cuidadosamente, para garantir um adequado fornecimento de massa de lodo biológico ativo no tanque de aeração.

Na digestão anaeróbia, para determinar o tamanho e os parâmetros de desempenho dos reatores, deve-se levar em consideração o volume adicional, a massa seca de sólidos e a diminuição em porcentagem da matéria volátil.

Os resíduos de processos de abrandamento podem causar depósito de cal. Descargas desses resíduos nas ETEs podem afetar adversamente o desempenho de um reator anaeróbio, devido à queda de temperatura provocada pelo volume adicional de material inerte. Assim, aquecimento adicional pode ser necessário nessa unidade (AWWA, 1996).

Mc TIQUE et al apud AWWA (1996), introduziram resíduos de ETAs na rede de esgoto mediante descargas controladas. Houve acréscimo de 46% de sólidos digeridos. A carga de biossólidos nos leitos de secagem aumentou na mesma porcentagem. O tempo de detenção e a taxa associada com outros processos não foram significativamente afetados, com exceção do volume de lodo coletado e manipulado no sedimentador primário, para o qual foi estimado um aumento de 59% (3,91 a 6,2 ton/dia). O tempo de detenção nos digestores aeróbios caiu de 34,7 dias para 26,7 dias (23% de redução). O impacto nas instalações da ETE foi significativo, particularmente no tempo de detenção dos digestores aeróbios, aumentando a necessidade de bombeamento do lodo do sedimentador primário e a capacidade adicional requerida dos leitos de secagem.

RINDT (1973) apud AWWA (1996) desenvolveu um estudo em escala de bancada para avaliar o impacto dos resíduos de alumínio na digestão anaeróbia, encontrando que a produção de gás e COT permaneceram sem ser afetados. Os sólidos totais no digestor aumentaram devido à carga adicional de resíduos de alumínio. O pH no digestor foi afetado levemente e a porcentagem de sólidos voláteis não decresceu pelo aumento de material inorgânico. O fosfato inorgânico presente no digestor foi precipitado pelo alumínio presente nos resíduos.

AWWA (1996) mostram com esses estudos que, a menos que os resíduos de alumínio sejam introduzidos a taxas mais altas, é improvável que os digestores anaeróbios sejam significativamente afetados, devendo-se prever que o digestor tenha capacidade para receber o aumento da carga de sólidos devidos aos resíduos da ETA. Uma estimativa da capacidade do digestor e a redução da concentração de sólidos voláteis dos resíduos devem ser avaliadas.

A introdução de resíduos de ETAs podem causar sobrecargas nas unidades de adensamento e desaguamento de uma ETE, dependendo da

quantidade de resíduos introduzidos e a existência de cargas da ETE relativas à sua capacidade de projeto.

HSU e PIPES (1973) mostram que o desaguamento dos biossólidos, medido pela resistência específica à filtração, melhorou com o incremento da dosagem de hidróxido de alumínio. Van NIEUWENHUYZE, Mc TIGUE e LEE (1990) verificaram que, na maioria dos casos, o desaguamento dos biossólidos, medido por meio da resistência específica à filtração, mostrou melhoras com a adição de resíduos de ETAs.

Mc TIGUE et al (1989) apud AWWA (1996) encontraram que a adição de resíduos de ETA tinha pouca influência nas características de drenagem de lodos ativados digeridos aerobiamente. A adição desses resíduos provocou a sedimentação dos biossólidos no leito de areia e decantação de água, melhorando assim o processo de desaguamento. Resultados similares ao anterior foram obtidos nos testes de desaguamento combinando lodo primário digerido aerobiamente e resíduos de ETA. A principal diferença foi que o lodo primário digerido aerobiamente drenou mais rapidamente que o lodo ativado digerido da mesma forma, e também possuía uma superfície clarificada de água disponível para decantação.

Na cidade de Allentown (EUA) foram instalados unidades para desaguar misturas de biossólidos e resíduos de ETAs. Desaguamentos de misturas na relação 50/50, feitos num filtro prensa de esteira, mostraram que a operação era econômica. Essa mistura tinha uma percentagem de sólidos de 2,6%; a torta de sólidos obtida foi de 25,6%. Os resíduos da ETA são transportados por caminhão até a ETE e descarregados num tanque, onde se misturavam com os biossólidos, FOPLISH et al. apud AWWA (1996).

Embora a informação disponível geralmente tenha mostrado que o desaguamento dos biossólidos de uma ETE não seja negativamente impactado por resíduos de alumínio, a sedimentação por gravidade, de lodos

de águas residuárias, pode ser afetada. A habilidade para reduzir o conteúdo de água de lodos depende de vários fatores, incluindo as características físicas, químicas e biológicas do lodo e as operações unitárias empregadas para adensá-lo e desaguá-lo. Até a presente data não se pode prever até que ponto um lodo será desaguado, sem uma comprovação real. Dados usados na determinação do desaguamento de lodos, tais como tamanho de partículas e potencial zeta, raramente são medidos (AWWA, 1996).

3.2.2.4 Processos biológicos de tratamento de lodo de ETE.

Os processos de tratamento do lodo de ETE visam reduzir o teor de material orgânico biodegradável, os organismos patogênicos e o teor de água no lodo, para obtenção de um material sólido e estável. A estabilização pode ser atingida com métodos biológicos, como as digestões aeróbia e anaeróbia, enquanto a redução do teor de água é efetuada por operações físicas como o adensamento, filtração, flotação e evaporação etc. (van HAANDEL & MARAIS, 1999).

Ao se comparar a digestão anaeróbia com outros métodos de estabilização de lodo (notadamente a digestão aeróbia), observam-se vantagens e desvantagens. As principais vantagens da digestão anaeróbia, segundo Van HAANDEL & MARAIS, 1999, são:

- produz gás metano, combustível utilizável para produção de energia elétrica (que pode ser usado na própria estação de tratamento);
- reduz a massa de lodo, através da conversão para biogás e produz um lodo digerido com boas características de remoção de água e de estabilidade;
- melhora a qualidade higiênica do lodo, pela remoção significativa de microrganismos patogênicos

Como desvantagens da digestão anaeróbia, podem ser mencionadas:

- custo de construção considerável, pela necessidade de unidades grandes e fechadas, com dispositivos para alimentação e mistura do lodo;
- o sobrenadante do digestor contém um alto teor de material biodegradável, principalmente amônia e fosfato, além de pequenos flocos de lodo, devendo ser retornado ao sistema de lodo ativado e portanto, reintroduz-se uma carga considerável;
- materiais tóxicos ou imperícia operacional podem provocar desequilíbrio, seguido por mau funcionamento do digestor, o que é difícil e demorado de corrigir.

A conversão anaeróbia de moléculas orgânicas complexas a produtos mais reduzidos, envolve a formação de vários metabólicos intermediários e a interação de várias espécies microbianas. Se as condições são favoráveis para a interação da microbiota, o que ocorre normalmente na maioria dos ambientes anaeróbios, os produtos finais predominantes são metano e dióxido de carbono. (ARAÚJO, 1995).

O teste de atividade metanogênica específica (AME) é uma importante ferramenta para a análise do monitoramento do processo anaeróbio, podendo ser usado, numa de suas aplicações, para a detecção de qualquer tipo de inibição depois de um longo período de operação de um reator anaeróbio.

Na prática, o teste de atividade metanogênica específica consiste em avaliar-se a capacidade das bactérias metanogênicas em converter substrato orgânico em metano e gás carbônico. Assim, a partir de quantidades conhecidas de biomassa (gSSV) e de substrato (gDQO), e sob condições estabelecidas, pode-se avaliar a produção de metano ao longo do período do teste. A atividade metanogênica específica é calculada a partir

das taxas de produtividade máxima de metano ($\text{ml CH}_4/\text{gSVT.h}$ ou $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSVT.d}$). (CHERNICHARO, 1997).

3.3 CARACTERÍSTICAS E QUANTIDADES DOS RESÍDUOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

As características e quantidades de resíduos gerados pelos processos de tratamento dependem principalmente da fonte de água, dos produtos químicos adicionados e dos processos usados para seu tratamento. Análises detalhadas das características dos resíduos devem ser realizadas para cada estação de tratamento de água; no entanto, há características comuns entre os tipos de despejos das estações de tratamento de água e há testes e métodos comuns que podem ser utilizados para avaliá-los.

Para a caracterização de despejos de estações deve-se considerar, principalmente, o tipo e quantidade de despejos gerados.

3.3.1 Características dos resíduos gerados

No tratamento das águas para consumo humano são gerados vários tipos de resíduos líquidos, dependendo dos componentes a serem removidos da água bruta, para atingir o padrão de potabilidade e, dos tipos de operações e processos unitários empregados. Esses resíduos podem ser matéria coloidal ou suspensa como argila, algas etc.; substâncias solúveis como ferro, manganês, cálcio, magnésio, convertidos a precipitados insolúveis por oxidação ou ajustes de pH; hidróxidos formados pela aplicação de produtos químicos na água e materiais consumidos no tratamento, como o carvão orgânico em pó e que pode ser removido nos processos unitários de tratamento depois de seu uso.

O uso de sais de alumínio e ferro, para remover altas concentrações de sólidos suspensos, gera resíduos contendo altas percentagens de hidróxido de alumínio - Al(OH)_3 e hidróxido de ferro - Fe(OH)_3 . Resíduos da remoção de ferro e manganês também têm alta percentagem de hidróxidos - Fe(OH)_3 e Mn(OH)_2 - respectivamente. O abrandamento químico produz carbonato de cálcio - CaCO_3 .

Dos diferentes tipos de resíduos gerados no tratamento das águas no Brasil, a grande maioria provém do processo de coagulação com sais de alumínio ou ferro; uma outra percentagem provém de processo de abrandamento e, uma quantidade mínima, de outros processos.

Nas ETAs que usam processos de coagulação, os resíduos provenientes da lavagem dos filtros têm alta concentração de sólidos suspensos que varia ao longo da lavagem. A concentração média de sólidos suspensos provenientes da lavagem dos filtros encontra-se entre 50 a 400 mg/L, AWWA (1996).

Uma prática comum é retornar as águas de lavagem de filtros ao início do tratamento, para reprocessamento. Um tanque de equalização é usado para retornar essas águas, a vazões menores que o 10% da vazão da água bruta a ser tratada. Preocupações referentes ao retorno de microrganismos, acentuação de problemas de odor e sabor, aumento de subprodutos na desinfecção e outros aspectos têm reduzido drasticamente o número de ETAs que retornam esses resíduos. Por isso, tem havido maior interesse com o fim de se entender melhor as características desses resíduos, AWWA (1996).

Para evitar o traspasse de microrganismos tais como *Giardia*, *Cryptosporidium* e vírus através de filtros recém lavados, tem aumentado o interesse em se filtrar a água de lavagem do filtro. Outras opções atualmente empregadas para o tratamento da água de lavagem dos filtros são:

lançamento na rede de águas pluviais, com a permissão do sistema nacional de eliminação de descargas poluentes (NPDES); lançamento na rede de esgoto para tratamento numa ETE; tratá-lo como resíduo na mesma ETA; ou, filtrá-lo através de membrana, para remoção de sólidos, antes de enviá-lo ao ponto final do tratamento da água na ETA, AWWA (1996).

Em tratamento convencional são adicionados, à água bruta, sais de metais hidrolisados ou polímeros sintéticos, orgânicos ou naturais, para coagular contaminantes suspensos ou dissolvidos. Esses coagulantes e as impurezas são removidos por sedimentação e as impurezas remanescentes dessa operação unitária são removidas na filtração, sendo possível também, no caso de estações de tratamento que funcionem com filtração direta, que sejam removidos apenas nos filtros.

A caracterização dos resíduos líquidos gerados nas ETAs torna-se fundamental para que sejam estudados os possíveis impactos ambientais, os métodos e equipamentos de tratamento, e sua disposição final. A procedência, a composição, a massa específica e o volume desses despejos, bem como do lodo, são características importantes. Parâmetros tradicionais como, sólidos, pH, metais, microbiologia, etc., e outros não convencionais, relativos ao lodo, como filtrabilidade, resistência específica, sedimentabilidade, compressibilidade, tamanho e distribuição de partículas, necessitam ser conhecidos. Na verdade, o estudo desses despejos deve incluir determinações de macro e de micro propriedades, CORDEIRO (1993).

Na Tabela 3.1 são apresentadas algumas propriedades de diferentes tipos de resíduos. Destaca-se a baixa massa específica dos lodos de compostos de alumínio, indicando que este composto não apresenta uma boa mistura na filtração sob pressão, quando comparado com outros tipos de lodos, como os de processos de abrandamento com cal, por exemplo. Esses dados sugerem que as exigências para disposição de concentrações específicas de lodos em aterros sanitários não são só pouco reais, mas são

geralmente impossíveis de se encontrar, requerendo o desaguamento do lodo até atingir um estado físico específico, o qual pode ser determinado por um ou vários ensaios de laboratório, NOVAK (1989).

TABELA 3.1 Massa específica das partículas do lodo e teor de sólidos na torta obtida por vários métodos de desaguamento no laboratório.

Tipo de lodo	Massa espec. das partículas (kg/L)	Concentração de sólidos no lodo (%)	Concentração de sólidos na torta (%)		
			FV	Centrifugação	FP
Lodos de cal (Baixo Mg)	1.19	28.5	56.1	60.6	69.5
Lodos de Ferro	1.16	26.0	50.1	55.6	64.6
Hidróxido de Ferro	1.07	7.2	22.7	28.2	36.2
Lodos de cal (Alto Mg)	1.05	5.6	21.0	24.8	34.6
Hidróxido de Alumínio	1.03	3.6	17.2	19.0	23.2

FV. Filtração ao vácuo; FP. filtração a pressão

Fonte: Novak (1989).

De acordo com CALKINS & NOVAK (1974), parâmetros como sólidos sedimentáveis e filtrabilidade do lodo, bem como os sólidos da torta obtidos por algum processo de desaguamento de lodo, indicam a quantidade de sólidos a ser manejada e o potencial de desaguamento desses lodos.

Embora existam vários métodos de desaguamento e disposição para os lodos gerados nas ETAs, a aplicação dos mesmos não pode ser generalizada, uma vez que as características dos lodos e a qualidade da água bruta variam muito. Os lodos gerados nos processos de abrandamento da água têm apresentado um percentual de sólidos entre 2 e 15%, enquanto os lodos gerados em ETAs, que empregam o processo de coagulação química da água com alumínio, mostram grandes variações de DQO, concentração de sólidos e potencial de desaguamento, CALKINS & NOVAK (1974).

CALKINS & NOVAK (1974), caracterizaram 25 tipos de lodos gerados em diferentes ETAs, que tratavam água do rio Missouri (USA). Estas águas

geralmente apresentavam dureza e turbidez elevadas. Embora a tecnologia de tratamento utilizada nas ETAs fosse praticamente a mesma, o tipo e os pontos de aplicação dos produtos químicos e alguns aspectos relacionados à configuração das unidades eram diferentes. Os autores obtiveram os seguintes resultados:

- os valores de sólidos, obtidos para um mesmo tipo de lodo, só se estabilizaram após cinco dias. Tal estabilidade sofreu leve perturbação, à medida que o lodo foi envelhecendo;
- a concentração de sólidos para os lodos estudados variou entre 3,6 e 63%, sendo que aqueles oriundos de ETAs que empregavam o processo de coagulação, apresentaram concentrações entre 4,0 e 36%. Na Tabela 3.2, encontram-se os resultados obtidos para algumas das ETAs estudadas;
- os lodos, provenientes de processos de coagulação, que apresentaram maior concentração de sólidos, foram obtidos quando se empregaram coagulantes de ferro junto com cal, ou de polímeros catiônicos;
- sais de ferro foram os coagulantes mais utilizados nas ETAs. Os lodos resultantes após coagulação foram os que apresentaram maiores quantidades de sólidos sedimentáveis. Segundo os autores, o ferro geralmente proporcionava um lodo mais compacto que o obtido com alumínio.
- a concentração de sólidos nos lodos variou com o tipo de coagulante, turbidez de água bruta e, no caso dos lodos combinados – aqueles nos quais, além do coagulante, foi empregada cal.

Em um estudo desenvolvido por FULTON (1973), para verificar as possíveis interferências no processo de desaguamento dos resíduos de ETEs, pelo uso de filtração a vácuo, quando misturados com resíduos de alumínio provenientes das ETAs convencionais, mostraram percentuais de sólidos totais e voláteis encontrados para o resíduo da ETA, resíduo da ETE e resíduo combinado (resíduo de ETA e ETE), da ordem de: 4% e 57,5%; 5,85% e 60% e 4,8% e 58%, respectivamente.

Tabela 3.2. Valores de Sólidos para Diferentes Tipos de Resíduos Gerados em ETAs (Após Cinco Dias de Sedimentação).

Estação de Tratamento	Origem do resíduo	Composição do resíduo	Concentração de Sólidos (%)
Boonville	Lavagem dos filtros	Alumínio e cal	3,96 a 7,4
	Decantador	Alumínio e cal	8,17 a 16,5
Moberly	Decantador	Alumínio	4,05
Jefferson City	Lavagem dos filtros	Ferro	4,1
	Decantador	Ferro e cal	13,7 a 26,8
St Louis County	Lavagem dos filtros	Ferro	4,62
St Louis City	Lavagem dos filtros	Ferro	8,95
St Joseph	Lavagem de filtros	Polímero catiônico	11,3

Fonte: adaptado de Calkins & Novak (1974)

No mesmo estudo foram utilizados como condicionantes individuais ou combinados, cloreto férrico, cal e polímeros sintéticos (não iônico, aniônico e catiônico); estes últimos foram utilizados em dosagens de 0,2% a 2%, tendo sido obtidos os seguintes resultados:

- o resíduo combinado (de ETA e ETE), que foi condicionado apenas com cloreto férrico, apresentou resistência específica relativamente alta; a torta obtida no filtro a vácuo foi a mais úmida e os gastos foram mais onerosos;
- o uso de cloreto férrico e de cal foi o melhor condicionante para o resíduo da ETE e o resíduo combinado, pois a filtrabilidade do resíduo foi relativamente alta e, a torta obtida no filtro a vácuo, apresentou concentração de sólidos alta (21%);
- a cal foi o condicionante mais econômico para o resíduo combinado, resultando numa torta menos úmida do que a obtida com cloreto férrico e com boa filtrabilidade do resíduo;
- os resultados com polímeros sintéticos não foram satisfatórios para o resíduo combinado, embora, com a exceção do aniônico, tenham sido para o resíduo de ETE. No caso do resíduo combinado, os polímeros catiônicos apresentaram, de certa forma, bons resultados.

Segundo FULTON, a ineficiência dos polímeros pôde ter sido devida à dosagem utilizada que, a título de comparação, ficou dentro da faixa de custo utilizada para os demais condicionantes empregados. O transporte dos resíduos das ETAs para a ETE, via rede coletora, não deve elevar os custos acima dos obtidos com outros métodos de disposição. Durante o levantamento dos custos envolvidos nesse método de disposição, deve-se computar os custos de manutenção e de laboratório, relativos ao incremento de resíduo a ser tratado na ETE e os relativos ao lançamento dos despejos na rede.

Os resíduos produzidos nas ETAs são mais difíceis de tratar do que os produzidos nas ETEs. As principais diferenças entre o tratamento desses dois tipos de resíduo encontram-se na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Comparação entre os Resíduos Gerados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e de Água (ETA).

RESÍDUO GERADOS EM ETEs	RESÍDUO GERADOS EM ETAs
. podem ser facilmente desidratados, tanto na sua forma digerida quanto na bruta, em filtros a vácuo ou em centrífugas;	. podem obstruir a membrana do filtro a vácuo, devido à presença de hidróxidos gelatinosos; tal problema pode ser atenuado se os filtros forem revestidos internamente, embora implique em gastos;
. o resíduo digerido pode ser desidratado em leitos de secagem munidos de drenos;	. podem ser desidratados em centrífugas, desde que em concentrações limitadas; no caso, sua secagem só poderá ser feita em leitos ao ar livre, se o clima local for seco e, mesmo assim, poderá permanecer por longo período;
. podem ser facilmente incinerados após o desaguamento, tanto na sua forma bruta como na digerida;	. não podem ser incinerados sozinhos, por causa da ausência de quantidades suficientes de sólidos voláteis;
. podem ser digeridos sob condições controladas, ou serão decompostos no aterro sanitário, deixando um resíduo inofensivo e estável após sua secagem;	. permanecem em sua forma semifluida, a não ser que sejam submetidos a longos períodos de secagem ou congelamento;
. podem ser dispostos em aterros sanitários ou servir como condicionador orgânico do solo após secagem.	. a menos que sejam alterados por congelamento ou secagem, sua natureza gelatinosa os fazem um material pobre, podendo ser tóxico.

Fonte: FULTON (1973)

Com relação à matéria prima, MASIN e COZZA apud RODRIGUEZ (1989) encontraram alguns compostos tóxicos presentes no sulfato de alumínio dos fornecedores. Esses tóxicos são concentrados, ao ficarem retidos nos processos de coagulação - floculação - sedimentação - filtração dos compostos orgânicos presentes na água bruta.

Os SST que são retornados às fontes de água correspondem aos sólidos presentes na água bruta, acrescidos de metais devido à floculação - sedimentação - filtração, que retêm ou removem compostos que estão presentes em concentrações traço, segundo pode-se observar na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Remoção de Metais no Processo de Coagulação por Sulfato de Alumínio

Metal	% Remoção por $\text{Al}_2\text{SO}_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
As	90 % a pH 5 a 7.5
Cd	20 % a pH 7.6
Pb	97 % a pH 6 a 10
Hg	47 % a pH 7
Ag	70 % a pH 6 a 8
Cr	85 % a pH 7.5

Fonte: USEPA apud Rodriguez (1989)

As pequenas quantidades dos metais solúveis que são descarregados nas fontes de água em forma de resíduos concentrados precisam de um estudo cuidadoso, por se desconhecer o comportamento desses compostos quando retornados às fontes de água. Suas taxas de adsorção sobre os metais argilosos de fundo não são conhecidas, bem como suas capacidades de dissolução quando presentes na forma de hidróxidos, MASIN e COZZA apud RODRIGUEZ (1989).

Na Tabela 3.4, as quantidades de chumbo, cromo e mercúrio são significativas, sendo que o mercúrio é transformado do seu estado inorgânico a orgânico em ambientes anaeróbios. O metil-mercúrio formado pode se

acumular na cadeia alimentícia com graves problemas ao homem. Assim, a opção de descarregar estes resíduos nas correntes de águas superficiais, deve ser reavaliada (RODRÍGUEZ, 1989).

3.3.2 Importância das características físicas dos resíduos e do mecanismo de coagulação.

As características físicas dos resíduos de ETAs afetam diretamente a capacidade de manejo, adensamento, desaguamento e transporte. O conteúdo de sólidos varia grandemente, dependendo de fatores tais como: características da água bruta, tipo e dosagem de coagulante e emprego ou não de cal.

A quantidade de sólidos removidos depende diretamente da turbidez removida da água bruta. Na Tabela 3.5, os dados mostram que o conteúdo de sólidos no decantador e na torta de sólidos do desaguamento a vácuo, depende da turbidez da água bruta, da dosagem de coagulante e do mecanismo de coagulação. Como o pH determina o mecanismo de coagulação, também influencia o conteúdo de sólidos nos resíduos das ETAs.

Na tabela 3.5, até o valor do pH de 6,5, o mecanismo de coagulação predominante foi adsorção/neutralização de cargas; os dados mostram que o lodo foi mais facilmente adensado, a resistência específica foi menor e a porcentagem de sólidos desaguados a vácuo resultou maior. No mecanismo de adsorção/neutralização de cargas as dosagens de sulfato de alumínio são menores e, conseqüentemente, o resíduo é fácil de adensar e desidratar por ter incorporado menor porcentagem de hidróxidos de alumínio.

TABELA 3.5. Efeito dos mecanismos de coagulação nas propriedades dos resíduos de ETAs que usam sulfato de alumínio como coagulante.

TAB (uT)	C (mg/L)	pH C	M C	A SST (%)	R E m/kg x 10 ¹¹	D V SST (%)
40	10	6.2	*	6.0	55	42
40	15	6.3	*	5.5	60	22
7	40	6.5	**	1.0	95	15
7	75	7.1	***	1.0	150	11
7	75	8.1	***	0.5	310	9

Fonte: KNOCKE et al. (1987)

TAB= Turbidez água bruta;

pH C= pH de Coagulação;

A = Adensamento por gravidade;

D V= Desaguamento a vácuo

(***) varredura

C= Coagulante – sulfato de alumínio;

MC= Mecanismo de coagulação;

R E= Resistência Específica;

(*) adsorção/neutralização de cargas

(**) combinação dos mecanismos (*) e (***)

Com relação à matéria prima, MASIN e COZZA apud RODRIGUEZ (1989) encontraram compostos tóxicos presentes no sulfato de alumínio dos fornecedores, os quais são concentrados ao ficarem retidos nos processos de coagulação-floculação-sedimentação-filtração dos compostos orgânicos presentes na água bruta.

Os SST que são retornados às fontes de água correspondem aos sólidos presentes na água bruta, acrescidos de metais devido à floculação - sedimentação - filtração, que retêm ou removem compostos que estão presentes em concentrações traço, segundo pode-se observar na Tabela 3.4.

3.3.3 Quantidade de resíduos gerados

Em instalações a serem projetadas, para a estimativa da produção de sólidos, devem ser analisadas as tendências históricas das cargas de sólidos suspensos na água bruta, determinando-se os valores médios e máximos diários, e picos horários. Esses dados são usados para analisar as taxas de disposição anual de sólidos e disponibilidade de terreno para desaguamento, dimensões dos adensadores, equipamentos

de desaguamento mecânico e o dimensionamento de tubulações e sistemas de recalque.

Se o equipamento de desaguamento for selecionado baseado na carga máxima diária, os sistemas de manejo dos resíduos da ETA devem ser projetados para absorver a diferença entre o pico máximo horário e a carga máxima diária, o que pode ser realizado pela incorporação de bacias de equalização no projeto. Tanques de sedimentação e adensadores podem também equalizar picos horários, diários e fluxos semanais. Uma alternativa é considerar a capacidade de um certo processo de absorver, por períodos curtos, picos na taxa de carga de sólidos.

A estimativa da carga de sólidos em ETAs novas que incorporarão unidades para o manejo de resíduos é mais complicada, razão pela qual podem ser usados dados históricos de ETAs, com processos similares, com uma fonte de água comparável, ou desenvolver bases de dados de qualidade da água através de programas de amostragem, ensaios em "jar test", filtração e análises.

A quantidade de resíduos gerados nas plantas de tratamento de água depende da qualidade da água bruta, dosagens de produtos químicos utilizados, desempenho dos processos de tratamento e do método de remoção de lodo.

Os principais fatores usados para estimar as quantidades de resíduos, são as quantidades de produtos químicos adicionados e a relação entre sólidos suspensos e turbidez para a água, já que a maioria das ETAs registram esse parâmetro de controle do processo, ao invés dos sólidos suspensos, pela facilidade da sua medição. Dessa forma, o balanço de massa torna-se a principal ferramenta para a estimativa da carga de sólidos a serem manejados nas unidades de uma ETA.

Em conjunto com a realização do balanço de massa, podem ser usados três métodos para a determinação da quantidade de resíduos: cálculos teóricos, análise de balanço de massa do coagulante e determinações de campo, CORNWELL et al. (1987).

a) Cálculos teóricos: A quantidade de resíduos sólidos gerados nas ETAs com coagulação por meio de sais de ferro ou alumínio, pode ser estimada considerando-se as reações desses coagulantes, por meio de equações empíricas. Varias equações podem ser usadas para estimar a quantidade de sólidos no processo, baseadas nas características da água bruta e na dosagem de coagulante; a equação 3.1. é a mais usada, AWWA (1996).

$$S = 69,59 \times 10^3 Q(0.44 Al + SS + A) \quad (3.1)$$

em que,

S= Quantidade total de sólidos produzidos (kg/dia)

Q= Vazão da ETA (m³/d)

Al = Dosagem de alumínio como 17.1% de Al₂O₃ (mg/L) e massa molecular de 594.

SS = Sólidos suspensos na água bruta (mg/L)

A = Sólidos, de produtos químicos adicionados ao tratamento, tais como polímeros ou CAG (mg/L)

Quando o alumínio é adicionado à água, na forma de sulfato de alumínio, uma simplificação desta reação é:

Se o equilíbrio da reação fosse mantido, o produto predominante seria o hidróxido de alumínio. Não entanto, normalmente o equilíbrio não é mantido e compostos poliméricos complexos, contendo uma media de 3 ou 4

moléculas de água ligadas ao hidróxido de alumínio são formados com o precipitado. A água, quimicamente ligada, incrementa o volume de lodo, tornando mais complicado o seu desaguentamento, uma vez que a água quimicamente ligada não pode ser removida por métodos mecânicos normais. As espécies de hidróxido de alumínio resultantes têm um peso molecular de 132g, e 1 mg/L de sulfato de alumínio adicionado à água produzirá 0,44 mg/L de sólidos inorgânicos de alumínio (CORNELL (1981) apud CORNELL 1987).

Os sólidos suspensos presentes na água bruta produzem uma massa equivalente de lodos, quando não sofrem reação. Pode ser assumido que outras matérias primas tais como polímeros e carvão ativado granulado em pó produzem lodos na proporção de 1:1, CORNELL (1987).

Na equação 3.1, para a análise dos sólidos suspensos, uma temperatura de 103 °C é geralmente suficiente, e deve ser utilizado filtro de papel de 0.45 µm, uma vez que alguns sólidos filtráveis podem ser removidos na coagulação. Para águas com teor de SS < 5 mg/L é necessária a filtração de vários litros, para obter-se resultados confiáveis; na impossibilidade de determinação de SS, correlações com a turbidez devem ser determinadas.

Equações similares à 3.1 podem ser utilizadas para estimar-se a quantidade de sólidos removidos quando são utilizados coagulantes de Fe, quando são produzidos sólidos de subprodutos contendo cálcio e magnésio ou quando a dureza carbonácea ou não carbonácea é precipitada. A quantidade de sólidos produzida depende do uso de cal ou de soda cáustica para o abrandamento químico, e da quantidade total de dureza removida. A quantidade de sólidos produzidos quando, Fe^{+2} e Mn^{+2} são oxidados à suas formas insolúveis, depende do oxidante utilizado.

b) Análise do balanço de massas para o coagulante: este método para estimar a quantidade de sólidos dos processos de coagulação é baseado na conservação de massa do coagulante. Isto é, tudo o que é adicionado no processo de coagulação termina nos decantadores, juntamente com sólidos da água de lavagem dos filtros ou da água tratada. Basicamente consiste em se determinar a quantidade de alumínio (ou ferro) no coagulante. Uma aproximação é considerar que a massa seca do alumínio é 9.1% (54/599) da massa de sulfato de alumínio ou obter esse valor com o fabricante. Uma série de amostras de resíduos do tanque de sedimentação, água de lavagem dos filtros e água tratados são coletadas e analisados para a determinação da quantidade de alumínio. O pH dos sólidos é reduzido até 1,0 e mantido por 10 a 15 min. A amostra é então filtrada, e o filtrado analisado determinando-se a concentração de alumínio.

Esse método tende a solubilizar o hidróxido de alumínio, mas não o alumínio dos resíduos nos quais pode estar presente. Em uma segunda alíquota de resíduo não acidificada é analisada a concentração de sólidos suspensos.

Quando são realizadas análises de sólidos suspensos em amostras contendo hidróxidos, devem ser usadas temperaturas na estufa de 140 °C ao invés da temperatura de 103 °C usualmente empregada. Devem ser tomados cuidados durante o teste para garantir que o peso fique estável. Dessa forma, a quantidade total de sólidos produzida pode ser determinada.

c) Determinações de campo: Esses são provavelmente os métodos menos exatos para obter-se resultados representativos, a menos que a ETA tenha equipamentos para a coleta contínua dos resíduos, acoplado com um monitoramento do sistema. Se a ETA já tem sistema de desaguamento mecânico e o peso dos caminhões pode ser obtido, a quantidade de sólidos produzida pode ser determinada a partir de uma análise cuidadosa dos sólidos.

No entanto é necessário determinar-se a quantidade de sólidos produzida antes da instalação dos equipamentos de desaguamento, e com frequência as ETAs têm decantadores que são limpos manualmente e não têm medidas contínuas de sólidos e peso seco destes.

Nas ETAs que possuem decantadores, para se fazer uma estimativa mais acurada nas determinações de campo, todos os decantadores devem estar limpos. Depois de um período durante o qual vão se acumulando sólidos, as amostras devem ser tomadas numa seção transversal do decantador, com a ajuda de um amostrador de lodo – tubo em acrílico com uma válvula de pé.

O amostrador de lodo também pode ser usado para tomar amostras compostas nas camadas dos sólidos do decantador, em vários pontos, para análise de sólidos suspensos. Com as análises de sólidos suspensos e os cálculos do volume de sólidos no decantador, uma projeção grosseira da produção de sólidos pode ser efetuada.

Os sólidos de decantadores convencionais, que são removidos periódica e manualmente, compactando-se e espessando-se no fundo, tendem a estratificar-se, com as partículas mais pesadas depositando-se no fundo e os hidróxidos ou partículas mais leves no topo, havendo também uma diferente distribuição longitudinal. No entanto, a concentração do resíduo dependerá da quantidade de água usada na lavagem.

3.4 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE ETAS.

O tratamento dos resíduos líquidos produzidos em processos de tratamento de água implica na separação da água e dos sólidos, no nível permitido pelo método de disposição. Portanto, o grau de tratamento requerido é uma função direta do método de disposição final.

Os resíduos gerados em ETAs que utilizam a coagulação química geralmente apresentam concentração de sólidos de 0,5% a 2%. Esses sólidos são difíceis de espessar por gravidade, a porcentagens maiores que 3% - 4% de concentração de sólidos. Os lodos provenientes de processos de abrandamento com cal podem ser removidos em tanques de sedimentação, em concentrações de sólidos da ordem de 10%, e podem ser espessados por gravidade, a concentrações de sólidos de até 30%.

Existem vários métodos de tratamento utilizados amplamente na indústria de água. A Figura 3.1 mostra as opções mais comuns, apresentadas por categorias gerais de espessamento, condicionamento, desaguamento e disposição final e possíveis combinações destas opções. Na seleção dos métodos deve-se levar em conta, por exemplo, que a disposição em aterros sanitários requer um certo manejo do lodo, podendo, com isto, limitar o tipo de mecanismo de desaguamento aceito. Também os métodos e custos de transporte podem afetar a decisão do nível de desaguamento que o lodo deve ter.

A concentração do lodo (ou torta) deve alcançar um valor apropriado para o manejo, transporte e opções disponíveis para a disposição.

A Tabela 3.6 apresenta algumas faixas generalizadas para concentrações finais de sólidos de diferentes mecanismos de desaguamento para resíduos líquidos de processos de tratamento.

Tabela 3.6. Faixas de Concentrações de sólidos obtidas na Torta, em %

Método de Desaguamento	Resíduos de ETAs que usam abrandamento com Cal	Resíduos de ETAs que usam Coagulação
Adensamento por gravidade	15 – 30	3 – 4
Centrífuga de eixo vertical	-	10 – 15
Centrífuga de eixo horizontal	55 – 65	10 – 15
Filtro Prensa de esteira	-	10 – 15
Filtro a vácuo	45 - 65	
Filtro prensa	55 - 70	35 – 45
Leitos de secagem de areia	50	20 – 25
Lagoas de armazenamento	50 - 60	7 – 15

Fonte: Water Treatment Plant Waste Management, AWWA (1987)

3.5 EFEITOS DA RECIRCULAÇÃO DOS SOBRENADANTES NO PROCESSO DE TRATAMENTO DA ÁGUA

É impróprio referir-se a todos os resíduos de ETAs como despejos, já que isto implica, sob o ponto de vista ambiental, que um uso não benéfico possa lhes ser dado, o que, necessariamente, pode não ocorrer.

A reciclagem de resíduos líquidos no início do tratamento em uma ETA é parte integral de suas operações e é de especial interesse na minimização de gastos e reuso da água na indústria da potabilização.

Figura 3.1. Métodos de Tratamento de Lodos Provenientes das ETAs. Adaptado de Cornell (1987)

No estado de São Paulo, as ETAs Guaraú e Alto da Boa Vista realizam, com sucesso, a recirculação de 100% dos resíduos gerados durante a lavagem de seus filtros, FERREIRA FILHO (1987). Tal fato também ocorre com a ETA - Rio Descoberto operada pela CAESB, no Distrito Federal, que realiza a recirculação após a clarificação. Segundo CASTRO apud CARVALHO (2000), tal prática também é efetuada, em Minas Gerais, nas ETAs Morro Redondo, Rio Manso e Rio das Velhas.

A água de lavagem dos filtros geralmente representa um volume de 2% a 5% do volume total de água tratada numa ETA, AWWA (1996); segundo GRANDIN (1992), esse volume representa uma percentagem entre 1% a 5% do volume de água tratada.

Segundo CASTRO apud CARVALHO (2000), num tratamento de ciclo completo, empregando sais de alumínio como coagulante primário e decantadores com descarga diária de fundo, o volumem gerado representa entre 0,21% a 2,92% do volume de água bruta. Para CORNWELL et al. (1987) essa faixa encontra-se entre 0,1% a 3% do volume de água bruta, num tratamento de ciclo completo, empregando sais de ferro e de alumínio como coagulantes primários; para GRANDIN (1992), esses valores encontram-se entre 0,06% a 0,25% do volume de água tratada, num tratamento de ciclo completo, empregando-se sal de alumínio como coagulante primário e procedimento de limpeza não especificado.

Segundo dados da SABESP (1997) apud CARVALHO (2000), na região metropolitana de São Paulo, o volume gasto de água na lavagem dos filtros equivalente a 4% do volume da água tratada, o que seria suficiente para abastecer uma população de 430.000 habitantes/dia.

Os resíduos gerados nas operações e processos das ETAs que podem ser reciclados ao início do tratamento provêm principalmente de:

- 1) Água de lavagem de filtros;
 - a) com sólidos da filtração
 - b) sem sólidos da filtração (após sedimentação)
- 2) Tanques de clarificação e sedimentação;
- 3) Sobrenadante do espessamento de lodos.
- 4) Sobrenadante de lagoas de lodo;
- 5) Resíduos líquidos de operações de desaguentamento
 - a) Filtros prensa
 - b) Centrifugas
 - c) Leitos de secagem de areia

A reciclagem dessas águas pode afetar o processo de tratamento propriamente dito, alterando a qualidade da água tratada. Os impactos podem ser causados pelos próprios sólidos, pelos componentes do resíduo reciclado ou, por contaminantes liberados do lodo. É limitada a literatura que vem sendo publicada, tratando das características dos volumes recicláveis ou exigências efetivas referentes ao volume reciclável.

CORNWELL E LEE (1993), em documento preparado sobre um estudo conduzido em oito ETAs, para determinar a qualidade e características de águas servidas que são recicladas em Estações de Tratamento e, seus impactos na qualidade da água tratada ou no próprio processo de tratamento, analisaram os seguintes contaminantes:

- 1) Cistos de *Giardia* e de *Cryptosporidium*
- 2) Partículas, em função da granulometria
- 3) Manganês
- 4) Carbono Orgânico assimilável e total
- 5) Trialometanos Totais
- 6) Trialometanos Precusores Totais
- 7) Turbidez
- 8) Alumínio

Na pesquisa sobre as avaliações relativas aos cistos de *Giardia* e de *Cryptosporidium*, foram encontradas altas concentrações destes nas águas de lavagem dos filtros e nas bacias de sedimentação de lodo. Por exemplo, em uma ETA estudada, foram encontradas concentrações de *Giardia* e de *Cryptosporidium* maiores que 150 cistos/L da água de lavagem dos filtros, quando na água bruta era de 0.2 a 3 cistos/L.

Nos estudos de laboratório, esses autores mostraram que a sedimentação foi efetiva na redução de partículas (e níveis de cistos) das águas de lavagem de filtros, antes da reciclagem. Entretanto, taxas muito baixas de sedimentação, da ordem de 0.12 m/h, foram necessárias para alcançar 70% a 80% de remoção de partículas no intervalo de tamanho dos cistos. Um polímero aniônico foi efetivo no aumento da remoção de partículas, em mais do 90%, a taxas de sedimentação de 0.5 m/h a 0.75 m/h.

Um modelo de balanço de massa foi desenvolvido para estimar o aumento na carga de cistos para a ETA, devido à reciclagem; o modelo foi baseado na taxa de variação da reciclagem e no grau de remoção de cistos do volume reciclado. Por exemplo, foi obtida do modelo, que se uma ETA, reciclando água de lavagem de filtros dentro de uma linha de água bruta, a uma taxa de 20%, e usando um clarificador para a água de lavagem de filtros projetado para uma taxa de 0.6m/h, sem adição de polímero, a carga de cistos para o processo de tratamento poderia ser 20 vezes maior que a presente na fonte de água bruta.

Nesse modelo, se a taxa de reciclagem foi reduzida para 5%, e a eficiência do clarificador da água de lavagem aumentada com o uso do polímero, ou com baixas taxas de sedimentação, o aumento da carga de cistos, devido à reciclagem, seria 1,1 vezes ao da captação.

O manganês foi avaliado em um grande número de ETAs, mostrando resultados similares, qual seja, o lodo possuía altas concentrações de manganês. Estudos direcionados ao armazenamento de lodo mostraram que o lodo liberava manganês para a água intersticial. Quantidades de manganês dissolvido nas amostras de água intersticial variavam entre 1 a 7mg/L.

Os estudos realizados nas bacias de sedimentação com limpeza manual mostraram que, pelo lodo aí acumulado, o nível de manganês na água clarificada aumentava gradualmente. Então, manganês será liberado no sobrenadante do adensamento do lodo e reciclado na unidade de tratamento, ou na bacia de sedimentação de limpeza manual, para a água clarificada.

Normalmente, as concentrações de manganês são baixas, a menos que sejam reciclados grandes volumes. Entretanto, se o acúmulo no lodo fosse permitido e ocupasse significativa porção do adensador ou do decantador, ou se um problema hidráulico ocorresse, isto poderia aumentar as concentrações de manganês que seriam recicladas ou liberadas do decantador de limpeza manual.

Foi observado, de uma forma geral, que se os sólidos fossem removidos das águas servidas antes da reciclagem, o potencial de formação de trialometanos totais (FPTHMT) destas águas não seria maior do que na água bruta. A mesma constatação foi feita em termos do Carbono Orgânico Total (COT). Entretanto, sem a remoção dos sólidos, os níveis de FPTHMT e COT aumentaram rapidamente nas águas servidas.

Os volumes recicláveis podiam conter trialometano pré-formado (THM), e então a concentração de THM levada à ETA, com a reciclagem, foi, algumas vezes maior do que sem reciclagem, podendo repercutir na média do THM no sistema de distribuição da ETA.

CORNWELL E LEE (1993), no mesmo estudo, encontraram que o Carbono Orgânico Assimilável (COA) também foi alto nas águas servidas analisadas. Concluíram que a reciclagem pode aumentar o COA na água filtrada. Em uma das ETAs em estudo, os níveis de COA da água filtrada estavam de 5 a 6 vezes maiores do que durante a reciclagem.

Os autores concluíram que as águas servidas que contêm altos níveis de contaminantes, monitorados, e que seriam passíveis de reciclagem, causaram problemas de qualidade à água. Entretanto, nenhuma das ETAs avaliadas acabaram com problemas de qualidade final da água devido à reciclagem. O uso de equalização, reciclagem contínua, tratamento apropriado antes da reciclagem, e caracterização da qualidade das águas servidas, através de um monitoramento adequado, devem ser usados em conjunto com as operações de reciclagem. Se estas recomendações forem adotadas, a reciclagem pode ser uma etapa importante das operações de tratamento de água, CORNWELL E LEE (1993).

3.6 DESAGUAMENTO MECÂNICO POR CENTRIFUGAÇÃO

3.6.1 Descrição do processo

As centrifugas funcionam segundo o princípio através do qual, a aceleração centrípeta age na direção radial, no sentido do centro de rotação. Se o objeto é um recipiente cilíndrico, seu conteúdo exerce sobre ele uma força igual e oposta, a força centrífuga, dirigida para as paredes do recipiente, É esta a força que causa a sedimentação de partículas sólidas mais densas, GRANDIN (1992).

No desaguamento de lodos, comumente são utilizados dois tipos de centrifugas, a de eixo vertical ("basket") e a de eixo horizontal ("solid bowl" ou "decanter"). Elas diferem entre si pelo método de alimentação do lodo, magnitude da força centrífuga aplicada, método de descarga dos sólidos e

líquidos, custos e desempenhos. O uso de centrífugas de eixo horizontal e alimentação contínua, são as mais apropriadas para o desaguamento de lodos de ETA.

A Tabela 3.7 apresenta as vantagens e desvantagens de centrífugas de eixo horizontal.

Tabela 3.7 Vantagens e desvantagens da centrífuga de eixo horizontal.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Aparência limpa, pouco ou nenhum odor, facilidade de instalação, pouca área de instalação, não requer atenção contínua do operador, a mesma máquina pode ser usada para adensar e desaguar lodo. • Alta taxa de alimentação por unidade, uso de baixas concentrações de polímeros, aceita cargas maiores que as de projeto. • Fornece, para muitos lodos, uma torta tão seca quanto qualquer outro processo de desaguamento, exceto filtração a pressão; tem baixa relação custo de capital total por capacidade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Desgaste de lâminas • Vibração • Alto consumo de energia na partida. Requer ajustes iniciais demorados.

3.6.2 Condicionamento químico

O lodo de ETAs desidratado por centrífugas precisa algum tipo de condicionamento químico para produzir uma efetiva separação líquido/sólido. Polímeros têm provado ser mais eficientes como condicionantes químicos, e são amplamente usados na aplicação do desaguamento de lodo por centrífugas.

Procedimentos para otimização da dosagem do polímero, na sua aplicação para desaguamento do lodo por centrífuga, não são amplamente conhecidos. Em outras aplicações de desaguamento como a filtração a

vácuo, procedimento como o teste de funil de Buchner é usado para determinar a dosagem ótima do polímero, HAGSTROM¹.

3.6.2.1 Otimização da dosagem de polímeros

O efeito de variáveis operacionais no desempenho de centrífugas foi estudado por Schultz (1967). Suas conclusões, junto com os critérios operacionais apresentadas por Albertson e Giudi (1967) apud HAGSTROM, são sumarizados na Tabela 3.8. Uma variável importante do processo é a dosagem de polímero necessária para o desaguamento, cuja otimização permitirá ao sistema de desaguamento o desempenho ideal projetado.

Tabela 3.8 Efeito do aumento de algumas variáveis da centrifugação sobre a captura de sólidos e desaguamento

VARIÁVEL	EFEITO DO AUMENTO NA VARIÁVEL SOBRE:	
	RECUPERAÇÃO SÓLIDOS (%)	CONCENTRAÇÃO DA TORTA SÓLIDOS
Variáveis da máquina*:		
Alta velocidade	Aumento	Aumento
Profundidade do vaso	Aumento	Diminuição
Deslocamento rápido	Diminuição	Diminuição
Variáveis do processo:		
Velocidade de alimentação	Diminuição	Aumento
Concentração de alimentação	Diminuição	Aumento
Temperatura	Aumento	Aumento

Fonte: HAGSTROM

*somente aplicável para centrífuga horizontal; não aplicável para centrífuga de eixo vertical.

O polímero tem duas funções no condicionamento do lodo para desaguamento. A primeira é desestabilizar as cargas das partículas sólidas,

¹ HAGSTROM, L.G. Optimizing polymer conditioning for centrifugal sludge dewatering. 21 p. (Artigo sem mais informações catalográficas).

para favorecer a aglomeração. A segunda função é aglomerar essas partículas em flocos, por meio de mecanismos de adsorção e formação de pontes entre as partículas e o polímero.

É importante ressaltar que um excesso de polímero pode causar re-estabilização das partículas, e então os mecanismos de adsorção e de formação de ponte entre as partículas tornam-se ineficientes. Baixas concentrações serão suficientes para o fortalecimento dos pontos de coesão dos flocos, tornando-os incapazes de resistir às altas forças de cisalhamento existentes dentro da centrífuga. HAGSTROM¹.

Otimizando a dosagem do polímero, pode-se melhorar o desempenho da centrífuga na operação de desaguamento, obtendo-se melhor qualidade do líquido clarificado e maior concentração da torta de sólidos, que, sendo mais seca, reduzirá o custo de transporte do lodo e a carga de sólidos reciclados que voltam à entrada da estação de tratamento.

Segundo HAGSTROM, estudos em escala piloto permitem ao operador determinar quão eficiente será um polímero como condicionador, e determinar a dosagem aproximada de polímero necessária para desidratar um lodo particular. Uma vez determinada a dosagem aproximada de polímero, testes de desempenho na centrífuga em escala real permitirão determinar a dosagem ótima, que podem ser feitos alterando-se a dosagem e observando melhoria ou deterioração da torta de sólidos seca, ou do efluente clarificado, ou de ambos.

Uma otimização adicional na dosagem do polímero pode ser alcançada avaliando-se o melhor ponto de injeção do polímero no sistema de desaguamento na centrífuga. Os três pontos de injeção recomendados são:

1. exatamente antes da entrada do afluente na centrífuga (no caso da centrífuga de eixo vertical, o polímero é injetado no eixo .
2. antes da bomba de alimentação do lodo;
3. imediatamente após a bomba de alimentação do lodo.

Esses pontos de injeção foram determinados depois de muitos anos de otimização da dosagem de polímero usado no desaguamento em centrífugas. A teoria para explicar as três alternativas dos pontos de injeção tem relação com o efeito da densidade da carga, da viscosidade e das longas cadeias dos polímeros em geral.

Alguns polímeros podem requerer períodos de detenção mais longos para serem dispersos e misturados efetivamente com as partículas. Adicionando polímero em cada um dos pontos de injeção, um operador será capaz de determinar qual ponto favorece condições ótimas para a dispersão e a mistura.

3.6.2.2 Tipos de polímeros e disponibilidade

Existe uma variedade de polímeros secos e líquidos disponíveis como condicionadores para desaguamento do lodo. Os polímeros líquidos têm-se tornado populares mais recentemente, devido à sua relativa facilidade no manuseio. O único modo de compará-los é em função do custo básico (\$/ton de lodo seco desidratado) e não pelas dosagens.

Normalmente, as características do lodo mudam diariamente, e é possível que um polímero líquido possa ser mais eficiente que um polímero sólido, e vice-versa. Pôr essa razão, é recomendado, quando se projeta um sistema de condicionamento com polímero, que permita a utilização de polímeros líquidos ou sólidos.

Existem dois tipos de polímeros líquidos disponíveis para o condicionamento do lodo: emulsão e solução viscosa. O primeiro, de elevada massa molecular, não pode ser preparado em concentrações maiores que 2%. A solução viscosa usualmente não precisa posterior diluição.

3.6.2.3 Seleção do polímero

Segundo HAGSTROM¹ em escala de laboratório é crítica a otimização da escolha do polímero. Para desaguamento em centrífugas, o polímero ótimo deve ser aquele que produza um floco resistente e estável. Um polímero usado como condicionador antes do desaguamento na centrífuga, deve ser capaz de produzir um floco que resistirá as elevadas forças de cisalhamento no interior da centrífuga. Por essa razão, é importante no processo de seleção do polímero, observar como o floco resiste às elevadas forças de cisalhamento presentes.

Segundo HAGSTROM, para conduzir uma seleção em escala de bancada são necessários os seguintes procedimentos:

- 1- equipamentos do laboratório;
- 2- as amostras de polímero (sólido ou líquido) podem ser obtidas dos fabricantes;
- 3- solução de polímero que deve ser preparada segundo recomendações do fabricante;
- 4- solução polímero adicionada à amostra de lodo para obter uma certa dosagem;
- 5- mistura de lodo condicionado a uma velocidade constante (em rpm) para um tempo selecionado;
- 6- observação da formação dos flocos;
- 7- o uso de agitação manual ou mecânica para aplicar uma força de cisalhamento, observar a formação do floco.

Antes da seleção do polímero, a concentração de sólidos totais e o pH do lodo devem ser determinados. Os polímeros reagem em várias faixas de pH, e é importante determinar se o pH do lodo permitirá que o polímero reaja eficientemente. As faixas de pH do polímero também são fornecidas pelo fabricante.

3.6.2.4 Importância da otimização da dosagem de polímero

As características do lodo têm a tendência de mudar diariamente, dependendo, também, de fatores como, por exemplo, a sazonalidade. Devido às características variáveis do lodo, o polímero inicialmente selecionado pode ser ineficiente posteriormente. Assim, é fundamental que a otimização do polímero seja feita dentro da centrífuga, para garantir uma eficiente e econômica separação líquido - sólido.

Em resumo, o polímero requerido para desidratar um lodo específico depende de:

- concentração de sólidos totais;
- características do lodo a ser desidratado;
- taxa de alimentação do lodo para a centrífuga;
- resultados de desempenho esperados (turbidez do efluente líquido da centrifugação, concentração da torta de lodo ou ambos);
- ponto de injeção do polímero;
- temperatura do lodo.

Enquanto uma seleção em escala de bancada e testes de desempenho não sejam conduzidos, o tipo de polímero e a dosagem deste para condicionar um lodo particular não podem ser determinados com segurança.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 GENERALIDADES

A Companhia de Água e Esgotos de Brasília (CAESB) opera o Sistema Rio Descoberto, que abastece as cidades satélites de Taguatinga, Ceilândia, Gama e áreas adjacentes, e reforça o plano piloto de Brasília, com vazão nominal de 6 m³/s. A Estação de Tratamento de Água do Rio Descoberto (ETA-RD), emprega a tecnologia da filtração direta descendente, com taxa declinante, precedida de unidades de mistura rápida e de floculação. A ETA-RD possui sistema de tratamento e disposição final dos resíduos provenientes da lavagem dos filtros.

A seguir são relacionados os produtos químicos e respectivos locais de aplicação:

- na câmara de chegada da água bruta é adicionada cal para ajuste do pH de coagulação e eventualmente adiciona-se cloro para o controle de algas;
- o sulfato de alumínio líquido, coagulante usado, é adicionado na calha Parshall;
- depois da garganta da calha Parshall, eventualmente, é adicionado polímero como auxiliar de floculação ou de filtração.

Depois da dispersão desses reagentes e dependendo da qualidade da água bruta, a água é distribuída nas duas unidades de floculação mecanizadas e encaminhada a duas baterias de filtros interligados, cada uma com 7 unidades, ou diretamente a duas baterias de filtros, sem passar pela floculação; a água filtrada é submetida à desinfecção com cloro e o ajuste do pH é feito com cal. Adicionalmente, recebe ácido fluossilícico. No Anexo A é mostrado o fluxograma geral do processo.

4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS GERADOS NA LAVAGEM DOS FILTROS DA ETA-RD

Para a vazão total de $6 \text{ m}^3/\text{s}$, e considerando os 14 filtros em funcionamento, a taxa média de filtração resulta de aproximadamente $370 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. A área de cada filtro é de 100 m^2 , cada um deles subdividido em duas células de 50 m^2 .

O meio filtrante é composto por uma camada de areia de 1,2 m de espessura, disposta sobre uma camada suporte de pedregulho com espessura de 0,525 m. A areia apresenta as seguintes características granulométricas:

Tamanho do menor grão	1,19 mm
Tamanho do maior grão	1,68 mm
Tamanho efetivo	1,20 a 1,30 mm
Coefficiente de desuniformidade	1,20 a 1,25

A lavagem dos filtros é realizada com ar e água. A água provém de um reservatório de 1000 m^3 .

Cada uma das duas células de um filtro tem seis calhas de coleta de água de lavagem, que descarregam livremente em um canal central de descarga.

O sistema atual de recuperação da água de lavagem dos filtros encontra-se esquematizado no fluxograma da ETA-RD, Anexo A.

A operação de lavagem dos filtros da ETA-RD está diretamente relacionada com a qualidade da água bruta. A capacidade do sistema de recuperação de água de lavagem está baseada nas condições de operação: tempo de lavagem de cada filtro, taxa de lavagem e duração das carreiras de filtração.

A seguir, apresenta-se uma descrição das unidades que compõem o sistema de recuperação da água de lavagem dos filtros.

Tanque de equalização / elevatória (Figura 4.1).

A água de lavagem dos filtros é encaminhada, por gravidade, para um tanque de recepção para equalização, de modo a resultar uma vazão regularizada de 249 L/s para um regime contínuo e uma condição hipotética de operação de tempo de lavagem de cada câmara de filtração de 10 min, taxa de lavagem de 1 m/min e carreira de filtração de 16 h. Para outras condições de operação, o sistema trabalha intermitentemente.

Junto ao tanque de equalização, existe uma estação elevatória que recalca a água de lavagem para dois clarificadores-adensadores, projetados para a vazão regularizada de 249 L/s.

Adensadores – clarificadores (Figura 4.2)

Essas unidades foram projetadas para uma taxa de aplicação de 40 m³/m².d e têm duas funções: a decantação da água de lavagem dos filtros e o adensamento do lodo por gravidade.

Na entrada de água de lavagem aos adensadores – clarificadores, existe uma tubulação para aplicação de polímero, usado com o objetivo de melhorar as condições de sedimentabilidade do lodo adensado. Atualmente esse procedimento não é usado.

Tanque de equalização do sobrenadante. (Figura 4.3)

O sobrenadante dos clarificadores-adensadores é conduzido, por gravidade, para dois tanques de equalização, obedecendo ao regime hidráulico da elevatória instalada no tanque de equalização de água de lavagem dos filtros, de onde é bombeado para a câmara de chegada de água bruta. A função desses tanques é fornecer vazões constantes à ETA, facilitando a operação, sem comprometer a qualidade final da água tratada.

Tem sido observado lodo nos adensadores–clarificadores, com concentrações de aproximadamente 3% (~ 30 kg sólidos secos/m³ de lodo), que escoam por gravidade para uma caixa divisória, da qual tem-se recalque para as centrífugas ou para a lagoa de lodo, no caso de existir algum problema operacional na desidratação mecânica (Figura 4.4). O eventual descarte de lodo adensado, devido a um pico de produção que possa ocorrer nos tanques de armazenamento do sobrenadante, pode ser conduzido para essa caixa divisória (Figura 4.5).

Na Figura 4.5, pode-se observar as duas tubulações (na parte de cima da foto) que trazem o lodo dos adensadores; a do lado esquerdo, que

traz o lodo eventualmente retido no tanque de equalização do sobrenadante dos adensadores; a tubulação inferior conduz os eventuais excessos de lodo à lagoa de acúmulo de lodo e a tubulação da direita, leva o lodo aos tanques onde é bombeado para as centrífugas.

Sistema de desaguamento

O lodo gerado na ETA-RD, ou sua maior parcela, vindo da caixa divisória antes de ser desaguado, passa por duas células de armazenamento de 82,5 m³ de volume útil, uma delas em funcionamento e equipada com um agitador para homogeneização (Figura 4.6).

O lodo das células de armazenamento é recalcado para as centrífugas, por meio de três bombas independentes de deslocamento positivo. Simultaneamente à alimentação das centrífugas, ocorre aplicação de polímero na entrada das mesmas, de maneira a proporcionar uma eficiente mistura lodo/polímero e, conseqüentemente, uma boa formação de flocos, necessária no desaguamento. Na Figura 4.7 pode-se observar a tubulação marrom que transporta o lodo às centrífugas, o ponto de aplicação do polímero (tubulação verde) e a tubulação azul, que leva a água para limpeza das centrífugas. A dosagem de polímero é feita através de bombas dosadoras de pistão (2), com uma capacidade de 316,8 L/h cada uma (Figura 4.8).

O desaguamento do lodo adensado é feito por duas centrífugas de eixo horizontal ("decanters"), mostradas na Figura 4.9. As duas centrífugas estão localizadas num prédio de dois pavimentos; no térreo tem-se: sala de armazenamento de polímeros, almoxarifado, 2 tanques de preparação das soluções de polímero, bombas dosadoras, alimentação das centrífugas, centrífugas, tanque de armazenamento e elevatória de água para lavagem do conjunto (centrífugas - bombas tipo parafuso, e caçambas para

armazenamento de lodo desidratado). No andar superior, encontram-se a área administrativa, a sala de operadores e o vestiário.

A parte sólida produzida no desaguamento do lodo por centrifugação, é armazenada em caçambas e o efluente líquido é armazenado em tanque e recalcado aos adensadores – clarificadores por duas bombas centrífugas submersas (sendo uma de reserva). Esse efluente possui teores significativos de sólidos em suspensão.

Na Figura 4.10 observam-se as caçambas que recebem o lodo desidratado, as quais são apropriadas para o engate em caminhões, que transportam o material até sua disposição final, no aterro sanitário.

4.3 LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETA-RD E CORRELAÇÃO ENTRE SÓLIDOS E TURBIDEZ

Foram levantados os dados da ETA-RD quanto à produção e à qualidade de água bruta e água tratada. Com tais dados foram efetuadas análises de tendências dos parâmetros de operação do ano de 1997 registrados na ETA-RD, por meio de técnicas de análise estatística. As variáveis avaliadas foram: turbidez, cor aparente, alcalinidade e pH para água bruta, água filtrada e água tratada.

Foi realizado o balanço de sólidos e feitas correlações entre sólidos suspensos totais e turbidez da água bruta e água de lavagem de filtros.

Figura 4.1. Foto do tanque de equalização/elevatória

Figura 4.2. Foto dos adensadores – clarificadores

Figura 4.3. Foto dos tanques de equalização do sobrenadante dos adensadores – clarificadores

Figura 4.4. Foto da lagoa de acúmulo de lodo

Figura 4.5. Foto da caixa divisória*

Figura 4.6. Foto das células de armazenamento do lodo.

(*) As duas tubulações da parte de cima da foto, trazem o lodo dos adensadores, a do lado esquerdo traz o lodo que eventualmente fica no tanque de equalização do sobrenadante dos adensadores, a tubulação inferior conduz os eventuais excessos de lodo à lagoa de acúmulo de lodo e, a tubulação da direita leva o lodo aos tanques onde é bombeado para as centrífugas.

Figura 4.7. Foto dos tanques de preparação e bombas de dosagem de polímero

Figura 4.9. Foto das centrífugas

Figura 4.8. Foto do ponto de aplicação de polímero (tub. verde).

Figura 4.10.

Fig 4.10A consistência do lodo desaguado, disposto nas caçambas e;

4.10B Prédio de desaguamento e em primeiro plano as caçambas de lodo desaguado.

Para a correlação entre sólidos suspensos e turbidez de água bruta, foram preparadas amostras com diferentes valores de turbidez, pela diluição de uma amostra de sedimento do lago que abastece a ETA-RD, com a água bruta que entra na estação.

A correlação de turbidez e sólidos suspensos na água de lavagem dos filtros foi realizada a partir da coleta de amostras de 250 mL a cada minuto, durante o período da lavagem de um filtro.

4.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA E DOS RESÍDUOS GERADOS NA ETA

A caracterização dos resíduos gerados na ETA-RD foi realizada com o objetivo de determinar suas propriedades específicas, para auxiliar na tomada de decisões quanto a seu tratamento e/ou disposição.

A caracterização foi realizada em amostras provenientes de:

- Água bruta
- Água de lavagem dos filtros
- Sobrenadante dos adensadores - clarificadores
- Sobrenadante dos tanques de equalização do sobrenadante
- Resíduo líquido do desaguamento nas centrífugas
- Lodo do desaguamento nas centrífugas

A coleta de amostras de água de lavagem dos filtros foi feita na canalização que as conduzem ao tanque de equalização/elevatória. Para a caracterização desses resíduos e posteriores ensaios, a amostra foi tomada de forma composta, coletando-se alíquotas a cada minuto e durante o tempo total da lavagem de um filtro, armazenadas em bombonas de 50 L e,

transportadas para o Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP), em tempo inferior a 24 horas, e dispostas em caixa de polietileno de 500 L.

De igual forma, foram coletadas, em recipientes de 2 L, amostras provenientes da água bruta, do sobrenadante dos adensadores-clarificadores, do sobrenadante dos tanques de equalização do sobrenadante e do resíduo líquido da desidratação nas centrífugas. Nessas amostras, foram determinados os seguintes parâmetros: pH, Alcalinidade, Turbidez, Cor, Sólidos (totais, suspensos, fixos, voláteis e sedimentáveis em cone Imhoff), COT, Coliformes, Metais traço (alumínio, arsênico, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, prata) e Algas (para as amostras da água bruta e do sobrenadante dos adensadores).

Também foram coletadas amostras da água bruta, da água misturada (água bruta e água reciclada), do sobrenadante dos tanques de equalização (água reciclada) e da água de lavagem de filtros, que foram utilizadas para exames de zooplâncton, pelo laboratório da CAESB.

Na tabela 4.1 apresenta-se, resumidamente, os exames e análises realizados nos diferentes laboratórios.

As análises e exames foram realizadas segundo metodologias do "Standard Methods 20 for Examination Water and Wastewater", (1998).

Com o intuito de verificar se a torta de lodo gerada na desidratação do lodo produzido na centrífuga, que atualmente é disposta em aterro sanitário, satisfazia a norma NBR-10004 - resíduos sólidos, ABNT (1987), foram feitos os testes de lixiviação e solubilização segundo as Normas ABNT NBR 1004, 1005, 1006 e 1007- ABNT (1987).

Tabela 4.1. Quadro resumo da caracterização dos resíduos da ETA-RD

PARÂMETROS	LABORATÓRIO	AMOSTRA
pH, turbidez, cor	CAESB	1,2,3,4,5
Alcalinidade, SST, SSV, SSF, COT, DQO, Dureza, Metais(Al,Fe,Zn,Cu,Ni,Cd, Cr, Pb, Ag)	EESC-USP	1,2,3,4,5
Microbiológicos	EESC-USP	1,2,3
Parasitológicos	UFSCAR	1,2,3

1. Água bruta
2. Água de Lavagem dos Filtros
3. Sobrenadante dos tanques de equalização do sobrenadante dos adensadores-clarificadores
4. Sobrenadante dos adensadores - clarificadores
5. Resíduo líquido da desidratação nas centrífugas

4.5 TRATAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS.

4.5.1 Clarificação da água de lavagem dos filtros.

Antes dos ensaios de clarificação da água de lavagem dos filtros, foi realizada uma segunda caracterização com o mesmo procedimento de amostragem e de análise, descritos no item 4.4., para o mesmo tipo de amostra.

Uma vez realizadas as caracterizações na ETA-RD, foram executados os ensaios de clarificação da água de lavagem dos filtros, com e sem aplicação de polímero, utilizando-se equipamento de "jart-test". Foi utilizado o polímero FLONEXTM 9051 da FLOERGER, empregado na ETA-RD, selecionado depois de vários testes realizados pelos fornecedores desta matéria prima com diferentes polímeros. Trata-se de um polímero aniônico, de baixa densidade de carga e massa molecular alta.

O objetivo dos ensaios foi escolher a dosagem ótima de polímero que minimiza a quantidade de lodo a ser desidratada na centrífuga e que produz água clarificada com a melhor qualidade possível.

Foram medidos os seguintes parâmetros das amostras do sobrenadante dos jarros, incluindo o teste em branco (0 mg/L de polímero): pH, turbidez, cor, alcalinidade, sólidos (SST, SSV, SSF), COT, DQO, dureza, metais traço (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Cd, Cr, Pb), sólidos sedimentáveis em cone Imhoff, coliformes totais e fecais e exames parasitológicos. Também, mediu-se o volume de lodo produzido em cone Imhoff, com o objetivo de se verificar a composição e o efeito da sua possível recirculação ao início do sistema de tratamento, sobre a qualidade final da água tratada.

Foram realizados diversos ensaios para a obtenção de volume suficiente de amostra, para caracterização e exames parasitológicos do sobrenadante, e posteriores ensaios com o lodo obtido nesta etapa.

4.5.1.1 Ensaio de clarificação.

Com o objetivo de estimar a dosagem de polímero com a qual era obtida a menor turbidez do sobrenadante, foram executados ensaios em "jar-test", utilizando-se, inicialmente, dosagens de polímero iguais a: 0,0; 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 e 3,0 mg/L. A concentração da solução de polímero empregada foi de 0,1 %.

As condições fixadas para o ensaio foram as seguintes:

Mistura rápida:	tempo de mistura = 1 min gradiente de mistura = 300 s^{-1}
Velocidade de sedimentação:	5,0; 2,5 e 1 cm/min.

Após a mistura, foram coletadas amostras do sobrenadante para as velocidades de sedimentação previstas, e efetuadas leituras de turbidez. A partir dos resultados obtidos, construíram-se gráficos de turbidez remanescente em função da dosagem de polímero para determinar o valor ótimo.

O procedimento do ensaio foi o seguinte:

1. homogeneizar o volume (200 L) de amostra da água de lavagem dos filtros, e determinação de turbidez, cor e pH
2. após o enchimento dos jarros (2L), acionar os agitadores de modo a obter o gradiente de velocidade escolhido para mistura rápida, igual em todos os reatores
3. adicionar o volume de solução de polímero, nas dosagens estipuladas, direcionando a solução sobre a paleta do agitador, concomitantemente, em todos os reatores
4. executar a mistura rápida por 1 minuto com $G = 300s^{-1}$
5. após o período de mistura, desligar os agitadores, levantar as paletas e baixar a plataforma dos frascos coletores nos devidos tempos de descarte, e tomada de amostras para as diferentes velocidades de sedimentação selecionadas. Nesses tempos, descartar aproximadamente 10 mL e em seguida coletar 40 mL de amostra, trocando-se os frascos para cada coleta
6. proceder às leituras de turbidez e cor aparente de cada amostra.

4.5.1.2 Medição do volume de lodo produzido em cone Imhoff

A ruptura dos flocos na transferência da amostra dos jarros aos cones Imhoff foi minimizada pelo procedimento seguinte:

1. repetir o ensaio de clarificação no “jar-test” para o branco (0,0 mg/L de solução de polímero) e a dosagem de polímero e velocidade de sedimentação com as quais foi obtida a menor turbidez remanescente, efetuando-se o descarte e a coleta no tempo correspondente à velocidade de sedimentação escolhida
2. deixar sedimentar por uma hora após o tempo de mistura
3. descartar 10 mL e tomar uma amostra de 40 mL para leitura de turbidez e cor; em seguida, descartar o sobrenadante até totalizar um litro
4. agitar lentamente o volume remanescente (1 L), com ajuda de um bastão, e transferir a amostra sobre uma das paredes do cone Imhoff, inclinando-o para essa operação
5. deixar sedimentar no cone por uma hora, fazendo-se leituras de sólidos sedimentáveis e coleta do sobrenadante para medidas turbidez e cor do sobrenadante nos tempos de 10, 30 e 60 min. A coleta dessas amostras foi realizada à mesma profundidade da coleta de amostras dos jarros do “jar-test” - 7cm – retirando-se aproximadamente 40 mL de amostra do cone com uma pipeta.

Para os resultados de turbidez do sobrenadante, lidos depois de 60 min de sedimentação no cone, com valores semelhantes aos obtidos nos jarros, depois de sedimentar pelo mesmo período, foram assumidos como válidos os valores de sólidos sedimentáveis.

4.5.1.3 Obtenção de lodo no ensaio de clarificação

Para coletar quantidade suficiente de lodo resultante no ensaio de clarificação nos jarros do “jar test”, que foi utilizado nas etapas posteriores da pesquisa, optou-se pela repetição do ensaio descrito no item 4.5.1.1.

Após o período de mistura foram desligados os agitadores, levantaram-se as paletas e em seguida transferiu-se o conteúdo dos jarros a um balão de separação, deixando sedimentar por uma hora e coletando-se o lodo.

4.5.2 Condicionamento e desaguamento dos lodos provenientes da ETA-RD em centrífuga de bancada

Com o procedimento descrito a seguir objetivou-se a utilização de uma centrífuga de bancada, otimizando-se a aplicação e dosagem de polímero usado para o condicionamento do lodo antes do seu desaguamento, como realizado por ZAPPA; ALMEIDA e NAKASHIMA (1996).

Foi testado o mesmo polímero empregado nos testes de clarificação (item 4.5.1), e cuja seleção obedeceu a testes preliminares efetuados pelos fornecedores dessa matéria prima.

Os testes foram realizados com três tipos de lodos: i) obtido com adição de polímero (Lodo 1); ii) obtido sem aplicação de polímero (Lodo 2) (ambos obtidos no ensaio de clarificação da água de lavagem de filtros - etapa anterior, cuja amostragem foi descrita no item 4.5.1); iii) lodo espessado por gravidade na ETA-RD (Lodo 3), dos tanques adensadores – clarificadores da ETA-RD.

A amostragem do lodo proveniente dos tanques adensadores–clarificadores da ETA-RD (Lodo 3) foi feita no tanque de acumulação de lodo (antes de ser condicionado com o polímero). A amostra foi instantânea, pois o ponto de amostragem no tanque possui dispositivo de mistura do lodo. Foram medidos os seguintes parâmetros: ST, SST, turbidez, alcalinidade, COT, DQO, DBO, dureza, metais traço (cádmio, cobre, cromo, chumbo, ferro, manganês, níquel, zinco), condutividade, viscosidade, coliformes totais e fecais, e executados exames parasitológicos e ensaios para determinação da resistência específica.

Para a caracterização e posteriores ensaios, as amostras coletadas na ETA-RD foram armazenadas e transportadas para o Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC - USP) em uma bombona de 50 litros. As análises, exames e ensaios foram feitos segundo metodologias do "Standard Methods 20 for Examination Water and Wastewater", (1998).

Na determinação de metais foi utilizada digestão ácida nitro–clorídrica (HNO_3 HCl).

No teste de resistência específica foi utilizada a metodologia usada por SOUZA FILHO (1998), sendo utilizado volume de 25 mL; área filtrante de 50 mm^2 ; pressão do vácuo de 400 mm Hg e cálculo realizado segundo a equação de CORNWELL et al. (1987)

Nos testes de centrifugação, variou-se o tempo de rotação (0 a 100 min), a velocidade de rotação (2000, 2500 e 3100 rpm) e a dosagem de polímero (0 a 6 g polímero/kg SST) nos três lodos estudados. Foi utilizada uma centrífuga da FANNEM – modelo 215 com capacidade para 24 tubos de 15 mL e frequência de operação de 5500 rpm.

4.5.2.1 Desaguamento do lodo em centrífuga de bancada

Nos testes realizados com centrífuga de bancada, para os três lodos estudados, foram usadas amostras de 10 mL, incluindo a dosagem de polímero, conforme descrito por ZAPPA, ALMEIDA e NAKASHIMA (1996).

A aceleração da centrífuga foi calculada pela equação 4.1:

$$a_c = R \cdot W^2 \quad (4.1)$$

em que:

a_c : aceleração da centrífuga (m/s^2)

R: raio do centro de rotação da centrífuga até a extremidade do tubo (m).

W: velocidade de centrifugação (rpm),

O valor de W foi calculado por:

$$W = 2\pi N/60 \quad (4.2)$$

em que:

N: rotação da centrífuga, (rpm)

A aceleração da centrífuga pode ser expressa em termos adimensionais na forma:

$$Z = a_c / g \quad (4.3)$$

em que:

g: aceleração da gravidade ($9,8 m/s^2$)

Z: Aceleração da centrífuga expressada em termos adimensionais ou número de Gravidades

Das equações 4.1, 4.2 e 4.3, Z pode ser expresso por:

$$Z = 1.118 \times 10^{-3} \cdot R \cdot N^2 \quad (4.4)$$

As variáveis de controle da compactação do lodo na centrífuga de bancada são: a aceleração da centrífuga e o tempo de centrifugação.

A concentração de SST do lodo compactado pode ser calculada por meio de:

$$SST_f = (v_f / v_o) SST_o \quad (4.5)$$

em que:

SST_f : sólidos suspensos do lodo compactado na centrífuga, kg/m^3

SST_o : sólidos suspensos da amostra de lodo a centrifugar, kg/m^3

v_f : Volume final do lodo compactado, mL (medido na cápsula de centrifugação)

v_o : Volume inicial da amostra de lodo, mL (medido na cápsula de centrifugação)

Os resultados dos testes foram plotados em figuras contendo curvas de variação temporal de SST em função da dosagem aplicada de polímero.

4.6 ESTUDO DA SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO DOS LODOS DA ETA-RD EM ETEs

Nessa etapa do estudo, foram simulados os efeitos da disposição do lodo adensado da ETA-RD, no afluente de um sistema de tratamento de esgoto e nos biodigestores anaeróbios e aeróbios. Salienta-se o fato de que o estudo não levou em consideração o efeito hidráulico que acontece nas unidades de tratamento de uma ETE devido às sobrecargas lodo.

4.6.1 Simulação da mistura do lodo adensado na ETA-RD com o afluente ao sistema de tratamento de esgoto

Foi simulado o efeito da disposição do lodo adensado da ETA-RD afluyente da ETE-Sul Brasília, no sedimentador primário da estação, para verificar o poder de clarificação do lodo de ETA no esgoto sanitário, em estudo feito em colunas de sedimentação. Adicionalmente, foi verificado o poder inibitório do lodo sedimentado, nas colunas, mediante ensaios de atividade metanogênica específica.

A ETE-Sul tem uma capacidade nominal de tratamento de 1, 85 m³/s, utiliza um processo de tratamento de esgoto conhecido como “phoredox” ou Bardenpho modificado, através do qual matéria orgânica e nutrientes são removidos biologicamente, pela passagem do esgoto por diferentes ambientes no reator (zonas de fermentação, anóxica, aerada e reareada). A ETE apresenta as percentagens de remoção mostrados na Tabela 4.2. No Anexo A encontra-se o fluxograma de processo da ETE-Sul.

Tabela 4.2. Percentagens de remoção (%) das diferente etapas de tratamento da ETE-Sul

Nível de Tto.	DBO	Nitrogênio	Fósforo	Coliformes
Primario	40	10	15	50
Secundário	92	90	90	99
Terciário (Efl.final)	97	92	95	99.9

De forma geral, o esgoto bruto passa pelas etapas de gradeamento, desarenação e decantação primária. O efluente decantado é tratado pelo processo Bardenpho modificado, no qual são removidos matéria orgânica e nutrientes e o lodo primário é adensado e digerido em digestor anaeróbio.

O licor misto proveniente do sistema Bardenpho segue para o decantador secundário, cujo efluente é submetido a um polimento final com sulfato de alumínio e polímero, sendo descarregado no lago Paranoá; o lodo secundário vai para um poço onde se junta a uma parcela do licor misto que não passa pelo decantador. Esse lodo é adensado por flotação, e estabilizado num biodigestor aeróbio. Os lodos resutantes do polimento final, digestões anaeróbia e aeróbia, são dispostos em tanque de onde passam a um filtro prensa, para seu desaguamento.

O esgoto sanitário usado na simulação, proveniente da rede coletora da cidade de São Carlos, foi homogeneizado em tanque de equalização de 1000 L, provido de agitador. O esgoto foi introduzido nas colunas de sedimentação, pelo recalque através de uma bomba centrífuga de rotor aberto.

4.6.1.1 Mistura de esgoto sanitário com lodo de ETA

A instalação de sedimentação constava de 4 colunas de sedimentação de 145 L (volume útil 130 L), diâmetro de 0,30 m e altura 2,20 m, providas de agitadores axiais, com pás transversais, dispostas ao longo da altura e ponto de coleta do sobrenadante, localizado a 35 cm de profundidade.

Uma das colunas (C1) recebeu somente esgoto sanitário, servindo como controle. As outras (C2, C3 e C4) foram preenchidas com diferentes razões volumétricas de esgoto e lodo adensado da ETA-RD. Um ensaio adicional foi realizado com uma outra razão volumétrica (C5). Na Tabela 4.3 tem-se as proporções empregadas.

Tabela 4.3 Ensaio de sedimentação em colunas do lodo da ETA-RD misturado com esgoto bruto.

Variável	C1	C2	C3	C4	C5
Volume Esgoto (L)	130	129,97	129,47	128,59	127,89
Volume Lodo ETA(L)	0	0,03	0,53	1,41	2,11
RazãoVolumétrica %	0	0,023	0,41	1,10	1,65

Tempos de sedimentação nas colunas C1 a C5 de 0 a 120 min.

O esgoto introduzido nas colunas, foi equalizado num tanque de 1000 L dotado de agitador. As colunas eram preenchidas com ajuda de uma bomba centrífuga. A Figura 4.1 mostra a instalação.

Figura 4.11 Fotos das colunas de sedimentação e tanque de equalização do esgoto

Os ensaios nas colunas de sedimentação abrangeram as razões volumétricas reais entre o lodo adensado no clarificador-adensador da ETA-RD e desaguamento nas centrífugas (Max. diária: 356,4 m³/d; Med. diária: 122,8 m³/d e Min. diária: 13,3 m³/d) e o volume médio de esgoto tratado atualmente na ETE-SUL Brasília: 1 m³/s. Os dados operacionais de produção do lodo adensado, foram medidos nos períodos de maio/98 a agosto/98 e nov/98 a abril/99.

O procedimento seguido na operação de sedimentação foi o seguinte:

1. determinação da turbidez e da quantidade de sólidos presentes no esgoto e no lodo adensado da ETA-RD a ser adicionado (gSTV/l e g SSV/l) nas colunas;
2. enchimento das colunas com esgoto e acionamento simultâneo dos agitadores a 300 s^{-1} (150 rpm);
3. quando o esgoto estava devidamente homogeneizado, adição das quantidades de lodo da ETA-RD nas colunas (proporções variando em função dos SSV e de acordo com os valores mínimo e máximo que potencialmente chegariam à ETE-Sul para sua digestão), acionamento do cronômetro e agitação por 5 minutos, depois dos quais foi desligado o agitador (tempo T_0);
4. coleta de amostras do sobrenadante a 35 cm de profundidade, a partir de T_0 , a cada 15 minutos e durante duas horas, para medição da turbidez;
5. coleta do lodo sedimentado após 2 horas de sedimentação, para efetuar o ensaio de atividade metanogênica específica.

4.6.1.2 Digestão anaeróbia do lodo obtido em colunas de sedimentação

Com o intuito de verificar o efeito inibitório do lodo obtido nas colunas de sedimentação sobre a digestão anaeróbia de lodo de ETE, foram realizados ensaios de Atividade Metanogênica Específica (AME), em escala de bancada, misturando-se lodo proveniente do biodigestor anaeróbio da ETE-Sul Brasília, com um volume constante do lodo das colunas de sedimentação. A razão volumétrica de 42% utilizada, obedeceu ao menor

volume de lodo obtido no ensaio de sedimentação nas colunas, e foi usada a mesma razão em todos os reatores, para poder compará-los. Na Tabela 4.4 são mostradas as características gerais do teste.

Tabela 4.4. Características do ensaio de digestão anaeróbia do lodo das colunas de sedimentação com lodo de biodigestor anaeróbio da ETE-SUL Brasília

CARACTERÍSTICAS	Co*	C1	C2	C3	C4	C5
Volume de inoculo (mL)	118	118	118	118	118	118
Volume do lodo (mL)	0	85	85	85	85	85
Razão volumétrica(%)	-	42	42	42	42	42
Acetato de sódio** (mM)	20	20	20	20	20	20

C1, C2, C3, C4 e C5 reatores de bancada utilizados na digestão anaeróbia do lodo obtido nas colunas de sedimentação (C1 a C5). *Reator controle (C0), **Acetato usado como fonte de carbono.

Os ensaios de atividade metanogênica específica foram feitos baseados na metodologia de DUBOURGUIER (1989), descrita em ARAÚJO (1995), com a qual se determina a produção de metano devida à atividade microbiana de um lodo anaeróbio, com auxílio de cromatografia gasosa e da medição da pressão, com o objetivo de verificar-se o efeito inibitório da mistura de lodo de ETA ao lodo de ETE tratado em biodigestor anaeróbio.

No ensaio de AME, foram usados o cromatógrafo Gow-Mac Instrument Co, incubadora refrigerada ("shaker") MA 830/A, frascos de soro de 425 mL e medidor eletrônico de pressão Mod. PD400. O procedimento seguido foi o seguinte:

1. determinação da quantidade de sólidos presentes no lodo (gSSV/L);
2. medição da massa dos reatores (frascos de soro de 425 mL) vazios e cheios com água (P_0 e P_1);

3. em cada um dos reatores adição do mesmo volume de lodo anaeróbio (14,5 gSSV/L), 12 a 24 horas antes do início do ensaio, visando a adaptação do mesmo às condições do teste;
4. adição do lodo da ETA-RD aos frascos de reação, nas proporções testadas;
5. adição, em todos os reatores, de acetato de sódio como fonte de carbono (concentração de 20 mM);
6. complementação com água destilada do volume de todos os reatores até 300 mL (para garantir um "headspace" entre 10 e 45%);
7. purga do oxigênio presente no "headspace" do frasco, utilizando-se corrente de nitrogênio gasoso (pressão de 5 psi, durante 5 minutos);
8. fechamento e pesagem dos reatores antes de levá-los ao agitador de bancada (shaker);
9. início da agitação dos frascos de reação: rotação de 110 rpm e temperatura controlada de 30°C;
10. registro periódico dos volumes de biogás produzido ao longo do período do teste, através da análise cromatográfica (área) e da pressão;
11. a duração do teste foi definida pelo tempo de produção de biogás em cada um dos reatores, até observar-se variação mínima ao longo do tempo, tanto na pressão quanto na área medida na análise cromatográfica dos reatores.

4.6.2 Simulação da disposição do lodo adensado na ETA-RD em digestor anaeróbio

Foi realizada avaliação do efeito da disposição do lodo adensado na ETA-RD sobre o desempenho do biodigestor anaeróbio da ETE-Sul Brasília, que trata o lodo primário da estação. Para tal fim, foi utilizado o teste de atividade metanogênica específica descrita anteriormente, avaliando-se diferentes misturas desses dois tipos de lodos (o lodo de inóculo foi sempre constante: 14,5 gSSV/L e variou-se a concentração de SSV proveniente do lodo da ETA-RD, numa faixa entre 0 e 7,81 gSSV/L).

Para a realização do ensaio, consideraram-se razões volumétricas do lodo de ETA com relação ao lodo de ETE entre 0 (condição normal de operação da ETE, sem adição de lodo de ETA) e 155%. Esta razão (155%), abrange a relação entre o volume máximo de lodo adensado produzido na ETA (356,4 m³/d, medido no período de maio/98 a agosto/98 e nov/98 a abril/99), e a capacidade nominal para tratamento de lodo do biodigestor primário da ETE-SUL de 200 m³/d.

Na Tabela 4.5 estão indicadas as condições gerais do teste.

Tabela 4.5. Características do ensaio de digestão anaeróbia de lodo de ETA misturado com lodo do biodigestor anaeróbio da ETE

CARACTERÍSTICAS	R1	R2	R3	R4	R5
Volume do inóculo (mL)	118	118	118	118	118
Volume de lodo de ETA (mL)	0	31	61	102	183
Raz. volumétrica (%)	0	26	52	86	155
Acetato de sódio (mM)	20	20	20	20	20

4.6.3 Simulação da disposição do lodo adensado em digestor aeróbio de ETE

Considerando que a ETE-Sul Brasília também dispõe de sistema de digestão aeróbia de lodo, foi avaliada a possibilidade do uso dessa técnica para dispor os lodos provenientes dos adensadores-clarificadores da ETA-RD. Foram feitos testes de bancada, tendo sido usadas diferentes misturas do lodo dos adensadores-clarificadores da ETA-RD, com lodo aeróbio proveniente do biodigestor aeróbio da ETE-Sul.

O ensaio foi realizado em reatores descontínuos de 1 L de capacidade e a aeração foi fornecida através de aeradores de aquário. Inicialmente, o lodo do digestor aeróbio da ETE-Sul foi aerado intensivamente por um período de 2 dias e posteriormente usado como inóculo. O ensaio foi desenvolvido em cinco (5) reatores, contendo diferentes proporções de lodos de ETA e do biodigestor aeróbio da ETE. O reator controle (R1) só continha lodo do digestor aeróbio. Nos reatores 2 a 5 foram variadas as proporções do lodo de ETA, como mostrado na Tabela 4.6. Não foi considerado o efeito da sobrecarga do reator aeróbio da ETE.

Tabela 4.6. Características iniciais do teste de simulação da disposição do lodo adensado da ETA-RD em digestor aeróbio de ETE

CARACTERÍSTICA	R1	R2	R3	R4	R5
Lodo aeróbio - inóculo (mL)	1000	760	600	440	200
Lodo adensado da ETA (mL)	0 (0%)	240 (24%)	400 (40%)	560 (56%)	800 (80%)

O acompanhamento do funcionamento dos reatores foi feito através da medição periódica dos sólidos suspensos, determinados em amostras de 25 mL, retiradas dos reatores para esse ensaio. Após a estabilização dos reatores em termos dessa variável, foi determinada a taxa de consumo de

oxigênio e feita a caracterização microbiana dos lodos, por observação em microscópio óptico de luz comum.

A determinação da taxa de consumo de oxigênio, em cada reator, consistiu da saturação com oxigênio, pela introdução de ar com um aerador de aquário; depois a aeração foi interrompida e medida a depleção de oxigênio com o tempo, com um medidor de oxigênio dissolvido (OD) dotado de sonda específica. Foi utilizado um medidor de oxigênio dissolvido da marca HORIBA, modelo 12 M.

Lançando-se em gráfico os valores das reduções das concentrações de OD em função do tempo, a taxa de consumo de oxigênio é dada pelo coeficiente angular da reta que pode ser ajustada pelo método dos mínimos quadrados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETA-RD

5.1.1 Qualidade da água bruta da ETARD

Existem diferentes critérios para a manipulação estatística das informações geradas nas ETAs. A resposta à questão sobre qual a ferramenta estatística mais apropriada para ser utilizada como uma medida da qualidade ambiental, não é a mesma em todos os casos, pois depende das circunstâncias particulares que rodeiam um dado problema e da utilização posterior da informação.

Há métodos para se estudar tendências que estão bem definidos e têm um longo histórico de aplicação e validade nos diferentes campos da engenharia, econometria, área médica de nutrição, controle de peso, etc. Na engenharia ambiental, não têm sido utilizados tão frequentemente, mas são aplicáveis a qualquer tipo de dados ambientais (BERTHONEY & HUNTER, 1991).

No campo de qualidade da água, é usual utilizar-se a média corrida de 7 dias e manipular dados de pelo menos um ano, de variáveis como turbidez, por exemplo (ROJAS, 1991). A aplicação dessa ferramenta estatística, nesse estudo, teve como objetivo conhecer as tendências da qualidade da água bruta no tempo, para verificar a aplicabilidade da tecnologia de filtração direta como processo de tratamento.

Com os dados levantados nos registros de operação da ETA-RD, durante o ano 1997, no período compreendido entre 01 de janeiro e 11 de dezembro, foram feitas análises estatísticas, aplicando-se o conceito de séries temporais, para as variáveis turbidez, cor, pH e alcalinidade da água bruta.

Os valores calculados foram registrados graficamente. Calculou-se também a frequência com que os valores adaptavam-se ao tratamento de filtração direta descendente, sem e com floculação, e os que não satisfaziam nenhuma dessas duas condições, por serem valores maiores que os recomendados pela literatura.

As Tabelas 5.1 e 5.2 indicam a distribuição de frequências e as Figuras 5.1 e 5.2 mostram as curvas de tendência e as de frequência das variáveis turbidez e cor. Essas tabelas constituem-se em ferramentas interessantes num estudo de tratabilidade, pois podem definir o número de diagramas de coagulação – floculação em função da variação na qualidade da água bruta, em termos de turbidez e cor.

Tabela 5.1 Frequências das tendências dos valores de turbidez da água bruta

Turbidez da Água bruta	Eventos	Frequência (%)	Frequência Acumulada (%)
0 a 5	70	20,3	20,3
5,1 a 10	96	27,8	48,1
10,1 a 15	50	14,5	62,6
15,1 a 20	59	17,1	79,7
20,1 a 30	51	14,8	94,5
30,1 a 40	18	5,2	99,7
40,1 a 50	1	0,3	100,0
Total	345	100	

Tabela 5.2 Frequências das tendências de valores de cor aparente da água bruta

Cor aparente da Água bruta	Eventos	Frequência (%)	Frequência Acumulada (%)
0 a 5	0	0,0	0,0
5,1 a 10	83	24,1	24,1
10,1 a 15	81	23,5	47,5
15,1 a 20	23	6,7	54,2
20,1 a 30	51	14,8	69,0
30,1 a 40	69	20,0	89,0
40,1 a 50	32	9,3	98,3
> a 50	6	1,7	100,0
Total	345	100

Figura 5.1 Tendências dos valores de turbidez da água bruta e de distribuição de frequências – ano 1997.

Figura 5.2 Tendências dos valores de cor aparente da água bruta e distribuição de freqüências – ano 1997.

Para a água bruta do Rio Descoberto, observou-se que durante o período de estudo, a turbidez permaneceu o tempo todo com valores $\leq$ que 50 uT e em 98,3 % do tempo, a cor aparente foi $\leq$ 50 uC, valores recomendados como apropriados para aplicação da tecnologia da filtração direta para potabilização da água (Di BERNARDO, 1993).

Foi observado que aproximadamente 94,5% e de 69% do tempo para turbidez e cor aparente respectivamente, a água bruta do Rio Descoberto foi apropriada para aplicação da filtração direta sem pré-floculação ($\leq$ 30 uT e $\leq$ 30 uC). Valores apropriados para aplicação desta tecnologia mas com pré-floculação (30 a 50 uT e uC) ocorreram 5,5% e 29,3% do tempo para turbidez e cor respectivamente.

As Tabelas e Figuras 5.3 e 5.4 mostram o estudo de distribuição de freqüências e as curvas de tendência e de freqüência das variáveis pH e alcalinidade, indicando que a alcalinidade da água bruta foi sempre inferior a

6,1 mg/L de CaCO_3 , valor considerado baixo, mas que, provavelmente, permite atingir o pH de coagulação no mecanismo de adsorção/neutralização de cargas, com o uso do sulfato de alumínio como coagulante, sem a necessidade de ajuste do pH pela adição de alcalinizante.

Tabela 5.3 Frequências das tendências do pH da água bruta

pH da Água bruta	Eventos	Frequência (%)	Frequência Acumulada (%)
$\leq 6,4$	0	0,0	0,0
6.41 a 6.7	96	27,8	27,8
6.71 a 6.9	218	63,2	91,0
$> 6,9$	31	9,0	100,0
Total	345	100	

Tabela 5.4 Frequências das tendências da alcalinidade da água bruta

Alcalinidade da Água bruta	Eventos	Frequência (%)	Frequência Acumulada (%)
0 a 5	222	64,3	64,3
5.1 a 6	123	35,7	100,0
$> 6,1$	0	0,0	
Total	345	100

Figura 5.3 Tendências dos valores de pH da água bruta e distribuição de frequências - ano 1997.

Figura 5.4 Tendências dos valores de alcalinidade da água bruta e distribuição de frequências – ano 1997

Quando a coagulação ocorre no mecanismo de adsorção/neutralização de cargas, o conteúdo de sólidos espessados e desidratados é muito menor, gerando resíduos mais fáceis de desidratar, uma vez que, a formação de lodos de hidróxido de alumínio é menor (KNOKE et al, 1987).

Em termos gerais, o estudo de análise de tendências da água bruta do Lago Descoberto revelou pouca variabilidade, independente da época do ano, podendo-se prever o tratamento para potabilização, pelo uso da tecnologia da filtração direta. Em função dessa pequena variação, é de se esperar que os resíduos gerados na etapa de lavagem dos filtros também apresentem características similares e, portanto, as amostras tomadas em diferentes épocas do ano, para avaliação do tratamento, sejam passíveis de comparação, por serem representativas.

Esse tipo de análise indica a viabilidade da aplicação de uma tecnologia de tratamento de água, orienta na seleção de processos, e consequentemente, fornece informações sobre o tipo principal de resíduos

que poderão ser gerados no tratamento, em função do processo selecionado.

5.1.2 Balanço de sólidos da ETA-RD

Com o intuito de efetuar o balanço de sólidos na ETA-RD foram feitos alguns exames de amostras da água bruta, da água de lavagem de filtros e das diferentes unidades onde é tratada a água de lavagem dos filtros.

Com relação à água bruta e à água de lavagem dos filtros, foi estudada a correlação entre seus sólidos suspensos e turbidez, sendo as amostras tomadas conforme descrito na metodologia. As equações de correlação obtidas (5.1 e 5.2), foram ajustadas pelo método dos mínimos quadrados, obtendo-se coeficientes de correlação, r , de 93,1% e 99,99% respectivamente. Os dados estão registrados nas tabelas do Anexo B.

Água bruta:

$$SST = 0,466 \text{ Turb.} \quad (5.1)$$

Água de lavagem dos filtros:

$$SST = 1,1703 \text{ Turb.} \quad (5.2)$$

em que:

SST = Sólidos suspensos totais (mg/L)

$Turb.$ = Turbidez (uT)

Os altos coeficientes de correlação entre turbidez e sólidos suspensos indicam que a turbidez, variável fácil e rápida de ser medida, pode ser usada como ferramenta para estimar a concentração de sólidos presentes, tanto na água bruta, como na água de lavagem dos filtros.

Esses resultados podem ser úteis para a realização de um balanço de massa que indique a quantidade de sólidos removidos no processo de

potabilização da água bruta e que serão encaminhados ao sistema de tratamento dos resíduos. No entanto, no caso específico desta pesquisa, não foi possível realizá-lo, pois ocorreram dificuldades operacionais que impediram as determinações da concentração de sólidos suspensos e da vazão em cada uma das unidades componentes do sistema de tratamento dos resíduos.

Devido ao interesse do controle operacional e para realização de futuras pesquisas que esses balanços poderão ter, propõe-se sua realização de uma maneira simplificada, considerando-se o volume de controle mostrado na Figura 5.5, sendo necessário para tal fim, a implementação de medidores de vazão e de sólidos nas suas entradas e saídas.

Figura 5.5 Fluxograma da ETA-RD mostrando o volume de controle proposto para o balanço de sólidos simplificado.

5.1.3 Caracterização dos resíduos resultantes da lavagem dos filtros.

A Tabela 5.5 apresenta a caracterização da água bruta e dos resíduos das diferentes etapas do tratamento da água de lavagem dos filtros.

Tabela 5.5 Caracterização da água bruta e dos resíduos provenientes das diferentes etapas do tratamento da água de lavagem dos filtros da ETA-RD

Parâmetros	A	B	C	D	E	F	G
Turbidez (uT)	3,6	91,6	10,7	11,3	376	-	-
pH	7,0	5,8	6,88	6,93	7,04	6,59	6,83
Cor (uC)	41	450	18	18	460	-	-
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	6,0	4,0	4,68	1,56	16,64	-	-
SST (mg/L)	3	101	-	16	312	23630	4410
SSV (mg/L)	1,0	33	-	16	140	4630	940
SSF(mg/L)	2,0	68	-	-	172	19000	3470
COT (mg/L)	4,2	3,5	2,03	1,84	56,9	464	106
DQO (mg/L)	20,0	43,0	9,0	3,7	181,0	354,0	556,0
Dureza (mg/L CaCO ₃)	5,0	6,0	0,12	0,12	0,12	-	-
Fe (mg/L)	0,03	4,6	ND	ND	-	-	-
Zn (mg/L)	ND	0,22	ND	ND	2	1,4	3
Mn (mg/L)	ND	0,04	ND	ND	0,13	3,7	0,8
Cu (mg/L)	ND	0,01	ND	ND	0,02	0,62	0,15
Ni (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,78	ND
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,09	ND
Cr (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,6	0,03
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	0,8	ND
Algas (células/L)	3,22E+5	-	-	2,1E+6	-	-	-
Colif. Total (NMP/100mL)	1,05E+3	8,40	3,08E+3	2,72E+3	7,27E+4	2,42E+4	4,35E+5
Colif. Fecais (NMP/100mL)	1.0	0	2,00E+1	0	1,00E+2	5,52E+2	1,32E+2

-(ND) Não detectado;

- Concentração de metal pesado total, obtida após digestão nitro – clorídrica das amostras.

A- Água bruta

B- Água da lavagem dos filtros, amostra composta durante a lavagem de um filtro.

C- Sobrenadante dos adensadores – clarificadores

D- Sobrenadante dos tanques de equalização do sobrenadante

E- Resíduo líquido da desidratação nas centrifugas

F- Resíduo adensado dos tanques adensadores – clarificadores

G- Resíduo adensado dos tanques de equalização do sobrenadante.

Considerando-se que o sobrenadante do tanque de equalização (amostra D) é retornado ao início da ETA e misturado com a água bruta, observa-se que, mesmo sendo sua qualidade inferior à da água bruta, todas as variáveis, exceto a concentração de algas, satisfazem as condições para o tratamento pela tecnologia da filtração direta descendente (DI BERNARDO, 1993). Provavelmente, o efeito de diluição fará com que essa maior concentração de sólidos não altere o processo utilizado.

As diferenças mais significativas entre as características da água bruta e a água de lavagem dos filtros estão associadas às concentrações de sólidos suspensos (que provocaram o aumento da turbidez e da cor aparente), e às concentrações de matéria orgânica.

O pH e a alcalinidade apresentaram reduções, devidas, provavelmente, ao processo de coagulação da água bruta no mecanismo de adsorção-neutralização. Os outros parâmetros, praticamente, permaneceram inalterados, com exceção do ferro, cuja concentração teve um aumento considerável.

Com relação aos coliformes totais e fecais, houve diminuição da água bruta para a água de lavagem dos filtros, devida, provavelmente, à pré-cloração da água bruta.

Os sobrenadantes dos adensadores-clarificadores e do tanque de equalização apresentaram, em termos gerais, qualidade melhor decorrente da sedimentação do material em suspensão presente na água de lavagem dos filtros e do sobrenadante dos adensadores-clarificadores, respectivamente. O único parâmetro que aumentou significativamente foi a concentração de coliformes totais.

Na centrifugação do lodo adensado, devido ao fato da separação líquido-sólido ser mais eficiente que a simples sedimentação, tanto as

concentrações de sólidos como as de matéria orgânica foram bem maiores. Os coliformes também apresentaram aumento.

Como era de se esperar, na Tabela 5.5 observa-se também que a amostra com maiores concentrações de sólidos suspensos, turbidez e cor aparente, foi a do lodo adensado nos adensadores-clarificadores, apresentando também as mais altas concentrações de matéria orgânica, medida em termos de COT e DQO. Comparado com o lodo adensado nos adensadores-clarificadores, o lodo retido no tanque de equalização do sobrenadante dos adensadores-clarificadores apresentou concentrações menores em todas as variáveis medidas. Atualmente, esses dois resíduos são desaguados na ETA-RD por centrifugação. O resíduo líquido gerado nessa operação é retornado ao adensador-clarificador.

A Tabela 5.6 mostra os resultados do teste de lixiviação da torta de lodo gerada no desaguamento do lodo adensado na centrífuga, observando-se que a única variável que apresentou concentração maior à permitida pela norma NBR 10004, foi o Aldrin (0,003 mg/L). Esse fato caracteriza o resíduo como tóxico TL (teste de lixiviação, com código de identificação D014).

Tabela 5.6 Resultados do teste de lixiviação do lodo das centrífugas

Poluente (mg/L)	Concentração	Poluente (mg/L)	Concentração
Cádmio	ND	Hexaclorobenzeno	-
Chumbo	ND	Lindano	-
Cromo total	ND	Heptacloro	ND
Fluoreto	0,13	Heptaclorobenzeno	-
Aldrin	0,052	Lindano	-
Clordano	-	Metoxicloro	0,059
DDT	ND	Pentaclorofenol	-
Dieldrin	-	Toxafeno	-
Endrin	ND	2,4 – D	-
Epóxi-heptacloro	-	2, 4, 5 – T	-
		Organofosforados	-

- (ND) não detectado

No teste de solubilização (Tabela 5.7), as variáveis que apresentaram concentrações superiores às presentes na norma NBR 10004 foram o Aldrin ($>0,00003$ mg/L); Ferro ($>0,03$ mg/L) e Manganês ($>0,01$ mg/L). Portanto, o resíduo pode ser classificado como resíduo não inerte.

Tabela 5.7 Resultados do teste de solubilização do lodo das centrífugas

Poluente (mg/l)	Concentração	Poluente (mg/l)	Concentração
Cádmio	ND	Pentaclorofenol	-
Chumbo	ND	Toxafeno	-
Cromo total	ND	2,4 – D	-
Fluoreto	-	2, 4, 5 – T	-
Nitrato	-	Organofosforados	ND
Aldrin	0,008	Alumínio	0,02
Clordano	-	Cloreto	16,6
DDT	ND	Cobre	ND
Dieldrin	-	Dureza	223
Endrin	ND	Ferro	0,63
Epóxi-heptacloro	-	Manganês	9
Heptacloro	ND	Sódio	9,8
Hexaclorobenzeno	-	Sulfato (mg SO ₄ /L)	19,6
Lindano	-	Zinco	ND
Metoxicloro	ND		

- ND: não detectado.

- As análises de organoclorados foram feitas por cromatografia gasosa com detector de captura de elétrons (CG/EDC). A coluna utilizada foi ULTRA-2 (5% Phenyl/Methyl/Silicone) da Hewlett Packard, com 25 m de comprimento, 0,2 mm de diâmetro interno e 0,3 µm de espessura de filme.

Os testes de lixiviação e de solubilização foram realizados apenas com uma amostra composta da torta de lodo das centrífugas da ETA-RD, tomada segundo a norma NBR – 10007. Seria interessante realizar um programa de amostragem e análises com o objetivo de verificar as características dessa torta. Se os estudos mostrarem resultados similares aos encontrados, o resíduo deverá ser considerado inadequado para ser disposto no aterro sanitário da cidade de Brasília, receptor de resíduos tipicamente domiciliares.

5.2 TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DA LAVAGEM DOS FILTROS

5.2.1 Clarificação da água de lavagem de filtros

A amostra de água de lavagem para os ensaios de clarificação foi composta de alíquotas coletadas no canal que conduz esse resíduo ao tanque de equalização/elevatória. O tempo de amostragem foi de aproximadamente 26 minutos.

A Tabela 5.8 mostra os tempos nos quais foram coletadas as alíquotas para preparação da amostra composta e os valores de sólidos suspensos e de turbidez correspondentes.

Tabela 5.8. Turbidez e SST no transcurso da lavagem de um filtro

ALÍQUOTA	TEMPO (min)	TURBIDEZ (uT)	SS (mg/L)
1	0	7,07	5
2	1	420	465
3	2	196	237,5
4	3	91,7	110
5	4	51,8	55
6	5	31,2	22,5
7	6	12	20
8	15	55,6	57,5
9	16	425	517,5
10	17	217	262,5
11	19	87,2	105
12	21	28,6	47,5
13	26	43,2	35

As Figuras 5.6 e 5.7 mostram o comportamento desses parâmetros durante a lavagem do filtro. Nessas figuras evidenciam-se as presenças de dois picos de turbidez, e de sólidos suspensos devidos à operação de lavagem, pois o filtro é composto por duas câmaras, sendo lavada uma câmara e em seguida a outra.

Figura 5.6 Variação da turbidez durante a lavagem de um filtro

Figura 5.7 Variação dos SST durante a lavagem de um filtro

A água de lavagem dos filtros da ETA-RD é disposta no tanque clarificador-adensador. Com o objetivo de determinar uma técnica adequada para a escolha da dosagem ótima de polímero que produzisse água decantada com a melhor qualidade possível, foram feitos testes em escala de laboratório, em equipamento de "jar-test", com o uso do polímero aniônico de baixa carga FLONEX™ 9051 da Floerger.

O polímero FLONEX foi escolhido por ter sido selecionado pela CAESB, para ser usado na ETA-RD para condicionamento do lodo afluentes

testes preliminares com diversos tipos de polímeros, visando a seleção daquele que proporcione os melhores resultados de clarificação.

A Tabela 5.9 e as Figuras 5.8 a 5.10 mostram os resultados dos ensaios de “jar-test” realizados para determinar a dosagem ótima de polímero.

Tabela 5.9 Valores de turbidez remanescente em função da dosagem de polímero para diferentes velocidades de sedimentação. Ensaio 1 a 3

Ensaio 1							
Água de lavagem de filtros: turbidez = 83 uT; cor aparente = 437 uC; pH = 6,35; alcalinidade = 4 mg/L CaCO ₃ ; temperatura = 25°C							
Polímero aniônico de baixa carga, concentração 0,1%							
Frasco	Dosagem de polímero (mg/L)	Velocidade de Sedimentação					
		Vs= 5 cm/min		Vs= 2,5 cm/min		Vs= 1 cm/min	
		Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)
1	0	76,2	413	64,7	354	45,2	236
2	0,5	22	75	7,8	39	6	33
3	1	-	-	14,2	57	10,0	44
4	1,5	19,5	91	14,2	72	13	57
5	2	45,7	108	19,5	86	15,6	68
6	3	69,1	160	25,7	111	20,6	79

Ensaio 2							
Água de lavagem de filtros: turbidez = 88 uT; cor aparente = 444 uC; pH = 6,3; alcalinidade = 4 mg/L CaCO ₃ ; temperatura = 25°C							
Polímero aniônico de baixa carga, concentração 0,1%							
Frasco	Dosagem de polímero (mg/L)	Velocidade de Sedimentação					
		Vs= 5 cm/min		Vs= 2,5 cm/min		Vs= 1 cm/min	
		Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)
1	0	-	-	70,3	405	48,5	291
2	0,25	-	-	13	74	8,9	44
3	0,5	-	-	7,0	41	6,01	29
4	0,75	-	-	23,5	114	16,7	84
5	1	-	-	24,7	93	11,4	76
6	1,5	-	-	33,6	123	15,4	89

Tabela 5.9 Continuação. Valores de turbidez remanescente em função da dosagem de polímero para diferentes velocidades de sedimentação. Ensaio 1 a 3

Água de lavagem de filtros: turbidez = 88 uT; cor aparente = 445 uC; pH = 6,3; alcalinidade = 4 mg/L CaCO₃; temperatura = 25°C

Polímero aniônico de baixa carga, concentração 0,1%

Frasco	Dosagem de polímero (mg/L)	Velocidade de Sedimentação					
		Vs= 5 cm/min		Vs= 2,5 cm/min		Vs= 1 cm/min	
		Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)	Turbidez (uT)	Cor (uc)
1	0	77,5	117	76,2	409	48,3	294
2	0,15	27,6	134	17,3	97	10,2	60
3	0,3	12,3	69	9,6	57	5,8	31
4	0,45	33,7	168	22,7	148	12,9	78
5	0,6	32,6	172	22	121	16,4	71
6	0,75			24	145	14,8	89

Figura 5.8 Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 1

Figura 5.9 Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 2

Figura 5.10 Valores de turbidez remanescente vs. Dosagem de polímero aplicado. Ensaio 3

Os resultados mostram que a dosagem de polímero que forneceu os valores mais baixos em termos de turbidez foi igual a 0,3 mg/L, para as três velocidades de sedimentação avaliadas, sendo a melhor, a correspondente à velocidade 1,0 cm/min.

Na tabela 5.10 são apresentados os resultados das caracterizações realizadas com a amostra composta da água de lavagem de filtros, sobrenadante do tanque de equalização da ETA-RD e das amostras obtidas nos ensaios de clarificação, para uma velocidade de sedimentação de 1,0 cm/min, sem adição de polímero e com dosagem de 0,3 mg/L, respectivamente.

Tabela 5.10. Caracterização dos resíduos líquidos da ETA-RD

Parâmetros	A	B	C	D
Turbidez (uT)	92,0	2,06	13,5	2,5
pH	5,8	6,3	6,0	6,7
Cor aparente (uC)	450	25	96	25
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	4,0	5,0	5,0	5,0
SST (mg/L)	101	4	17	3
SSF (mg/L)	68	1	9	1
SSV(mg/L)	33	3	8	2
COT (mg/L)	3,5	5,2	7,3	5,5
DQO (mg/L)	43,0	9,0	22	12,0
Dureza (mg/L CaCO ₃)	6,0	6,0	7,0	6,0
Fe (mg/L)	4,60	ND	1,8	ND
Zn (mg/L)	0,22	ND	0,16	ND
Mn (mg/L)	0,04	ND	0,03	0,01
Cu (mg/L)	0,01	ND	0,01	ND
Ni (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Cd (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Cr (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Colif. Totaes (NMP/100ml)	--	186	28,5	6,3
Colif. Fecais (NMP/100ml)	0	0	0	0

A: Água de lavagem de filtros

B: Sobrenadante do tanque de equalização ETA-RD

C: Sobrenadante do resíduo clarificado no laboratório (dosagem de polímero 0 mg/L)

D Sobrenadante do resíduo clarificado no laboratório (dosagem ótima de polímero- 0,3 mg/L)

Observa-se que a amostra composta da água de lavagem dos filtros apresenta turbidez da ordem de 90 uT, cor aparente de 450 uC e sólidos suspensos de aproximadamente 100 mg/L. Pelos dados, observa-se que o

tanque de equalização mostrou boa eficiência de remoção de turbidez no sistema de tratamento de resíduos da ETA.

Comparando os resultados dos testes de clarificação, em escala de laboratório, sem e com polímero, observa-se o efeito favorável da adição do produto, pois os valores remanescentes de turbidez, cor aparente e sólidos suspensos são relativamente baixos.

Os resultados das medições de coliformes totais também confirmam a vantagem do uso de polímero, pois ocorre uma redução significativa quando este é usado no processo. DI BERNARDO et al (1999) obtiveram resultados similares em estudos de clarificação da água de lavagem de filtros da estação de filtração direta ascendente da cidade de Descalvado - SP.

Além da caracterização físico-química, foram realizados exames qualitativos parasitológicos das amostras de água bruta e das amostras A, B, C e D (Tabela 5.10), encontrando-se o nematóide *Strongyloides stercoralis* na água bruta e água de lavagem de filtros. A Figura 5.11 mostra as fotografias de microscopia ótica de luz comum.

Figura 5.11 Fotografias de microscopia ótica de luz comum, mostrando o nematóide *Strongyloides stercoralis* encontrado nas amostras de água bruta e água de lavagem de filtros.

Esse nematóide, *Strongyloides stercoralis*, tem importância sanitária do ponto de vista de saúde pública por ser um parasita monoxênico, isto é,

não precisa hospedeiro intermediário para completar seu ciclo reprodutivo. O fato de não estar presente nos sobrenadantes é favorável na operação da ETA-RD, pois indica que ele não está sendo retornado ao início do tratamento. No entanto, deve-se tomar cuidado na manipulação dos lodos, onde o parasita ficou retido.

Outro fator de decisão que indica o benefício da adição de polímero para melhorar a qualidade do sobrenadante na clarificação da água de lavagem dos filtros é a sedimentabilidade do lodo, observada em cones Imhoff, por meio de ensaios realizados com amostras com e sem uso de polímero. A Tabela 5.11 mostra os resultados dos ensaios.

Tabela 5.11 Volume de lodo em cone Imhoff em função do tempo de sedimentação

Tempo de sedimentação	Sem polímero	0,3 mg/L de polímero
10 min	4,5 ml/L	9,5 ml/L
30 min	4,5 ml/L	9,5 ml/L
60 min	4,5 ml/L	9,5 ml/L

Observa-se na Tabela 5.11 que o volume de lodo no cone com a dosagem ótima de polímero foi maior que a do cone sem adição de polímero, devido à maior remoção de sólidos suspensos pelo seu uso. Outros trabalhos, como os de SCALIZE (1998), SOUZA Filho (1998), MENDES TEIXEIRA e FERREIRA Filho (1999), realizados em reatores de batelada, mostraram resultados similares, com diferentes tipos de polímeros, melhorando a qualidade da água clarificada, não obstante o aumento do lodo nas operações de desaguamento.

Além da redução nas concentrações de coliformes totais, a variação de qualidade do sobrenadante do tanque de equalização, evidenciada nas visitas realizada à ETE-RD, quando foi observada sua deterioração em termos de turbidez e sólidos suspensos, seria minimizada com o uso do

polímero, devido às melhores características de sedimentabilidade que minimizariam os problemas de resuspensão do lodo nesse tanque.

De modo geral, os ensaios de clarificação em “jar-test” mostraram o efeito favorável da aplicação de polímero para melhorar a separação líquido-sólido da água de lavagem dos filtros. Nas pesquisas desenvolvidas em colunas de sedimentação para água de lavagem de filtros das ETAs de Araraquara e São Carlos (SCALIZE, 1998 e SOUZA Filho, 1998) foram obtidos resultados similares; no entanto, a metodologia proposta neste estudo, é operacionalmente de aplicação mais fácil numa ETA, pois dispensa instalações adicionais para determinação das dosagens ótimas.

5.2.2 Centrifugação dos lodos provenientes da ETA-RD

Do mesmo modo que o teste do funil de Buchner é usado eficazmente em aplicações de desaguamento, que incluem métodos de filtração, os testes de centrifugação em escala de bancada, permitem estabelecer parâmetros operacionais para o uso de centrífugas em escala industrial (HAGSTROM)².

As características da água de lavagem de filtros, coletada para a obtenção dos lodos L1 e L2 através dos ensaios de “jar-test”, e posterior sedimentação de 1 hora, em presença ou não de polímero, nos ensaios de clarificação, e os resultados do ensaio de “jar test” para determinar a dosagem ótima de polímero para obtenção do lodo L2, são mostradas na Tabela 5.12.

² HAGSTROM, L.G. Optimizing polymer conditioning for centrifugal sludge dewatering. 21 p. (Artigo sem mais informações catalográficas).

Tabela 5.12. Turbidez remanescente em função da dosagem de polímero da água de lavagem de filtros

Água de lavagem de filtros

Turbidez = 447 uT; Cor aparente = 600 uC; pH = 6,47; SST: 0.22 g/l
 Polímero: Aniônico de baixa carga FLONEXTM 9051, da FLOERGER

Jarra	Dosagem de polímero (mg/L)	Turbidez do sobrenadante (uT) Vs= 5 cm/min
1	0	434
2	0.15	34
3	0.3	23
4	0.45	13.3
5	0.6	19.5
6	0.75	19

Para essa qualidade de água de lavagem de filtros, a dosagem ótima obtida no ensaio de “jar test” foi 0,45 mg/L.

O lodo L3 foi coletado no tanque adensador - clarificador da ETARD antes de ser condicionado, com polímero, para seu desaguamento nas centrífugas da ETA.

A Tabela 5.13 mostra os dados da caracterização dos três lodos. Observa-se nesta tabela que os lodos L1 e L3, isentos de polímero, são muito similares; com relação ao lodo L2, este apresentou valores maiores de sólidos, DQO, COT, metais e massa específica, devido à melhor eficiência de separação líquido-sólido obtida pela adição de polímero.

Os lodos que contêm hidróxido de alumínio apresentam concentrações de sólidos da ordem de 3,6% e massa específica de 1,03 g/mL (AWWA, 1996). O lodo L3, proveniente da ETA-RD, apresenta valores um pouco menores; provavelmente pelo fato de ser gerado no mecanismo de coagulação por neutralização de cargas empregado na filtração direta. Os valores do lodo L1, são também similares. Com o lodo L2, observam-se valores, principalmente de sólidos, maiores aos citados, devidos ao uso de polímero.

Tabela 5.13. Caracterização dos lodos L1, L2 e L3 da ETA-RD

Parâmetros	L1	L2	L3
pH	7	6,8	6,8
SST (g/L)	40,17	74,08	28,74
SSF (g/L)	33,57	60,76	23,76
SSV(g/L)	6,6	13,32	4,98
DQO (mg/L)	7600	15480	5780
COT (mg/L)	15,29	44,16	10,75
Carbono Inorgânico (mg/l)	3,25	2,51	2,69
Carbono Total (mg/l)	18,54	46,68	13,44
Fe (mg/L)	-	-	-
Zn (mg/L)	3,6	12,0	0,15
Mn (mg/L)	13,0	20,0	0,50
Cu (mg/L)	0,90	1,20	0,05
Ni (mg/L)	0,85	1,20	ND
Cd (mg/L)	0,12	0,19	ND
Cr (mg/L)	1,05	2,00	ND
Pb (mg/L)	1,05	1,40	ND
Ca (mg/L)	7,20	9,0	7,0
Mg (mg/L)	0,48	0,80	0,42
Resistência específica (m/kg)	13,7E12	11,4E12	13,7E12
Massa específica (g/ml)	1,015	1,033	1,007

L1: do ensaio de clarificação em "jar test" sem o uso de polímero.

L2: do ensaio de clarificação em "jar test" com 0,45 mg/L de polímero.

L3: do tanque adensador-clarificador da ETA-RD.

Com relação à resistência específica, os valores obtidos encontram-se dentro da faixa normal para lodos gerados usando sulfato de alumínio como coagulante, variando entre 5×10^{12} e 50×10^{12} m/Kg, sem condicionamento químico, SEREC, 1987 apud GRANDIN (1992). Lodos com valores de resistência específica menores que 1×10^{12} m/kg, são considerados de fácil desaguamento, enquanto lodos com resistência maior que 10×10^{12} apresentam pobres características de desaguamento, AWWA (1996).

Os lodos avaliados podem ser classificados como difíceis de desaguar, situação que era de se esperar, por se tratar de lodos provenientes de processo de coagulação com sulfato de alumínio.

Essas características do lodo L2, permitem afirmar que o uso de polímero na operação de clarificação da água de lavagem dos filtros, além de melhorar a qualidade do sobrenadante, também melhora as características do lodo produzido, o qual apresentou resistência específica menor. No entanto, segundo a AWWA (1996), só o fato do condicionamento do lodo com polímero não altera a estrutura interna do floco, sendo necessário o uso de equipamento de desaguamento, que determinará o conteúdo de sólidos que podem ser obtidos.

Nas Tabelas e Figuras do Anexo C estão indicados os resultados obtidos nos ensaios de centrifugação de bancada.

A determinação da dosagem apropriada de polímero é de grande importância na operação de desaguamento por centrifugação, pois o uso de dosagens maiores pode causar problemas tão complicados ou piores que aqueles ocasionados pela adição insuficiente do mesmo (HAGSTROM)². Esse fato foi constatado no estudo, no qual verificou-se que, quando foram usadas dosagens de polímero maiores que a apropriada, para cada rotação e tipo de lodo estudados, não houve efeito favorável significativo e, algumas vezes, ocorreu até piora da qualidade da torta de lodo, quando comparada até mesmo com a obtida sem adição de polímero.

A faixa normal de variação dos sólidos suspensos totais da torta de lodo obtida na centrifugação, oscila entre 20% e 30% (CORNWELL et al, 1987). Na ETA-RD, os valores de operação da centrífuga mostram resultados similares. Considerando-se um valor médio de 25%, os valores ótimos de dosagens de polímero e de tempo ótimo de centrifugação, para cada rotação avaliada no estudo, são mostrados na Tabela 5.14.

Tabela 5.14. Dosagens de polímero e de tempos ótimos de centrifugação dos lodos L1, L2 e L3 para diferentes rotações da centrífuga.*

VARIÁVEL	L1	L2	L3
Rotação 2000 rpm			
Dosagem ótima (g/kg)	0,76	0,84	0,95
Tempo ótimo (min)	40(90)	20 (50)	20(60)
Rotação 2500 rpm			
Dosagem ótima (g/kg)	0,76	0,84	0,76
Tempo ótimo (min)	20(40)	20 (<20)	<50(<60)
Rotação 3100 rpm			
Dosagem ótima (g/kg)	0,76	0,84	0,76
Tempo ótimo (min)	<10(<30)	10 (<20)	<20(<30)

* Os dados entre parênteses indicam o tempo que leva a centrífuga para produzir uma torta de lodo com concentração de aproximadamente 25% sem o uso de polímero para cada rotação avaliada.

Observa-se que, em termos gerais, o uso de polímero favoreceu o desaguamento do lodo na centrífuga, principalmente quando são comparados os tempos necessários para atingir a mesma concentração da torta (25%) com polímero e sem polímero.

Os lodos L1 e L2, obtidos a partir do ensaio de clarificação da água de lavagem dos filtros e posterior sedimentação, sem e com o uso de polímero (0,45 mg/L) respectivamente, apresentaram tempos ótimos de centrifugação diferentes para as rotações avaliadas, observando-se que os tempos necessários para o lodo L1 atingir uma concentração igual são sempre maiores que os do lodo L2, principalmente quando não é adicionado polímero na centrífuga como condicionante (dados entre parênteses na tabela). Essa constatação mostra mais uma vez o efeito favorável do uso de polímero como condicionador nas operações de desaguamento na centrifugação.

Para os três tipos de lodo, a rotação de 3100 rpm forneceu os melhores resultados, com uma intensidade da força centrífuga ou número de gravidades, "Z" (ZAPPA; ALMEIDA e NAKASHIMA, 1996) de 1826.

Adicionalmente, para um mesmo tempo de centrifugação e mesmo tipo de lodo, verificou-se que quanto maior foi a rotação e, portanto o valor de "Z" na centrífuga, maior o grau de compactação da torta de lodo.

De modo geral, os resultados dos ensaios de centrifugação em escala de bancada, mostraram que o método aplicado auxilia na determinação da dosagem apropriada a ser usada na centrífuga em escala real, como já foi constatado em trabalhos anteriores (ZAPPA, ALMEIDA e NAKASHIMA; 1996; PATRIZZI, 1998 e REALI, CORDEIRO e PATRIZZI, 1999). No entanto, devido às mudanças que podem acontecer diariamente nas características do lodo, é recomendável sempre realizar os testes para ajustar as dosagens na operação.

Adicionalmente foram realizadas análises com ajuda da microscopia ótica, eletrônica de varredura e difração de raios X com os lodos L1, L2 e L3. A Tabela 5.15 mostra os resultados do estudo da composição dos três lodos.

Tabela 5.15. Resultados da Difração de Raio X para os lodos L1, L2 e L3

Elemento	Lodo L1	Lodo L2	Lodo L3
	% do elemento na amostra	% do elemento na amostra	% do elemento na amostra
Na	6.9	5.63	10.11
Al	40.7	42.30	39.74
Si	26.5	25.22	23.98
P	10.1	9.35	14.05
S	0.08	0.35	0.06
K	1.6	1.53	1.31
Ca	-	0.44	0.002
Ti	1.0	1.22	0.83
Fe	13.1	13.97	9.93

Na Tabela 5.15 é visto que o principal componente dos lodos foi o alumínio, devido aos precipitados desse metal nos lodos provenientes do processo de coagulação com sais de alumínio. Os outros elementos presentes em maiores proporções foram Si, Fe e P. Além disso, a composição dos três lodos foi muito similar.

Fotografias da microscopia ótica e de varredura realizadas nos três tipos de lodo são mostradas no Anexo D. Nas fotografias pode ser observada a predominância de algas, as quais têm sido encontradas comumente na água bruta e vem sendo removidas no sistema de filtração da ETA e no tratamento e recuperação da água de lavagem dos filtros.

5.3 SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO DOS LODOS DA ETA-RD EM ETES

5.3.1 Simulação da mistura do lodo adensado com o afluente ao sistema de tratamento de esgotos da ETE

O lodo proveniente dos adensadores-clarificadores da ETA-RD foi misturado com esgoto sanitário proveniente da rede da cidade de São Carlos. Inicialmente, foi feito teste de sedimentação das misturas e, posteriormente foi avaliada a digestão anaeróbia dos sedimentos obtidos nas colunas de sedimentação. Não foi estudado o efeito hidráulico no digestor decorrente do aumento do volume de lodo.

5.3.1.1 Mistura de esgoto sanitário com lodo de ETA.

A coagulação prévia do esgoto sanitário, antes da operação de sedimentação, promove a floculação dos sólidos finamente divididos em flocos de mais fácil sedimentação, podendo aumentar a eficiência de remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes, microrganismos patogênicos, etc. (WEF & ASCE, 1992). Com o objetivo de avaliar-se o poder de clarificação do lodo adensado do clarificador-adensador da ETA-RD sobre o esgoto sanitário, foram usadas colunas de sedimentação de 130 L, nas quais aplicaram-se diferentes volumes do lodo ao esgoto.

As razões volumétricas utilizadas no ensaio em colunas de sedimentação abrangem as proporções entre o lodo adensado no

clarificador-adensador da ETA-RD (adensado no clarificador-adensador e depois desaguado nas centrífugas, com vazões Max. diária: 356,4 m³/d; Med. diária: 122,8 m³/d e Min. diária: 13,3 m³/d), e o volume médio de esgoto tratado atualmente na ETE-SUL Brasília (Q = 1 m³/s). Os dados operacionais de produção do lodo adensado foram medidos no período de maio/98 a agosto/98 e nov/98 a abril/99.

As condições do ensaio e os resultados obtidos são mostrados nas Tabelas 5.16 e 5.17.

Tabela 5.16 Variação dos valores de turbidez do sobrenadante ao longo do tempo de sedimentação nas colunas. Tempo de sedimentação 2h.

Variável	C1	C2	C3	C4	C5
Volume Esgoto* (L)	130	129,97	129,47	128,59	127,89
Volume LodoETA*(L)	0	0,03	0,53	1,41	2,11
Razão Volumétrica*%	0	0,023	0,41	1,10	1,65
0** (To sedim.)	118	120	199	430	531
15** min	114	121	201	240	226
30** min	113	121	165	210	200
45** min	113	121	153	201	196
60** min	107	116	142	200	187
75** min	103	112	132	194	187
90** min	103	111	131	191	179
120** min	100	103	127	178	180

* Condições iniciais

** Turbidez nos tempos de sedimentação de 0 a 120 min. Amostras tomadas a 35 cm de profundidade.

Na Tabela 5.16 e na Figura 5.12, observa-se que para as razões avaliadas, após um tempo de sedimentação de 60 min, a qualidade do sobrenadante, em termos de turbidez, foi praticamente constante.

Figura 5.12 Valores de Turbidez remanescente em função do Tempo de sedimentação nas colunas, para cada razão volumétrica de lodo de ETA avaliada.

Na literatura, AWWA (1996), encontram-se resultados de pesquisas que mostram que os valores de turbidez e de sólidos suspensos presentes no sobrenadante dos decantadores primários poderão diminuir ou aumentar, dependendo da concentração e quantidade de resíduo de ETA introduzida na ETE, e das características desse resíduo.

A AWWA (1996) mostra também que o volume final de sólidos no sedimentador primário da ETE, geralmente aumenta na medida em que a entrada de resíduos de ETAs é maior. Na Tabela 5.17, observa-se que, efetivamente, houve aumento nos valores de turbidez e sólidos do sobrenadante e nos sólidos do sedimento, na medida em que foi aumentada a concentração de sólidos provenientes da ETA-RD.

Tabela 5.17 Resultados do ensaio de sedimentação em colunas do lodo da ETA-RD misturado com esgoto bruto. Tempo de sedimentação 2h.

Variável	C1	C2	C3	C4	C5
Volume Esgoto * (L)	130	129,97	129,47	128,59	127,89
Vol. Lodo ETA * (L)	0	0,03	0,53	1,41	2,11
Razão Volumét.* (%)	0	0,023	0,41	1,10	1,65
SST lodo do adensador – clarificador da ETA * (mg/L)	0	5,5	96,3	256,3	383,5
Turbidez da mistura * (uT)	125	129	236	496	644
Turbidez remanescente** (uT)	100	103	127	178	180
SST sobrenadante ** (mg/L)	150	--	--	220	220
DQO sobrenadante ** (mg/L)	530	--	--	496	484
SST do lodo** (g/L)	8,03	17,87	--	18,41	21,94
SSV do lodo** (g/L)	5,82	12,15	--	8,27	9,21
SSV/SST do lodo**	0,73	0,68	--	0,45	0,42

Esgoto bruto: DQO 868 mg/L; SST 0,29 g/L; SSV 0,23 g/L

* Condições iniciais

** Após sedimentação de 2 horas.

O aumento da turbidez após mistura do lodo de ETA ao esgoto foi proporcional ao aumento na quantidade de lodo de ETA nas colunas (C2 a C5). Também, nas proporções testadas, a turbidez do sobrenadante nas colunas aumentou com o aumento da quantidade de lodo de ETA adicionado, indicando que não seria aconselhável misturar o lodo de ETA com o esgoto sanitário na fase de sedimentação primária na ETE. Essas proporções não foram apropriadas para promover a ocorrência de uma boa formação de flocos, que seriam separados na operação de sedimentação.

Devido ao fato dos sólidos em suspensão presentes no esgoto sanitário serem responsáveis por uma parcela razoável da matéria orgânica, era de se esperar alguma remoção da DQO na operação de sedimentação. As faixas de eficiência de remoção de SS e DQO, normalmente atingidas na operação de sedimentação, variam entre 50% e 70% para os SS e entre 25% e 40% para a DQO (METCALF & EDDY, 1991).

Embora não tenham sido realizados ensaios de sedimentação floculenta nas colunas (tomada de amostras a diferentes alturas na coluna), esse tipo de ensaio simplificado demonstrou que, no estudo feito, e para as

condições do ensaio (tomada de amostra a 35 cm e tempo de sedimentação de 2h nas colunas), houve redução de 52% de SS e de 61% na DQO do esgoto sanitário na coluna 1. No entanto, as misturas com lodo de ETA não apresentaram efeito favorável, pois nas colunas restantes observou-se deterioração na qualidade do sobrenadante, com aumento na concentração dos SS e variação desprezível na concentração de DQO.

Com relação aos sólidos suspensos no sedimento, ocorreram aumentos nas suas concentrações, à medida em que foram aumentadas as quantidades de lodo de ETA adicionadas, o que confirma mais uma vez que o lodo da ETA-RD, nas proporções avaliadas, não favoreceu a clarificação do esgoto.

Esses resultados, em geral, indicariam que a alternativa de misturar o lodo de ETA com o esgoto bruto, na operação de sedimentação na ETE, não seria favorável. Ao contrário, afetaria a eficiência da sedimentação e aumentaria os custos operacionais, pelo aumento do volume de lodo sedimentado, podendo comprometer a capacidade das unidades de tratamento de lodo da ETE, principalmente do digestor.

5.3.1.2 Digestão anaeróbia dos lodos obtidos em colunas de sedimentação

O lodo proveniente da operação de sedimentação do esgoto bruto (C1) e das misturas do esgoto com o lodo adensado da ETA-RD (C2, C3, C4 e C5), foram dispostos em reatores de bancada para verificar a toxicidade na digestão anaeróbia do lodo. Adicionalmente foi montado outro reator de bancada (Co), utilizado como controle, no qual não foi feita mistura com o sedimento das colunas. Nos reatores, foi utilizado como inóculo, lodo de biodigestor anaeróbio da ETE-Sul de Brasília. A Tabela 5.18 contém as características gerais e os resultados do ensaio.

Tabela 5.18 Características do ensaio de digestão anaeróbia do sedimento obtido nas colunas de sedimentação com lodo de biodigestor anaeróbio

CARACTERÍSTICAS	REATORES					
	Co*	C1	C2	C3	C4	C5
SSV do inóculo (g/L)	14,5	14,5	14,5	14,5	14,5	14,5
Volume de inóculo (mL)	118	118	118	118	118	118
SSV do lodo das colunas (g/L)	0	5,82	12,15	--	8,27	9,21
Volume do Lodo (mL)	0	85	85	85	85	85
Razão volumétrica(%)	-	42	42	42	42	42
Acetato de sódio** (mM)	20	20	20	20	20	20
AME***($\text{gCH}_4\text{-DQO/gSSVd}$)	2,70	2,70	2,27	-	2,13	1,71

C1, C2, C3, C4 e C5: reatores de bancada utilizados na digestão anaeróbia do sedimento obtido nas colunas de sedimentação (C1 a C5). *Reator controle (Co), **Acetato usado como fonte de carbono. ***Atividade metanogênica específica considerando a massa total de SSV presente em cada reator.

Na Tabela 5.18 observa-se que a única variável do ensaio foi a concentração de SSV do lodo das colunas C1 a C5 pois o volume adicionado foi o mesmo. Como mencionado anteriormente, a razão volumétrica de 42% utilizada obedeceu ao menor volume de lodo obtido no ensaio de sedimentação nas colunas e foi testada a mesma razão para todos os reatores, para obtenção de resultados comparáveis.

Considerando-se a fração total de SSV em cada reator (provenientes do sedimento das colunas e do lodo anaeróbio usado como inóculo), poder-se-ia afirmar que os valores de AME dos lodos Co e C1 são praticamente iguais e, portanto, o lodo anaeróbio não estaria sendo inibido pela mistura testada em C1. Ressalta-se que o lodo da coluna C1 não continha lodo do adensador-clarificador da ETA-RD. No entanto, nas misturas feitas nas colunas C2 a C5, os valores de AME foram diminuindo, indicando efeito inibitório.

Do mesmo modo que o ensaio global de sedimentação do lodo da ETA-RD, proveniente do adensador-clarificador, misturado com esgoto

bruto, como uma forma de disposição do lodo de ETA, não mostrou bons resultados, a digestão anaeróbia dos sedimentos produzidos nesse ensaio, também não foi favorável e portanto, pode-se concluir que o método de disposição do lodo da ETA-RD no afluente do sistema de tratamento de esgoto da ETE-Sul Brasília não é apropriado.

No Anexo E encontram-se figuras das morfologias celulares observadas após culminação do teste de atividade metanogênica específica, as quais são típicas da digestão anaeróbia.

5.3.2 Simulação da disposição de lodo adensado de ETA em biodigestor anaeróbio.

O ensaio foi realizado para avaliar o efeito da disposição direta do lodo dos adensadores-clarificadores da ETA-RD sobre o desempenho de um biodigestor anaeróbio adaptado ao tratamento de lodo da ETE-SUL Brasília.

Os lodos de ETA e ETE, respectivamente, apresentaram as concentrações de sólidos suspensos mostradas na Tabela 5.19.

Tabela 5.19 Concentração de sólidos suspensos no lodo do adensador-clarificador da ETA e no lodo do digestor anaeróbio da ETE-Sul

CONCENTRAÇÃO	SST	SSF	SSV	SSV/SST
Lodo ETE (g/L)	62,5	25,5	37	0,59
Lodo ETA (g/L)	42,3	29,5	12,8	0,30

Observa-se que o lodo do biodigestor anaeróbio da ETE apresenta uma fração de sólidos suspensos voláteis bem maior que a do lodo dos adensadores - clarificadores da ETA-RD, indicando que é um lodo mais ativo enquanto o lodo da ETA é mais mineralizado, pois o nível de sólidos fixos é bem maior que o de sólidos suspensos voláteis.

O lodo primário, digerido no digestor anaeróbio da ETE-Sul, é disposto num poço de lodo, onde é misturado com o lodo do tratamento biológico previamente digerido nos digestores aeróbios da ETE e depois são desaguados no filtro prensa.

Para simular o substrato típico do biodigestor numa ETE, foi utilizado acetato de sódio, numa concentração de 20 mM. A Tabela 5.20 mostra as características do ensaio e os resultados obtidos nos reatores estudados.

Tabela 5.20 Ensaio de digestão anaeróbia de lodo de ETA misturado com lodo de ETE

CARACTERÍSTICAS	R1	R2	R3	R4	R5
SSV do inóculo* (mg/l)	14,5	14,5	14,5	14,5	14,5
SSV Lodo ETA (mg/l)	0	1,32	2,60	4,35	7,81
Raz. gravimétrica (%)	0	9	18	30	54
Volume do inóculo (ml)	118	118	118	118	118
Volume de lodo de ETA (ml)	0	31	61	102	183
Raz. volumétrica (%)	0	26	52	86	155
Acetato de sódio (mM)**	20	20	20	20	20
AME*** (gCH ₄ -DQO/gSSVd)	10,18	10,76	9,89	9,74	6,84

*Inóculo proveniente do biodigestor anaeróbio da ETE-Sul.

R2, R3, R4 e R5: reatores de bancada utilizados na digestão anaeróbia do lodo adensado da ETA-RD. Reator controle (R1), **Acetato usado como fonte de carbono, ***Atividade metanogênica específica considerando a massa total de SSV presente em cada reator.

Na tabela, observa-se que a mistura do reator R2 (26%), não causa efeito inibitório na digestão anaeróbia. Apesar de nos reatores R3 e R4 ter sido verificada uma pequena queda na AME, considera-se desprezível, e portanto, o digestor anaeróbio estaria com capacidade de suportar a carga de lodo proveniente da ETA. A razão volumétrica testada no reator R5 (155%), mostra um forte efeito inibitório da AME, tornando essa mistura não aconselhável para ser aplicada no biodigestor anaeróbio da ETE.

Salienta-se ainda o fato de que a produção máxima de lodo adensado na ETA-RD ($356,4 \text{ m}^3/\text{d}$), no período citado, foi maior que a capacidade nominal do digestor anaeróbio da ETE-Sul, e portanto, a proporção correspondente a esse valor pico não seria viável de ser tratada.

Desse modo, pode-se afirmar que a adição do lodo adensado da ETA-RD nos digestores anaeróbios da ETE de Brasília pode ser feita até uma relação volumétrica de 86%, utilizada no reator R4. Razões volumétricas maiores poderão provocar inibições.

5.3.3 Simulação da disposição do lodo adensado em digestor aeróbio de uma ETE

Para simular a digestão aeróbia de lodo da ETE-Sul Brasília, foi usado lodo proveniente do digestor dessa estação e foram avaliadas diferentes misturas com lodo proveniente dos adensadores-clarificadores de ETA-RD. Na Tabela 5.21 estão indicadas as características gerais do ensaio e os resultados obtidos, enquanto a Figura 5.13 apresenta a variação temporal dos SSV em cada reator.

Figura 5.13 Variação temporal de SSV em cada reator

Tabela 5.21 Características gerais e resultados obtidos no ensaio de simulação da disposição do lodo adensado em digestor aeróbio

PROCEDÊNCIA		SÓLIDOS TOTAIS (g/L)			SÓLIDOS SUSPENSOS (g/L)		
		ST	STF	STV	SST	SSF	SSV
LODO DIGESTOR AERÓBIO		19,34	5,09	14,25	12,53	3,39	9,14
LODO ETARD		31,21	23,22	7,99	30,20	23,03	7,17

Taxa de cons. de oxi. (TCO) (mg O ₂ /L.h)		REATOR 1			REATOR 2			REATOR 3			REATOR 4			REATOR 5		
		6			3			3			1,8			1.2		

DATA	TEMPO (DIAS)	REATOR 1			REATOR 2			REATOR 3			REATOR 4			REATOR 5		
		SST (g/L)	SSV (g/L)	%SSV	SST (g/L)	SSV (g/L)	%SSV	SST (g/L)	SSV (g/L)	%SSV	SST (g/L)	SSV (g/L)	%SSV	SST (g/L)	SSV (g/L)	%SSV
19/10/1999	0	12,53	9,14	72,94	19,90	9,83	49,41	23,37	9,93	42,49	25,88	9,70	37,49	28,95	8,56	29,57
22/10/1999	3	9,37	6,93	73,96	15,52	7,31	47,10	21,62	8,95	41,40	25,15	9,38	37,30	28,67	8,46	29,51
26/10/1999	7	9,11	6,56	72,01	13,76	6,03	43,82	21,28	8,42	39,57	26,58	9,79	36,83	30,28	8,34	27,54
29/10/1999	10	6,27	4,82	76,87	11,05	5,19	46,97	17,53	7,35	41,93	20,17	7,70	38,18	23,67	7,37	31,14
02/11/1999	14	7,04	4,91	69,74	11,28	4,91	43,53	16,93	8,38	49,50	22,50	8,20	36,44	26,02	7,50	28,82
05/11/1999	17	6,64	5,18	78,01	10,60	4,66	43,96	15,92	5,83	36,62	24,39	8,94	36,65	27,80	8,26	29,71
09/11/1999	21	5,86	4,09	69,80	8,58	3,52	41,03	13,81	4,52	32,73	23,60	7,42	31,44	25,42	6,49	25,53
12/11/1999	24	5,28	4,09	77,46	7,90	3,17	40,13	12,30	5,30	43,09	21,43	7,39	34,48	24,14	7,34	30,41
23/11/1999	35	6,10	4,35	71,31	9,41	3,77	40,06	11,55	4,42	38,27	26,20	8,09	30,88	25,33	6,80	26,85
26/11/1999	38	5,06	3,56	70,36	6,37	3,00	47,10	10,64	4,03	37,88	24,45	8,30	33,95	23,95	7,23	30,19
29/11/1999	41	5,51	3,74	67,88	7,60	2,78	36,58	11,27	3,73	33,10	25,75	8,24	32,00	24,80	6,88	27,74

Na Figura 5.13 observa-se que todos os reatores apresentaram concentrações iniciais de SSV aproximadamente iguais, que foram reduzidas com o tempo, devido à mineralização que ocorreu no interior dos reatores aeróbios. No entanto, o reator 2 (com uma fração de 24% de lodo de ETA) apresentou, praticamente, o mesmo desempenho do reator 1 (controle) desde o início, o que pode indicar que não houve inibição. O reator 3 (40% lodo ETA) necessitou de aproximadamente 17 dias para apresentar desempenho similar aos dois reatores iniciais. Já os reatores 4 e 5, com 56% e 80% de lodo de ETA, respectivamente, não conseguiram apresentar o mesmo desempenho nos 41 dias do ensaio, indicando que, provavelmente, houve inibição.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) foi utilizada para verificar a velocidade de processos metabólicos no sistema de tratamento aeróbio com lodo em suspensão. Algumas das informações que a TCO pode fornecer dizem, respeito ao grau de estabilização do lodo e à interferência de fatores como substâncias tóxicas (HENZE et al, 1997). Na tabela 5.21, considerando os valores obtidos no ensaio, observa-se que a TCO diminuiu em todos os reatores que receberam lodo da ETA-RD, quando comparados com o desempenho do reator controle, sem esse lodo. Essa queda foi de 50% nos reatores 2 e 3 e maior nos reatores 4 e 5, que apresentavam maiores proporções de lodo de ETA.

Os exames microscópicos dos lodos dos reatores, realizados no final do ensaio, mostraram a composição apresentada na Tabela 5.22.

No Anexo F encontra-se a identificação das morfologias celulares encontradas nesses reatores.

Pela Tabela 5.22, observa-se que as composições microbianas foram muito similares nos reatores 1 e 2, o que coincide com o desempenho do ponto de vista de variação temporal de SSV discutida.

Tabela 5.22 Microscopia do lodo dos reatores no final do ensaio de digestão aeróbia (41 dias)

Microrganismo	R1	R2	R3	R4	R5
Bactérias isoladas em suspensão	+++	+++	++	++	+
Bactérias coloniais (zoogléia ramígera)					
Bactérias filamentosas					
Protozoários rhizópodos (amebas)	+++	++	++		
Protozoários flagelados					
Protozoários ciliados livre natantes					
Protozoários ciliados fixos					
Protozoários rastejantes					
Cistos de protozoários	+++	++	+	+	+
Rotíferos	+++	++			
Nematóides					
Fungos unicelulares (levedos)					
Flocos compactos (dendríticos)	++++	++	++	++++	++++
Flocos filamentosos					
Fungos filamentosos	+	+			
Algas					
Bactérias filamentosas					++
Convenção:					
Raros:	+				
Frequência baixa:	++				
Frequência média:	+++				
Frequência elevada:	++++				

ANDERSON & HAMMER (1973), citados em AWWA (1996), estudando o efeito do alumínio sobre a fauna de sistemas de lodo ativado, verificaram que as bactérias são capazes de sintetizar matéria orgânica solúvel, e que a remoção da DQO não é afetada pela presença desse metal. No entanto, formas de vida superiores, como os protozoários, encontraram no ambiente com altos níveis de alumínio, condições muito adversas. No ensaio realizado, pode-se observar na Tabela 5.21, que esses organismos tenderam a desaparecer, à medida em que foi aumentada a fração de lodo de ETA na digestão aeróbia.

Os rotíferos, que são indicadores de lodo com alto grau de estabilização, e que estavam presentes no lodo aeróbio, diminuíram no reator 2 e desapareceram no reator 3, sinal do efeito inibidor do lodo de ETA sobre a digestão aeróbia.

De maneira geral, e considerando-se os resultados de SSV, TCO e microscopia dos lodos, pode-se afirmar que a disposição de lodo de ETA no digestor aeróbio de ETE não foi muito favorável. Caso essa alternativa de disposição de lodo de ETA, seja necessária, a mistura recomendável não poderá exceder a usada no reator 3 (40% lodo ETA), pois já nesse reator ocorreu um decréscimo da qualidade da fauna e portanto, o processo biológico mostrou estar comprometido. Mesmo assim, é necessário verificar também a capacidade nominal dos digestores aeróbios da ETE para suportar a carga adicional proveniente da ETA-RD.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Qualidade da água bruta e caracterização dos resíduos da lavagem dos filtros da ETA-RD

a) em termos gerais, o estudo de análise de tendências (séries temporais) da água bruta do Rio Descoberto revelou pouca variação dos parâmetros turbidez e cor aparente, independente do período do ano. A turbidez permaneceu com valores constantemente menores que 50 uT, e em 98,3 % do tempo, a cor aparente foi menor que 50 uC, valores considerados apropriados para o emprego da tecnologia da filtração direta descendente;

b) Os altos coeficientes de correlação entre turbidez e sólidos suspensos indicaram que a turbidez, variável fácil e rapidamente medida, pode ser usada como ferramenta para estimar a concentração de sólidos presentes, tanto na água bruta, como na água de lavagem dos filtros;

c) a água reciclada da lavagem dos filtros na ETA-RD, retornada ao início do tratamento, apresentou qualidade inferior à da água bruta; no entanto, os parâmetros analisados, exceto a concentração de algas, satisfizeram as condições requeridas para serem submetidas ao tratamento pela tecnologia da filtração direta descendente;

d) no teste de lixiviação, realizado com a torta de lodo gerada na desidratação, na ETA-RD, o Aldrin foi o único composto que apresentou nível superior ao estabelecido pela NBR 10004 (0,003 mg/L); mesmo assim, apesar de só uma variável ter apresentado concentração maior que a aceitável, o resíduo foi caracterizado como tóxico TL (teste de lixiviação, com código de identificação D014);

e) no teste de solubilização, os parâmetros com concentrações acima da NBR 10004 foram Aldrin ($>0,00003$ mg/L); Ferro ($>0,03$ mg/L) e Manganês ($>0,01$ mg/L), caracterizando o resíduo como resíduo não inerte.

Clarificação da água de lavagem de filtros.

a) comparando-se os resultados dos testes de clarificação em escala de laboratório ("jar test") sem e com o uso de polímero (FLONEXTM 9051 da FLOERGER), observou-se o efeito favorável da adição do produto na separação líquido-sólido da água de lavagem dos filtros e portanto, nas eficiências de remoção de turbidez, cor aparente, sólidos suspensos e coliformes totais;

b) o nematóide *Strongyloides stercoralis*, parasita monoxênico, não foi observado nos sobrenadantes dos adensadores-clarificadores e tanque de equalização da água clarificada, fato favorável à operação da ETA-RD, pois não estava retornando ao início do tratamento; no entanto os lodos, onde fica retido o parasita, devem ser manipulados com medidas de proteção.

Centrifugação dos lodos provenientes da ETA-RD

a) dos três tipos de lodos estudados, o lodo L2, obtido pela adição de polímero na clarificação da água de lavagem dos filtros, mostrou maiores níveis de sólidos, DQO, COT, metais e massa específica, devido à melhor eficiência de separação líquido-sólido;

b) os valores da resistência específica dos lodos L1 (obtido em ensaio de clarificação sem uso de polímero) e L3 (proveniente do adensador-clarificador de ETA-RD), resultaram na faixa normal para lodos gerados usando sulfato de alumínio como coagulante, variando entre 5×10^{12} m/kg a 50×10^{12} m/kg, antes do condicionamento químico para desaguamento. Os lodos avaliados podem ser classificados como lodos de difícil desaguamento, situação prevista, por serem provenientes de processos de coagulação com sulfato de alumínio;

c) com relação às características do lodo L2, observou-se que o uso de polímero na clarificação, do mesmo modo que favoreceu a qualidade do sobrenadante, não obstante o aumento do lodo nas operações de desaguamento, também melhorou as características do lodo produzido. Como apenas o condicionamento do lodo com polímero, antes do desaguamento, não altera a estrutura interna do floco, o uso de equipamento de desaguamento ainda é necessário e determina o conteúdo de sólidos que pode ser obtido na torta;

e) observa-se, em termos gerais, que o uso de polímero favoreceu o desaguamento do lodo na centrífuga, principalmente quando comparados os tempos necessários para que as mesmas concentrações da torta (25%) fossem atingidas. Essa constatação mostra mais uma vez o efeito favorável do uso de polímero como condicionante na centrifugação;

f) com relação à rotação, para os três tipos de lodo estudados, a que forneceu os melhores resultados foi a de 3100 rpm, com uma intensidade da força centrífuga ou número de gravidades, "Z" igual a 1826. Adicionalmente, para um mesmo tempo de centrifugação e o mesmo lodo, verificou-se que, quanto maior a intensidade de rotação e portanto de "Z" na centrífuga, maior o grau de compactação da torta de lodo;

g) de modo geral, os resultados dos ensaios de centrifugação em escala de bancada mostraram que o método aplicado auxilia na determinação da dosagem aproximada a ser usada em escala real. No entanto, mudanças que podem acontecer diariamente e, às vezes, até de hora em hora, na concentração de sólidos do lodo, alertam para que testes de ajuste das dosagens de operação sejam sempre realizados;

h) a caracterização realizada por difração de raio X, nos lodos L1, L2 e L3, mostrou, como era de se esperar, ser o alumínio o principal componente, devido aos precipitados deste metal nos lodos provenientes do processo de coagulação com sais de alumínio. Os outros elementos presentes em maiores proporções foram Si, Fe e P. Além disso, a composição dos três lodos foi similar.

Disposição do lodo adensado no afluente do sistema de tratamento de esgotos da ETE

a) os ensaios de sedimentação em colunas, misturando diferentes proporções de lodo adensado com esgoto sanitário, provocaram aumento nos valores de turbidez e de sólidos suspensos na mistura inicial e no sobrenadante clarificado obtido após 2 horas de sedimentação. Esse aumento foi proporcional ao da quantidade de lodo de ETA, indicando que, nas proporções testadas, não seria aconselhável misturar o lodo de ETA com o esgoto sanitário, na fase de sedimentação primária na ETE;

b) a alternativa de misturar o lodo de ETA com o esgoto bruto, na operação de sedimentação primária na ETE, foi inadequada, pois a eficiência do processo não melhorou. Além disso, os custos operacionais, seriam proporcionais ao aumento do volume de lodo sedimentado, que comprometeria a capacidade das unidades de tratamento de lodo da ETE, principalmente do sedimentador primário e do secundário.

Digestão anaeróbia do sedimento obtido em colunas de sedimentação

a) considerando a fração total de SSV presente em cada reator (proveniente do lodo das colunas e do lodo anaeróbio usado como inóculo), pode-se afirmar que as atividades metanogênicas específicas - AME dos lodos Co (só lodo anaeróbio: 14,5 gSSV/L) e C1 (lodo anaeróbio misturado com esgoto sanitário sedimentado nas colunas: 5,82 g SSV/L) foram praticamente iguais. Portanto, o lodo anaeróbio não estava sendo inibido pela mistura testada em C1. No entanto, a partir das misturas feitas em C2 até C5, os valores da AME foram diminuindo, o que pôde estar indicando efeitos inibitórios do lodo adensado da ETA para as misturas estudadas;

b) do mesmo modo que o ensaio global de sedimentação em colunas do lodo de ETA, misturado com esgoto sanitário bruto, não mostrou bons resultados, a digestão anaeróbia dos sedimentos produzidos nesse ensaio, foi desfavorecida e, portanto pode-se concluir que o método de disposição do lodo da ETA-RD no afluente do sistema de tratamento de esgoto da ETE-Sul Brasília, não produz bons resultados.

Disposição de lodo adensado no biodigestor anaeróbio de uma ETE

a) as misturas de lodo adensado da ETA-RD com lodo do biodigestor da ETE-Sul, avaliadas nos reatores R2, R3 e R4 (com razões volumétricas 26%, 52% e 86%) não causaram efeitos inibitórios na digestão anaeróbia. Apesar de R3 e R4 apresentarem pequenas quedas nos valores da AME, estas podem ser consideradas desprezíveis e, portanto, o digestor anaeróbio teria capacidade de suportar a carga de lodo proveniente da ETA. A razão volumétrica testada no reator R5 (155%), provocou um forte efeito inibitório da AME, tornando essa porcentagem de mistura desaconselhável para aplicação no biodigestor anaeróbio da ETE;

b) a adição do lodo adensado da ETA-RD nos digestores anaeróbios da ETE de Brasília poderia ser realizada até a relação volumétrica de 86% utilizada no reator R4. Razões volumétricas maiores poderão provocar efeitos inibitórios;

c) salienta-se o fato de que a produção máxima de lodo adensado na ETA-RD (356,4 m³/d), no período citado, foi maior que a capacidade nominal do biodigestor anaeróbio da ETE-Sul e, portanto, não seria viável seu tratamento;

Disposição do lodo adensado em biodigestor aeróbio de uma ETE

a) os reatores apresentaram frações iniciais de SSV muito similares, que foram, com o tempo, reduzidas, devido à mineralização; no entanto, o reator 2 (com uma fração de 24% de lodo de ETA) apresentou, desde o início, praticamente o mesmo desempenho do reator 1 (controle), o que pode indicar ausência de efeito inibitório; o reator 3 (40% lodo ETA) necessitou de aproximadamente 15 dias para apresentar desempenho similar aos dois reatores iniciais; os reatores 4 e 5, com 56% e 80% de lodo de ETA, respectivamente, não conseguiram apresentar o mesmo desempenho em 41 dias do ensaio, o que indica, provavelmente, ocorrência de inibição;

b) a taxa de consumo de oxigênio – TCO, que pode fornecer informações a respeito do grau de estabilização do lodo e da toxicidade, mostrou o efeito desfavorável da mistura de lodo de ETA com o lodo dos biodigestores aeróbios da ETE, pois em todos os reatores contendo a mistura, ocorreram quedas de TCO, de 50% nos reatores 2 e 3 e ainda maiores nos reatores 4 e 5, que apresentavam maiores proporções de lodo de ETA;

c) a composição microbiana também sofreu o efeito inibitório, pois organismos como os protozoários e os rotíferos, estes últimos, indicadores de lodo com alto grau de estabilização, tenderam a desaparecer à medida em que foi aumentada a fração de lodo de ETA nos ensaios de digestão aeróbia;

d) de maneira geral e considerando-se os resultados de SSV, TCO e microscopia dos lodos, pode-se afirmar que a simulação da disposição de lodo de ETA no biodigestor aeróbio de ETE não produziu resultados favoráveis e que, caso essa alternativa de tratamento seja necessária, a mistura recomendável não deverá exceder a usada no reator 2 (24% de lodo de ETA). Uma verificação da capacidade nominal dos digestores aeróbios da ETE é necessária para previsão da carga adicional proveniente da ETA-RD;

e) os estudos de simulação da disposição do lodo adensado da ETA-RD em ETE, comparando-se sedimentação prévia (entrada no afluente da ETE) e digestões aeróbia e anaeróbia, mostraram que o melhor resultado foi obtido pela disposição de lodo no digestor anaeróbio;

f) os estudos realizados mostraram que há diversas alternativas de tratamento e disposição dos resíduos, mas são necessárias, sempre que possíveis, avaliações das diferentes alternativas, para selecionar a(s) mais apropriada(s) para cada caso particular, pois fatores como custos, disponibilidade de sistemas ou de equipamentos, etc, definirão ou não a aplicabilidade de um método.

De acordo com o trabalho realizado, sugerem-se as seguintes recomendações:

a) devido ao interesse que, do ponto de vista de controle operacional e para futuras pesquisas, poderá ter o balanço de sólidos, sua realização poderá ser feita de uma maneira simplificada, considerando-se o volume de controle, como mostrado na Figura 5.5. Para tal finalidade serão necessárias as instalações de medidores de vazão e de sólidos nas entradas e saídas indicadas na Figura;

b) os testes de lixiviação e de solubilização foram realizados com uma amostra composta da torta de lodo das centrífugas da ETA-RD, tomada segundo a norma NBR – 10007. Recomenda-se realizar programas de amostragens e de análises, com o objetivo caracterizar melhor essa torta. Se os estudos mostrarem resultados similares aos encontrados, o resíduo deverá ser considerado como inadequado para ser disposto no aterro sanitário da cidade de Brasília, que, como salientado, recebe resíduos tipicamente domiciliares;

c) implementação da aplicação de polímero na água de lavagem dos filtros da ETA-RD, utilizando-se a metodologia proposta dos ensaios de “jar-test” para determinação da dosagem ótima, que poderá ser aplicada na tubulação existente na entrada do adensador-clarificador da ETA-RD;

d) a qualidade do sobrenadante do tanque de equalização (medida em termos de turbidez e sólidos suspensos), que atualmente é afetada por problemas de resuspensão do lodo, poderia ser melhorada com o uso do polímero, devido às melhores características de sedimentabilidade que podem ser obtidas;

e) recomenda-se aplicar a metodologia de “jar-test”, proposta neste estudo, para os ensaios de clarificação, pois é operativamente de fácil aplicação numa ETA e dispensam instalações adicionais como colunas de sedimentação, para determinar as dosagens ótimas;

f) do mesmo modo que o teste com funil de Buchner é usado eficazmente em aplicações de desaguamento, que incluem métodos de filtração, recomenda-se realizar os testes de centrifugação em escala de bancada, para estabelecer os parâmetros operacionais para o uso das centrífugas em escala real;

g) realizar estudos que permitam determinar as concentrações de cistos de *giárdia* e de *cryptosporidium* na água de retorno do tanque de equalização, pois a literatura reporta o fato de terem sido encontradas concentrações superiores a 150 cistos/L de *giárdia* e de *cryptosporidium* na água de lavagem de filtros, comparadas a 0,2 cistos/L a 3 cistos/L na água bruta de uma ETA estudada;

h) estudar os efeitos da adição dos volumes de lodo de ETAs sobre os desempenhos hidráulicos dos biodigestores aeróbios e anaeróbios das ETEs;

i) continuar investigando outros aspectos, como reuso dos lodos na elaboração de materiais para construção, disposição no solo de forma adensada, junto a lodos de ETEs, desaguamento, etc.;

j) focar o gerenciamento dos sistemas de tratamento de água para consumo humano, soluções para minimização, tratamento, reciclagem e disposição dos resíduos gerados nas ETAs devem ser partes integrantes de estudos relacionados com fornecimento e potabilização das águas para nossas comunidades.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ALMEIDA, G. N., GONÇALVES, M. C., ZAPPA, S. A. (1991). Utilização do Teste de Resistência Específica na Operação de Filtros Prensa. Revista Dae- Sabesp. No 160, p. 20-26. jan/jun.

ALMEIDA, G. N., GONÇALVES, M. C., ZAPPA, S. A. (1991). Desidratação de lodos Utilizando o Sulfato Ferroso Como Condicionante Químico. Revista Dae- Sabesp. No 162, p. 8-12, set/dez.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1972). Disposal of water treatment plant waste: committee report. JAWWA, Denver, v. 64, n.12, p. 814.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1973). Minimizing and recycling water plant sludge", AWWA- Comitê, Conferência Anual, Denver, Co.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1978). Water treatment plant sludges: An update of the state of the art. Committee Report - part 1. JAWWA, Denver, v. 70, n. 9, p. 498-502, sep.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1978). Water treatment plant sludges: An update of the state of the art. Committee Report - part 2. JAWWA, Denver, v. 70, n. 10, p. 548-554, oct.

AWWA (1990). Water Quality and Treatment, 4th ed., McGraw-Hill, Inc., chapter 16, p. 955-996.

AWWA (1996). Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residuals. American Society of Civil Engineers; American Water Works Association. Denver, Co.

ARAÚJO, J. C., (1973). Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético. Dissertação de mestrado, Escola de engenharia de São Carlos (ESSC), Universidade de São Paulo. São Carlos.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987) - ABNT. NBR-10004 Resíduos sólidos

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987) - ABNT. NBR-10005 lixiviação de resíduos.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987) - ABNT. NBR-10006 Solubilização de resíduos.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987) - ABNT. NBR-10007 Amostragem de resíduos.

BARLOW, J.H.; (1973). Sludge Handling and Disposal; Journal American Water Works Association - AWWA, p. 395 – 399, June.

BERTHOUEX, P.M. & HUNTER, W.G. (1981). Simple statistics for interpreting environmental data. Journal Water Pollution Control Federation. WPCF, V. 53 (2), 167-175.

- BIAGGINI ÂNGELA D. BARBOSA. (1997). A experiência da CAESB em recuperação de água de lavagem de filtros e desidratação de lodo de ETA, 10º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Foz de Iguaçu.
- CALKINS, J.R. & NOVAK, T.J (1972). Characterization of chemical sludges. Processing Water Treatment Plant Sludge; American Water Works Annual Conference., USA.
- CALKINS, J.R. & NOVAK, T.J (1974). Characterization of chemical sludges Processing Water Treatment Plant Sludge; Journal_American Water Works Association - AWWA, 512 p, Denver, Colorado.
- CHERNICHARO, C. A. (1997). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, volume 5. Reatores anaeróbios. UFMG.
- CORDEIRO, J. S. (1993). O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água. São Carlos. 342p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORNWELL, D. A. (1979). An overview of liquid ion exchange whit emphasis on alum recovery. JAWWA, Denver, v. 71, n. 12, p. 741-744.
- CORNWELL, D.A., LEE, G. R. (1993). Recycle stream effects on water treatment. Denver, Co, AWWA Research Foundation and AWWA.
- CORNWELL, D.A., KOPPERS. (1990). Slib, schlanmn, sludge. Denver, Co, AWWA Research Foundation and KIWA Ltd.

CORNWELL, D. A., BISHOP, M. M., GOUD, R. G. Et al (1987). Handbook water treatment plant waste management. AWWA, Research Foundation, Denver, 431 p.

CORNWELL, D. A., LEMUNYON, R.M. (1980). Feasibility studies on liquid ion exchange for alum recovery from water treatment plant sludges. Journal American Water Works Association - JAWWA, Denver, v. 72, n. 1, p. 64-68.

DI BERNARDO, L. et al. (1999). Clarificação da água de lavagem de filtros de sistemas de filtração direta ascendente e desaguamento de lodo por centrifugação. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. – ABES, Rio de Janeiro – Brasil.

DI BERNARDO, L. (1993). Métodos e técnicas de tratamento de água. ABES volume 1 e 2, Rio de Janeiro.

FERREIRA FILHO, S. S. (1997). Pré-condicionamento de lodos de ETAs visando o seu adensamento por gravidade. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., ABES, Rio de Janeiro – Brasil.

FULTON, G. P. (1973). Sludge Handling: What's the best method?. Water and Wastes Engineering, 10 (3), p. 42–47.

GRANDIN, S.R. (1992). Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de água. São Paulo. 2 v. Dissertação (mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

HAGSTROM, L.G. Optimizing polymer conditioning for centrifugal sludge dewatering. 21 p. (Artigo sem mais informações catalográficas).

- HENZE, M.; HARREMÖES, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN, E. (1997) Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes. Second edition springer, 384 p.
- HSU, C. Y., PIPES, W. (1973). Aluminum hydroxide effects on wastewater treatment processes. Journal of Water Pollution Control Federation, v.45, n.4, p. 681–697.
- INGESAM – URS. (1985). Manejo y Disposición de Lodos de las Plantas de Potabilización. Cali - Colombia, Nov.
- KNOCKE, W. R., et al. (1987). Effects of coagulation on sludge thickening and dewatering. Journal of AWWA, p. 89–98, june.
- KOORSE, S. J. (1993). The role of residuals laws in treatment plant desing. Journal of AWWA, p. 57 – 62, october.
- MENDES TEIXEIRA, L. C., FERREIRA FILHO, S. S. (1999). Ensaios de pré-adensamento em batelada e semi-contínuo de lodos gerados em estações de tratamento de água. 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Rio de Janeiro – Brasil.
- METCALF & EDDY, Inc. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, 3a. ed. U.S.A., Mc Graw-Hill.
- OLIVEIRA, R. CELANTE. DE. (1996). Encapsulamento de areia de fundição de descarte em matriz de cimento. São Carlos. 142 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PATRIZZI L.J. (1998). Redução do volume de lodo gerado em decantadores de estações de tratamento de água (ETAs) tradicionais, utilizando espessamento por flotação e por gravidade seguidos de centrifugação. São Carlos. 222 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

REALI, M.A.P.; CORDEIRO, J.S.; PATRIZZI, L.J. (1999). Proposição de método para ensaios de remoção de água de lodos por centrifugação. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Rio de Janeiro – Brasil.

RODRIGUEZ, G. (1989). Resumen de la Lectura Crítica de Manejo y Disposición de Lodos de las Plantas de Potabilización. Estudio de Mejoras y Ampliaciones al Acueducto de Cali; Consorcio GOARH, 10 p. Cali – Colombia. Publicação interna.

ROJAS CH., O. (1991). Control de Calidad de agua para consumo humano. Seminario Internacional Control de calidad de agua para consumo humano. Asociacion Colombiana de Ingenieria Sanitária y Ambiental – ACODAL. Cali, Colombia.

SCALIZE, P.S. (1998). Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário. São Carlos. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SERVIÇO DE BIBLIOTECA - EESC (1996). Diretrizes para elaboração de dissertações e teses na EESC – USP. 2ª ed. revista e ampliada. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.

SIEGER, R.B. (1993). A practical guide to the new sludge standards. *Water/Engineering & Management*, p. 26–28, november.

SOUZA FILHO, A.G.(1998). Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. São Carlos, Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Synthetic precipitation leaching procedure - TCLP, Method 1312.

VAN NIEWENHUYZE, R.F, N. E. McTIGUE, R. G. LEE. (1990) "Slib, schlanmn, sludge". Denver, Co, AWWA Research Foundation and KIWA Ltd. P. 267 – 304.

WILSON, T.E. et al. (1975). Upgrading primary treatment whit chemicals and water treatment sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v.47, p. 2820 – 2833.

WILSON, T.E. et al. (1973). Miniminzing and recicyng water plant sludge. AWWA- Comitê, Conferência Anual, Denver, 1973.

WILSON, T.E. et al. (1978). Water treatment plant sludges: An update of the state of the art. Committee Report - part 1. JAWWA, Denver, v. 70, n. 9, p. 498-502, sep.

WILSON, T.E. et al. (1978). Water treatment plant sludges: An update of the state of the art. Committee Report - part 2. JAWWA, Denver, v. 70, n. 10, p. 548-554, oct.

ZAPPA, S. A., ALMEIDA, G. N., NAKASHIMA, H. (1996). Desidratação de lodo digerido através de centrifuga. Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental – AIDIS – Ciudad de Mexico.

ZAPPA, S. A. (1996). Comunicação pessoal, SABESP, São Paulo.

ANEXO A

Fluxograma geral de processo de tratamento da ETA-RD

Diagrama do sistema de recuperação da água dos filtros ETA-RD

Fluxograma da ETE-Sul

(Fonte: CAESB)

E.T.A. do Sistema Rio Descoberto - Fluxograma de Processo

Lodo - Adensadores

ANEXO B

Tabelas mostrando:

- Dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez da água bruta na ETA-RD;
- Dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez medidos durante o tempo de lavagem de um filtro da ETA-RD

TABELA B1. Dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez da água bruta na ETA-RD

Turbidez (uT)	Sólidos Suspensos (mg/L)	Turbidez (uT)	Sólidos Suspensos (mg/L)
101	43	63.9	28
83.5	45	55.7	16
61.9	36	49.2	27
53.2	30	43.1	17
24.5	9	35.2	8
24.3	12	27.2	9
88.1	39	14.5	1
82.2	45	30.3	12
77.1	42	28.3	7
67.9	32	13	-
		23.7	7

TABELA B2. Dados de sólidos suspensos para diferentes valores de turbidez medidos durante o tempo da lavagem de um filtro da ETA-RD.

Tempo (min)	TURBIDEZ (NTU)	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/L)
0	7,07	5
1	420	465
2	196	237,5
3	91,7	110
4	51,8	55
5	31,2	22,5
6	12	20
15	55,6	57,5
16	425	517,5
17	217	262,5
19	87,2	105
21	28,6	47,5
26	43,2	35

ANEXO C

Tabelas e Figuras mostrando dados obtidos nos ensaios na centrífuga de bancada para os lodos L1, L2 e L3

TABELA C1. Condicionamento e Compatação de lodo em centrífuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado por gravidade, lodo L1

DADOS

SST(g/l) = 39,72

SST(kg/l)= 0,03972

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0003972

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
2000

TEMPO (min)	SST (g/l)									
	DOSAGEM DE POLIMERO (g/kg)									
	0,00	0,76	1,51	2,27	3,02	3,52	4,28	4,78	5,29	6,04
	VOLUME DE POLIMERO (ml)									
	0,00	0,30	0,60	0,90	1,20	1,40	1,70	1,90	2,10	2,40
	CUBETA No									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72
1	99,30	132,40	124,13	120,36	116,82	128,13	116,82	113,49	107,35	113,49
2	116,82	152,77	132,40	132,40	132,40	136,97	124,13	124,13	113,49	128,13
3	128,13	152,77	136,97	136,97	141,86	141,86	128,13	128,13	124,13	128,13
5	147,11	165,50	152,77	152,77	147,11	147,11	136,97	132,40	128,13	132,40
10	158,88	180,55	172,70	165,50	158,88	165,50	147,11	147,11	141,86	147,11
20	198,60	209,05	198,60	198,60	189,14	189,14	172,70	172,70	165,50	165,50
30	198,60	220,67	209,05	198,60	198,60	198,60	189,14	180,55	172,70	180,55
40	209,05	248,25	209,05	209,05	209,05	209,05	198,60	198,60	189,14	198,60
50	220,67	248,25	220,67	209,05	209,05	220,67	198,60	198,60	198,60	198,60
60	220,67	248,25	233,65	233,65	220,67	220,67	209,05	220,67	209,05	209,05
70	233,65	248,25	248,25	233,65	233,65	233,65	233,65	233,65	220,67	220,67
80	233,65	248,25	248,25	233,65	233,65	233,65	233,65	233,65	220,67	220,67
90	248,25	264,80	248,25	248,25	233,65	233,65	233,65	233,65	233,65	220,67
100	248,25	264,80	248,25	248,25	233,65	233,65	233,65	233,65	233,65	220,67

TABELA C2. Condicionamento e Compatação de lodo em centrifuga de bancada, para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado com polímero, lodo L2

DADOS

SST(g/l) = 71,38
 SST(kg/l) = 0,07138
 Vol. De Lodo (ml) = 10
 Peso dos 10 ml de lodo (kg) = 0,0007138
 Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
2000

TEMPO (min)	SST (g/l)									
	DOSAGEM DE POLIMERO (g/kg)									
	0,00	0,84	1,54	2,24	2,94	3,64	4,20	4,76	5,46	6,02
	VOLUME DE POLIMERO (ml)									
	0,00	0,60	1,10	1,60	2,10	2,60	3,00	3,40	3,90	4,30
	CUBETA No									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38	71,38
1	139,96	192,92	166,00	158,62	145,67	151,87	145,67	142,76	132,19	109,82
2	151,87	203,94	178,45	166,00	155,17	158,62	155,17	151,87	142,76	118,97
3	162,23	203,94	183,03	174,10	158,62	162,23	158,62	158,62	145,67	125,23
5	178,45	209,94	198,28	178,45	166,00	169,95	174,10	162,23	151,87	129,78
10	192,92	223,06	203,94	187,84	178,45	187,84	183,03	169,95	162,23	142,76
20	216,30	246,14	230,26	209,94	198,28	198,28	203,94	198,28	183,03	155,17
30	223,06	246,14	237,93	223,06	203,94	209,94	203,94	203,94	198,28	158,62
40	237,93	264,37	246,14	230,26	209,94	216,30	209,94	209,94	203,94	174,10
50	246,14	264,37	254,93	237,93	223,06	223,06	223,06	216,30	209,94	174,10
60	254,93	264,37	264,37	237,93	230,26	230,26	230,26	230,26	216,30	183,03
70	254,93	264,37	264,37	246,14	237,93	230,26	237,93	237,93	216,30	192,92
80	254,93	264,37	264,37	246,14	237,93	237,93	237,93	237,93	216,30	192,92
90	264,37	264,37	274,54	246,14	237,93	237,93	237,93	237,93	230,26	203,94
100	264,37	264,37	274,54	246,14	237,93	237,93	237,93	237,93	230,26	203,94

TABELA C3. Condicionamento e Compatação de lodo em centrifuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros do tanque de sedimentação - clarificação ETARD, lodo L3

DADOS

$$\overline{\text{SST}}(\text{g/l}) = 26,24$$
$$\text{SST}(\text{kg/l}) = 0,02624$$

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0002624

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
2000

[illegible]

TABELA C4. Condicionamento e Compatação de lodo em centrifuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado por gravidade, lodo L1

DADOS

$$\overline{\text{SST}}(\text{g/l}) = 39,72$$

SST(kg/l)= 0,03972

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0003972

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
2500

[illegible]

TABELA C5. Condicionamento e Compatação de lodo em centrífuga de bancada, para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado com polímero, lodo L2

DADOS

$$\overline{\text{SST}}(\text{g/l}) = 71,38$$

SST(kg/l)= 0,07138

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0007138

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
2500

[illegible]

TABELA C6. Condicionamento e Compatação de lodo em centrifuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros do tanque de sedimentação - clarificação ETARD, lodo L3

DADOS

$$\overline{\text{SST(g/l)}} = 26,24$$

SST(kg/l)= 0,02624

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg) = 0,0002624

Conc. Solucion de polímero(g/l) = 1

rpm
2500

[illegible]

TABELA C7. Condicionamento e Compatação de lodo em centrífuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado por gravidade, lodo L1

DADOS

SST(g/l) = 39,72

SST(kg/l)= 0,03972

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0003972

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
3100

TEMPO (min)	SST (g/l)									
	DOSAGEM DE POLIMERO (g/kg)									
	0,00	0,76	1,51	2,27	3,02	3,52	4,28	4,78	5,29	6,04
	VOLUME DE POLIMERO (ml)									
	0,00	0,30	0,60	0,90	1,20	1,40	1,70	1,90	2,10	2,40
	CUBETA No									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72	39,72
1	128,13	180,55	158,88	158,88	141,86	152,77	152,77	152,77	152,77	152,77
2	147,11	198,60	172,70	172,70	158,88	158,88	165,50	158,88	158,88	158,88
3	158,88	198,60	172,70	172,70	158,88	172,70	165,50	172,70	165,50	165,50
5	172,70	220,67	189,14	189,14	172,70	180,55	180,55	180,55	172,70	172,70
10	220,67	264,80	220,67	233,65	220,67	209,05	209,05	209,05	220,67	209,05
20	248,25	305,54	264,80	283,71	264,80	264,80	248,25	248,25	248,25	248,25
30	264,80	331,00	283,71	305,54	264,80	283,71	283,71	264,80	264,80	264,80
40	283,71	331,00	305,54	305,54	283,71	283,71	305,54	283,71	283,71	283,71
50	305,54	331,00	331,00	331,00	305,54	305,54	305,54	283,71	305,54	283,71
60	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	283,71	305,54	305,54
70	331,00	331,00	361,09	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00
80	331,00	331,00	361,09	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00
90	331,00	331,00	361,09	361,09	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00
100	331,00	331,00	361,09	361,09	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00	331,00

TABELA C8. Condicionamento e Computação de lodo em centrífuga de bancada, para lodo da água de lavagem de filtros sedimentado com polímero, lodo L2

DADOS

$$\overline{\text{SST}}(\text{g/l}) = 71,38$$

SST(kg/l)= 0,07138

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0007138

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
3100

[illegible]

TABELA C9. Condicionamento e Computação de lodo em centrifuga de bancada para lodo da água de lavagem de filtros do tanque de sedimentação - clarificação ETARD, lodo L3

DADOS

$$\overline{\text{SST}}(\text{g/l}) = 26,24$$

SST(kg/l)= 0,02624

Vol. De Lodo (ml)= 10

Peso dos 10 ml de lodo (kg)= 0,0002624

Conc. Solução de polímero(g/l) = 1

rpm
3100

[illegible]

FIGURA C1. Curvas de centrifugação
Lodo L1 - 2000 rpm

FIGURA C2. Curvas de centrifugação
Lodo L2 - 2000 rpm

FIGURA C3. Curvas de centrifugação
Lodo L3 - 2000 rpm

FIGURA C4. Curvas de centrifugação
Lodo L1 - 2500 rpm

Lodo L2 - 2500 rmp

Lodo L3 - 2500 rmp

FIGURA C7. Curvas de centrifugação
Lodo L1 - 3100 rpm

FIGURA C8. Curvas de centrifugação
Lodo L2 - 3100 rpm

FIGURA C9. Curvas de centrifugação
Lodo L3 - 3100 rpm

ANEXO D

Exames microbiológicos dos lodos L1, L2 e L3

Foto 1	Foto 2
Foto 3	Foto 4
Foto 5

Figura D-1 Morfologias celulares observadas nos lodos L1, L2 e L3 por análise de microscopia ótica de luz comum.

Foto 1. Diatomácea semelhante a *Cyclotella sp.*, encontrada no lodo L1

Foto 2. Diatomácea semelhante a *Aulacoseira sp.*, encontrada no lodo L2

Foto 3. Clorofícea semelhante a *Celenastrum sp.*, encontrada no lodo L3

Foto 4. Diatomácea encontrada no lodo L3

Foto 5. Diatomácea encontrada no lodo L3

Figura D-2. Morfologias celulares observadas no lodo L1 por microscopia eletrônica de varredura - MEV do lodo L1

Foto 1. Carapaça quebrada de Diatomácea (*Cyclotella* sp)

Foto 2. Diatomácea (*Cyclotella* sp)

Foto 3. e Foto 4. Aspecto geral do lodo L1

(Escobar, este trabalho)

Figura D-3. Morfologias celulares observadas no lodo L2 por microscopia eletrônica de varredura - MEV do lodo L2

Foto 1. Diatomacea (*Cyclotella* sp)

Foto 2. Carapaças de Dinoflagelados (*Peridinium* sp)

Foto 3. Organismo não identificado

Foto 4. Aspecto geral do lodo L2

(ESCOBAR, este trabalho)

Figura D-4. Morfologias celulares observadas no lodo L3 por microscopia eletrônica de varredura - MEV do lodo L3

Foto 1. Carapaça de Diatomácea (*Cyclotella* sp)

Foto 2. Organismo não identificado

Foto 3. Diatomácea (*Cyclotella*, sp)

Foto 4. Aspecto geral do lodo L3

(ESCOBAR, este trabalho)

ANEXO E

Exame microbiológico. Atividade metanogênica do sedimento em
ensaio das colunas

Foto 1	Foto 2
Foto 3	Foto4
Foto 5	Foto 6
Foto7	Foto 8

Figura E-1. Morfologias celulares observadas no lodo do reator C1 (realizado com o lodo obtido após sedimentação do esgoto bruto na coluna) no final do teste de atividade metanogênica específica, através de exames de microscopia ótica, contraste de fase e fluorescência.

Foto 1. Morfologias celulares variadas, cocos e bacilos de variadas dimensões.

Foto 2 Morfologias celulares variadas, semelhante a *Methanosaeta sp* e outros tipos morfológicos (cocos e bacilos de variadas dimensões).

Foto 3: Celulas semelhantes a *Methanosarcina sp*.

Foto 4: Morfotipos celulares fluorescentes (metanogênicos).

Figura E-2. Morfologias celulares observadas nos lodos dos reatores C2 a C5 no final do teste de atividade metanogênica específica, através de exames de microscopia ótica, contraste de fase e fluorescência.

Foto 1. Aglomerado de cocos semelhante a cisto de *Methanosarcina* sp e *Methanosaeta* sp.

Foto 2. Filamentos semelhantes a actinomicetos.

Fotos 3, 5 e 6. Bacilos fluorescentes (metanogênicos).

Foto 4: Celulas semelhantes a *Methanosarcina* sp.

ANEXO F

Exame microbiológico do lodo da.
digestão aeróbia

Foto 1	Foto 2
Foto 3	Foto4
Foto 5	Foto 6
Foto7	Foto 8

Figura F-1. Aspectos morfológicos de microrganismos encontrados nos reatores aeróbios R1 a R5 no início do ensaio (Foto 1 a 3) e após 8 dias (Foto 4).

Foto 1. Protozoários coloniais pedunculados semelhantes a *Epistylis* sp.

Foto 2. Protozoário rizópode semelhante a *Arcella* sp.

Foto 3. Metazoário nemátodo

Foto 4. Protozoários coloniais pedunculados

Figura F-2. Aspectos morfológicos de microrganismos encontrados nos reatores aeróbios R1 a R5 40 dias após início do ensaio.

Fotos 1 a 4. lodo R1: Foto 1. Metazoário rotífero semelhante a *Synantherina* sp; Foto 2. Aspecto geral do lodo; Foto 3. Protozoário rizópode semelhante a *Arcella* sp; Foto 4. Protozoário ciliado. Foto 5. Aspecto geral do lodo R2. Foto 6. Aspecto geral do lodo R3 mostrando carapaças de diatomáceas. Foto 7. Aspecto geral do lodo R4. Foto 8. Aspecto geral do lodo R5.

Figura F-3. Aspectos morfológicos de microrganismos encontrados nos reatores aeróbios R1 a R5 55 dias após o início do ensaio.

Foto 1, 2, 4 e 5. Aspectos gerais dos lodos R1, R2, R4 e R5, respectivamente. Foto 3. Aspecto geral do lodo R3 com estruturas semelhantes a protozoários.