ROSELI DUTRA SPÓSITO

**DEFINIÇÃO DE ALTERNATIVAS DE PRÉ-TRATAMENTO DE
EFLUENTES NÃO DOMÉSTICOS EM SISTEMAS PÚBLICOS
DE ESGOTOS, UTILIZANDO O TESTE DE AVALIAÇÃO DA
TOXICIDADE REFRAATÁRIA**

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

São Paulo

2006

ROSELI DUTRA SPÓSITO

**DEFINIÇÃO DE ALTERNATIVAS DE PRÉ-TRATAMENTO DE
EFLUENTES NÃO DOMÉSTICOS EM SISTEMAS PÚBLICOS
DE ESGOTOS, UTILIZANDO O TESTE DE AVALIAÇÃO DA
TOXICIDADE REFRAATÁRIA**

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

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientadora:
Dione Mari Morita

São Paulo

2006

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, de novembro de 2006.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

Spósito, Roseli Dutra

Definição de alternativas de pré-tratamento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos, utilizando o teste de avaliação da toxicidade refratária

/ R.D. Spósito. – São Paulo, 2006.

221 p.

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

**1.Pré-tratamento 2.Efluente não doméstico
3.Toxicidade .Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II.t.**

Aos meus pais
pelo imenso amor e dedicação,
a minha querida irmã pela
cumplicidade e companheirismo
e ao meu querido Gilberto
pelo amor incondicional e apoio
incansável durante todas as fases
deste trabalho.
Obrigada.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por tanta graça concedida, a Nossa Senhora Aparecida e ao Anjo Gabriel presentes em todos os momentos da minha vida.

A Professora Doutora Dione Mari Morita minha eterna gratidão por cada minuto de dedicação, carinho e pela condução desta maravilhosa experiência que transformou um sonho em realidade.

A Eng^a. Rosângela Cássia M. Carvalho pela confiança, amizade, carinho e principalmente apoio nos momentos mais difíceis.

Ao mestre e amigo Hideki Abe, por tudo que me ensinou. Um exemplo a ser seguido.

A Dr^a. Sueli Ivone Borrely pelo apoio, incentivo e orientação nos ensaios de toxicidade.

Ao Químico Ricardo Buono Rizzo, pela imensa colaboração.

A Eng^a. Eloísa Helena Cherbakian, pelo apoio e incentivo iniciais.

Ao Químico Alan Luis Oliveira Manicardi, profissional exemplar e incansável, fiel escudeiro e amigo de todas as horas.

Aos amigos Álvaro, Cida, Carmem, Nina, Regina e Terezinha, minha querida equipe, por compartilhar as dificuldades e vitórias.

Ao Téc. Batista, pela amizade, respeito, parceria e apoio sempre.

Ao Eng^o. Massao, pela fraternidade e ética sempre demonstradas.

Aos Biólogos Sara Regina A.Freitas, pela grande colaboração prestada e Flávio Silva Machado, meu querido pupilo.

Aos amigos José Anselmo, Lanuti, Júlio, Odair, Fernando, Maurício e Roberto Djair que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária representados por Odorico e Iara, pela atenção e carinho sempre.

E enfim, aos queridos Iara, Luciana e Moacir, companheiros de jornada.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS.....	I
LISTA DE TABELAS.....	XII
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	XXII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1 Efeitos dos poluentes no sistema de coleta, transporte e tratamento de esgotos.....	5
3.2 Critérios para o recebimento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos.....	7
3.2.1 Metodologia dos limites locais.....	7
3.2.2 Testes de toxicidade para avaliação da possibilidade de recebimento de ENDs em sistemas públicos de esgotos.....	11
3.2.2.1 Refractory toxicity assessment – RTA (Estados Unidos, 1989).....	13
3.3 Práticas de recebimento de ENDs no Brasil e no mundo.....	18
3.4 Pré-tratamento de ENDs.....	25
3.4.1 Tecnologias de pré-tratamentos.....	30
3.4.1.1 Arraste com ar.....	30
3.4.1.2 Adsorção em carvão.....	33
3.4.1.3 Coagulação, floculação e sedimentação.....	34

4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
4.1 Objetivo de estudo: ETE-Suzano.....	39
4.1.1 Localização.....	39
4.1.2 Descrição da ETE-Suzano.....	40
4.1.3 Descrição das unidades de tratamento.....	41
4.1.4 Caracterização do esgoto afluente e do efluente final da ETE-Suzano.....	45
4.2 Efluente industrial.....	47
4.2.1 Avaliação da unidade fabril geradora do efluente.....	47
4.2.2 Caracterização do efluente industrial.....	48
4.3 Realização de ensaios de fracionamento do efluente industrial.....	50
4.3.1 Escolha dos testes de fracionamento.....	51
4.3.2 Realização dos testes de fracionamento.....	52
4.3.2.1 Fracionamento por arraste com ar.....	52
4.3.2.2 Adsorção em carvão ativado.....	54
4.3.2.3 Coagulação, floculação e sedimentação.....	55
4.4 Ensaios do RTA.....	55
4.4.1 Vazões consideradas para o RTA.....	60
4.4.2 Monitoramento dos reatores.....	60
5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	62
5.1 Teste 1 - Efluente industrial submetido a aeração.....	65
5.2 Teste 2 - Efluente industrial submetido a aeração.....	69
5.3 Teste 3 - Efluente industrial fracionado com CAP.....	73

5.4 Teste 4 - Efluente industrial fracionado com CAP.....	78
5.5 Teste 5 - Efluente industrial fracionado por coagulação floculação e sedimentação.....	83
5.6 Teste 6 - Efluente industrial submetido à coagulação, floculação e sedimentação.....	91
5.7 Teste 7 - Efluente industrial submetido à aeração em pH = 12,0.....	96
5.8 Teste 8 - Efluente industrial submetido à adsorção em CAP.....	100
5.9 Teste 9 – Efluente industrial submetido à aeração.....	104
5.10 Alternativas de pré-tratamento para a indústria estudada.....	110
 6 CONCLUSÕES.....	 111
 7 RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	 114
 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	 115

ANEXOS

Anexo I – Resultados dos testes RTA modificado - taxas de utilização e oxigênio.....	122
 Anexo II - Resultados dos testes RTA modificado – parâmetros operacionais.....	 210
 Anexo III - Resultados dos testes RTA modificado – testes de toxicidade crônica.....	 220

LISTA DE FIGURAS

TÍTULO	Página
Figura 1 – Corrosão provocada por H ₂ S (Estados Unidos, 2003).....	6
Figura 2 – Explosão provocada por despejos com hexano (Estados Unidos, 2003)....	6
Figura 3 – Incrustação em tubulações de esgoto devido a lançamentos do efluente industrial no sistema público (Delatorre Jr., 2005).....	7
Figura 4 – Esquema do RTA modificado (Morita, 2005).....	17
Figura 5 – Fluxograma – Estudo de aceitabilidade: Proposta de responsabilidade conjunta (SABESP, 2005).....	21
Figura 6 – Classificação dos diversos tipos de materiais em suspensão e seu tamanho (diâmetro) específico.....	36
Figura 7 – Municípios atendidos pela ETE – Suzano (SABESP, 2005).....	39
Figura 8 – Sistemas principais de esgoto da Região Metropolitana de São Paulo (SABESP, 2005).....	40
Figura 9 – Fluxograma de processo ETE – Suzano (SABESP, 1995).....	45
Figura 10 – Efluente industrial submetido à aeração (Teste 3).....	53
Figura 11 – Vista dos reatores utilizados na investigação experimental.....	59
Figura 12 – Gráfico da variação da concentração de OD em função do tempo.....	61
Figura 13 – Gráfico comparativo entre as remoções de DQO na ETE-Suzano e remoções de DQO no reator RTA-ETE.....	64

Figura 14 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 1.....	66
Figura 15 - Variação de N-NH ₃ em função do tempo – Teste 1.....	66
Figura 16 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 1.....	67
Figura 17 – Alteração no aspecto do efluente industrial	69
Figura 18 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 2.....	71
Figura 19 - Variação de N-NH ₃ em função do tempo – Teste 2.....	71
Figura 20 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 2.....	72
Figura 21 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 2.....	72
Figura 22 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 3.....	76
Figura 23 - Variação de N-NH ₃ em função do tempo – Teste 3.....	76
Figura 24 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 3.....	77
Figura 25 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 3.....	77
Figura 26 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 4.....	81
Figura 27 - Variação de N-NH ₃ em função do tempo – Teste 4.....	81
Figura 28 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 4.....	82
Figura 29 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 4.....	82

Figura 30 – Ensaio de fracionamento com FeCl_3	84
Figura 31 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 5.....	88
Figura 32 - Variação de N-NH_3 em função do tempo – Teste 5.....	88
Figura 33 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 5.....	89
Figura 34 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 5.....	89
Figura 35 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 6.....	94
Figura 36 - Variação de N-NH_3 em função do tempo – Teste 6.....	94
Figura 37 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 6.....	95
Figura 38 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 6.....	95
Figura 39 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 7.....	98
Figura 40 - Variação de N-NH_3 em função do tempo – Teste 7.....	98
Figura 41 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 7.....	99
Figura 42 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 7.....	99
Figura 43 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 8.....	102
Figura 44 - Variação de N-NH_3 em função do tempo – Teste 8.....	102
Figura 45 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 8.....	103

Figura 46 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 8.....	103
Figura 47 – Aspecto do efluente industrial submetido à aeração.....	105
Figura 48 - Variação da TEUO em função do tempo – Teste 9.....	107
Figura 49 - Variação de N-NH ₃ em função do tempo – Teste 9.....	107
Figura 50 - Variação da DQO em função do tempo – Teste 9.....	108
Figura 51 - Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 9.....	108

ANEXOS

Figura A.1-1 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – início.....	123
Figura A.1-2 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 - início.....	124
Figura A.1-3 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 - início.....	125
Figura A.1-4 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – 4 horas.....	126
Figura A.1-5 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – 4 horas.....	127
Figura A.1-6 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 – 4 horas.....	128
Figura A.1-7 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – 6 horas.....	129

Figura A.1-8 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – 6 horas.....	130
Figura A.1-9 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 – 6 horas.....	131
Figura A.1-10 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2– início.....	132
Figura A.1-11 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – início.....	133
Figura A.1-12 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – início.....	134
Figura A.1-13 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 2 horas.....	135
Figura A.1-14 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 2 horas.....	136
Figura A.1-15 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 2 horas.....	137
Figura A.1-16 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 6 horas.....	138
Figura A.1-17 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 6 horas.....	139
Figura A.1-18 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 6 horas.....	140

Figura A.1-19 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 2 horas.....	141
Figura A.1-20 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 2 horas.....	142
Figura A.1-21 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 2 horas.....	143
Figura A.1-22 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 4 horas.....	144
Figura A.1-23 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 4 horas.....	145
Figura A.1-24 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 4 horas.....	146
Figura A.1-25 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 6 horas.....	147
Figura A.1-26 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 6 horas.....	148
Figura A.1-27 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 6 horas.....	149
Figura A.1-28 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 - início.....	150
Figura A.1-29 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 - início.....	151
Figura A.1-30 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – início.....	152

Figura A.1-31 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – 2 horas.....	153
Figura A.1-32 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – 2 horas.....	154
Figura A.1-33 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – 2 horas.....	155
Figura A.1-34 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – 6 horas.....	156
Figura A.1-35 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – 6 horas.....	157
Figura A.1-36 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – 6 horas.....	158
Figura A.1-37 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – início.....	159
Figura A.1-38 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – início.....	160
Figura A.1-39 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – início.....	161
Figura A.1-40 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 2 horas.....	162
Figura A.1-41 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 2 horas.....	163
Figura A.1-42 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 2 horas.....	164

Figura A.1-43 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 6 horas.....	165
Figura A.1-44 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 6 horas.....	166
Figura A.1-45 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 6 horas.....	167
Figura A.1-46 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – início.....	168
Figura A.1-47 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – início.....	169
Figura A.1-48 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 - início.....	170
Figura A.1-49 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 2 horas.....	171
Figura A.1-50 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 2 horas.....	172
Figura A.1-51 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 2 horas.....	173
Figura A.1-52 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 4 horas.....	174
Figura A.1-53 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 4 horas.....	175
Figura A.1-54 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 4 horas.....	176

Figura A.1-55 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 6 horas.....	177
Figura A.1-56 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 6 horas.....	178
Figura A.1-57 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 6 horas.....	179
Figura A.1-58 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – início.....	180
Figura A.1-59 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – início.....	181
Figura A.1-60 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – início.....	182
Figura A.1-61 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 2 horas.....	183
Figura A.1-62 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 2 horas.....	184
Figura A.1-63 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 2 horas.....	185
Figura A.1-64 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 4 horas.....	186
Figura A.1-65 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 4 horas.....	187
Figura A.1-66 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 4 horas.....	188

Figura A.1-67 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 6 horas.....	189
Figura A.1-68 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 6 horas.....	190
Figura A.1-69 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 6 horas.....	191
Figura A.1-70 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 - início.....	192
Figura A.1-71 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 - início.....	193
Figura A.1-72 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 - início.....	194
Figura A.1-73 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 – 4 horas.....	195
Figura A.1-74 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 – 4 horas.....	196
Figura A.1-75 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 – 4 horas.....	197
Figura A.1-76 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 – 6 horas.....	198
Figura A.1-77 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 – 6 horas.....	199
Figura A.1-78 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 – 6 horas.....	200

Figura A.1-79 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 - início.....	201
Figura A.1-80 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – início.....	202
Figura A.1-81 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – início.....	203
Figura A.1-82 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 2 horas.....	204
Figura A.1-83 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 2 horas.....	205
Figura A.1-84 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 2 horas.....	206
Figura A.1-85 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 6 horas.....	207
Figura A.1-86 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 6 horas.....	208
Figura A.1-87 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 6 horas.....	209

TABELAS

Tabela 1 – Composição do esgoto sintético utilizado nas séries I e II do teste de toxicidade refratária (Estados Unidos, 1989).....	16
Tabela 2 – Tecnologias de pré-tratamento comuns aplicadas a efluentes não domésticos (W.E.F., 1994).....	26
Tabela 3 – Alternativas de pré-tratamento mais utilizadas para os efluentes industriais (W.E.F., 1994).....	29
Tabela 4 – Diâmetro / Densidade x Velocidade de sedimentação da partícula.....	36
Tabela 5 – Coagulantes e floculantes comuns em processos de coagulação e floculação.....	38
Tabela 6 – Dados do afluente bruto e do efluente final da ETE – Suzano.....	46
Tabela 7 – Parâmetros x Metodologia Analítica Utilizada.....	48
Tabela 8 – Contaminantes presentes nos efluentes da células produtivas.....	49
Tabela 9 – Valores mínimos e máximos encontrados na caracterização das amostras compostas do efluente industrial.....	62
Tabela 10 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 1	65
Tabela 11 – Compostos inibidores da nitrificação.....	68
Tabela 12 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 2.....	70
Tabela 13 – Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal no teste de fracionamento com CAP(Teste 3).....	74

Tabela 14 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste3.....	75
Tabela 15 - Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal pela adsorção em CAP (Teste 4).....	79
Tabela 16 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 4.....	80
Tabela 17 - Resultados dos ensaios de turbidez – Teste 5.....	83
Tabela 18 – Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal e metais obtidos pela coagulação, floculação e sedimentação do efluente industrial (Teste 5).....	85
Tabela 19 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 5.....	87
Tabela 20 – Toxicidade de alguns metais em termos de CE50, 48h para <i>Daphnia Magna</i>	91
Tabela 21 – Eficiência de DQO, nitrogênio amoniacal e metais por coagulação, floculação e sedimentação do efluente industrial (Teste 6).....	92
Tabela 22 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 6.....	93
Tabela 23 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 7.....	97
Tabela 24 – Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal com o efluente industrial submetido à adsorção com CAP (Teste 8).....	100
Tabela 25 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 8.....	101
Tabela 26 - Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 9.....	106

ANEXOS

Tabela A.1-1 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – início.....	123
--	-----

Tabela A.1-2 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 - início.....	124
Tabela A.1-3 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 - início.....	125
Tabela A.1-4 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – 4 horas.....	126
Tabela A.1-5 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – 4 horas.....	127
Tabela A.1-6 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 – 4 horas.....	128
Tabela A.1-7 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – 6 horas.....	129
Tabela A.1-8 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – 6 horas.....	130
Tabela A.1-9 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 1 – 6 horas.....	131
Tabela A.1-10 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2– início.....	132
Tabela A.1-11 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – início.....	133
Tabela A.1-12 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – início.....	134
Tabela A.1-13 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 2 horas.....	135
Tabela A.1-14 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 2 horas.....	136

Tabela A.1-15 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 2 horas.....	137
Tabela A.1-16 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 6 horas.....	138
Tabela A.1-17 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 6 horas.....	139
Tabela A.1-18 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 6 horas.....	140
Tabela A.1-19 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 2 horas.....	141
Tabela A.1-20 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 2 horas.....	142
Tabela A.1-21 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 2 horas.....	143
Tabela A.1-22 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 4 horas.....	144
Tabela A.1-23 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 4 horas.....	145
Tabela A.1-24 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 4 horas.....	146
Tabela A.1-25 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 6 horas.....	147
Tabela A.1-26 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 6 horas.....	148

Tabela A.1-27 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 6 horas.....	149
Tabela A.1-28 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 - início.....	150
Tabela A.1-29 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 - início.....	151
Tabela A.1-30 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – início.....	152
Tabela A.1-31 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – 2 horas.....	153
Tabela A.1-32 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – 2 horas.....	154
Tabela A.1-33 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – 2 horas.....	155
Tabela A.1-34 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – 6 horas.....	156
Tabela A.1-35 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – 6 horas.....	157
Tabela A.1-36 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – 6 horas.....	158
Tabela A.1-37 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – início.....	159
Tabela A.1-38 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – início.....	160

Tabela A.1-39 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – início.....	161
Tabela A.1-40 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 2 horas.....	162
Tabela A.1-41 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 2 horas.....	163
Tabela A.1-42 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 2 horas.....	164
Tabela A.1-43 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 6 horas.....	165
Tabela A.1-44 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 6 horas.....	166
Tabela A.1-45 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 6 horas.....	167
Tabela A.1-46 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – início.....	168
Tabela A.1-47 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – início.....	169
Tabela A.1-48 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 - início.....	170
Tabela A.1-49 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 2 horas.....	171
Tabela A.1-50 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 2 horas.....	172

Tabela A.1-51 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 2 horas.....	173
Tabela A.1-52 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 4 horas.....	174
Tabela A.1-53 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 4 horas.....	175
Tabela A.1-54 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 4 horas.....	176
Tabela A.1-55 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6 – 6 horas.....	177
Tabela A.1-56 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6 – 6 horas.....	178
Tabela A.1-57 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6 – 6 horas.....	179
Tabela A.1-58 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – início.....	180
Tabela A.1-59 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – início.....	181
Tabela A.1-60 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – início.....	182
Tabela A.1-61 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 2 horas.....	183
Tabela A.1-62 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 2 horas.....	184

Tabela A.1-63 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 2 horas.....	185
Tabela A.1-64 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 4 horas.....	186
Tabela A.1-65 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 4 horas.....	187
Tabela A.1-66 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 4 horas.....	188
Tabela A.1-67 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7 – 6 horas.....	189
Tabela A.1-68 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7 – 6 horas.....	190
Tabela A.1-69 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7 – 6 horas.....	191
Tabela A.1-70 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 - início.....	192
Tabela A.1-71 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 - início.....	193
Tabela A.1-72 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 - início.....	194
Tabela A.1-73 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 – 4 horas.....	195
Tabela A.1-74 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 – 4 horas.....	196

Tabela A.1-75 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 – 4 horas.....	197
Tabela A.1-76 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8 – 6 horas.....	198
Tabela Figura A.1-77 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8 – 6 horas.....	199
Tabela A.1-78 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8 – 6 horas.....	200
Tabela A.1-79 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 - início.....	201
Tabela A.1-80 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – início.....	202
Tabela A.1-81 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – início.....	203
Tabela A.1-82 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 2 horas.....	204
Tabela A.1-83 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 2 horas.....	205
Tabela A.1-84 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 2 horas.....	206
Tabela A.1-85 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 6 horas.....	207
Tabela A.1-86 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 6 horas.....	208

Tabela A.1-87 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 6 horas.....	209
Tabela A.II-1 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 1.....	211
Tabela A.II-2 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 2.....	212.
Tabela A.II-3 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 3.....	213
Tabela A.II-4 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 4.....	214
Tabela A.II-5 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 5.....	215
Tabela A.II-6 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 6.....	216
Tabela A.II-7 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 7.....	217
Tabela A.II-8 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 8.....	218
Tabela A.II-9 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 9.....	219
Tabela A.III-1 Resultados dos testes de toxicidade crônica a <i>Ceriodaphnia dubia</i> dos efluentes finais dos reatores RTA.....	221

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAA – Autoridad de Acueductos y Alcantarrillados

APHA – American Public Health Association

AWWA – American Water Works Association

CAP – Carvão Ativado em Pó

Cd – Cádmio

CE50 – Concentração do agente tóxico que causa um efeito específico em 50 % dos organismos.

CENO – Concentração de efeito não observado

CEO – Concentração de efeito observado

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CL50 – Concentração do agente tóxico que causa letalidade em 50% dos organismos em um determinado período de exposição

CM – Conta Mensal

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPASA – Companhia de saneamento ambiental de Minas Gerais

Cr total – Cromo total

Cr⁶⁺ - Cromo hexavalente

Cu - Cobre

CWA – Clean Water Act

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DMAE / POA – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EA – Esgoto Afluente

E.C. – Environment Canada

EDTA – Ácido Etileno Diamino Tetracético

ENDs – Efluentes Não Domésticos

E.P.A. – Environmental Protection Agency

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

Fe – Ferro

Fe_{sol} – Ferro Solúvel

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler

GAC – Carvão Ativado Granular

H₂S – Ácido Sulfídrico

IAP – Instituto Ambiental do Paraná

JICA – Japan International Cooperation Agency

LAS- Alquil Lauril Sulfonato

LAR – Lodo Ativado de Retorno

MF – Microfiltração

Mn – Manganês

Mn_{sol} – Manganês Solúvel

Mo – Molibdênio

Ni – Níquel

NPDES – National Pollutant Discharge Elimination System

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

OR – Osmose Reversa

PV – Poço de Visita

PREND – Programa de Recebimento de Efluentes Não Domésticos

Pb – Chumbo

PCBs – Bifenilas Policloradas

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

RTA – Refractory Toxicity Assessment

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná

SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente - Ceará

SD – Sólidos dissolvidos

SDF – Sólidos dissolvidos fixos

SDT – Sólidos dissolvidos totais

SDV – Sólidos dissolvidos voláteis

SS – Sólidos em suspensão

SSF – Sólidos em suspensão fixos

SSV – Sólidos em suspensão voláteis

SST – Sólidos em suspensão totais

ST – Sólidos totais

STF – Sólidos totais fixos

STV – Sólidos totais voláteis

TEUO – Taxa específica de utilização de oxigênio

TIE – Toxicity Identification Evaluation

TRE – Toxicity Reduction Evaluation

TUO – Taxa de Utilização de Oxigênio

VOCs = COVs – Compostos Orgânicos Voláteis

UF - Ultrafiltração

U.S.E.P.A. – United States Environmental Protection Agency

VC – Valor crônico

W.E.F. – Water Environment Federation

Zn – Zinco

RESUMO

Normalmente, a causa da toxicidade do efluente de uma estação de tratamento de esgotos não é conhecida. Devido à complexidade dos efluentes não domésticos por ela recebidos, um programa de redução de toxicidade deve ser implementado, contemplando desde a descarga no corpo d'água até a fonte de poluição. A identificação do(s) poluente(s) que causa(m) impacto na estação e o mecanismo de toxicidade, tipicamente, não são simples de serem determinados a partir de dados de caracterização tradicional de águas residuárias. Além disso, a toxicidade pode estar ligada à presença de compostos refratários ou sub-produtos gerados na própria estação de tratamento de esgotos. Devido ao efeito sinérgico dos poluentes, a metodologia dos limites locais nem sempre pode ser aplicada.

Desta forma, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de determinar as classes de poluentes presentes na água residuária de uma indústria química, que causa toxicidade e inibição na estação de tratamento de esgotos de Suzano (ETE Suzano), sistema convencional de lodos ativados, localizada na Região Metropolitana de São Paulo, e propor, a partir dos resultados obtidos, tecnologias de pré-tratamento para o referido efluente.

Ensaio de fracionamento da água residuária industrial seguidos de testes de avaliação da toxicidade refratária modificados por Ferraresi (2001) foram realizados, utilizando-se um reator que simulava as condições atuais da estação e outros dois que avaliavam a condição futura, nas condições críticas de máxima vazão do efluente industrial pré-tratado e mínima da ETE-Suzano. Os resultados dos ensaios de fracionamento indicaram que compostos voláteis, adsorvíveis e material particulado eram os principais responsáveis pela inibição à nitrificação e pela toxicidade conferida ao efluente final da ETE-Suzano. Desta forma, arraste com ar, adsorção em carvão e coagulação, floculação e sedimentação ou flotação com ar dissolvido são tecnologias que podem ser utilizadas como pré-tratamento do efluente industrial estudado.

ABSTRACT

Typically, the cause of effluent aquatic toxicity is unknown. Due to this and the complex makeup and varying toxicants in individual waste streams, a toxicity reduction program must usually begin at the discharge and proceed upstream to find the source. The key toxicant(s) and the actual toxic mechanism are normally not apparent from traditional characterization data and may consist of refractory organics or by-products generated in biological treatment process. Due to the complex interaction between toxicants, threshold concentration for specific compounds cannot be universally applied.

The research work was carried out to identify classes of pollutants from chemical industry effluent that causes toxicity and inhibition at Suzano Wastewater Treatment Plant (Suzano WTP), a conventional activated sludge process, located at São Paulo Metropolitan Region and to suggest based on results, pretreatment technologies to this wastewater.

Methods applied in effluent treatment scenarios (e.g., air stripping, powdered carbon, coagulation, flocculation and sedimentation) and Refractory Toxicity Assessment (RTA) according Ferraresi (2001) were used. A reactor simulated the real condition of Suzano WTP and two others, future condition with maximum flow rate of treated industrial wastewater and minimum flow rate of sewage.

Volatile compounds, adsorbed and particulate material present in industrial effluent caused inhibition in activated sludge process and effluent WTP toxicity. Thus, air stripping, carbon adsorption and coagulation, flocculation and sedimentation or air dissolved flotation were efficient technologies to pretreat this industrial effluent.

1 INTRODUÇÃO

A questão ambiental tornou-se assunto de interesse público em todas as partes do mundo; não apenas os países desenvolvidos vêm sendo afetados pelos problemas ambientais, mas também as nações sub-desenvolvidas sofrem os graves impactos da poluição.

O desenvolvimento sustentável é o grande desafio da atualidade, pois o bem-estar econômico e social do Homem remete a duas questões aparentemente antagônicas: por um lado, o crescimento das atividades industriais e de serviços e de outro, a preservação do meio ambiente.

O avanço tecnológico industrial tem tornado o tratamento dos resíduos gerados nas unidades produtivas cada vez mais difícil, complexo e de alto custo. Por esta razão, algumas indústrias têm destinado seus efluentes líquidos no sistema público de esgotos, sem considerar que as estações de tratamento convencionais são projetadas, essencialmente, para a remoção de matéria orgânica de fácil biodegradação e, portanto, nesse sistema, os poluentes perigosos não são removidos. A questão ainda é mais delicada, quando indústrias, em sua maioria de grande porte, decidem construir seu próprio sistema de tratamento e o fazem sob os mesmos moldes das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) convencionais e enfrentam dificuldades na operação, além de não atingirem o objetivo pré-estabelecido - a remoção dos poluentes perigosos.

Alguns fatores devem ser seriamente avaliados pela indústria antes de se construir um sistema de tratamento de águas residuárias, entre eles, a natureza, as características e a concentração dos poluentes; o volume de efluente gerado; a energia requerida, o custo e a previsão de possíveis mudanças no processo produtivo.

Em virtude das dificuldades apresentadas, uma saída coerente e normalmente economicamente viável para as indústrias é a realização de pré-tratamento para seus efluentes antes do lançamento no sistema público de esgotos.

Um programa de pré-tratamento tem como objetivo básico a prevenção da introdução de poluentes em sistemas públicos de esgotos, os quais poderão:

- afetar a integridade física do sistema de coleta, transporte e tratamento de esgotos por problemas de corrosão;
- inibir o processo biológico de tratamento;
- gerar efluentes com qualidade inadequada para atendimento aos requisitos legais;
- afetar a qualidade dos produtos gerados, inviabilizando o reúso do efluente tratado e a disposição do lodo, seja na agricultura, na indústria ou mesmo em aterros;
- atravessar, inalterados, a estação de tratamento de esgotos e atingir os corpos d'água, prejudicando a vida aquática e contribuindo para a diminuição de água com qualidade para abastecimento público;
- gerar problemas de saúde ocupacional para os operadores das ETEs.
- contribuir para a poluição atmosférica, que pode ocorrer com a volatilização de compostos tóxicos na estação de tratamento ou ainda através da incineração do lodo gerado;
- provocar a poluição de águas subterrâneas, através de vazamentos no sistema de coleta e transporte ou da lixiviação de poluentes provenientes do lodo contaminado disposto inadequadamente no solo;
- causar problemas de obstrução, através de incrustações no sistema de coleta e transporte de esgotos e interferir na vazão afluente ao sistema de tratamento, devido às próprias características físicas do efluente ou a reações provocadas por sua composição química;
- apresentar riscos de inflamabilidade e/ou explosividade no sistema de coleta e transporte de esgotos, pela geração de vapores ou mesmo reações químicas específicas.

O grande problema enfrentado não só em São Paulo como em todo o Brasil é que não existe um programa efetivo de pré-tratamento para Efluentes Não Domésticos (ENDs) considerando os poluentes perigosos e ainda não se observam fóruns de discussão sobre tais programas, fundamentado na necessidade de proteção ao meio ambiente e no desenvolvimento sustentável. Um fator primordial que explica a dificuldade de se estabelecer no Brasil um programa de pré-tratamento a

nível nacional, a exemplo do que ocorre nos Estados Unidos da América, é a grande discrepância que existe entre a realidade dos estados.

A necessidade de melhorar os critérios para o recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgotos e delinear sistemas de pré-tratamento adequados para minimizar seus impactos na estação de tratamento e no corpo receptor foi o que motivou a realização deste trabalho.

2 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é definir alternativas de pré-tratamento específicas para água residuária de uma indústria química, que é recebida via rede na estação de tratamento de esgotos de Suzano, buscando a redução de toxicidade do seu efluente final e de inibição no reator biológico.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Na busca pela melhoria na gestão de efluentes não domésticos, seja no sistema de coleta, transporte e tratamento ou ainda na determinação de impactos causados no sistema ou no corpo receptor, uma série de estudos foi desenvolvida e algumas metodologias implantadas. Aspectos importantes abordados em cerca de trinta anos de dedicação a este tema foram pesquisados e os mais relevantes são comentados a seguir.

3.1 Efeitos dos poluentes no sistema de coleta, transporte e tratamento de esgotos

O lançamento de poluentes perigosos no sistema público de esgotos pode provocar sérias conseqüências, sob diversos aspectos. Condições adversas provocadas pela entrada de poluentes na ETE podem afetar a biodegradação da matéria orgânica, interferindo no desempenho do sistema de tratamento. Os poluentes podem ainda atravessar inalterados a estação de tratamento, alcançando os corpos d'água e apresentando sério perigo à vida aquática e ao Homem (Morita,1993). Nesse caso, podem também inviabilizar o reúso do efluente tratado, devido às características que lhe conferem, o deixando fora das condicionantes exigidas para finalidades diversas.

Muitos compostos são corrosivos (Olson; Callaway, 1997), inflamáveis e explosivos, como metanol, metil etil cetona, hexano, e devido a esta característica, a integridade estrutural dos sistemas de coleta e transporte de esgotos também pode ser afetada, tanto que a USEPA (USEPA, 1999) tem reportado acidentes devido a explosões em redes e estações elevatórias. As figuras 1 e 2 mostram exemplos dos efeitos de corrosão e explosividade causados por despejos com essas características.

Figura 1 - Corrosão em tubulação provocada por H_2S (USEPA, 2003)

Figura 2 – Explosão em rua provocada por despejo com hexano (USEPA, 2003)

Despejos contendo compostos tóxicos podem também resultar na liberação de vapores venenosos no sistema de coleta e transporte de esgotos. Isto ocorre com mais frequência quando resíduos ácidos reagem com outros presentes no despejo, como por exemplo, cianeto, formando gás cianídrico, altamente tóxico. Similarmente, sulfetos podem ser desprendidos na forma de gás sulfídrico, também tóxico. Esses compostos podem ser altamente perigosos aos operadores do sistema de coleta e transporte de esgotos, expostos a tais condições no desenvolvimento de suas tarefas.

Outros compostos, por sua vez, podem incrustar nas tubulações e bombas do sistema de coleta e transporte de esgotos, ocasionando paralisações ou transbordamentos indesejáveis, podendo resultar, inclusive, em danos à população. Se a incrustação ocorrer em bombas ou tubulações em unidades internas a ETE, o sistema de tratamento poderá ser diretamente comprometido.

Outro aspecto a ser considerado é que o sistema de coleta e transporte de esgotos representa um patrimônio da sociedade, que paga pelos serviços de saneamento básico e, portanto, o ônus devido à correção de um dano causado pelo lançamento de uma descarga de END contendo poluentes perigosos não pode recair sobre esta sociedade (Delatorre Jr., 2005). A figura 3 mostra tubulações da SABESP afetadas por incrustação, devido a lançamentos de ENDs no sistema público de esgotos.

Figura 3 - Incrustação em tubulação de esgoto devido a lançamento de efluente industrial no sistema público (Delatorre Jr., 2005).

3.2 Critérios para o recebimento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos

Segundo a USEPA (USEPA, 2001), existem, basicamente, duas metodologias para definição de critérios de aceitação de ENDs em sistemas públicos de esgotos:

- Determinação de limites locais de poluentes perigosos, levando em consideração os padrões de qualidade de água dos corpos receptores, a integridade do sistema de coleta, a eficiência dos processos biológicos de tratamento e a questão de saúde e segurança dos operadores;
- Realização de testes de toxicidade de compostos químicos e águas residuárias industriais aos processos biológicos de tratamento e aos organismos das águas receptoras.

3.2.1 Metodologia dos limites locais

De acordo com o Guia para Desenvolvimento de Limites Locais da EPA (USEPA, 2001), para proteger suas operações e garantir que as descargas no corpo d'água estejam de acordo com os requisitos Estadual e Federal, uma concessionária de serviços de saneamento deverá desenvolver seus limites locais, levando em

consideração condições específicas da região e critérios relativos à operação e desempenho das ETEs, saúde e segurança dos operadores e qualidade do lodo e dos corpos d'água receptores. Esta metodologia converte esses critérios em limites, através de equações de balanço de massa. Estes são calculados por poluente e para cada critério, levando-se em conta a remoção dos mesmos nas várias unidades de tratamento.

No cálculo dos limites para os poluentes conservativos, assume-se que a carga afluyente ao processo de tratamento é igual à soma das cargas no efluente líquido e no lodo gerado no processo. Já, no caso de poluentes não conservativos, os cálculos são modificados para levar em conta as perdas por biodegradação, volatilização e adsorção no floco biológico. Para cada poluente são, então, calculadas várias concentrações limites admissíveis, derivadas dos diversos critérios adotados (qualidade da água, prevenção à inibição dos processos biológicos de tratamento, qualidade do lodo gerado), sendo a menor delas, isto é, a mais restritiva, selecionada como a máxima concentração admissível afluyente a ETE. Se a concentração do poluente estiver abaixo desta, estão assegurados todos os critérios aplicáveis para o composto em questão (Sapia, 1999; USEPA, 2001). Uma vez especificadas as concentrações máximas admissíveis afluentes à ETE, essas cargas devem ser alocadas entre os usuários do sistema, levando-se em consideração inclusive modificações futuras para o cenário avaliado. Portanto, é importante salientar que os limites locais são estabelecidos para as fontes geradoras dos efluentes e não para a ETE.

Este assunto foi explorado com bastante propriedade por Morita e Sapia (1999) e algumas conclusões relativas à aplicação desta metodologia para a Região Metropolitana de São Paulo, podem ser ressaltadas:

- “Fica clara a necessidade de levantamento dos compostos prioritários detectados no sistema em estudo, conceito básico da metodologia dos limites locais, porém isto demandaria uma campanha de monitoramento não só do sistema de coleta e tratamento, como também das fontes de ENDs e corpos d'água, já que grande parte destas fontes ainda não foi interligada ao sistema público de esgotos;

- A necessidade dessa campanha de monitoramento justifica-se pelo fato das descargas de ENDs não serem consideradas constantes, sendo ainda muitos dos poluentes voláteis;
- É totalmente desaconselhável a utilização de dados de outros países, seja pela diferença do parque industrial como também das matérias primas;
- As concentrações limites são calculadas poluente a poluente para cada critério a ser adotado, desconsiderando-se, portanto, os efeitos sinérgicos, comuns em efluentes industriais complexos;
- Observam-se dificuldades na definição de concentrações limites para poluentes não conservativos, já que estas são determinadas a partir de equações de balanço de massa;
- No caso da constatação de algum composto específico que possa estar interferindo no sistema de tratamento, a metodologia dos limites locais poderá ser útil, a destacar na questão da avaliação da qualidade do lodo para utilização na agricultura;
- Em casos de sistemas com poucas fontes de ENDs, esta metodologia pode-se apresentar adequada, principalmente pela facilidade de incorporação dos referidos critérios de recebimento nos regulamentos internos da companhia de saneamento, a exemplo dos padrões de emissão e de qualidade estabelecidos na legislação paulista;
- Verifica-se a dificuldade de aplicação da metodologia dos limites locais como única base de desenvolvimento de critérios de recebimento em sistemas públicos de esgotos inseridos em áreas metropolitanas e que possuam número elevado de fontes contribuintes”.

Com o objetivo de determinar os limites locais para as fontes geradoras de poluentes, modelos matemáticos têm sido desenvolvidos, buscando prever o destino desses no sistema de tratamento. O primeiro modelo foi publicado por Namkung e Rittmann (1987) apud Rittmann et al. (2003). A partir deste, foram desenvolvidos outros mais sofisticados ((Baillod et al (1990); Cowan et al.(1993); Lee et al. (1998); Melcer et al. (1994); Montiet et al. (1995); Rittmann et al (1988); Rittmann et al.(2001); Struijs et al (1991); TOXCHEM (Canadá,1994)) apud Rittmann et al. (2003); PRELIM (USEPA, 1996 -Versão 5.0), considerando-se o

processo de lodos ativados. Experiências demonstraram que o uso de modelos matemáticos pode até ser adequado para a determinação das concentrações limites de alguns metais pesados, mas o mesmo sucesso não é observado quando se trata de compostos orgânicos voláteis ou hidrófobos.

O que ocorre é que, a despeito da sofisticação alcançada pelos modelos matemáticos desenvolvidos até hoje, permanecem dois aspectos limitadores:

- a) O primeiro é que os modelos são desenvolvidos para condições estacionárias.

Enquanto a análise do sistema em condições estacionárias é de grande valor para compostos provenientes de esgotos domésticos (Grady et al., 1999; Metcalf & Eddy, 1979; Rittmann and McCarty, 2001 *apud* Rittmann et al. 2003), ela não reflete a realidade do que ocorre nas estações de tratamento que recebem poluentes perigosos, especialmente compostos voláteis e hidrófobos. Além disso, as condições operacionais, como vazão e cargas afluentes, taxa de aeração, etc., podem mudar drasticamente num curto intervalo de tempo, resultando num cenário de processos dinâmicos e ocorrências não previsíveis. Nestas circunstâncias, o destino de um contaminante pode ser controlado por condições não estacionárias e ser bem diferente daquele que eventualmente ocorreria em condições estáveis;

- b) O segundo aspecto, comum nos modelos matemáticos, é que é admitida a condição de equilíbrio para a volatilização e a adsorção no lodo. Enquanto alguns modelos incluem cinética de volatilização (Lee et al., 1998 *apud* Rittmann et al., 2003), todos os desenvolvidos até agora para o processo de lodos ativados assumem o equilíbrio entre as concentrações do contaminante nas fases aquosas/gasosas/sólidas;

- c) Os resultados obtidos na modelagem matemática para compostos voláteis em unidades de arraste com ar difuso têm sido diferentes dos obtidos em escala real, porque não são considerados os aspectos hidrodinâmicos, a dessorção pela superfície e os efeitos da ruptura e coalescência de bolhas (Zambon, 1998).

Estudando simultaneamente a adsorção e a biodegradação de alquil benzeno sulfonato linear (LAS), importante agente tensoativo, Rittmann et al. (2001, 2003) descobriram que a transferência de massa do LAS do lodo para o meio líquido não era tão rápida. O coeficiente de transferência de massa para este composto foi de

aproximadamente 10 d^{-1} e, portanto, a sua biodegradação foi limitada por sua baixa taxa de dessorção da fase sólida para a líquida. Portanto, segundo Rittmann et al. (2001, 2003), quando se consideram modelos matemáticos que não apresentam operações sofisticadas o bastante para prever as cinéticas das reações em condições onde não predomine a estacionária, pode-se afirmar ser inadequada ou ao menos insuficiente a sua utilização para o estabelecimento dos limites locais em sistemas públicos de esgotos.

Além das dificuldades encontradas em termos da cinética das reações, os efeitos sinérgicos, resultantes da interação dos compostos diversos, presentes no sistema a ser avaliado, devem ser sempre considerados e toda essa adversidade ainda terá que estar extremamente resguardada por um cenário muito bem monitorado em termos de análises e completamente claro e atualizado em relação às vazões e origens das fontes contribuintes.

3.2.2 Testes de toxicidade para avaliação da possibilidade de recebimento de ENDs em sistemas públicos de esgotos

Com o intuito de manter a qualidade dos corpos d'água norte americanos, o *Clean Water Act* (CWA) proibiu, a partir de 1972, "o lançamento de poluentes em quantidades tóxicas". O *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES) estabeleceu padrões de qualidade da água, a fim de proteger a vida aquática e a saúde humana e testes de toxicidade aguda e crônica passaram a ser utilizados como parte dos controles. A toxicidade aguda é a medida dos efeitos letais que ocorrem num curto período de exposição (96 horas ou menos, por exemplo). A toxicidade crônica refere-se a efeitos sub-letais, tais como inibição da fertilização, crescimento e reprodução, que ocorrem após um longo período de exposição (21 dias, por exemplo). Efeitos agudos e crônicos a espécies aquáticas são medidos utilizando-se procedimentos padrões (USEPA - 40 CRF 136.3), especificados no NPDES. A USEPA tem publicado manuais que descrevem os testes de toxicidade para águas naturais e estuários (USEPA, 1993, 1994, 1995).

De acordo com a USEPA (USEPA, 1991), a avaliação da redução de toxicidade (TRE) é definida como "um estudo específico conduzido em um processo

conhecido", que tem por objetivo identificar os agentes responsáveis pela toxicidade de um efluente, isolar as fontes, controlá-las e avaliar a eficácia desse controle.

Para averiguar a redução da toxicidade em estações de tratamento de esgotos sanitários, a USEPA procede da seguinte forma:

- Parte-se de uma avaliação de redução de toxicidade voluntária ou obrigatória;
- Obtêm-se os dados e avalia-se o desempenho das instalações;
- Faz-se uma revisão do programa de pré-tratamento e uma avaliação do desempenho da ETE;
- Seleciona-se a melhor tecnologia de controle (pré-tratamento ou controle na estação);
- Após o controle da toxicidade ser implementado, é feito o acompanhamento através de monitoramento;
- No caso de informações adicionais serem necessárias, aplica-se a avaliação e identificação da toxicidade (*toxicity identification evaluation* - TIE), que determina as causas da toxicidade aguda ou crônica. Uma das maneiras de identificar as causas da toxicidade de um efluente é através do fracionamento do mesmo. Este consiste na aplicação de métodos físicos e químicos, de tal forma a reduzir sua toxicidade (Ford,1992);
- Se informações adicionais ainda forem necessárias, é avaliada a fonte de toxicidade e sendo necessário, testes de toxicidade aguda e crônica são realizados novamente;
- Quando todas as informações necessárias forem obtidas, opta-se por implantar, finalmente, o controle de toxicidade com seu devido monitoramento, a partir do pré-tratamento ou controle na estação.

No presente trabalho, será enfocado o “Refractory Toxicity Assessment” (RTA), uma vez que este foi o teste empregado na parte experimental. O estado da arte sobre os testes de toxicidade de poluentes e águas residuárias perigosas aos microrganismos aeróbios pode ser encontrado em USEPA (1999); Leite (1997); César (1999); Ford (1992).

3.2.2.1 Refractory Toxicity Assessment - RTA (USEPA, 1989)

Com o objetivo de prever o potencial que um despejo possui de contribuir para a toxicidade aguda ou crônica de um efluente de uma estação de tratamento de esgotos sanitários, foi desenvolvido pela U.S.E.P.A., em 1989, o Refractory Toxicity Assessment - RTA, que tem sido usado com sucesso para rastrear fontes de toxicidade aguda e crônica, usando espécies de água doce e de estuários/marinhas (Morris et al., 1990; Botts et al., 1992, 1993, 1994).

No ano de 1986, iniciou-se na cidade de Baltimore, Estados Unidos, mais especificamente na ETE de Patapsco, um estudo para o desenvolvimento de métodos para a redução de toxicidade em ETEs. Os objetivos deste estudo eram avaliar a capacidade de tratamento dos poluentes convencionais e tóxicos e desenvolver técnicas de identificação de poluentes específicos e métodos para localizar fontes de toxicidade. O protocolo com as etapas para a aplicação do método RTA foi inicialmente desenvolvido nesta ETE e tem sido continuamente revisto, visando o seu aprimoramento (Ferraresi, 2001).

Este protocolo descreve o tratamento de amostras de águas residuárias em reatores em batelada, com as características operacionais do sistema de tratamento em estudo. Embora tenha sido designado para simular o processo de lodos ativados convencional, ele também pode ser adaptado para outros processos de tratamento, incluindo sistemas de simples e duplo estágios de nitrificação (Collins, et al. 1991), sistemas biológicos com remoção de nutrientes e filtros biológicos. Portanto, o procedimento do RTA admite modificações a fim de que o ensaio possa ser utilizado para situações específicas.

a) “Refractory Toxicity Assessment”– série I (USEPA, 1989)

Na série I, os ensaios consistem em tratar as amostras de águas residuárias em biorreatores aeróbios em batelada, de 1,5 litros de volume total e, testar a toxicidade dos efluentes tratados. A toxicidade do esgoto afluente a ETE não é necessariamente a mesma observada em seu efluente, uma vez que o tratamento é capaz de remover compostos tóxicos presentes no esgoto.

Antes de se realizar o RTA, devem ser feitos testes de toxicidade com o lodo ativado da estação para determinar sua toxicidade. Se esta for maior que a do afluente à ETE, sugere-se a utilização de biomassa não tóxica de outra ETE ou de culturas sintéticas disponíveis no mercado.

São preparadas, nesta série, três misturas nos reatores em batelada: água residuária, esgoto sintético e biomassa não tóxica; água residuária, efluente primário e biomassa não tóxica; efluente primário e biomassa não tóxica. Se a biomassa for tóxica, é necessário adicionar biomassa não tóxica a outros três reatores para controle.

Os resultados obtidos pelo RTA na série I são então avaliados, como segue:

- reatores com água residuária, esgoto sintético e biomassa não tóxica - o resultado obtido no ensaio com esta mistura indica a toxicidade refratária da primeira, excluindo os efeitos do afluente à ETE;
- reatores com água residuária, efluente primário e biomassa não tóxica - o resultado obtido neste ensaio indica a toxicidade que realmente ocorre com a mistura do afluente à ETE ;
- reatores com efluente primário e biomassa não tóxica - o resultado determinado neste ensaio permite avaliar se a mistura da água residuária diminui a toxicidade do efluente primário (efeito antagônico) ou aumenta (efeito aditivo).

b) “Refractory Toxicity Assessment” – série II (USEPA, 1989)

A série II do RTA é realizada para coletar informações adicionais sobre as descargas industriais afluentes à ETE. As descargas industriais tóxicas, identificadas na série I, são analisadas pelo procedimento do RTA na série II. São realizadas várias diluições da água residuária industrial em estudo, para determinar a toxicidade que atravessa intacta a ETE. São utilizados sete reatores, também de 1,5 L de volume total, com diluições da água residuária a ser testada. Se a biomassa for tóxica, deve-se adicionar biomassa não tóxica a sete outros reatores adicionais, para

controle. Pode-se ainda identificar os componentes responsáveis pela toxicidade através de testes realizados nos efluentes tratados nos reatores. A coleta das amostras nesta série deve ser feita nos pontos de descarga dos efluentes industriais no sistema de coleta e transporte de esgotos. Caso tenham sido usadas amostras do sistema de coleta e transporte de esgotos na série I, os dados obtidos devem ser suficientes para identificar as descargas industriais problemáticas.

Os resultados do RTA na série II são avaliados, como segue:

- a) três reatores com diluições de água residuária industrial e esgoto sintético - nestes reatores, observa-se o efeito da água residuária na toxicidade do efluente tratado. Com a finalidade de se determinar as indústrias que mais contribuem para a toxicidade refratária, faz-se uma avaliação dos resultados dos testes de toxicidade. As toxicidades das águas residuárias industriais testadas são determinadas dividindo-se 100 pela CL50 e obtendo-se as unidades tóxicas, que podem ser comparadas;
- b) três reatores com diluições da água residuária industrial e efluente primário - este teste indica os efeitos dessas misturas na toxicidade do efluente da ETE. São eles que melhor refletem as condições da ETE, pois são considerados os efeitos sinérgicos e antagônicos. É feita uma classificação da água residuária industrial da mesma maneira que é feita para os reatores com água residuária industrial e esgoto sintético.
- c) um reator com o efluente primário - nele, da mesma forma que na série I, avalia-se o efeito antagônico ou aditivo que a água residuária confere à toxicidade do efluente primário.

Nos testes das séries I e II, utiliza-se esgoto sintético, que tem a mesma DQO solúvel e a mesma quantidade de nutrientes encontrada nos esgotos domésticos. A tabela 1 apresenta a sua composição.

Tabela 1 – Composição do esgoto sintético utilizado nas séries I e II do teste de toxicidade refratária (USEPA, 1989)

Constituinte	Concentração (g/L)
Bacto Peptona	32,0
Extrato de carne	22,0
Uréia	6,0
NaCl	1,4
CaCl ₂ .2 H ₂ O	0,8
MgSO ₄ . 7 H ₂ O	0,4
KH ₂ PO ₄	3,5
K ₂ HPO ₄	4,5

Obs.: A DQO solúvel da solução estoque é de 64.000 mgO₂/L

c) “Refractory Toxicity Assessment” modificado (Botts et al., 1994b)

O procedimento do RTA, publicado pela U.S.E.P.A (USEPA, 1989), foi modificado por Botts et al. (1994b). Da mesma maneira que no RTA original, são utilizados reatores em batelada para simular as condições operacionais da ETE estudada, mantendo-se as concentrações de sólidos em suspensão voláteis (SSV) e OD do tanque de aeração. A capacidade dos reatores é de 2 litros, e o período de teste, que antes era calculado para atingir a relação A/M igual à relação nominal da ETE, passa a ser igual ao tempo de detenção hidráulico do tanque de aeração.

São operados três reatores, como segue:

- a) no primeiro, de controle, são introduzidos o lodo ativado e o afluente à ETE;
- b) no segundo reator, simula-se a adição da água residuária industrial na ETE, trabalhando-se com a mesma quantidade de lodo ativado do primeiro reator e volumes de afluente à ETE e água residuária industrial proporcionais à relação entre a vazão máxima da segunda e a mínima da primeira;

c) O terceiro reator é uma duplicata de um dos outros dois reatores ou pode ser usado para avaliar a combinação de águas residuárias industriais descartadas na ETE.

A avaliação da inibição do sistema de tratamento, devido à introdução da água residuária industrial, é feita monitorando-se a taxa de utilização de oxigênio, as concentrações de DQO, nitrogênio amoniacal e nitrato dentro dos reatores.

Após o período de teste, os conteúdos dos reatores sedimentam, e são retiradas amostras dos sobrenadantes, que são filtradas e testadas para toxicidade crônica utilizando-se *Ceriodaphnia dubia* ou *Pimephales promelas*.

Para verificar se a adição da água residuária industrial causa inibição ao sistema de tratamento ou toxicidade no efluente final da ETE, comparam-se os resultados obtidos nos reatores de controle com os dos reatores com água residuária industrial. A figura 4 mostra um esquema do RTA modificado.

Figura 4 - Esquema do RTA modificado (Morita, 2005)

3.3 Práticas de recebimento de ENDs no Brasil e no mundo

- **Estado de São Paulo, Brasil**

No Estado de São Paulo, o lançamento de ENDs no sistema público de esgotos é regulamentado pela Legislação Estadual de Controle da Poluição Ambiental, Decreto Estadual Nº 15.425 de 23/07/1980 (SÃO PAULO, 1980). Esta legislação estabelece a obrigatoriedade do lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora em rede pública, desde que atendam aos padrões de emissão descritos no artigo 19 A ou, no caso de não atenderem, estão estes efluentes sujeitos ao pré-tratamento, de acordo com o artigo 19 B do mesmo Decreto. A concessionária de serviços de saneamento pode ainda, de acordo com a capacidade da ETE que receberá o efluente, indicar valores limites por poluentes, visando à proteção do sistema de coleta, transporte e tratamento, a saúde dos operadores e o atendimento aos parâmetros para emissão do efluente tratado no corpo receptor, além da qualidade do lodo gerado para disposição. Os padrões de emissão do efluente tratado para o corpo receptor são estabelecidos pelo artigo 18 A do Decreto 8.468 em termos de legislação estadual e pelo artigo 34 da resolução 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), em termos de legislação federal (BRASIL, 2005). A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) é o órgão estadual que tem poder de autuação sobre a concessionária de serviços de saneamento, bem como sobre as fontes geradoras de ENDs.

Em 1991, a Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) iniciou um trabalho visando a atualização do cadastro e determinação das fontes potenciais de ENDs afluentes ao sistema integrado de Esgotos da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), propondo a metodologia de limites locais como critério de aceitação de ENDs. A partir desse trabalho, foi possível ter-se uma idéia do universo das fontes geradoras de cargas poluidoras e perigosas e assim, foram adquiridos subsídios para a regulamentação do Programa de Recebimento de Efluentes Não Domésticos - PREND (Morita e Sapia, 1999), que teve início no final dos anos 80 e foi regulamentado em 1993, com a publicação do Comunicado 06/93 de 29/05/1993 (SABESP,2005). O PREND surgiu, então, com

a finalidade primordial de regulamentar o recebimento de ENDs no sistema público de esgotos.

De acordo com o PREND, os ENDs são autocaracterizados e após a avaliação do laudo de caracterização pela SABESP, a formalização do recebimento dos efluentes via rede ou caminhão é efetuada a partir do cadastramento da empresa e emissão de documentação específica que pode ser um contrato, carta ou autorização de descarte. Dentre os efluentes recebidos por caminhão, estão as fossas sépticas de origem doméstica, efluentes com características domésticas oriundos de estabelecimentos comerciais ou indústrias (caixas de gordura e fossa séptica), efluentes com características não domésticas provenientes de indústrias localizadas em áreas não atendidas por rede coletora e chorume proveniente de aterros sanitários. A cobrança pelos serviços de monitoramento, coleta e/ou tratamento de esgotos é realizada com base nos critérios estabelecidos no Comunicado 06/93, da seguinte forma:

a) Lançamento de efluentes na rede coletora de esgotos:

$$CM = P \times V \times K_1 \quad (1)$$

Onde:

CM = conta mensal

P = Preços estabelecidos pela estrutura tarifária vigente, em R\$/m³, obedecidas às faixas de consumo, para o serviço de coleta de esgoto da categoria industrial ou comercial do grupo tarifário onde estiver localizado o estabelecimento.

V = Volume do efluente em m³, igual ao volume de água fornecida pela SABESP, ou ao volume total de efluente lançado na rede (o maior deles).

K₁ = Fator de carga poluidora para lançamento na rede pública (que pode variar de 1,02 a 2,29 de acordo com o ramo de atividade do estabelecimento ou de 1,00 a 4,55 de acordo com os valores de DQO e SST obtidos a partir da caracterização do efluente).

b) Lançamento de efluentes por caminhão:

$$C = 0,5 \times P \times V \times K_2 \quad (2)$$

Onde:

C = Valor a cobrar

P = Maior preço da estrutura tarifária vigente, em R\$ /m³ para o serviço de coleta de esgotos da categoria industrial ou comercial do grupo tarifário onde estiver situado o posto de recebimento da SABESP.

V = Volume transportado em m³

K₂= Fator de carga poluidora para lançamentos em postos de recebimento da SABESP

Os valores do fator de carga poluidora K₂ são obtidos com a utilização das seguintes fórmulas:

$$K_2 = \left[0,26 + 0,38 \times \left(\frac{DBO}{300} \right) + 0,36 \times \left(\frac{SST}{300} \right) \right] \quad (3)$$

$$K_2 = \left[0,26 + 0,38 \times \left(\frac{DQO}{450} \right) + 0,36 \times \left(\frac{SST}{300} \right) \right] \quad (4)$$

Onde:

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio, obtida através de análise do efluente lançado, nunca inferior a 300 mgO₂/L.

DQO = Demanda Química de Oxigênio, obtida através de análise do efluente lançado, nunca inferior a 450 mgO₂/L.

SST = Sólidos em Suspensão Totais, obtido através de análise do efluente lançado, nunca inferior a 300 mg/L.

Os ramos de atividade comercial e de serviços, que são passíveis de cobrança pelo fator K, são: lavanderias, aterros (chorume), gráficas, restaurantes e padarias, postos de gasolina (água de lavagem), oficinas mecânicas, shopping centers e supermercados (Sabesp, 2004). A Figura 1 mostra o fluxograma de estudo de aceitabilidade como proposta de responsabilidade conjunta entre as Unidades de

Negócio (UNs) e ETEs da SABESP para o recebimento de ENDs no sistema público de esgotos da RMSP.

Figura 5 - Fluxograma – Estudo de Aceitabilidade: Proposta de Responsabilidade Conjunta (Sabesp, 2005)

- **Estado de Minas Gerais, Brasil:**

O licenciamento ambiental das fontes de ENDs é feito pelo município, que possui um cadastro detalhado. Os ENDs são autocaracterizados e é feito um contrato entre os geradores e a concessionária de serviços de saneamento. É realizado um automonitoramento e a COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais - fiscaliza o lançamento dos ENDs no sistema público. A tarifa é baseada na vazão e os padrões de emissão são determinados pela norma técnica da COPASA, baseada na NBR 9800 (ABNT, 1987). A aprovação de projetos de pré-tratamento de ENDs para lançamento em sistema público também é feita pela COPASA.

- **Estado do Rio Grande do Sul, Brasil:**

O licenciamento ambiental das fontes de ENDs é feito pelo Estado e pelo município, no caso de impactos locais. Os ENDs são autocaracterizados, mas o cadastro é parcial. Não existe contrato entre as fontes de ENDs e a concessionária de serviços de saneamento. É realizado um automonitoramento e a fiscalização sobre o lançamento de ENDs no sistema público é feita pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM). A tarifa é baseada na vazão e os

padrões de emissão são determinados pela norma técnica do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre (DMAE/POA), baseada na NBR 9800 (ABNT, 1987). A aprovação de projetos de pré-tratamento de ENDs para lançamento em sistema público é feita pela FEPAM.

- **Estado do Ceará, Brasil:**

No Ceará, o cadastro das fontes de ENDs é parcial e o licenciamento ambiental é feito pelo Estado. É realizado contrato entre a concessionária de serviços de saneamento e as fontes de ENDs e também é feito um automonitoramento. A fiscalização é feita pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), agência ambiental estadual. A tarifa é baseada na vazão e os padrões de emissão são determinados pela Portaria SEMACE Nº154 (Ceará, 2002). A aprovação de projetos de pré-tratamento de ENDs para lançamento em sistema público também é feita pela SEMACE.

- **Estado do Paraná, Brasil:**

No Paraná, o licenciamento ambiental das fontes de ENDs é feito pelo Estado e o cadastro das fontes geradoras é parcial. Não é realizado um automonitoramento, mas é feita a autocaracterização dos ENDs e existe contrato entre as fontes e a concessionária de serviços de saneamento. A fiscalização é realizada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). A tarifa é baseada na vazão e os padrões de emissão são determinados pela Norma Técnica do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), baseada na NBR 9800 (ABNT, 1987). Os limites para a carga orgânica e vazão são estipulados pela SANEPAR. A aprovação de projetos de pré-tratamento de ENDs para lançamento em sistema público é feita pelo IAP.

- **Estados Unidos**

De acordo com a United States Environmental Protection Agency U.S.E.P.A. (USEPA, 1999), em decorrência do grande crescimento industrial dos Estados Unidos durante os anos de 1950 e 1960, a poluição atingiu níveis nunca antes vistos neste país. Em consequência, surgiu o **Clean Water Act (CWA)**, em 1972, com o objetivo de restaurar e manter a qualidade das águas norte-americanas e

o **National Pollutant Discharge System (NPDES)** - programa estabelecido pelo CWA para controlar o lançamento de águas residuárias de indústrias e de efluentes de sistemas públicos de esgotos sanitários nos corpos d'água. Para alcançar este último objetivo, a U.S.E.P.A. promulgou, em 1978, o **Programa Nacional de Pré-Tratamento**, que estipulou regras de pré-tratamento para todos os grandes sistemas públicos de esgotos (que possuísem capacidade para tratar vazões maiores que 0,22 m³/s). Para os demais, foram estabelecidos programas locais de pré-tratamento.

Desde 1983, o Programa de Pré-Tratamento vem evoluindo na questão da redução de despejos contendo poluentes tóxicos em sistemas de esgotos e em corpos d'água norte-americanos. De acordo com a avaliação de participantes diretos ou indiretos, o Programa de Pré-Tratamento, implantado em parceria entre a U.S.E.P.A., os Estados, as indústrias e as concessionárias de serviços de saneamento, é uma história de sucesso na redução dos impactos à saúde do Homem e proteção do meio ambiente (USEPA, 1999).

O programa de Pré-Tratamento nos Estados Unidos surgiu após a U.S.E.P.A. ter desenvolvido, em 1982, a metodologia dos limites locais como critério de recebimento de ENDs no sistema público de esgotos. Além da metodologia dos limites locais, a EPA desenvolveu em 1989, o teste Refractory Toxicity Assessment (RTA) como parte integrante dos Programas de Redução de Toxicidade dos efluentes das estações de tratamento de esgotos (ETEs). Esses programas são utilizados para reavaliação do pré-tratamento, estipulado após a determinação dos limites locais.

- **Canadá**

No Canadá, o controle de efluentes industriais é muito parecido com o que se faz nos Estados Unidos e os efluentes das indústrias também são submetidos ao pré-tratamento, antes de serem lançados no sistema público de esgotos. Embora esta seja uma prática realizada pelos canadenses, a Environment Canadá (E.C.) ainda não tem manuais publicados referentes a programas de pré-tratamento para efluentes não domésticos (Canadá, 2005).

- **Japão**

Em 1970, surgiu a primeira legislação ambiental no Japão relativa à qualidade das águas e a sua última versão data de 1991. De acordo com esta legislação, todas as indústrias são obrigadas a tratar o efluente que geram. Dependendo da proximidade do corpo receptor, elas podem lançar seus efluentes tratados diretamente no corpo d'água ou no sistema público de esgotos, obedecendo, em ambos os casos, aos padrões de qualidade ambiental, estipulados visando a proteção da saúde humana e o meio ambiente. Tais padrões são aplicados uniformemente a todos os corpos d'água. Para a proteção da saúde humana, foram estabelecidos limites para os seguintes parâmetros: cádmio, cianeto total, chumbo, cromo hexavalente, arsênio, mercúrio total, alquil mercúrio, bifenilas policloradas (PCBs), diclorometano, tetracloreto de carbono, 1,2-dicloroetano, 1,1-dicloroetileno, 1,2-cis-dicloroetileno, 1,1,1-tricloroetano, 1,1,2-tricloroetano, tricloroetileno, tetracloroetileno, 1,3 dicloropropeno, Tiran, simazina, tiocarbamato, benzeno, selênio, nitrito e nitrato, fluoreto e boro. Para a conservação da vida aquática, foram limitados: pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão (SS), Oxigênio Dissolvido (OD), Nitrogênio Total, Fósforo Total, Material Solúvel em n-Hexano e Coliformes (JICA, 2003).

- **Itália**

Na Itália, os padrões de emissão para os Efluentes Não Domésticos (ENDs), lançados nos corpos d'água ou no sistema público de esgotos, são aplicados desde 1976. O dispositivo legal para o controle destes lançamentos é a Lei nº 319, sendo que esta sofreu algumas revisões ao longo dos anos, mas os princípios fundamentais da época de sua concepção permaneceram os mesmos. Pode-se ainda observar nesta legislação uma similaridade com a em vigor no Estado de São Paulo, pois todas as fontes geradoras de ENDs devem requerer uma autorização para o lançamento nos corpos d'água ou no sistema público de esgotos. São também estabelecidos limites para 51 parâmetros para lançamento em corpos d'água e no sistema público de esgotos, sendo os primeiros mais restritivos. A concessionária de serviços de esgotos controla as descargas no seu sistema através de inspeções e pode

revogar essas autorizações, caso os limites legais sejam excedidos. O responsável pela operação do sistema público de esgotos pode também alterar as referidas concentrações limites, a fim de que elas se tornem compatíveis com a capacidade de tratamento da estação. A violação dos requisitos legais pode acarretar em sanções penais para o gerador do END (MORITA; SAPIA, 1999).

- **Porto Rico**

Em Porto Rico, segundo SODEBERG (Morita, Sapia, 1999), em 1990, existiam 80 ETEs, sendo que quatro possuíam tratamento avançado, 69 tratavam seus esgotos a nível secundário, com 4 lançando seus efluentes no mar e 65 em águas superficiais e 7 possuíam apenas tratamento primário e dispunham no mar. A operação desses sistemas era feita pela Autoridad de Acueductos y Alcantarrillados (AAA) de Porto Rico, que até julho de 1990, havia implantado um programa de pré-tratamento em 16 municípios e realizado inventário de fontes de ENDs em 19 adicionais. A AAA exigiu, nesta ocasião, a implantação de 123 unidades de pré-tratamento de um total previsto de 400 e foram estabelecidas concentrações máximas permissíveis para vinte parâmetros, incluindo treze metais.

3.4 Pré-Tratamento de ENDs

Conforme abordado na introdução deste trabalho, o pré-tratamento de efluentes industriais, antes do lançamento no sistema público de esgotos, pode ser necessário por diversas razões. Algumas indústrias estão sujeitas ao pré-tratamento porque elas despejam poluentes orgânicos ou inorgânicos que podem causar danos ao sistema de transporte, inibição, atravessar inalterados o processo de tratamento ou ainda interferir nas alternativas de disposição do lodo. Outras indústrias podem escolher o pré-tratamento para reduzir ou evitar sobrecarga no sistema público de esgotos.

O tipo de pré-tratamento selecionado, seja físico, químico ou biológico (Tabela 2), depende das características dos efluentes e os padrões de pré-tratamento aplicáveis devem prever mudanças no processo produtivo, que podem afetar as características do efluente gerado. Métodos de tratamento físico são projetados para

remover sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis e óleos e graxas. O tratamento químico tipicamente remove sólidos dissolvidos e coloidais, nutrientes, metais pesados e poluentes similares. Finalmente, o tratamento biológico é tipicamente usado para remover compostos orgânicos biodegradáveis no efluente industrial.

Tabela 2 - Tecnologias de pré-tratamento comuns aplicadas a efluentes não domésticos (W.E.F., 1994)

Físicas	Descrição
Adsorção em carvão	Adsorção é o acúmulo de uma substância na superfície de um material sólido, usualmente carvão ativado, chamado adsorvente. Sistemas de adsorção em carvão consistem em colunas nas quais carvão granular é introduzido, formando um leito filtrante através do qual a água residuária passa e os seus contaminantes ficam aderidos na superfície do carvão até a sua saturação. Carvão ativado em pó (CAP) também pode ser utilizado em alguns sistemas.
Destilação	Através da destilação, pode-se fazer a separação de constituintes de uma água residuária de acordo com os diversos pontos de ebulição.
Filtração	É um processo de separação sólido-líquido, no qual a fase líquida passa através de um meio filtrante para remover sólidos em suspensão. É importante salientar que a água de retro-lavagem dos filtros, muitas vezes, necessitará de tratamento, resultando na produção de resíduo sólido contaminado, que deverá ser adequadamente disposto. A filtração de águas residuárias é uma prática mais freqüente como polimento.
Troca Iônica	No processo de troca iônica, íons ligados a grupos funcionais sobre uma superfície sólida (resina) são trocados por íons de carga similar na água residuária. A troca iônica pode ser usada para remover metais pesados, amônia e poluentes radioativos.
Membranas	O pré-tratamento por membranas envolve a passagem da água residuária por membranas de porosidade específica, buscando-se a retenção de constituintes indesejáveis no efluente.
Microfiltração (MF)	É um processo de filtração por membranas, que envolve a utilização de uma microporosidade, buscando a separação de constituintes que não são retidos em membranas convencionais.
Ultrafiltração (UF)	Na ultrafiltração, a água residuária é bombeada através de uma membrana. Sob a pressão aplicada, água e demais constituintes dissolvidos passam através dos poros desta, enquanto moléculas maiores como colóides e óleos emulsionados são retidos.
Osmose reversa (OR)	É um processo de membranas, através das quais materiais dissolvidos em uma solução diluída são concentrados. O tamanho e a carga do íon determinam sua passagem.
Remoção de óleos e graxas	Óleos e graxas livres (não emulsionados) podem ser separados da água residuária mecanicamente. Para óleos e graxas emulsionados, faz-se a quebra da emulsão e posterior separação física.
Separação Óleo-Água	Este pré-tratamento pode ser realizado através de caixas separadoras projetadas especificamente para este fim. Terá eficiência sobre óleos não emulsionados. A flotação por ar dissolvido também é utilizada para a separação óleo/água.

Físicas	Descrição
Sedimentação (Clarificação)	É a remoção de sólidos em suspensão por gravidade em um tanque de sedimentação. Como inconveniente, ocorre que o mecanismo de coleta do lodo gerado pode ocasionar entupimento no sistema. Escumas na superfície do tanque podem ocasionar odores, mas estes podem ser controlados através da remoção freqüente desta espuma. Na remoção de metais, a água residuária é tratada com coagulantes e floculantes para promover a precipitação e sedimentação de hidróxido metálico, o qual é separado do líquido clarificado. O lodo formado por hidróxidos metálicos é separado por gravidade e removido mecanicamente.
Arraste com ar ou vapor	É o processo de remoção de substâncias voláteis presentes na água residuária, através da introdução de ar ou vapor. A associação do pH neste processo é uma ferramenta tão eficiente para a extração de compostos orgânicos quanto para a extração de inorgânicos, como por exemplo, sulfeto de hidrogênio e amônia. Com a alteração de pH, altera-se também a forma de alguns compostos, podendo estes tornarem-se menos iônicos e mais suscetíveis à remoção por este processo.
Extração com solventes	É a separação dos constituintes de uma solução aquosa por contato com um líquido imiscível com a água. A eficiência da separação depende da distribuição da solubilidade do soluto em relação aos dois líquidos. Se houver alguma diferença nesta distribuição, um grau de separação ocorrerá, o que favorecerá a remoção de determinados constituintes da água residuária.
Químicas	Descrição
Oxidação Química	É um processo usado ocasionalmente para remover poluentes de resíduos industriais, por exemplo, na redução de cromo hexavalente para cromo trivalente antes da precipitação química. A oxidação com ozônio pode ser utilizada para remover compostos orgânicos dissolvidos e cianeto durante o pré-tratamento, contudo a cloração alcalina é uma prática mais comum para o cianeto. Peróxido de hidrogênio ou permanganato de potássio pode também ser usado para algumas águas residuárias industriais (Eckenfelder, 1982; Weber, 1972).
Precipitação Química	Este processo pode remover de forma eficiente metais pesados e fósforo da água residuária industrial. A maior desvantagem da precipitação química é que ela produz grande quantidade de lodo inorgânico, o qual normalmente tem que ser desaguado e disposto adequadamente. (USEPA, 1980; Viessman and Hammer, 1985; Weber, 1982).
Redução de Cromo	Cromo hexavalente é convertido a cromo trivalente por redução química. Essa reação ocorre rapidamente e envolve a adição de dióxido de enxofre, sulfito ou bissulfito de sódio. Uma base pode ser adicionada em seguida para precipitar então o cromo trivalente formado.
Coagulação, floculação	Coagulação (mistura rápida) e floculação (mistura lenta) são usados para precipitar contaminantes dissolvidos na água residuária e formar flocos, os quais sedimentam rapidamente em tanques de sedimentação.
Destruição de cianeto	É tipicamente um processo de duas etapas. A primeira envolve a conversão de cianeto a cianato com hipoclorito de sódio, em pH maior ou igual a 10. Com a adição de ácido, abaixa-se o pH para 8,5, o que converte o cianato a dióxido de carbono e nitrogênio. Outros métodos incluem tratamento com ozônio, pressão e aquecimento, eletrólise e peróxido de hidrogênio.

Químicas	Descrição
Flotação por ar dissolvido	É usada para remover sólidos em suspensão e partículas oleosas através do arraste destes para a superfície. Consiste na saturação de toda a alimentação da água residuária ou de uma porção reciclada do efluente com ar sob pressão. A água residuária pressurizada é mantida por cerca de três minutos em um tanque de contenção e então é submetida à pressão atmosférica na câmara de flotação. Um vez exposta à pressão atmosférica, bolhas de ar microscópicas são liberadas, carregando óleo e sólidos em suspensão até a superfície da câmara, onde são retiradas através de raspadores (Viessman and Hammer, 1985).
Oxidação Eletroquímica	Neste processo, uma célula eletroquímica é usada para gerar moléculas oxidantes no ânodo em uma solução ácida, normalmente ácido nítrico. Compostos orgânicos são, então, atacados por estes oxidantes gerados e pelo próprio ácido nítrico e, em sua maioria, são convertidos a dióxido de carbono, água e íons inorgânicos. hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos, compostos organofosforados e organosulfurados, compostos aromáticos e clorados e fenóis podem ser tratados por este processo
Neutralização (correção de pH)	A neutralização envolve a adição de ácidos ou bases na água residuária para ajustar o pH a uma faixa aceitável para as condições de tratamento no sistema público de esgotos, variando tipicamente de 6 a 10. Águas residuárias ácidas normalmente são neutralizadas com cal (Ca(OH)_2), soda cáustica ou carbonato de sódio (Na_2CO_3) e águas residuárias alcalinas são neutralizadas com ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido clorídrico (HCl) ou dióxido de carbono (CO_2).
Biológicas	Descrição
Aeração Prolongada	É uma variante do processo de lodos ativados no qual a biomassa permanece no sistema por um período mais longo, tendo como vantagem a baixa produção de lodo. Difusores ou aeradores são utilizados para o fornecimento de oxigênio ao sistema.
Bio-disco	São reatores que consistem de discos de estrutura plástica montados no sentido horizontal do tanque. À medida que a água residuária flui através do tanque, cerca de 40 % dos discos ficam imersos e eles giram vagarosamente. A biomassa do meio fixa-se nos discos e assimila (oxida) a matéria orgânica. O excesso da biomassa é retirado através de uma parada forçada da rotação e subsequente retirada do excesso do meio. O odor pode ser um problema nesse sistema e o tratamento e disposição do lodo gerado é necessário.
Lodo ativado em batelada	Neste processo, o tanque de aeração e o decantador secundário são incorporados em um único tanque, podendo funcionar como aeração prolongada ou convencional e a alimentação da água residuária é feita em bateladas, sendo que o fornecimento de oxigênio necessário para a realização dos processos metabólicos das bactérias aeróbias é feito através de aeradores ou difusores de ar.
Filtro aerado submerso	Consiste de um reator com leito fixo de pedras ou plástico, sobre o qual a água residuária é distribuída para o tratamento biológico aeróbio. O lodo biológico, formado no meio, assimila e oxida as substâncias presentes na água residuária. A biomassa que se desprende do meio deve ser removida em um tanque de sedimentação.

Antes de selecionar as opções de pré-tratamento, as indústrias devem considerar uma série de fatores que poderão afetar a decisão sobre o processo a ser utilizado. A USEPA tem publicado numerosos padrões de pré-tratamento para efluentes de indústrias específicas, existentes ou novas. Além disso, estados e municípios têm freqüentemente adicionado aos padrões federais, requisitos de pré-tratamento, que variam de acordo com as condições locais.

A tabela 3 apresenta as alternativas de pré-tratamento mais utilizadas de acordo com as categorias industriais.

Tabela 3 - Alternativas de pré-tratamento mais utilizadas para os efluentes industriais (W.E.F.,1994)

Indústria	Alternativas de Pré-Tratamento
Laticínios	Equalização, tratamento biológico (aeróbio/anaeróbio), remoção de soro.
Processamento de carne, frango e peixe	Gradeamento, separação por gravidade, flotação, coagulação/precipitação, tratamento biológico (aeróbio/anaeróbio).
Conservas -Frutas e Vegetais	Gradeamento, equalização, separação por gravidade, neutralização, tratamento biológico, coagulação/precipitação.
Bebidas	Gradeamento, centrifugação, tratamento biológico (aeróbio/anaeróbio).
Farmacêuticas	Equalização, neutralização, coagulação, extração com solventes, separação por gravidade, tratamento biológico.
Química Orgânica	Separação por gravidade, flotação, equalização, neutralização, coagulação, oxidação, tratamento biológico, adsorção.
Refinaria de Petróleo	Separação por gravidade, flotação, equalização, coagulação, oxidação química, tratamento biológico, adsorção.
Papel e celulose	Gradeamento, separação por gravidade, tratamento biológico, oxidação química
Plásticos e Resinas	Separação por gravidade, flotação, coagulação, oxidação química, extração com solventes, adsorção, tratamento biológico.
Explosivos	Flotação, precipitação química, tratamento biológico.
Borracha	Oxidação química, tratamento biológico.
Têxtil	Equalização, neutralização, coagulação, adsorção, tratamento biológico, ultrafiltração.
Couros, peles e produtos similares	Gradeamento, separação por gravidade, flotação, coagulação, neutralização, tratamento biológico (aeróbio/anaeróbio).
Coqueria	Equalização, flotação, adsorção, oxidação química e biológica, extração de solventes.
Ferro e Aço	Precipitação química.
Galvanoplastia	Precipitação química, redução ácida de cromo hexavalente e oxidação química de cianeto.

3.4.1 Tecnologias de pré-tratamento investigadas na presente pesquisa

3.4.1.1 Arraste com ar

O arraste com ar ou vapor remove compostos voláteis (solventes, hidrocarbonetos aromáticos mononucleares, compostos halogenados) e a associação do pH é uma ferramenta eficiente na extração de poluentes inorgânicos, como por exemplo, sulfeto de hidrogênio e amônia (W.E.F., 1994; Patterson, 1985; Patterson, 1980; Dilling et al., 1975; and Strier, 1980).

Com a alteração do pH, altera-se também a forma de alguns compostos, podendo tornar-se menos iônicos e mais suscetíveis à remoção por este processo. Em pH acima de 9,5, o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal. Falsos resultados em termos do verdadeiro mecanismo de remoção podem ser obtidos caso alguns compostos precipitem em pH elevado e não retornem a sua forma original após o reajuste de pH ou se a aeração estiver numa taxa mais propícia para a oxidação do composto tóxico do que para a sua remoção por arraste com ar.

Compostos orgânicos voláteis (VOCs) são regularmente encontrados em efluentes industriais e estes compostos podem ser removidos através do arraste com ar. Um estudo sobre o destino desses compostos em estações de tratamento foi desenvolvido em escala piloto e em escala real e observou-se que mais de 80 % dos compostos orgânicos voláteis não clorados estudados foram biodegradados, enquanto que menos de 20 % foram removidos por arraste com ar. Inversamente, para os VOCs clorados, 46% foram biodegradados e 47% removidos por arraste com ar. A adsorção de VOCs no lodo não foi um mecanismo significativo de remoção dos compostos estudados por Parker et al. (1993).

A eficiência de remoção de um composto por arraste com ar é governada primariamente por duas condições. Uma é a tendência do composto estabelecer um equilíbrio entre as fases líquida e gasosa. A Lei de Henry afirma que, no equilíbrio, a concentração de um composto na fase gasosa é igual a uma constante (constante da Lei de Henry) multiplicada pela concentração do composto na fase líquida. A constante da Lei de Henry pode ser considerada um coeficiente de partição que

descreve a tendência relativa de um composto entre as fases gasosa e líquida no equilíbrio, de acordo com a seguinte equação:

$$H = \frac{C_g}{C_e} \quad (5)$$

Onde,

H = Constante da Lei de Henry (adimensional);

C_g = Concentração do poluente na fase gasosa;

C_e = Concentração do poluente na fase líquida em equilíbrio com a fase gasosa.

Temperatura, presença de eletrólitos, agentes tensoativos, gorduras e material particulado podem afetar o equilíbrio e portanto, valores calculados devem ser usados com cuidado, servindo para expressar a tendência de um determinado composto ser removido de efluentes por arraste com ar.

A segunda condição é que a exata eficiência de remoção de um composto por arraste com ar depende não somente da sua taxa de partição no equilíbrio, mas também da relação ar/água. Em um sistema de ar difuso, sob condições estacionárias, a máxima remoção possível de um composto por arraste com ar pode ser estimada assumindo-se que o ar que deixa o processo está saturado com o composto de acordo com a equação:

$$\frac{C_e}{C_i} = \frac{1}{1 + (Q_a/Q_i)H} \quad (6)$$

Onde:

C_e = Concentração efluente

C_i = Concentração afluente

Q_a/Q_i = relação ar/água em volume

Os sistemas que podem ser utilizados na aplicação desta tecnologia são:

- Coluna recheada;
- Aeração superficial;
- Ar difuso;
- Bandejas;
- Atomizadores/Nebulizadores.

Dentre os sistemas apresentados, baseado na eficiência e no custo, a coluna recheada constitui a melhor opção. Em seguida aeração superficial, ar difuso e finalmente colunas de bandejas e atomizadores/nebulizadores (U.S.E.P.A. , 1987, U.S.E.P.A.,1980, Bilello; Singley,1986, Roberts; Lavey,1985, Hand et al., 1986, Matter-Müller et al.,1981).

Normalmente, não se usa ar difuso como unidade de tratamento para efluentes industriais, dando-se preferência para o sistema de colunas recheadas.

Algumas desvantagens do arraste com ar são apresentadas a seguir:

- Grandes volumes de ar são requeridos. Para a remoção dos compostos orgânicos voláteis, a relação ar-água deve ser no mínimo de 20:1;
- O processo não destrói os compostos orgânicos, somente os remove e os transfere para a atmosfera, devendo este impacto ser considerado;
- Em se tratando de colunas recheadas, elas apresentam como efeitos secundários, problemas ocasionados no material de enchimento, tais como o crescimento microbiano e o depósito de carbonato de cálcio, devido ao aumento de pH pela volatilização de dióxido de carbono da solução. Se o efluente ainda possuir grande quantidade de ferro e manganês reduzido, eles podem oxidar dentro da coluna e também precipitar no material de enchimento;
- Agentes de superfície ativa normalmente interferem na transferência de compostos orgânicos, pois a transferência se dá pela superfície ar-líquido (Morita, 1993).

3.4.1.2 Adsorção em Carvão

O carvão ativado é um adsorvente bastante utilizado na remoção/redução de muitos compostos orgânicos e alguns inorgânicos. Ele é fabricado a partir de material carbônico como a madeira, carvão mineral, casca de coco etc. que são carbonizados e ativados através de altas temperaturas (982°C a 1093 °C), atmosfera especial do forno e injeção de vapor, durante o processo de fabricação. Este procedimento é o responsável pela porosidade, que torna o carvão um dos melhores adsorventes. Sua área superficial (AS) varia de 500 a 2500 m²/g, de acordo com o grau de ativação e da matéria prima utilizada. Os poros também variam de tamanho de <20 angstroms (microporos), de 20 a 100 angstroms (mesoporos) e de > 100 angstroms até 100.000 angstroms (macroporos).

O carvão ativado pode ser utilizado em pó (CAP) ou na forma granular (CAG) e, em termos de aplicação prática, testes deverão ser realizados para avaliar-se o melhor desempenho para cada situação. O método mais comum é o uso de colunas com carvão ativado granular. O efluente é percolado através da coluna até a saturação da mesma. O carvão ativado saturado é então removido e regenerado pela queima do material adsorvido em fornos apropriados, sendo que em cada reciclagem aproximadamente 5% do carvão pode ser perdido.

A adsorção é um fenômeno ligado às reações químicas desencadeadas na superfície do carvão. Hidrocarbonetos aromáticos mononucleares, hidrocarbonetos halogenados, ftalatos, nitrocompostos, pesticidas halogenados, PCBs, compostos fenólicos, organometálicos, compostos clorados e cloro são exemplos de poluentes que podem ser removidos pela adsorção (Morita, 2004). As características do efluente, o tempo de contato e a capacidade de adsorção do carvão são parâmetros que podem interferir na eficácia desta tecnologia.

No princípio dos anos 70, uma modalidade de utilização do carvão ativado no tratamento de efluentes foi desenvolvida pela DuPont (Bornhard et al., 1997, Sher et al., 2000 apud Dezotti et al., 2003) e o processo foi chamado de PACT (Powdered Activated Carbon Treatment). O PACT consiste na utilização do processo de lodos ativados combinado com o uso do CAP (carvão ativado em pó), que é adicionado diretamente ao tanque de aeração, no qual tanto a oxidação biológica

quanto a adsorção física ocorrem ao mesmo tempo (Dezotti et al., 2003). A adsorção pelo carvão de compostos que conferem toxicidade ou inibição ao sistema de lodos ativados pode melhorar a biodegradação de orgânicos ou de substâncias normalmente não biodegradáveis.

Vantagens atribuídas ao PACT:

- Integração ao sistema de lodos ativados já existente com um custo relativamente baixo (Metcalf & Eddy, 1991 apud Dezotti et al., 2003) ;
- Remoção de cor e amônia;
- Redução dos poluentes refratários prioritários;
- Estabilidade ao sistema durante cargas de choque;
- Melhora na sedimentabilidade do lodo;
- Redução da inibição à nitrificação provocada por orgânicos tóxicos (Eckenfelder 1989, Metcalf & Eddy, 1991, Sher et al., 2000, apud Dezotti et al., 2003).

3.4.1.3 Coagulação, Floculação e Sedimentação

- **Coagulação**

De acordo com Soares et al. (2004), a coagulação descreve o efeito produzido pela adição de um produto químico a uma dispersão coloidal. A maioria das partículas coloidais apresentam sua superfície carregada eletricamente, devido à adsorção de íons (principalmente hidroxilas) presentes na água. A presença de cargas elétricas aumenta a repulsão entre as partículas, dificultando a aglomeração e formação de agregados maiores e de mais fácil sedimentação. Com a adição de um produto químico adequado (agente coagulante), ocorre uma desestabilização das partículas através da redução das forças que provocam a sua separação (potencial Zeta – o potencial elétrico entre o colóide e a camada difusa). Nessa etapa, o fenômeno que ocorre é a neutralização das cargas elétricas presentes na superfície das partículas. Com essas partículas neutralizadas sendo submetidas a condições de forte agitação num curto intervalo de tempo (30 a 60 segundos), estabelece-se o contato necessário para que elas possam se aglomerar e dar origem a partículas de

tamanho submicroscópio (coagulação), que estão propícias a realizar, numa etapa seguinte, a formação de partículas maiores - floculação (Pastor; Carvalho; Zibordi, 2005; Soares et al. 2004).

- **Floculação**

De acordo com Soares et al., (2004), após a fase de mistura rápida (coagulação), ocorre a aglomeração das partículas que são agora submetidas à agitação moderada num intervalo de tempo que pode ir de 10 até 60 minutos, dependendo da situação. "A floculação deriva do verbo Latino *floculare*, que significa formar um floco ou um ajuntamento de partículas semelhante a um feixe de partículas fibrosas e porosas (como um feixe de lã)". A floculação corresponde, portanto, à etapa de crescimento dos flocos, após a coagulação. Nesta etapa, a velocidade a que a amostra é submetida deve ser suficiente para promover o contato entre os coágulos, sem ser demasiadamente alta para produzir sua quebra. Após os flocos terem seu tamanho relativamente aumentado, eles tendem a sedimentar.

- **Sedimentação**

Na maioria das vezes a utilização exclusiva de coagulantes e floculantes inorgânicos não permite a formação de flocos suficientemente densos, determinantes para a obtenção de uma taxa de sedimentação satisfatória. Recomenda-se então, nesses casos, a utilização de auxiliares de floculação, conhecidos como polieletrólitos. A tabela 4 e a figura 6 relacionam, respectivamente, o diâmetro/densidade da partícula, a velocidade de sedimentação e a classificação dos diversos tipos de materiais em suspensão e seu tamanho (diâmetro) específico. (Pastor; Carvalho; Zibordi, 2005).

Tabela 4 - Diâmetro/Densidade x Velocidade de sedimentação da partícula (Pastor; Carvalho; Zibordi, 2005)

Diâmetro da Partícula (mm)	Velocidade de sedimentação (cm/s) a 15°C	
	Densidade: 2 g/cm ³	Densidade: 1,02 g/cm ³
0,1	0,478	0,00957
0,05	0,1195	0,002392
0,01	0,00478	0,0000957
0,005	0,001195	0,00002392
0,001 (1 µm)	0,0000478	0,000000957

1	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷ (cm)	Diâmetro da
10 mm	1 mm	100 µm	10 µm	1 µm	100 nm	10 nm	1 nm	Partícula
Partículas Grosseiras		Sólidos Suspensos		Colóides		Moléculas		Contaminantes
Pedacos de Plástico		Fibras e Areia	Pigmento	Bactéria e Bentonita	Proteínas	Corantes		

Figura 6 - Classificação dos diversos tipos de materiais em suspensão e seu tamanho (diâmetro) específico (Pastor; Carvalho; Zibordi, 2005)

Os mecanismos envolvidos no processo de coagulação, floculação e sedimentação são:

- Adsorção e neutralização de cargas;
- Varredura.

Na adsorção e neutralização de cargas, quanto maior a quantidade de partículas coloidais presentes, maior a dosagem de coagulante a ser adicionada.

Na varredura, a precipitação dos hidróxidos de Fe ou Al arrasta as impurezas para o fundo do tanque.

Para efluentes industriais, o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas geralmente não ocorre e as impurezas presentes neste tipo de efluente adsorvem na partícula de hidróxido de ferro ou alumínio por mecanismos eletrostáticos. Também é importante observar que para o efluente industrial não há necessidade de mistura rápida, devido à presença de grande quantidade de colóides (Morita, 2004).

Metais pesados são removidos por coagulação, floculação e sedimentação através da adsorção no hidróxido de ferro ou alumínio ou ainda, no carbonato. Ftalatos, adipatos, trimetilatos e acrilatos também são removidos, mas neste caso, por serem ésteres, não se deve usar hidróxido de cálcio como agente coagulante, para evitar-se a solubilização destes compostos.

O custo e a forma de disposição do lodo gerado são aspectos que devem ser considerados na proposição desta tecnologia, ressaltando que para compostos dissolvidos em água ela não se aplica.

Alguns coagulantes ou floculantes são comuns na prática do processo de coagulação e floculação. A tabela 5 apresenta os usualmente utilizados.

Tabela 5 - Coagulantes e Floculantes comuns em processos de coagulação e floculação (Pastor; Carvalho; Zibordi, 2005)

Coagulante ou Floculante	Função
Al ₂ (SO ₄) ₃ – Sulfato de Alumínio	Cátions polivalentes (Al ³⁺ , Fe ³⁺ , Fe ²⁺ , etc) neutralizam as cargas elétricas das partículas em suspensão e os hidróxidos metálicos (Ex.: Al(OH) ₃) ao adsorverem os particulados, geram uma floculação parcial.
Policloreto de Alumínio	
FeCl ₃ – Cloreto Férrico	
FeSO ₄ – Sulfato Ferroso	
Ca(OH) ₂ – Hidróxido de Cálcio	Usualmente utilizado para ajustar o pH. Porém, os íons cálcio atuam também como agentes de neutralização das cargas elétricas superficiais, funcionando como um coagulante inorgânico.
Polímeros Aniônicos e Não-Iônicos	Geração de “pontes” entre as partículas já coaguladas e a cadeia de polímero, gerando flocos de maior diâmetro.
Polímeros Catiônicos	Neutralização das cargas elétricas superficiais que envolvem os sólidos em suspensão e incremento do tamanho dos flocos formados (via formação de pontes). Usualmente utilizado no tratamento de lamas orgânicas.
Policátions	São polieletrólitos catiônicos de baixo peso molecular, os quais possuem como função principal a neutralização das cargas elétricas superficiais e aumento do tamanho dos flocos. Utilizados em substituição aos floculantes inorgânicos convencionais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Objeto de estudo: ETE-Suzano

4.1.1 Localização

A Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano está localizada no município de Suzano (a sudeste de São Paulo) e serve aos municípios de Mogi das Cruzes, Suzano, Poá, Itaquaquecetuba e Ferraz de Vasconcelos (Figura 7).

Ela teve seu projeto iniciado em 1973 e foi inaugurada em 1982, com capacidade de tratamento de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Foi projetada para construção em duas etapas e, atualmente, somente um módulo da primeira etapa está concluído.

A estação trata, hoje, $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo seu efluente lançado no Rio Tietê, classe 3.

Figura 7 - Municípios atendidos pela ETE-Suzano (SABESP, 2005)

4.1.2 Descrição da ETE-Suzano

Os sistemas principais de esgotos da região metropolitana de São Paulo (Figura 8) são cinco e são compostos pelas ETEs Suzano, São Miguel, Parque Novo Mundo, ABC e Barueri.

Figura 8 – Sistemas principais de esgotos da Região Metropolitana de São Paulo (SABESP, 2005)

A ETE Suzano é a mais antiga dentre as ETEs da Região Metropolitana de São Paulo e tem como característica o recebimento de efluentes industriais, que representa cerca de 10% da vazão afluyente e corresponde a 75% em carga de DQO. O processo de tratamento é o de Lodos Ativados, Mistura Completa e apresenta grau de eficiência superior a 90% de remoção de carga orgânica, medida em $DBO_{5, 20}$.

O tratamento da fase líquida é constituído por uma grade grossa, uma elevatória de esgotos com três bombas submersas, duas grades finas mecanizadas, duas caixas de areia aeradas, quatro decantadores primários (três operando atualmente), quatro tanques de aeração (três operando atualmente), 04 decantadores

secundários (três operando atualmente) e uma elevatória de retorno de lodo, com duas bombas parafuso.

O tratamento da fase sólida é constituído por uma grade fina de lodo, seis digestores anaeróbios (quatro operando atualmente), dois tanques de mistura para o condicionamento químico do lodo, três filtros prensa de placas e dois queimadores de gás.

4.1.3 - Descrição das Unidades de Tratamento

- Grade Grosseira

A grade grosseira de limpeza manual está localizada na câmara de entrada da estação. O gradeamento é feito através de uma única grade, com espaçamento entre as barras de 50 mm, onde ficam retidos os detritos de grandes dimensões, como madeira, galhos de árvores e pedras.

-Elevatória de Esgotos

O recalque do esgoto para o canal das grades finas é feito, atualmente, por três bombas submersas com capacidade de 400 L/s cada uma, para uma altura manométrica de 15 mca.

- Grades Finas Mecanizadas

A ETE Suzano possui duas grades finas mecanizadas à jusante das bombas de afluentes, para remover materiais flutuantes do esgoto, como tecidos, plásticos e papéis. Se não forem removidos, estes materiais podem causar danos nas unidades de tratamento e equipamentos subsequentes.

- Caixas de Areia Aeradas

A ETE-Suzano possui duas caixas de areia aeradas por difusores de bolhas grossas. Os sopradores que fornecem ar para as caixas de areia estão localizados em um prédio adjacente a elas. A capacidade teórica de cada uma dessas caixas para o tempo de detenção de 3 minutos é de $1,67 \text{ m}^3/\text{s}$ e é suficiente para atender as vazões de pico. Os tempos de detenção obtidos, para as vazões médias e máximas atuais, estão em torno de 9 e 6 minutos respectivamente, ou seja, acima do mínimo estabelecido de 3 minutos. A areia sedimentada é removida continuamente

das caixas, com a utilização de uma bomba de vácuo, montada em uma ponte móvel. A areia é bombeada para um canal lateral, onde é conduzida por uma bomba parafuso para uma caçamba, onde é armazenada temporariamente antes da disposição fora da estação, em um aterro local.

- Decantadores Primários

As instalações da ETE Suzano utilizam quatro tanques de decantação, dos quais apenas dois estão atualmente em operação, para remoção do resíduo sedimentável dos esgotos, gorduras e óleos flutuantes. Estes materiais são recolhidos por pontes removedoras. O excesso de lodo ativado é retornado para a entrada da estação e sedimentado nos decantadores primários com o lodo primário. Ambos fluem por gravidade para um poço de acúmulo de lodo, onde ele é bombeado até os digestores.

-Tanques de Aeração

A estação possui quatro tanques de aeração, dos quais três estão atualmente em operação. Os tanques possuem canais laterais com uma série de quatro comportas, espaçadas igualmente ao longo do comprimento, em um lado, para a entrada de efluentes primários e de lodo de retorno no tanque. O ar é enviado aos tanques de aeração através de uma série de cinco aeradores mecânicos de superfície, que são usados para promover a mistura no tanque e transferir oxigênio.

- Decantadores Secundários

A estação tem atualmente quatro decantadores com 54 m de diâmetro cada um e 2,5 m de profundidade da lâmina líquida na lateral. Considerando-se a vazão atual da estação, apenas três são requeridos para o tratamento. Os decantadores são de alimentação central com vertedores de efluentes periféricos e os removedores de lodo são do tipo lâminas raspadoras parabólicas. O lodo é retirado através de um poço central. A taxa de retirada é controlada pela altura do vertedor na caixa de coleta de lodo sedimentado. A partir desta, o lodo flui por gravidade para a Estação de Recalque do Lodo Ativado de Retorno (LAR), de onde ele é recalcado para os tanques de aeração. A parte líquida vertente do decantador (efluente final) é lançada no Rio Tietê.

- Elevatória de Retorno de Lodo (Recirculação)

O lodo ativado, recolhido nos decantadores secundários por pontes removedoras de lodo, é encaminhado às bombas parafusos, retornando aos tanques de aeração. O excesso de lodo retorna ao início do processo.

- Grade Fina de Lodo

Realiza a remoção dos materiais não digeríveis e de pequenas dimensões, que não foram retidos e nem removidos no gradeamento da fase líquida. O espaçamento entre as barras é de 10 mm.

- Digestores

O lodo removido durante o processo de tratamento é enviado aos seis digestores anaeróbios de formato oval e hermeticamente fechados, onde, processa-se a transformação de lodo em matéria altamente mineralizada, com carga orgânica reduzida e diminuição de patógenos. Hoje, apenas quatro dos seis digestores projetados estão equipados para operação. Três atuam como primários e o quarto serve como um digestor secundário, armazenando o lodo, além de separar a fase líquida da sólida. A digestão anaeróbia inclui diversos modos de operação, tais como baixa taxa ou convencional e alta taxa de digestão. Na configuração de baixa taxa, o lodo é injetado intermitentemente a um digestor não misturado e freqüentemente não aquecido. Grandes volumes de tanque são normalmente necessários para ser obtida uma boa estabilização. A digestão anaeróbia de alta taxa é caracterizada pelo complemento do sistema de aquecimento e mistura, com taxas de alimentação uniformes e adensamento do lodo antes da digestão. Quando operado adequadamente, a digestão de alta taxa necessita de menor volume de tanque para uma digestão adequada. Atualmente, os digestores de Suzano são operados como uma combinação de digestores anaeróbios de baixa e alta taxa. Materiais tóxicos inibem e/ou prejudicam o processo de digestão, diminuindo a redução dos sólidos voláteis e a produção de metano. Altas concentrações de amônia, metais pesados, cátions de metal leve e sulfetos podem ser tóxicas às bactérias anaeróbias. O acúmulo de areia é um outro problema comum na digestão anaeróbia, pois, reduz o volume disponível para a digestão. Os tanques de retenção de lodo são normalmente utilizados como armazenagem temporária para equalizar o fluxo de

lodo aos processos e operações à jusante. Isto permite uma taxa de alimentação de lodo mais uniforme e uma melhoria no condicionamento do lodo e no desaguamento. Além disto, os tanques de armazenagem de lodo são utilizados quando os processos a jusante estão fora de serviço e/ou para permitir a flexibilidade para as operações de desaguamento. Cada tanque tem uma capacidade de retenção de 940 m^3 . O digestor é equipado com válvulas para a retirada do sobrenadante (líquido que se separa do lodo digerido), que retorna ao início do processo e/ou ao tanque de aeração.

- Queimadores de Gás

Durante o período em que o lodo permanece dentro dos digestores, haverá produção contínua de gás com alto poder energético. Atualmente, o gás gerado na ETE Suzano está sendo queimado por dois queimadores.

- Condicionamento Químico do Lodo

Dois tanques de mistura estão atualmente em operação na ETE. Os equipamentos de dosagem química para cloreto férrico e cal estão instalados no tanque. O lodo digerido, contendo 3% de sólidos, é condicionado com cloreto férrico e cal, sendo, posteriormente, bombeado para filtros prensas de placas, onde a umidade é reduzida para 60%. As dosagens utilizadas de cal e cloreto férrico por quilograma de lodo estão entre 100-200 g/kg e 50-100 g/kg, respectivamente.

- Desaguamento do Lodo por Filtro Prensa

As instalações de desaguamento na ETE Suzano incluem três filtros prensa de placas e instalações de bombeamento de lodo. De acordo com os dados operacionais da estação, um filtro prensa está atualmente desaguando aproximadamente 80 m^3 de lodo condicionado por ciclo. O teor de sólidos nesta unidade é aumentado de aproximadamente 3,5% para 40%, gerando 7 m^3 de torta de lodo por ciclo. Seis ciclos, variando de 2,5 a 4,0 horas cada, são realizados por dia. A figura 9 mostra o fluxograma de processo da ETE-Suzano.

Figura 9 – Fluxograma de processo – ETE-Suzano (SABESP, 1995).

4.1.4 Caracterização do esgoto afluyente e do efluente final da ETE-Suzano

A ETE-Suzano possui um laboratório, onde são realizadas análises físico-químicas, para o acompanhamento do desempenho operacional do sistema de tratamento. São realizadas análises com frequências diárias, semanais, mensais e trimestrais, dependendo dos pontos e parâmetros monitorados. A Tabela 6 apresenta valores médios do afluyente e efluente da ETE-Suzano para o período de maio de 2004 a maio de 2006.

Tabela 6 – Dados do afluyente bruto e do efluente final da ETE-Suzano - valores médios de maio de 2004 a maio de 2006 (Sabesp, 2006)

Parâmetros	Afluyente Bruto	Efluente Final
pH	7,6	7,5
SS (mLSS/L)	9	<0,1
ST (mgST/L)	1323	969
SST (mgSST/L)	296	13
SV (mgSV/L)	403	102
SSV (mgSSV/L)	215	9
SF (mgSF/L)	919	867
SSF (mgSSF/L)	81	4
DQO (mgO ₂ /L)	652	87
DBO (mgO ₂ /L)	341	17
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg N-NTK/L)	61	24
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	41	21
Nitrito (mgN-NO ₂ /L)	0,3	2,8
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	0,7	5,8
Fósforo Total (mgP/L)	6	2
Fenol (mgC ₅ H ₆ OH/L)	0,4	<0,2
Sulfato (mgSO ₄ ²⁻ /L)	262	272
Sulfeto (mgS ²⁻ /L)	2,2	0,2
Cloreto (mgCl/L)	207	213
Fluoreto (mgF/L)	0,6	0,7
Material Solúvel em N-Hexano (mgOG/L)	20	ND
Surfactantes (mgLAS/L)	8,1	0,7
Cr ⁶⁺ (mg Cr ⁶⁺ /L)	<0,003	<0,003
Cr _{total} (mg Cr _{total} /L)	0,120	<0,065
Cd (mg Cd/L)	<0,015	<0,015
Cu (mgST/L)	0,113	<0,045
Fe (mg Fe/L)	4,627	0,289
Fe _{sol} (mg Fe _{sol} /L)	0,225	<0,155
Mn (mg Mn/L)	0,631	0,455
Mn _{sol} (mg Mn _{sol} /L)	0,350	0,395
Mo (mg Mo/L)	0,252	0,255
Ni (mg Ni/L)	0,124	<0,165
Pb (mg Pb/L)	0,130	<0,08
Zn (mg Zn/L)	1,160	0,097
Condutividade (µS/cm ²)	1984	1437

4.2 Efluente industrial

A ETE-Suzano têm 10% de sua vazão afluente proveniente de efluentes industriais, sendo que 7% dessa vazão é devida a um efluente com alto teor de aminas, que chega à ETE via rede, sendo este responsável pela maior carga de nitrogênio total e amoniacal, superando inclusive a contribuição de nitrogênio proveniente de chorume. Este efluente impacta diretamente a qualidade do efluente final da ETE, que acaba não atendendo a legislação (Art. 34 da Resolução 357 do CONAMA) em termos de nitrogênio amoniacal. Os 3% restantes de vazão estão relacionados a efluentes industriais que chegam à ETE-Suzano via rede e caminhão. Portanto, foi escolhido para a realização dos testes, justamente o efluente que contribui com maior vazão e com maior carga poluidora.

4.2.1 Avaliação da unidade fabril geradora do efluente

O efluente escolhido para os ensaios era uma mistura de efluentes gerados em células de produção independentes dentro da indústria. Através de visitas a unidade fabril em estudo, constatou-se a existência de treze células produtivas, além de um incinerador, que também gerava efluente. A partir de relatórios fornecidos pela indústria, foram verificados os pontos geradores desses efluentes em termos de características de produção, produtos e matérias primas utilizadas, bem como as vazões e frequência de contribuição de cada um para a composição do efluente que chegava a ETE-Suzano (Tabela 8). Observou-se a existência de coletores automáticos na saída dos efluentes de cada célula, o que facilitaria extremamente a coleta de amostras individuais para caracterização e utilização nos ensaios. A caracterização físico-química do efluente industrial foi realizada pelo laboratório da ETE-Suzano à medida que foi utilizado nos testes.

4.2.2 Caracterização do efluente industrial

A indústria possui um sistema de pré-tratamento composto por um tanque de correção de pH, um decantador, um adensador de lodo e uma centrífuga. O lodo centrifugado é incinerado na própria indústria e o efluente do decantador é enviado para dois tanques de equalização, com volume de 2.400 m³ cada um. Na saída da indústria, após os tanques de equalização, existe um poço de visita, onde está instalado um coletor automático, programado para coletar o efluente diariamente, de 1 em 1 hora. Obteve-se, portanto, amostras diárias correspondentes a 24 horas de coleta. Uma vez por mês, num período de dois anos, estas amostras foram compostas e caracterizadas no laboratório da ETE-Suzano segundo os parâmetros: pH, Série de sólidos, DQO, DBO_{5,20}, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Fenol, Sulfato, Sulfeto, Cloretos, Material Solúvel em N-Hexano, Surfactantes, Cr_{total}, Cd, Cu, Fe, Mn Total e Solúvel, Ni, Pb e Zn (Tabela 5). A coleta e a preservação das amostras, bem como os procedimentos analíticos para a determinação destes parâmetros foram realizados segundo o APHA; AWWA; WEF (1998) (Tabela 7).

Tabela 7- Parâmetros x Metodologia Analítica Utilizada

Parâmetro	Nº do Método	Descrição do Método
pH	4500-H ⁺ B	Eletrométrico
Série de Sólidos	2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 G, 2540 F	Gravimétrico
DQO	5220-B	Refluxo Aberto
DBO _{5,20}	5210-B	Teste em 5 dias a 20°C
NTK	4500-N B	Macro-Kjeldahl
N-NH ₃	4500-N B e C	Titimétrico
P _{total}	4500-P-E	Ácido Ascorbico
Fenol	5530-D	Fotométrico
Sulfato	4500-S ²⁻ F	Iodométrico
Sulfeto	4500-SO ₄ ²⁻ E	Turbidimétrico
Cloretos	4500-Cl ⁻ B	Argentométrico
Material Sol. em N-Hexano	5520 D	Extração com N-Hexano
Surfactantes	5540 C	Surfactantes Aniônicos como MBAS
Cr _{total} , Cd, Cu, Fe, Mn total e sol. Ni, Pb e Zn	3111 B	Espectrofotometria Absorção Atômica/Chama
Oxigênio Dissolvido	4500-OG	Eletrodo de Membrana

Tabela 8- Contaminantes presentes nos efluentes das células produtivas (dados obtidos a partir da avaliação de relatórios apresentados pela indústria)

Célula	Vazão de Pico	Contaminantes Detectados
1	Q= 1,1 m ³ /h	Sulfato, cromo e ferro.
2	Q= 54,0 m ³ /h	Óleos e graxas, surfactantes, fenol, sulfato, sulfeto e solventes (tolueno, xileno, tetracloroetileno).
3	Q=30,0 m ³ /h	Óleos e graxas, acrilonitrila, éter nitrila, formol, dimetilamina, fluoreto, ferro, ácido sulfúrico, amônia e solventes (tolueno, benzeno).
4	Q= 5,0 m ³ /h	Sulfato, surfactantes e solventes.
5	Q= 37,0 m ³ /h	Sulfetos, fenol, sulfato, fluoreto, arsênio e solventes (dicloroetano, xileno, benzeno, diclorometano, tricloroetano).
6	Q= 44,0 m ³ /h	Óleos e graxas, surfactantes, sulfato, polímeros e solventes (clorofórmio, benzeno).
7	Q= 70,0 m ³ /h	Metais pesados, beta-naftol, 3,3-DCB, fenol, sulfato, manganês e solventes (tolueno, xileno).
8	Q= 4,2 m ³ /h	Glicóis, éteres, fenol, ferro e sulfato.
9	Q= 2,5 m ³ /h	Óleos e graxas, surfactantes, fenol, sulfato e solventes (tolueno, xileno, tetracloroetileno, metil etil cetona).
10	Q= 40,0 m ³ /h	Metais pesados (cromo, cobre, zinco), ferro e manganês e sulfato.
11	Q= 12,0 m ³ /h	Sulfato
12	Q= 0,85 m ³ /h	Provável presença de solventes
13	Q= 12,5 m ³ /h	Provável presença de solventes

Fonte: Sabesp (2005)

4.3 Realização de ensaios de fracionamento do efluente industrial

Foram realizados ensaios de fracionamento com o efluente industrial, ensaios estes escolhidos de acordo com as características dos poluentes presentes, detectados através do levantamento de cada célula produtiva da indústria, conforme mencionado no item 4.2.1. A seguir, são descritos os procedimentos sugeridos por Ford (1992) e os que foram utilizados na investigação experimental:

- Arraste com ar: submeter o efluente industrial a aeração vigorosa por duas horas em pH = 3,0; pH = 11,0 e pH original. O objetivo deste procedimento é remover poluentes voláteis (orgânicos e inorgânicos).

- Adsorção em carvão ativado: conduzir o efluente industrial a um leito filtrante de carvão ativado, mantendo seu pH original. O objetivo deste procedimento é remover compostos químicos por adsorção, inclusive metais.

- Filtração: Ajustar o pH do efluente industrial para 3,0 e submetê-lo à filtração em membrana de fibra de vidro (GF-52C). Repetir o procedimento com o pH ajustado para 11,0. Este ensaio tem por objetivo remover a toxicidade associada ao material particulado. Ele também pode indicar que um ajuste de pH pode alterar as formas tóxicas dos constituintes que poderão estar adsorvidos nas partículas sólidas do efluente.

- Redução: Adicionar tiosulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) ao efluente industrial, homogeneizando a amostra adequadamente (a quantidade a ser adicionada pode ser definida a partir da concentração de íons cloreto pré-determinada no mesmo). Este procedimento é muito eficiente para reduzir os efeitos tóxicos provocados por compostos como cloro, por exemplo. Contudo, o tiosulfato de sódio também pode reduzir a toxicidade de alguns metais, como o cobre.

- Complexação de metais: Adicionar EDTA (quantidade a ser definida experimentalmente) ao efluente industrial e deixá-lo sob agitação lenta por 2 horas. O objetivo deste procedimento é complexar metais pesados, diminuindo assim a ação tóxica dos mesmos.

- Coagulação e precipitação: Submeter o efluente industrial a testes de coagulação e precipitação, utilizando cloreto férrico e polímero como agentes coagulantes.

4.3.1 Escolha dos testes de fracionamento

Em aproximadamente 70% dos efluentes das unidades produtivas da indústria, observou-se a presença de solventes e outros compostos orgânicos e inorgânicos voláteis e por isso, decidiu-se realizar o arraste com ar como ensaio de fracionamento. Também foi detectada alta concentração de nitrogênio amoniacal na mistura dos efluentes da indústria e, neste caso, o arraste com ar em pH maior que 12,0 removeria a toxicidade provocada por esta substância.

Com o objetivo de reduzir a ação de organoclorados, surfactantes e outros compostos adsorvíveis em material particulado, optou-se pelo fracionamento em carvão ativado em pó (CAP).

O fracionamento por coagulação, floculação e precipitação também foi utilizado a partir da aplicação de solução de FeCl_3 a 38% (o mesmo utilizado no processo de desaguamento do lodo da ETE-Suzano), visando a redução de toxicidade associada à remoção sólidos em suspensão e coloidais

Estes pré-tratamentos foram aplicados ao efluente resultante da mistura de todas as células, já equalizado, da forma que é recebido na ETE-Suzano. O efluente foi coletado, composto e caracterizado conforme descrito no item 4.2.2.

A complexação de metais com EDTA não foi um teste escolhido devido à baixa concentração de metais pesados observada na caracterização do efluente industrial equalizado que chega a ETE-Suzano. Além disso, o efluente tratado da ETE também apresenta concentrações abaixo daquelas que causam toxicidade crônica aos organismos aquáticos. Os metais podem limitar o uso do lodo na agricultura ou outra forma de disposição, mas esta avaliação não pode ser realizada com o RTA.

O processo de fracionamento através de redução com tiosulfato de sódio está associado à diminuição de toxicidade causada por cloro e alguns metais. Visto que a concentração de metais não foi considerada elevada o bastante para significar problemas no tratamento e que o cloro também pode ser reduzido por adsorção em carvão, este ensaio não foi realizado.

Para o presente estudo, não se justifica a filtração do efluente industrial em membrana de fibra de vidro (GF 52C), pois este já passa por um pré-tratamento

para a remoção dos sólidos sedimentáveis (decantação) e o restante dos sólidos em suspensão, bem como o material coloidal, serão removido no ensaio de coagulação, floculação e sedimentação.

4.3.2 Realização dos testes de fracionamento

4.3.2.1 Fracionamento por arraste com ar

Foram realizados quatro ensaios de fracionamento por arraste com ar (testes 1, 2, 7 e 9), conforme metodologia descrita a seguir:

- Teste 1:

Um dia antes do ensaio do RTA, cerca de 10 litros da amostra do efluente foram submetidos à aeração vigorosa em seu pH original (7,5), pela introdução de ar comprimido, através de pedras porosas presas em mangueiras de silicone. Após esse período, o pH foi reduzido a 3,0 com adição de ácido sulfúrico concentrado e submetido à aeração vigorosa por mais 2 horas. Em seguida, o pH foi elevado a 11,0 pela adição de solução de hidróxido de sódio 6 molar e aerado vigorosamente por mais 2 horas (o pH final da amostra ficou em 9,9). O pH foi então ajustado para 7,5 e a amostra foi mantida sob refrigeração em temperatura de 4 ± 2 °C até o dia seguinte, quando, então, realizou-se o RTA.

- Teste 2:

Utilizando-se o mesmo procedimento do teste 1, um dia antes do ensaio do RTA, cerca de 10 litros da amostra do efluente foram submetidos à aeração vigorosa em seu pH original (8,7). Após esse período, o pH foi reduzido a 3,0 com adição de ácido sulfúrico concentrado e submetido à aeração vigorosa por mais 2 horas. Em seguida o pH foi elevado a 11,0 pela adição de solução de hidróxido de sódio 6 Molar e aerado vigorosamente por mais 2 horas (o pH final da amostra ficou

em 9,9). O pH foi então ajustado para 8,7 e a amostra, mantida refrigerada a 4 ± 2 °C até o dia seguinte para a realização do RTA.

- Teste 7:

Neste teste, o efluente industrial foi submetido à aeração somente em meio alcalino e por um período de tempo maior em relação aos testes anteriores. Apresentava originalmente pH igual a 9,7, que foi elevado para 12,1 com a adição de solução de NaOH 6M. Foi, então, submetido à aeração vigorosa por um período de 15 horas. Após este período, o pH, que estava em 8,5, foi ajustado para 9,7 com solução de NaOH 6M. O despejo foi, então, submetido ao RTA. A figura 10 mostra o efluente industrial sendo submetido a este teste de fracionamento.

Figura 10 – Efluente industrial submetido à aeração (Teste 7)

- Teste 9:

Neste ensaio, o procedimento utilizado foi bastante semelhante aos dos testes 1 e 2, diferindo apenas no tempo de aeração empregado em cada valor de pH, que foi reduzido em uma hora. Inicialmente, o efluente industrial foi submetido à uma hora de aeração vigorosa em seu pH original (8,3). Após este período, o pH do efluente, que estava em 8,2, foi reduzido para 3,0 com H_2SO_4 concentrado. Em seguida, foi aerado por mais uma hora. Após este período, o efluente apresentou pH igual a 3,6. Utilizando-se solução de NaOH 6M, elevou-se, então, o pH para 11,0 e o efluente foi aerado vigorosamente por mais uma hora. Ajustou-se o pH de 10,0 para o valor original (8,3). O efluente assim tratado foi mantido em refrigeração até o dia seguinte, quando foi realizado o RTA.

4.3.2.2 Adsorção em carvão ativado

Foram realizados três ensaios de adsorção em carvão ativado em pó (testes 3, 4 e 8). Adicionou-se o carvão ao efluente industrial e a mistura foi submetida à agitação branda (50 rpm) por meia hora. Após este período, a agitação foi interrompida e aguardou-se uma hora para sedimentação do carvão adicionado. O efluente decantado foi separado cuidadosamente e dosado nos reatores 1 e 2 do teste RTA.

De acordo com informações obtidas a partir de experiências recentes no uso de carvão ativado em pó (CAP) para o tratamento do efluente da indústria de corantes Chemical, a dosagem de 0,1g/L tem demonstrado boa eficiência na remoção de DQO. Após a realização de alguns testes preliminares em laboratório com o efluente utilizado na presente pesquisa, verificou-se que 0,1 mgCAP/L era uma dosagem adequada, pois conseguia-se remoções de DQO de até 70%. Sendo assim, esta foi a dosagem escolhida.

4.3.2.3 Coagulação, floculação e sedimentação

Foram realizados ensaios prévios, buscando determinar-se a dosagem de FeCl_3 a ser aplicada ao efluente industrial, considerando-se como dosagem ideal àquela que propiciasse maior redução da turbidez do efluente após o tratamento.

Preparou-se uma solução de FeCl_3 10 g/L a partir do FeCl_3 38% usado no processo de desaguamento do lodo da ETE-Suzano. Ao efluente industrial bruto, foram adicionados diferentes volumes de solução de FeCl_3 10 g/L e as misturas foram submetidas à agitação em 35 rpm por 3 minutos e sedimentação por 30 minutos. Após este período, o efluente decantado foi separado cuidadosamente e a turbidez do sobrenadante determinada em nefelômetro. A dosagem escolhida de coagulante foi de 50 mg/L. O pH do efluente industrial não sofreu grande alteração no tratamento (de 8,8 para 8,2) e portanto, não houve a necessidade de adição de alcalinizante.

As amostras de efluente industrial e as tratadas pelos processos de fracionamento (item 4.3.2), foram submetidas ao RTA modificado, de acordo com metodologia descrita em Ferraresi (2001).

4.4 Ensaios do RTA

Os ensaios do RTA foram realizados de tal forma a simular a situação atual da ETE Suzano com a contribuição industrial (reator ETE) e a futura na condição crítica, isto é, vazão máxima do efluente industrial pré-tratado e a mínima do esgoto doméstico (reatores 1 e 2).

O procedimento do teste RTA modificado por Ferraresi (2001), utilizado nesta pesquisa, é descrito a seguir:

- Os ensaios do RTA foram realizados em 3 reatores em batelada de 13 litros de capacidade, construídos em acrílico, utilizados para simular as condições operacionais dos tanques de aeração da ETE-Suzano.

- No primeiro reator, que tinha por finalidade simular a condição atual da ETE Suzano, introduziu-se a biomassa e o esgoto afluyente (EA) proveniente da grade fina, já com a contribuição do efluente industrial. No segundo reator, que simulava a condição futura da ETE Suzano, introduziu-se a biomassa, o esgoto afluyente a ETE sem a contribuição do efluente industrial e o efluente industrial pré-tratado. O terceiro reator era uma réplica do segundo.
- Foram utilizadas pedras porosas de aquário, fixadas no fundo da estrutura de acrílico e ligadas a mangueiras, por onde era fornecido ar através de compressor, objetivando promover a aeração dos reatores. Para manter os sólidos em suspensão dentro dos reatores, durante todo o período de teste, foram usados três agitadores com paletas de aço inoxidável e velocidade de rotação variável. Para os testes, esta foi de 120 rpm.
- Como afluyente a ETE nos reatores 1 e 2, utilizou-se o esgoto proveniente da estação elevatória Guaió, que é afluyente à ETE-Suzano e que não apresenta interferência do efluente industrial. Devido a pouca variação das suas características, foram coletadas amostras simples desse efluente (cerca de 20 litros para cada teste).
- O efluente industrial foi obtido a partir da composição de amostras durante um período de 24 horas, através de coletor automático, instalado em um poço de visita (PV), localizado na saída da indústria. Este foi submetido ao fracionamento e no dia seguinte, ao RTA, sendo refrigerado em temperatura de 4 ± 2 °C neste período.
- O lodo ativado foi coletado na linha de retorno de lodo da ETE-Suzano no dia do teste (cerca de 25 litros).

- A concentração de oxigênio dissolvido dentro dos reatores foi monitorada através de oxímetros e mantida de 1,5 a 2,0 mg O₂/L, que é a faixa de trabalho dos tanques de aeração da ETE-Suzano.
- O cálculo da quantidade de lodo ativado de retorno (biomassa) adicionado nos reatores foi feito através da seguinte equação:

$$V_B = \frac{SSV_{TA} \times V_R}{SSV_{LB}} \quad (3)$$

Onde:

V_B = Volume da biomassa no reator em batelada (L)

SSV_{TA} = Sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração (mg/L)

V_R = Volume útil do reator em batelada (L)

SSV_{LB} = Sólidos em suspensão voláteis do lodo ativado(mg/L)

- O volume de esgoto afluyente (EA) - sem a interferência do efluente industrial - adicionado nos reatores, foi calculado através da seguinte equação:

$$V_{EA} = V_R - V_B \quad (4)$$

Onde:

V_{EA} = Volume de esgoto afluyente sem interferência do efluente industrial (L)

V_R = Volume útil do reator em batelada (L)

V_B = Volume da biomassa no reator em batelada (L)

- O volume do efluente industrial adicionado nos reatores foi calculado através da seguinte equação:

$$V_{EI} = \frac{Q_{EIMAX} \times V_{EA}}{Q_{EAMIN}} \quad (5)$$

Onde:

V_{EI} = Volume do efluente industrial (L)

Q_{EIMAX} = Vazão máxima do efluente industrial (L/s)

Q_{EAMIN} = Vazão mínima do esgoto afluente (L/s)

V_{EA} = Volume do esgoto afluente (L)

- Cada teste foi realizado em 6 horas, de acordo com o tempo de detenção do tanque de aeração da ETE-Suzano.
- Foram monitoradas as taxas de utilização de oxigênio (TUO) e as concentrações de SSV, DQO, nitrogênio amoniacal e eventualmente nitrato dos reatores em batelada, a fim de avaliar-se o impacto do efluente industrial no sistema de tratamento, antes e após este ter sido submetido ao fracionamento.
- Foram coletadas amostras para a caracterização da microbiota presente no lodo ativado utilizado nos testes em batelada (antes da adição dos efluentes e após o tratamento), de acordo com procedimento descrito pela CETESB (1997).

- De acordo com as eficiências de tratabilidade obtidas, selecionaram-se os efluentes dos reatores de alguns testes para avaliação da toxicidade e estes ensaios foram realizados no IPEN – Instituto de Pesquisa Energética e Nuclear e no laboratório Bioagri Ambiental pelo método de determinação de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, conforme procedimentos descritos pela CETESB (1991) e pela U.S.E.P.A. (USEPA, 1991, 1992, 1993).
- Para evitar-se transbordamento dos reatores, optou-se em trabalhar com o volume útil do reator igual a 11 litros.

A figura 11 mostra os reatores preparados no laboratório da ETE-Suzano, onde foram realizados todos os ensaios de RTA desta pesquisa.

Figura 11 – Vista dos reatores utilizados na investigação experimental

4.4.1 Vazões consideradas para o RTA

Tanto para a ETE-Suzano quanto para o efluente industrial, foram considerados os dados de vazões dos últimos 2 anos.

Para a ETE, foi considerada $Q_{\text{mín.}} = 450 \text{ L/s}$ para os testes de 1 a 4 e $Q_{\text{mín.}} = 700 \text{ L/s}$ para os testes de 5 a 10. Isto ocorreu devido a problemas de operação da Estação Elevatória de Esgotos Guaió (principal contribuinte de efluente doméstico para a ETE-Suzano), que ocasionou a diminuição da vazão afluyente a ETE durante os 4 primeiros testes. Para o efluente industrial, considerou-se $Q_{\text{máx}} = 47 \text{ L/s}$.

4.4.2 Monitoramento dos reatores

Para cada um dos testes realizados, foram determinadas, ao longo do tempo:

- a variação da taxa específica de utilização de oxigênio (TEUO);
- a variação da concentração de DQO do conteúdo dos reatores;
- a variação da concentração de nitrogênio amoniacal do conteúdo dos reatores.

As taxas específicas de utilização de oxigênio foram obtidas a partir da seguinte metodologia (Ferraresi, 2001):

- Os valores de OD dos reatores foram registrados de minuto em minuto e plotados em função do tempo (figura 12);
- A função linear foi ajustada aos pontos do gráfico e calculou-se a equação da reta;
- O coeficiente angular da reta, que corresponde à taxa de utilização de oxigênio em $\text{mg O}_2/\text{L.min}$, foi então dividido pela concentração de SSV do interior do reator no momento da medida, obtendo-se assim, a TEUO em $\text{mg O}_2/\text{gSSV.h}$.

Figura 12 - Gráfico da variação da concentração de OD em função do tempo (Ferraresi, 2001)

5 Apresentação e discussão dos resultados

Além da pesquisa na indústria, a caracterização do efluente industrial foi realizada na fase preliminar aos ensaios de fracionamento e testes RTA e os resultados desta caracterização são mostrados na tabela 9.

Tabela 9 - Valores mínimos e máximos encontrados na caracterização das amostras compostas do efluente industrial (Sabesp, 2006)

Parâmetro	Valor mínimo	Valor Máximo
pH	1,2	9,4
SS (mLSS/L)	<1	750
ST (mgST/L)	3130	26735
SST (mgSST/L)	34	20007
SV (mgSV/L)	277	13140
SSV (mgSSV/L)	18	12540
SF (mgSF/L)	2027	13595
SSF (mgSSF/L)	16	7467
DQO (mgO ₂ /L)	915	26070
DBO (mgO ₂ /L)	464	6723
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg N-NTK/L)	19	358
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	6	305
Fósforo Total (mgP/L)	0,8	22,1
Fenol (mgC ₅ H ₆ OH/L)	0,33	6,90
Sulfato (mgSO ₄ ²⁻ /L)	584	6608
Sulfeto (mgS ²⁻ /L)	ND	74,2
Cloreto (mgCl ⁻ /L)	975	2035
Material Solúvel em N-Hexano (mgOG/L)	ND	447
Surfactantes (mgMBAS/L)	4	50
Cr _{total} (mg Cr _{total} /L)	<0,065	0,145
Cd (mg Cd /L)	<0,015	0,112
Cu (mgST/L)	<0,045	2,990
Fe (mg Fe /L)	0,210	8,540
Mn (mg Mn /L)	0,042	16,390
Mn _{sol} (mg Mn _{sol} /L)	0,070	5,470
Mo (mg Mo /L)	0,165	0,165
Ni (mg Ni /L)	<0,065	0,560
Pb (mg Pb /L)	<0,080	4,520
Zn (mg Zn /L)	0,144	5,160

De acordo com a tabela 9, pode-se verificar uma grande variação nas características qualitativas do efluente industrial em estudo. Isto pode ser explicado pelas diferentes características de produção das células que compõem a indústria, pois em consequência disso, elas geram efluentes com poluentes distintos e em concentrações também distintas e que estão presentes na composição final do efluente que chega à ETE-Suzano.

Dados de literatura (WEF, 1994; Ford, 1992; USEPA, 1999) demonstraram que são esperadas grandes flutuações nas características quantitativas e qualitativas de efluentes de indústrias químicas, pois elas são dependentes dos processos de produção utilizados (contínuos ou em bateladas) e da própria demanda de mercado.

Além da diversidade natural inerente a este efluente, ocorrências como pH muito baixo em determinado horário e alta concentração de sólidos em suspensão foram observadas a partir de amostras obtidas através de coletor automático num PV localizado na saída da indústria, o que demonstrou que mesmo com a existência de um tratamento primário para remoção de sólidos, um sistema de correção de pH e ainda dois tanques de equalização, visando minimizar os impactos na ETE, muitas vezes, há falhas operacionais e de controle. Nestas condições, verifica-se a necessidade de um sistema de equalização mais eficiente na indústria. Sugere-se a construção de tanques pulmões para o recebimento de efluentes com alta concentração de poluentes, antes do envio paulatino aos tanques de equalização, que por sua vez, são merecedores também de um monitoramento sistemático, principalmente em relação a VOCs, de acordo com as informações obtidas no levantamento das unidades produtivas (tabela 7). A confirmação da interferência de VOCs no sistema de tratamento da ETE-Suzano será discutida no item 5.1.

Além dos resultados de caracterização do efluente industrial mostrados na tabela 8, os dados de caracterização individual das células produtivas fornecidos pela indústria (tabela 7) também subsidiaram a escolha dos ensaios de fracionamento, que se detiveram nas tecnologias de arraste com ar, adsorção em carvão ativado e coagulação, floculação e sedimentação.

A apresentação dos resultados dos ensaios de fracionamento foram feitas precedendo a dos respectivos testes RTA. Os testes RTA foram numerados de 1 a 9 e seus resultados foram apresentados na ordem cronológica em que foram realizados.

A validação dos testes RTA foi feita através da comparação das remoções de DQO obtidas na ETE-Suzano e as obtidas nos reatores RTA ETE que operaram e receberam o efluente industrial tal qual. A figura 13 apresenta o gráfico comparativo. Para o teste 1 não foi avaliada a DQO total e para o teste 2 as amostras do efluente industrial e afluente ETE foram provenientes de coletas simples e, portanto, estes 2 testes não puderam ser utilizados na comparação.

Figura 13 – Gráfico comparativo entre as remoções de DQO na ETE-Suzano e no reator RTA ETE

5.1 Teste 1 - Efluente industrial submetido à aeração

O efluente industrial apresentou DQO = 4193 mg O₂/L antes do fracionamento e DQO = 753 mg O₂/L, após o fracionamento por arraste com ar (82,0% de remoção). Esta alta taxa de remoção pode estar associada à volatilização de VOCs, que são facilmente removidos por arraste com ar (W.E.F.,1994) e que poderiam estar presentes, contribuindo para a DQO do efluente bruto. Em relação ao nitrogênio amoniacal, com o fracionamento, o efluente teve o valor reduzido de 151 para 119 mg N-NH₃/L, apresentando uma taxa de remoção de 21%. A remoção de amônia não foi muito relevante e isso pode estar relacionado a um tempo de aeração insuficiente. A cor do efluente também sofreu alteração, passando de alaranjado para amarelo após o pré-tratamento.

Em relação ao RTA, avaliaram-se a DQO solúvel, a concentração de Nitrogênio Amoniacal, a taxa específica de consumo de oxigênio (TEUO) e a biodiversidade do reator ao longo do tempo. Os resultados da caracterização da microbiota no início e final do teste estão indicados na tabela 10.

Tabela 10 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 1

Reator	Microrganismos Presentes
RTA ETE , RTA 1 e RTA 2 Iniciais	Rotíferos, ciliados fixos (suctórias), ciliados predadores de flocos (aspidiscas e euplotes), ciliados livre-natantes e flagelados.
RTA ETE final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos (aspidiscas e euplotes), ciliados livre-natantes e flagelados.
RTA 1 final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos (aspidiscas e euplotes) e ciliados livre-natantes
RTA 2 final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos (aspidiscas e euplotes) e ciliados livre-natantes

Para o teste 1, em relação a microbiota, pode-se avaliar que no tempo zero, para os três reatores, o lodo biológico apresentava uma comunidade de microrganismos diversificada, indicando boas condições de depuração, fato confirmado pela presença de Suctórias, que são predadoras de grandes ciliados livres natantes e seu aparecimento está atrelado a estas características (Madoni, 1994; Vazzoler, 1989). Na avaliação do lodo biológico no final do teste, observou-se que a microbiota não sofreu alterações na diversidade dos microrganismos em nenhum dos três reatores, evidenciando que as condições de tratamento foram mantidas e que a adição do efluente industrial não causou impacto ao sistema de lodos ativados, independentemente do seu fracionamento.

As figuras 14, 15 e 16 mostram as variações da TEUO, N-NH_3 e DQO solúvel ao longo do tempo nos reatores RTA ETE, RTA 1 e RTA 2.

Figura 14 – Variação da TEUO em função do tempo -Teste 1

Figura 15 – Variação de N-NH_3 em função do tempo -Teste 1

Figura 16 –Variação de DQO solúvel em função do tempo -Teste 1

No teste 1, a TEUO inicial foi maior para o RTA ETE em relação aos reatores 1 e 2. A DQO solúvel inicial também foi maior neste reator, mas dados de literatura mostram que o processo de nitrificação envolve uma alta quantidade de oxigênio ($4,6 \text{ mgO}_2 / \text{mg N-NH}_3$) e portanto, a alta TEUO pode estar relacionada a ocorrência de nitrificação (Metcalf & Eddy, 1991) e não somente a maior quantidade de DQO. Ainda avaliando-se a TEUO, mesmo tendo-se mantido elevada no reator ETE ao longo de todo o teste, as remoções de nitrogênio foram favorecidas nos reatores 1 e 2 com o efluente final atingindo valores de 6 e 5 $\text{mg N-NH}_3/\text{L}$ respectivamente, sendo que a concentração de nitrogênio amoniacal para o efluente final do reator ETE ficou em 11 $\text{mg N-NH}_3/\text{L}$, sugerindo provável inibição à nitrificação, provocada por compostos voláteis (vide tabela 11). Todos os reatores apresentaram a mesma DQO solúvel no final do teste e os valores foram bastante baixos (entre 15 e 17 $\text{mg O}_2/\text{L}$), não podendo esta eficiência de tratamento ser atribuída ao fracionamento do efluente industrial.

Com base nesses dados, pode-se afirmar que o fracionamento por aeração do efluente industrial ofereceu melhora nas características do efluente final da ETE, principalmente no que se refere à concentração de nitrogênio amoniacal. É importante salientar que o RTA para os reatores 1 e 2 foi simulado em condições críticas, com a máxima vazão industrial e a mínima do esgoto doméstico, condições estas que não foram evidenciadas para o reator ETE.

Tabela 11 – Compostos inibidores da nitrificação (Ferreira, 2000)

Compostos Orgânicos	Concentração que gera 50% de inibição (mg/L)
Acetona	2000
Dissulfeto de carbono	38
Clorofórmio	18
Etanol	2400
Fenol	5,6
Etilenodiamina	17
Hexametenodiamina	85
Anilina	<1
Monoetanolamina	<200
Compostos inorgânicos	Concentração que gera inibição
Metais pesados	Podem ser bem tolerados pelos microrganismos nitrificantes em concentrações da ordem de 10 a 20 mg/L devido a baixa concentração iônica destes metais na faixa de pH de 7,5-8,0
Cianetos, percloratos, tiocianatos, azida de sódio, hidrazina, cromato de potásio, arsênio trivalente, fluoretos	Identificados como inibidores potenciais
Amônia não ionizada ou amônia livre	Inibição a Nitrossomonas na concentração de 10 mg/L (1000 mg/L de amônia equivalente livre + ionizada); Inibição a Nitrobacter na concentração de 0,1 mg/L (20mg/L de amônia equivalente livre + ionizada)
Ácido Nitroso	Inibição a Nitrossomonas e a Nitrobacter na concentrações de 0,22 mg/L(280 mg/L de nitrito equivalente livre mais ionizado)

5.2 Teste 2 – Efluente industrial submetido à aeração

O efluente industrial apresentou DQO = 1788 mg O₂/L antes do fracionamento e DQO = 1027 mg O₂/L após o fracionamento por arraste com ar (42,6 % de remoção). Comparando este resultado com o teste anterior, observa-se que a DQO do efluente bruto do teste 1 foi muito superior e isto pode explicar a menor remoção observada no teste 2. Compostos orgânicos voláteis, quando suas concentrações estão acima da solubilidade em água, são muito mais fáceis de serem removidos por aeração (Morita,1993). Provavelmente, para se obter a mesma remoção de DQO do teste 1, um maior tempo de aeração fosse requerido. Para DQO solúvel, os valores foram de 1168 mg O₂/L antes do fracionamento e 942 mg O₂/L após o fracionamento (19,3% de remoção). Em relação ao nitrogênio amoniacal, com o fracionamento, o efluente industrial teve o valor reduzido de 303 para 239 mg N-NH₃/L (21,1% de remoção) e novamente, o tempo de aeração pode não ter sido suficiente para a remoção deste composto. A cor do efluente também sofreu alteração, passando de verde para amarelo após o fracionamento (figura 17).

Figura 17 – Alteração no aspecto do efluente industrial com o fracionamento por arraste com ar. À esquerda: efluente industrial antes do fracionamento. À direita: efluente industrial após a aeração.

Em relação ao RTA, avaliaram-se a DQO, a DQO solúvel, a concentração de Nitrogênio Amoniacal, a microbiota e a taxa específica de consumo de oxigênio (TEUO) ao longo do tempo. Os resultados obtidos na caracterização da microbiota são mostrados na tabela 12.

Tabela 12 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 2

Reator	Microrganismos presentes
RTA ETE, RTA 1 e RTA 2 Iniciais	Rotíferos, ciliados fixos (suctória), ciliados predadores de flocos(Aspidiscas e Euplotes), ciliados livre-natantes e ameba sem teca .
RTA ETE final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos(Euplotes), ciliados livre-natantes e ameba com teca (Arcella).
RTA 1 final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos(Aspidiscas e Euplotes), ciliados livre-natantes e ameba sem teca .
RTA 2 final	Rotíferos, ciliados fixos, ciliados predadores de flocos(Aspidiscas e Euplotes), ciliados livre-natantes e ameba sem teca .

Para o teste 2, em relação a microbiota, pode-se notar que da mesma forma que no teste anterior, para os três reatores, o lodo biológico apresentava alta diversidade de microrganismos, sugerindo, portanto, boas condições de depuração. No instante inicial, a presença de Amebas nuas (Amebas sem teca) está associada à alta carga orgânica (Madoni, 1994, Vazzoler, 1989). Na avaliação do lodo biológico no final do teste, observou-se que a microbiota não sofreu alterações relacionadas à diversidade dos microrganismos em nenhum dos três reatores, evidenciando que as condições de tratamento foram mantidas e que a adição do efluente industrial não causou impacto ao sistema de lodos ativados, independentemente do fracionamento. A presença de Tecamebas (amebas com teca) no lodo biológico final do reator ETE pode estar associada à condição de nitrificação, uma vez que estas são sensíveis à amônia livre (Vazzoler, 1989).

As figuras 18, 19, 20 e 21 mostram as variações da TEUO, DQO, DQO solúvel e concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do teste.

Figura 18 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 2

Figura 19 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 2

Figura 20 –Variação da DQO em função do tempo –Teste 2

Figura 21 –Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 2

Neste teste, o reator ETE recebeu amostra de esgoto proveniente de coleta simples da grade fina da ETE Suzano, assim como os reatores 1 e 2 receberam o efluente industrial fracionado, também resultante de uma amostragem simples a partir de coleta no PV localizado na saída da indústria, observando-se o respectivo tempo de detenção do efluente para chegada na ETE.

Avaliando-se os dados do teste 2, observa-se que como os valores iniciais de nitrogênio amoniacal foram praticamente os mesmos para os três reatores, as TEUO iniciais maiores nos reatores 1 e 2 não estão relacionadas à nitrificação. Para a DQO total, os valores iniciais também são semelhantes, mas avaliando-se os valores

de DQO solúvel iniciais nos reatores 1 e 2, observa-se que estes eram maiores em relação a do reator ETE e isto pode explicar, então, a maior TEUO destes reatores.

A nitrificação ocorreu igualmente nos três reatores, com o efluente final atingindo valores de 8 mgN-NH₃/L para o reator ETE e 9 mgN-NH₃/L para os reatores 1 e 2. Estes valores foram maiores do que os obtidos para os reatores 1 e 2 no primeiro teste e isto sugere uma melhor eficiência do fracionamento realizado anteriormente.

Os valores de DQO total para os efluentes finais dos três reatores foram elevados (204, 226 e 219 mgO₂/L para os reatores ETE, 1 e 2 respectivamente), indicando que o tratamento não foi eficiente na remoção de matéria orgânica, o que sugere um problema no teste, uma vez que a remoção de DQO na ETE-Suzano ficou em 83% e a do reator RTA ETE em 20%.

A DQO solúvel para o efluente final do reator ETE ficou em 49 mgO₂/L, atingindo um valor menor em relação aos reatores 1 e 2, que apresentaram valores de 83 e 91 mgO₂/L, respectivamente. Os valores mais elevados de DQO solúvel iniciais para os reatores 1 e 2 são devidos a quantidade de END dosada nestes reatores, visto que a aeração do efluente industrial não foi muito eficiente na redução deste parâmetro.

Uma consideração importante é que como a concentração inicial de nitrogênio amoniacal foi praticamente a mesma nos testes 1 e 2 e portanto, a inibição observada no reator ETE do primeiro teste não ocorreu pela presença de amônia, mas pelos compostos orgânicos voláteis.

5.3 Teste 3 – Efluente industrial fracionado com CAP

A tabela 13 mostra as eficiências de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal obtidas no ensaio de fracionamento do efluente industrial por adsorção em carvão ativado em pó e a tabela 14 ilustra as características da microbiota para os reatores ETE, 1 e 2 ao longo do teste RTA.

Tabela 13 – Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal no teste de fracionamento com CAP (Teste 3)

Parâmetro	Efl. Industrial Bruto	Efl. Industrial fracionado com CAP 100 mg/L	Remoção (%)
DQO (mgO₂/L)	1906	567	70
N-NH₃(mgN-NH₃/L)	305	297	3

A remoção de DQO total no fracionamento com CAP foi muito acentuada, embora se tenha utilizado uma baixa dosagem do adsorvente, o que indica que o efluente bruto apresentava grande quantidade de compostos adsorvíveis que contribuíam com a DQO (tais como hidrocarbonetos aromáticos polinucleares, ftalatos, compostos fenólicos, etc.). O fracionamento, neste caso, não foi eficiente para a remoção de nitrogênio amoniacal.

Tabela 14 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 3

Reatores	Microrganismos Presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTA ETE, RTA1 e RTA 2 iniciais	Amebas sem teca	Presente	-
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	355	20
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	1422	80
	Rotíferos	Presente	-
	Densidade Total de microrganismos		1777
RTA ETE Final	Amebas sem teca	Presente	-
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	711	33
	Flagelados	1422	67
	Rotíferos	Presente	-
	Densidade Total de microrganismos		2133
RTA 1 Final	Amebas sem teca	Presente	-
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	355	25
	Flagelados	1067	75
	Rotíferos	Presente	-
	Densidade Total de microrganismos		1422
RTA 2 Final	Amebas sem teca	355	25
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	1067	75
	Rotíferos	Presente	-
	Densidade Total de microrganismos		1422

De acordo com a avaliação da microbiota, o lodo biológico utilizado neste teste apresentava baixíssima densidade de microrganismos, sendo esta afirmação comprovada na ETE no dia posterior, quando foram observadas as mesmas características no ecossistema do tanque de aeração. Isto pode indicar que o lodo ativado foi submetido a possível carga de choque no período anterior ao teste.

Em relação ao RTA, as características da microbiota praticamente não foram alteradas com a adição do efluente industrial, independente do tratamento. A predominância de flagelados é indicativa de elevada relação A/M (Alimento/microrganismos), que significa baixa idade do lodo, o que é indicado também pela presença de Amebas nuas no reator 2 do RTA após o tratamento. Está associada também à alta carga orgânica dissolvida (Madoni, 1994, CETESB, 1989).

As figuras 22, 23, 24 e 25 mostram as variações da TEUO, DQO, DQO solúvel e concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do teste RTA.

Figura 22 –Variação da TEUO em função do tempo – Teste 3

Figura 23 –Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 3

Figura 24 –Variação de DQO em função do tempo – Teste 3

Figura 25 –Variação de DQO solúvel em função do tempo – Teste 3

Ao comparar-se os valores obtidos para o efluente final dos três reatores, em termos de DQO, tem-se 94 mgO₂/L no reator ETE contra 118 e 108 mgO₂/L nos reatores 1 e 2, respectivamente. Para a DQO solúvel, os valores obtidos foram 71 mgO₂/L no reator ETE, 101 mgO₂/L no reator 1 e 94 mgO₂/L no reator 2. Em termos de nitrogênio amoniacal, detectou-se 14 mg N-NH₃/L no reator ETE e 6 e 5 mg N-NH₃/L nos reatores 1 e 2, respectivamente.

Embora os valores finais de DQO total e solúvel tenham sido um pouco maiores nos reatores 1 e 2, o nitrogênio amoniacal atingiu valores bem menores nestes reatores. Considerando-se que eles receberam o efluente industrial fracionado,

pode-se supor que a adsorção em CAP proporcionou a redução de alguns compostos provavelmente inibidores da nitrificação. Considerando-se que nas primeiras duas horas de tratamento, os valores de DQO e nitrogênio amoniacal eram iguais para os três reatores e os reatores 1 e 2 apresentavam valores de TEUO bem mais elevados, pode-se sugerir que houve aumento da biodegradabilidade do efluente nos mesmos.

Os valores superiores de DQO iniciais nos reatores que receberam o efluente industrial tratado estão relacionados ao fato de que, de acordo com a vazão real da ETE-Suzano no período de coleta dos efluentes para o teste, estes reatores receberam no mínimo o dobro da quantidade de efluente industrial em relação ao reator ETE.

Em teste de toxicidade aguda realizado com *Daphnia similis*, observou-se que em 24 horas de exposição a 100% da amostra ocorreu um percentual de morte bem maior no efluente final do reator ETE do que no efluente final do reator 1, que recebeu o efluente industrial fracionado (90% contra 30%, considerando-se um total de 20 organismos por concentração).

Em síntese, neste teste, a adsorção em CAP dos poluentes presentes no efluente industrial conferiu um efeito bastante positivo em relação a sua tratabilidade, permitindo que o dobro de vazão fosse tratada, atingindo praticamente os mesmos valores de DQO para o efluente final proveniente do reator ETE, com melhora no nível de nitrogênio amoniacal e redução da toxicidade aguda do efluente tratado.

5.4 Teste 4 – Efluente industrial fracionado com CAP

Foi repetido o procedimento utilizado no teste 3, porém os resultados do fracionamento não puderam ser observados a partir da redução de DQO e nitrogênio amoniacal do efluente bruto, conforme resultados mostrados na tabela 15.

Tabela 15 – Eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal pela adsorção em CAP (teste 4):

Parâmetro	Efl. Industrial Bruto	Efl. Industrial Pré-Tratado Com CAP 100 mg/L	Remoção (%)
DQO (mgO₂/L)	1930	1841	5
DQO_{sol.} (mgO₂/L)	1366	1262	8
N-NH₃(mgN-NH₃/L)	253	231	9

Ao contrário do teste 3, praticamente não houve remoção de DQO total (5%) e DQO solúvel (8%) a partir do fracionamento do efluente industrial com CAP. Isto pode ter ocorrido devido a predominância de compostos muito solúveis em água ou pela pequena quantidade de CAP adicionada. Para o nitrogênio amoniacal, embora a remoção (9%) tenha sido um pouco maior que a obtida no teste 3, ela não é um valor muito relevante quando comparada à redução obtida pelo arraste com ar.

Na tabela 16, estão contemplados os dados da microbiota do teste RTA.

Tabela 16 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 4

Reatores	Microrganismos Presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTA ETE, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	355	1,6
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1067	4,8
	Amebas sem teca	7822	34,9
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	1422	6,3
	Coloniais (ciliados fixos)	6044	27,0
	Suctórias (ciliados fixos)	3200	14,3
	Flagelados	2133	9,5
	Rotíferos	355	1,6
	Densidade Total de microrganismos		22398
RTA ETE final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1067	6,1
	Amebas sem teca	6756	38,8
	Coloniais (ciliados fixos)	6756	38,8
	Suctórias (ciliados fixos)	711	4,1
	Flagelados	1778	10,2
	Rotíferos	355	2,0
	Densidade Total de microrganismos		17423
RTA 1 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	355	2,4
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	355	2,4
	Amebas sem teca	6044	40,5
	Ciliados livre-natantes	355	2,4
	Coloniais (ciliados fixos)	6044	40,5
	Suctórias (ciliados fixos)	355	2,4
	Flagelados	1422	9,5
	Rotíferos	Presente	-
RTA 2 final	Densidade Total de microrganismos		14930
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1067	8,1
	Amebas sem teca	4978	37,8
	Amebas com teca	355	2,7
	Coloniais (ciliados fixos)	4978	37,8
	Suctórias (ciliados fixos)	355	2,7
	Flagelados	1067	8,1
	Rotíferos	355	2,7
	Densidade Total de microrganismos		13155

Embora a diversidade de microrganismos tenha sido preservada a partir da adição do efluente industrial, a densidade foi reduzida do início para o final do teste nos três reatores, sendo que esta redução foi ainda maior nos reatores 1 e 2.

Pelas características das espécies de microrganismos presentes, o lodo biológico inicial apresentava boas condições de depuração e a despeito da adição do

efluente industrial, estas foram preservadas até o final do teste, embora em menor quantidade.

As figuras 26, 27, 28 e 29, respectivamente, mostram as variações de TEUO, N-NH₃, DQO e DQO solúvel, observadas ao longo do teste.

Figura 26 –Variação da TEUO em função do tempo – Teste 4

Figura 27 –Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 4

Figura 28 – Variação da DQO em função do tempo – Teste 4

Figura 29 – Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 4

Os efluentes finais dos reatores 1 e 2 apresentaram valores de nitrogênio amoniacal bastante inferiores ao efluente do reator ETE (10 mgN-NH₃/L contra 17 mgN-NH₃/L), indicando que a adsorção em CAP removeu compostos inibidores à nitrificação, não quantificados pela DQO.

Em relação às concentrações de DQO para o efluente final, obteve-se 87 mgO₂/L no reator ETE, 101 mgO₂/L no reator 1 e 112 mgO₂/L no reator 2 e em termos de DQO solúvel, 53 mgO₂/L no reator ETE, 66 mgO₂/L no reator 1 e 74 mgO₂/L no reator 2.

Em ensaio de toxicidade aguda com bactérias luminescentes – *Vibrio fischeri* (exposição de 15 minutos), realizado para o efluente final dos três reatores, a

CE-50 para o reator ETE foi de 27,05 %, enquanto que a CE-50 para o reator 1 foi de 18,42% e a CE-50 para o reator 2 foi de 17,22%.

Neste teste, é importante salientar que a adsorção em carvão ativado agiu positivamente em relação a tratabilidade para nitrogênio amoniacal, mas não foi eficiente na redução da toxicidade conferida ao efluente tratado. Porém, ao considerar-se que a proporção de efluente industrial adicionado aos reatores 1 e 2 era no mínimo o dobro da existente no reator ETE, evidencia-se que com o fracionamento foi possível tratar o dobro da vazão do efluente industrial, melhorando o nível de nitrogênio amoniacal no efluente tratado e pode-se supor que se o teste fosse realizado com as mesmas dosagens do efluente industrial nos três reatores, talvez uma redução no nível de toxicidade fosse obtida.

5.5 Teste 5 – Efluente industrial fracionado por coagulação, floculação e sedimentação

A tabela 17 mostra os resultados de turbidez para escolha da dosagem preliminar de FeCl_3 no ensaio de fracionamento do efluente industrial e a figura 30 ilustra as amostras após sedimentação.

Tabela 17 – Resultados dos Ensaios de Turbidez – Teste 5

Dosagem de FeCl_3 anidro (mg/L)	Turbidez no Efluente Industrial (NTU)	pH de coagulação
0	30	8,8
10	32	8,7
20	25	8,7
30	19	8,6
50	13	8,2
100	12	7,5

Figura 30 – Ensaio de fracionamento com FeCl_3 (da esquerda para a direita, efluente industrial com 0, 10, 20, 30, 50 e 100 mg/L de FeCl_3)

Com este ensaio, avaliou-se a remoção de DQO, DQO solúvel, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Os resultados obtidos no ensaio de fracionamento estão contemplados na tabela 18 e a caracterização da microbiota ao longo do período de duração do teste RTA é mostrada na tabela 19.

Tabela 18-Eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e metais obtidas pela coagulação, floculação e sedimentação do efluente industrial (Teste 5)

Parâmetro	Efl. Industrial Bruto	Efl. Industrial fracionado com FeCl₃ – 50 mg/L	Remoção (%)
DQO (mgO₂/L)	1823	1748	4
DQO sol (mgO₂/L)	1690	1690	0
Nitrogênio amoniacal (mgN-NH₃/L)	250	233	7
Ferro (mgFe/L)	0,575	3,902	0
Cobre (mgCu/L)	0,288	0,226	22
Manganês (mgMn/L)	0,094	0,144	0
Chumbo (mgPb/L)	0,300	0,134	55
Cádmio (mgCd/L)	0,026	0,034	0
Cromo total (mgCr/L)	0,042	0,028	33
Zinco (mgZn/L)	0,196	0,206	0
Níquel (mgNi/L)	0,087	0,130	0

A coagulação, floculação e sedimentação do efluente industrial removeu apenas 7% de nitrogênio amoniacal e 4% da DQO total. Isto ocorreu devido às características do efluente industrial bruto, que apresentava baixo teor de sólidos em suspensão e os processos de coagulação, floculação e sedimentação removem dispersões coloidais e sólidos em suspensão (W.E.F, 1994). Compostos dissolvidos não são removidos por este tratamento e isto explica porque não se removeu DQO solúvel (vide item 3.4.1.3).

Em relação a metais, houve remoção para Cromo (33,3%), Cobre (21,5%) e Chumbo (55,3%), conforme demonstrado na tabela 17.

Os metais podem ser encontrados na água nas formas: combinada com a matéria orgânica ou inorgânica; solúvel ou particulada.

Logsdon e Symons (1975) estudaram a remoção de mercúrio durante o tratamento convencional e concluíram que ele era adsorvido nas partículas de argila e removido pela coagulação, floculação e sedimentação.

A EPA (ESTADOS UNIDOS, 1979) apud Morita (1993) verificaram, através de um levantamento em diversos sistemas de tratamento físico-químico de efluentes industriais, que a coagulação, a floculação e a sedimentação removiam mais de 69% de cádmio, cobre, mercúrio, chumbo, níquel e zinco, sendo estes metais adsorvidos no floco.

Faust et al. (1998) afirmaram que a coagulação, floculação e sedimentação eram responsáveis pela remoção de 90 a 100% do cádmio, do cromo e do chumbo e de 40 a 70% do mercúrio, contidos na água superficial.

Patoczka *et al.* (1998) concluíram que os metais pesados podiam ser adsorvidos pelos precipitados de hidróxido de ferro. Cátions como Cr^{3+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} eram adsorvidos em meio neutro e básico e ânions (SeO_4^{2-} , CrO_4^{2-} , $\text{VO}_3(\text{OH})^{2-}$, AsO_4^{3-}) em meio neutro e levemente ácido.

Lehmann *et al.* (1999) analisaram a remoção de cromo (VI) e zinco de soluções aquosas por coagulação, floculação e sedimentação. Eles constataram que o hidróxido de ferro removeu entre 10% e 50% do Cr (VI) contido na solução, em valores de pH iguais a 10 e 2, respectivamente. A remoção do zinco, por sua vez, foi maior com o aumento do pH, sendo nula em 2 e 100%, entre 8 e 10.

Segundo a WHO (2003), a coagulação é responsável por uma remoção superior a 50% do manganês contido na água. Remove, também, mais que 80% do cádmio e do mercúrio.

Para Johnston e Heijnen (2004), a coagulação e a filtração podem remover, com eficácia, o ferro e o manganês.

Tabela 19 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 5

Reatores	Microrganismos presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTAETE, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1422	6,2
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	1778	7,8
	Amebas com teca	355	1,6
	Ciliados livre-natantes	4622	20,3
	Coloniais (ciliados fixos)	12089	53,1
	Flagelados	1778	7,8
	Rotíferos	711	3,1
	Diâmetro do floco biológico: 287	Densidade total de microrganismos	22755
RTA ETE Final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	355	2,4
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	355	2,4
	Ciliados livre-natantes	3200	22,0
	Coloniais (ciliados fixos)	6756	46,3
	Flagelados	1778	12,2
	Rotíferos	2133	14,6
	Diâmetro do floco biológico: 277	Densidade total de microrganismos	14577
RTA 1 Final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	355	2,0
	Amebas sem teca	711	3,9
	Ciliados livre-natantes	4267	23,5
	Coloniais (ciliados fixos)	7467	41,2
	Flagelados	4267	23,5
	Rotíferos	1067	5,9
	Diâmetro do floco biológico: 270	Densidade total de microrganismos	18134
RTA 2 Final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	711	5,0
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	4622	32,5
	Coloniais (ciliados fixos)	5333	37,5
	Flagelados	3200	22,5
	Rotíferos	355	2,5
	Diâmetro do floco biológico: 275	Densidade Total de microrganismos	14221

De acordo com a comunidade de microrganismos presentes no lodo biológico inicial e a presença de ciliados fixos coloniais, pode-se afirmar que ele apresentava boas condições de depuração (CETESB,1989). No final do teste, verificou-se que as espécies de microrganismos foram mantidas para os três reatores,

além de não ter havido alteração relevante na densidade dos mesmos, indicando que a microbiota não sofreu impacto pela adição do efluente industrial na forma bruta ou fracionada.

As figuras 31, 32, 33 e 34 mostram as variações observadas ao longo dos ensaios de RTA para os parâmetros TEUO, N-NH_3 , DQO e DQO solúvel respectivamente.

Figura 31 – Variação da TEUO em função do tempo –Teste 5

Figura 32 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 5

Figura 33 – Variação da DQO em função do tempo – Teste 5

Figura 34 – Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 5

Avaliando-se os dados do RTA, observa-se que no início dos testes, a TEUO para os reatores 1 e 2 foram mais elevadas e isto pode estar relacionado com os maiores valores de DQO.

Para nitrogênio amoniacal, os três reatores apresentaram efluente final com 2 mg de N-NH₃/L, sendo que o 1 e o 2 possuíam valores iniciais mais elevados do que o reator ETE.

Os valores de DQO dos efluentes dos reatores ETE, 1 e 2 foram 155 mgO₂/L, 165 mgO₂/L e 146 mgO₂/L, respectivamente. Ao se verificar a remoção de DQO da estação (81%), constatou-se que ela foi muito diferente da obtida no teste

RTA com o reator ETE (56%), fazendo supor que houve interferência dos sólidos durante a coleta de amostras dos efluentes dos reatores do RTA.

Em termos de DQO solúvel, obteve-se para o efluente tratado 65 mgO₂/L, 86 mgO₂/L e 93 mgO₂/L nos reatores ETE, 1 e 2 respectivamente. Neste caso, o reator ETE apresentou um valor menor em relação aos reatores 1 e 2, porém os valores de DQO solúvel iniciais destes reatores foram bastante superiores ao primeiro.

Em teste de avaliação de toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia*, obteve-se CENO igual a 13% para o efluente final do reator ETE, enquanto que para o efluente final do reator 1, o CENO foi igual a 50%. Com base nestes dados, verifica-se uma redução de toxicidade importante com o ensaio de fracionamento do efluente industrial.

Como as concentrações de metais eram muito baixas no efluente industrial bruto, não se pode atribuir a redução de toxicidade à sua remoção pela coagulação, floculação e sedimentação. Esta toxicidade também não está relacionada à presença de amônia, uma vez que a concentração deste composto no efluente final dos três reatores foi similar e muito baixa. Assim, a toxicidade observada está provavelmente associada a partículas coloidais e a pequena quantidade de sólidos em suspensão que foi removida do efluente pela coagulação, floculação e sedimentação.

É importante salientar que neste teste a proporção máxima de efluente industrial no reator ETE ficou 2% abaixo da proporção dosada nos reatores 1 e 2 e mesmo não sendo observada melhora nas características físico-químicas do efluente tratado, pode-se afirmar que o tratamento do efluente industrial possibilitou a manutenção da tratabilidade quando se dosou uma maior quantidade de efluente e ainda proporcionou a redução da toxicidade no efluente final.

A tabela 20 relaciona a concentração de alguns metais com a toxicidade em termos de CE50,48h para *Daphnia magna*.

Tabela 20 – Toxicidade de alguns metais em termos de CE50,48h para *Daphnia magna* (Damato,1997)

Metal	Concentração (mg/L)	Condições interferentes
Cromo	0,130 a 0,350	-
Zinco	0,100 a 0,500	Temperatura, dureza e pH
Cobre	0,0098 a 0,026 (em águas com dureza entre 40 e 48 mgCaCO ₃ /L)	Temperatura, alcalinidade, dureza, pH e conc. de matéria orgânica
Cádmio	0,0099 a 0,166	-
Arsênio	1,500 a 4,630	-
Níquel	0,510 a 1,800	-
Chumbo	0,450 a 0,610 (em águas com dureza de 20 mg de CaCO ₃ /L)	-
Alumínio	3,9 a 25,3	-

5.6 Teste 6 – Efluente industrial submetido à coagulação, floculação e sedimentação

No teste 6, repetiu-se o procedimento adotado no 5, inclusive com a mesma dosagem de FeCl₃ (50 mg/L, confirmada através da turbidez do efluente tratado). O pH de floculação ficou em 8,1. As eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e metais estão relatados na tabela 21 e a caracterização da microbiota do teste RTA pode ser visualizada na tabela 22.

Tabela 21 – Eficiência de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e metais por coagulação, floculação e sedimentação do efluente industrial (Teste 6)

Parâmetro	Efl. Industrial Bruto	Efl. Industrial fracionado com FeCl₃ (50 mg/L)	Remoção (%)
DQO (mgO₂/L)	1431	1316	8
DQO sol (mgO₂/L)	1325	1247	6
N-NH₃(mgN-NH₃/L)	147	147	0
Fe (mgFe/L)	0,600	0,919	0
Cu (mgCu/L)	0,123	0,098	20
Mn (mgMn/L)	0,135	0,103	24
Pb (mgPb/L)	0,133	0,133	0
Cd (mgCd/L)	0,030	0,028	0
Cr (mgCr/L)	0,014	0,014	0
Zn (mgZn/L)	0,209	0,086	59
Ni (mgNi/L)	0,109	0,109	0

A coagulação, floculação e sedimentação removeu 8% de DQO total, 6% de DQO solúvel e não removeu nitrogênio amoniacal. Em relação aos metais, embora a concentração fosse bastante baixa no efluente industrial bruto, houve remoção de cobre (20%), manganês (24%) e zinco (59%).

Tabela 22 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 6

Reatores	Microrganismos Presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTA PB, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	3793	12,1
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	2370	7,6
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	6163	19,7
	Coloniais (ciliados fixos)	15170	48,5
	Flagelados	2370	7,6
	Rotíferos	1422	4,5
	Diâmetro do floco: 237	Densidade total de microrganismos	31288
RTA PB final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	Presente	-
	Rotíferos	Presente	-
	Diâmetro do floco: 240	Densidade total de microrganismos	Não Determinada
RTA 1 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	Presente	-
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	Presente	-
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	Presente	-
	Rotíferos	Presente	-
	Diâmetro do floco: 223	Densidade total de microrganismos	Não Determinada
RTA 2 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	Presente	-
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	Presente	-
	Rotíferos	Presente	-
	Diâmetro do floco: 243	Densidade total de microrganismos	Não Determinada

Através da avaliação da microbiota, pode-se observar alta densidade de microrganismos, com predominância de indicadores que sugerem boas condições de depuração para o lodo inicial (ciliados Coloniais fixos). Embora a densidade de

microrganismos não tenha sido determinada para o lodo biológico no final dos testes, a diversidade de microrganismos foi preservada para os três reatores, indicando que o efluente industrial com ou sem tratamento não causou impacto ao sistema de tratamento, sendo isto confirmado pela presença de ciliados predadores de flocos, que são associados a efluentes de boa qualidade (CETESB,1989).

As figuras 35, 36, 37 e 38, respectivamente, mostram as variações de TEUO, N-NH₃, DQO e DQO solúvel observadas ao longo do ensaio de RTA.

Figura 35 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 6

Figura 36 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 6

Figura 37 – Variação de DQO em função do tempo – Teste 6

Figura 38 – Variação de DQO solúvel em função do tempo – Teste 6

No RTA, os valores de DQO total para os efluentes dos reatores ETE, 1 e 2 foram, respectivamente, 57 mgO₂/L, 72 mgO₂/L e 81 mgO₂/L. Para DQO solúvel, tais valores foram 44 mgO₂/L, 55 mgO₂/L e 57 mgO₂/L.

As remoções de nitrogênio amoniacal foram muito elevadas para os três reatores e as concentrações finais de N-NH₃ ficaram abaixo do limite de quantificação do método analítico (<1,5 mg N-NH₃/L). As TEUOs iniciais e finais para os três reatores também foram bastante similares, mas nas duas primeiras horas de tratamento, os reatores 1 e 2 tiveram cerca de 66% desta taxa reduzida (de 26,5 para 9,0 mgO₂/g.SSV.h), enquanto que o reator ETE teve redução de apenas 29%

(26,9 para 19,0 mgO₂/g.SSV.h) neste período e esta queda não esteve associada à remoção de DQO nem de nitrogênio amoniacal.

Em relação à toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia*, os efluentes dos reatores ETE e 1 não apresentaram toxicidade (CENO igual a 100%), sugerindo que o efluente industrial, neste caso, além de não impactar o sistema de tratamento, não conferiu toxicidade ao efluente tratado, independentemente do fracionamento realizado.

Com base nos parâmetros físico-químicos avaliados, pode-se afirmar que como a vazão de efluente industrial era no mínimo 1% maior nos reatores 1 e 2 do que no reator ETE, o fracionamento, se não melhorou, garantiu a manutenção das características do efluente da ETE.

Uma ressalva deve ser feita porque mesmo não se detectando toxicidade no efluente final da ETE, metais e outros compostos potencialmente tóxicos podem ficar retidos no lodo durante o processo de tratamento (Morita, 1993) e, neste caso, deve-se avaliar cuidadosamente as características do lodo gerado, a fim de garantir-se uma disposição adequada do mesmo.

5.7 Teste 7 – Efluente industrial submetido à aeração em pH =12,0

Com este tratamento, o efluente industrial bruto teve a DQO reduzida de 1191 mgO₂/L para 1097 mgO₂/L (8% de remoção), não houve redução de DQO solúvel (DQO sol. inicial e final = 838 mgO₂/L) e a concentração de nitrogênio amoniacal passou de 68 mg N-NH₃/L para 42 mg N-NH₃/L (38% de remoção).

A caracterização da microbiota do teste 7 é mostrada na tabela 23 e as figuras 39, 40, 41 e 42 mostram, respectivamente, os gráficos com as variações da TEUO, N-NH₃, DQO e DQO solúvel ao longo do tempo.

Tabela 23 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 7

Reatores	Microrganismos Presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTAETE, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	474	1,3
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	474	1,3
	Amebas sem teca	4267	11,7
	Ciliados livre-natantes	1896	5,2
	Coloniais (ciliados fixos)	24178	66,2
	Flagelados	4267	11,7
	Rotíferos	948	2,6
	Diâmetro do floco: 243	Densidade Total de microrganismos	36504
RTA ETE final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	711	3,4
	Amebas sem teca	1778	8,6
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	711	3,4
	Coloniais (ciliados fixos)	11733	56,9
	Flagelados	5333	25,9
	Rotíferos	355	1,7
	Diâmetro do floco: 230	Densidade Total de microrganismos	20621
RTA 1 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	4,5
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	711	3,0
	Amebas sem teca	3911	16,7
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	13867	59,0
	Flagelados	2844	12,1
	Rotíferos	1067	4,5
	Diâmetro do floco: 233	Densidade Total de microrganismos	23467
RTA 2 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	4,5
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	711	3,0
	Amebas sem teca	3911	16,7
	Amebas com teca	Presente	-
	Ciliados livre-natantes	Presente	-
	Coloniais (ciliados fixos)	13867	59,0
	Flagelados	2844	12,1
	Rotíferos	1067	4,5
	Diâmetro do floco: 233	Densidade Total de microrganismos	23467

Embora tenha havido redução da densidade de microrganismos dos reatores ao longo do teste, redução esta ligeiramente mais acentuada para o reator ETE, observa-se a manutenção da diversidade das espécies para todos os reatores,

com a predominância de protozoários, indicadores de boas condições de depuração (ciliados fixos, ciliados predadores de flocos), o que sugere que a adição do efluente industrial não impactou o sistema biológico de tratamento, independentemente da aeração e da alteração de pH.

Figura 39 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 7

Figura 40 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 7

Figura 41 – Variação da DQO em função do tempo – Teste 7

Figura 42 – Variação da DQO solúvel em função do tempo – Teste 7

No teste RTA, os valores de DQO obtidos para os efluentes tratados foram 54 mgO₂/L para o reator ETE, 59 mgO₂/L para o reator 1 e 61 mgO₂/L para o reator 2. Os valores de DQO solúveis foram 54 mgO₂/L, 55 mgO₂/L e 61 mgO₂/L para os reatores ETE, 1 e 2, respectivamente. Para o nitrogênio amoniacal, todos os reatores apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico (<1,5 mgN-NH₃/L). As TEUO iniciais dos reatores 1 e 2 foram maiores do que a do reator ETE e como não estavam relacionadas à nitrificação e nem às concentrações de DQO, pode-se afirmar que nestes reatores houve melhora na biodegradabilidade, proporcionada a partir do tratamento do efluente industrial.

Os efluentes dos reatores ETE e 1 não apresentaram toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia* - CENO igual a 100%.

A aeração e a elevação do pH para 12,0 não ocasionou melhoria nas características do efluente final. Ao considerar-se que a vazão de efluente industrial dosada nos reatores 1 e 2 foi de no mínimo 2% acima daquela do reator ETE, pode-se afirmar que o fracionamento, neste caso, manteve as características do efluente da ETE- Suzano para as condições críticas.

5.8 Teste 8 – Efluente industrial submetido à adsorção em CAP

As eficiências de remoção de DQO e de nitrogênio amoniacal obtidas com a adsorção dos poluentes presentes no efluente industrial pelo CAP podem ser visualizadas na tabela 24 e a caracterização da microbiota dos reatores do teste RTA é mostrada na tabela 25.

Tabela 24 – Eficiências de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal obtidas com o efluente industrial submetido à adsorção com CAP (teste 8)

Parâmetro	Efl. industrial bruto	Efl. industrial fracionado com CAP 0,1 g/L	Remoção (%)
DQO (mgO ₂ /L)	3608	1511	58
DQO _{sol.} (mgO ₂ /L)	1141	1066	7
N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	200	195	3

A elevada remoção de DQO total, neste caso, esteve provavelmente relacionada à adsorção de compostos pouco solúveis no carvão ativado, além da separação de sólidos que foram extraídos do efluente industrial a partir de sedimentação junto com o CAP.

Tabela 25 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 8

Reatores	Microrganismos Presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTA PB, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	948	4,9
	Euplotes (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	1422	7,3
	Ciliados livre-natantes	948	4,9
	Coloniais (ciliados fixos)	8059	41,5
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	948	4,9
	Rotíferos	7111	36,6
	Densidade total de microrganismos		19436
RTA PB final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	Presente	-
	Amebas sem teca	1067	12,5
	Ciliados livre-natantes	711	8,3
	Coloniais (ciliados fixos)	2133	25,0
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	2489	29,2
	Rotíferos	2133	25,0
	Densidade total de microrganismos		8533
RTA 1 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	10,3
	Amebas sem teca	1067	10,3
	Ciliados livre-natantes	711	6,9
	Coloniais (ciliados fixos)	3911	37,9
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	2489	24,1
	Rotíferos	1067	10,3
	Densidade total de microrganismos		10312
RTA 2 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	10,3
	Amebas sem teca	1067	10,3
	Ciliados livre-natantes	711	6,9
	Coloniais (ciliados fixos)	3911	37,9
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	2489	24,1
	Rotíferos	1067	10,3
	Densidade total de microrganismos		10312

Avaliando-se a microbiota do lodo biológico inicial, observa-se uma redução considerável na densidade de microrganismos quando comparado ao lodo do final do teste, sendo esta redução mais acentuada no reator ETE. Neste caso, mesmo que a adição do efluente industrial possa ter surtido um efeito negativo sobre a microbiota, este impacto foi muito bem absorvido pelas espécies presentes, pois estas sobreviveram e os grupos predominantes não desapareceram. Em linhas gerais, de

acordo com as características observadas, o lodo apresentava e manteve boas condições de depuração, embora o reator ETE pareça ter sido ligeiramente mais sensível à carga recebida (efluente industrial sem fracionamento).

As figuras 43, 44, 45 e 45 mostram, respectivamente, os gráficos com as variações da TEUO, N-NH₃, DQO e DQO solúvel ao longo do teste 8.

Figura 43 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 8

Figura 44 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 8

Figura 45 – Variação de DQO em função do tempo – Teste 8

Figura 46 – Variação de DQO sol. em função do tempo – Teste 8

Os resultados mostram que, com o fracionamento, praticamente não houve melhoria na DQO do efluente, pois os valores obtidos para este parâmetro foram 64 mgO₂/L, 68 mgO₂/L e 67 mgO₂/L nos reatores ETE, 1 e 2 respectivamente.

Para DQO solúvel, o efluente do reator ETE apresentou 46 mgO₂/L, do reator 1, 63 mgO₂/L e do reator 2, 61 mgO₂/L.

A remoção de nitrogênio amoniacal foi mais elevada nos reatores 1 e 2, pois seus efluentes apresentaram concentrações inferiores a 1,5 mgN-NH₃/L, enquanto que no reator ETE, o efluente possuía 6 mgN-NH₃/L. Neste caso, o carvão ativado removeu compostos inibidores à nitrificação.

As TEUO iniciais dos reatores 1 e 2 também foram maiores do que a TEUO do reator ETE e como os valores de DQO solúveis, neste instante, não diferiram significativamente e os de DQO totais dos reatores 1 e 2 eram menores, pode-se sugerir que a tratabilidade nestes reatores foi favorecida pelo fracionamento do efluente industrial .

Como o CENO para *Ceriodaphnia dubia* foi de 50 % para os efluentes dos reatores ETE e 1, constata-se que os compostos responsáveis pela toxicidade não são adsorvíveis no carvão ativado e, portanto, não foram removidos com o fracionamento do efluente industrial.

Neste teste, a vazão de efluente industrial dosada nos reatores 1 e 2 também foi no mínimo 2% maior em relação a do reator ETE e, portanto, pode-se concluir que o fracionamento do efluente industrial permitiu que uma maior vazão de efluente industrial fosse tratada com melhora na nitrificação e manutenção das condições de tratabilidade para DQO.

5.9 Teste 9 – Efluente industrial submetido à aeração

Neste teste, a amostra composta do efluente industrial apresentava coloração escura, alto teor de sólidos sedimentáveis (750 mL/L) e forte odor. Com a aeração, além da remoção do odor, constatou-se redução da DQO total de 20.136 mgO₂/L para 17.966 mgO₂/L (11% de remoção), DQO solúvel, de 1671 mgO₂/L para 1.384 mgO₂/L (17% de remoção) e da concentração de nitrogênio amoniacal, que passou de 134 mgN-NH₃/L para 107 mgN-NH₃/L (20% de remoção). Após o ensaio, os sólidos do efluente industrial não foram removidos e ele foi dosado diretamente nos reatores 1 e 2.

Como pode ser visto na figura 45, o efluente industrial não teve seu aspecto alterado a partir do pré-tratamento. A caracterização da microbiota dos reatores ETE, 1 e 2 do RTA está ilustrada na Tabela 25.

Figura 47 – Aspecto do efluente industrial submetido à aeração. À esquerda, efluente industrial bruto e à direita, tratado.

Tabela 25 – Caracterização da microbiota dos reatores – RTA Teste 9

Reatores	Microrganismos presentes	Número de microrganismos encontrados (org/mL)	Proporção de microrganismos (%)
RTA ETE, RTA1 e RTA 2 iniciais	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1896	9,8
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1422	7,3
	Amebas sem teca	3319	17,1
	Ciliados livre-natantes	2844	14,6
	Coloniais (ciliados fixos)	7111	36,6
	Suctórias (ciliados fixos)	474	2,4
	Flagelados	948	4,9
	Rotíferos	1422	7,3
	Diâmetro do floco: 183	Densidade total de microrganismos	19436
RTA ETE final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	2844	18,6
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1422	9,3
	Amebas sem teca	711	4,7
	Ciliados livre-natantes	711	4,7
	Coloniais (ciliados fixos)	6756	44,2
	Suctórias (ciliados fixos)	Presente	-
	Flagelados	2133	13,9
	Rotíferos	711	4,7
	Diâmetro do floco: 173	Densidade total de microrganismos	15288
RTA 1 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	8,6
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1067	8,6
	Amebas sem teca	2844	22,8
	Ciliados livre-natantes	1067	8,6
	Coloniais (ciliados fixos)	5333	42,9
	Flagelados	355	2,9
	Rotíferos	711	5,7
	Diâmetro do floco: 180	Densidade total de microrganismos	12444
RTA 2 final	Aspidiscas (Ciliados predadores de flocos)	1067	8,6
	Chilodonellas (Ciliados predadores de flocos)	1067	8,6
	Amebas sem teca	2844	22,8
	Ciliados livre-natantes	1067	8,6
	Coloniais (ciliados fixos)	5333	42,9
	Flagelados	355	2,9
	Rotíferos	711	5,7
	Diâmetro do floco: 180	Densidade total de microrganismos	12444

De acordo com a diversidade de microrganismos apresentada no lodo no instante inicial, pode-se afirmar que ele apresentava boas condições de depuração, fato confirmado pela predominância de ciliados fixos. No final do teste, a densidade

de microrganismos apresentou redução nos reatores, sendo um pouco mais acentuada nos reatores 1 e 2. Porém, a diversidade da microbiota foi mantida ao longo do teste, em todos os reatores, o que indica resistência por parte dos microrganismos à carga recebida. As boas condições de depuração foram mantidas, pois os ciliados fixos não desapareceram.

As figuras 48, 49, 50 e 51 ilustram, respectivamente, as variações da TEUO, nitrogênio amoniacal, DQO e DQO solúvel ao longo do teste RTA.

Figura 48 – Variação da TEUO em função do tempo – Teste 9

Figura 49 – Variação de N-NH₃ em função do tempo – Teste 9

Figura 50 – Variação de DQO em função do tempo – Teste 9

Figura 51 – Variação de DQO solúvel em função do tempo – Teste 9

Conforme ilustrado, as TEUOs iniciais dos três reatores ficaram muito próximas ($21,0 \text{ O}_2/\text{g.SSV.h}$ para o reator ETE e $23,0 \text{ O}_2/\text{g.SSV.h}$ para os reatores 1 e 2). Estas taxas não estavam diretamente relacionadas à DQO, pois nos reatores 1 e 2, este parâmetro é quase três vezes superior ao do reator ETE. Apesar da grande diferença de DQO dosada nos reatores, as concentrações de DQO do efluente foram: $91 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para o reator ETE, $71 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para o reator 1 e $90 \text{ mgO}_2/\text{L}$ para o reator 2. Em termos de nitrogênio amoniacal, os efluentes apresentaram concentrações de $2 \text{ mgN-NH}_3/\text{L}$ para o reator ETE e $< 1,5 \text{ mgN-NH}_3/\text{L}$ para os reatores 1 e 2. Com base nestes dados, pode-se dizer que as TEUOs estavam relacionadas à biodegradabilidade do efluente industrial, e é importante salientar que neste caso específico, a aeração não só manteve como contribuiu com ligeira melhora nas características físico-químicas do efluente final obtido, considerando-se a condição extremamente crítica que foi simulada para os reatores 1 e 2, que embora tivessem recebido a mesma proporção de efluente industrial que o reator ETE, trataram uma carga de DQO muito maior.

Uma ressalva na avaliação dos resultados deste teste deve ser feita considerando-se os dados de toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia* para o efluente tratado. O CENO do efluente do reator ETE foi de 13% e no reator 1, 1,7 %. Apesar dos baixos valores de DQO e nitrogênio amoniacal verificados nos efluentes dos reatores do RTA, a toxicidade aumentou no reator que recebeu o efluente industrial fracionado. Isto significa que o arraste com ar pode ter sido eficiente na remoção de compostos que causam inibição ao processo biológico de tratamento, mas não surtiu efeito algum sobre os compostos responsáveis pela toxicidade do efluente final. Outra observação importante é que, provavelmente, a toxicidade detectada estava presente nos sólidos do efluente industrial, uma vez que na composição do reator ETE, estes não estiveram presentes na quantidade observada na amostra coletada na indústria, que foi utilizada para a realização do teste de fracionamento.

5.10 Alternativas de pré-tratamento que se mostraram adequadas para o efluente estudado mediante os testes realizados

Uma vez que os testes indicaram que compostos voláteis, adsorvíveis e material particulado são os responsáveis pela inibição à nitrificação e pela toxicidade detectada no efluente final da ETE-Suzano, as seguintes tecnologias poderiam empregadas para o pré-tratamento do efluente em estudo:

- Para remoção dos compostos voláteis: podem ser utilizadas colunas recheadas ou arraste com ar difuso e adsorção em carvão ativado ou incineração dos poluentes presentes na fase gasosa. No caso de se utilizar colunas recheadas, embora elas sejam mais eficientes do que o ar difuso (USEPA, 1987, Morita, 1993, Zambon, 1998), é necessário que haja separação prévia de óleos e graxas do efluente industrial;
- Para remoção de compostos adsorvíveis: filtros com areia, alumina, zeólitas, etc ou colunas de carvão ativado granular. Para o efluente industrial em estudo, a regeneração do carvão ativado poderá ser feita na própria indústria, mas deve-se levar em consideração o tempo de saturação da coluna, pois este fator pode inviabilizar a aplicação da tecnologia. Recomenda-se que seja feito um estudo em escala piloto para obtenção dos parâmetros de projeto;
- Para remoção de partículas coloidais, sólidos em suspensão e metais: coagulação, floculação, sedimentação ou flotação com ar dissolvido. Para obtenção dos parâmetros de projeto, recomenda-se a realização de teste de jarros e com flotatest em escala de laboratório.

6 CONCLUSÕES

Dos resultados obtidos, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- A indústria química geradora do efluente estudado e que contribui com a maior parcela de vazão afluyente à estação de tratamento de esgotos de Suzano (ETE-Suzano), localizada na Região Metropolitana de São Paulo, gera este efluente a partir de treze células produtivas, que possuem características qualitativas totalmente diferentes. Uma segregação de tais linhas, para fins de pré-tratamento, seria adequada.
- A composição dos despejos das treze células produtivas origina um efluente industrial, que apresenta grande variação qualitativa e devido à ausência de um sistema de equalização mais eficiente e de um pré-tratamento adequado, causa impacto à ETE-Suzano e confere toxicidade ao efluente final;
- A metodologia adotada no presente trabalho, de realizar ensaios de fracionamento seguidos de testes de toxicidade refratária segundo Ferraresi (2001), utilizando um reator, que representa as condições atuais da ETE e outros dois reatores, simulando a condição futura, com pré-tratamento e nas condições críticas de máxima vazão do efluente industrial pré-tratado e mínima da estação, mostrou-se adequada.
- O teste modificado de toxicidade refratária reproduziu as condições da estação de tratamento de esgotos de Suzano (ETE-Suzano);
- Testes de toxicidade com rotíferos não podem ser utilizados como critério de recebimento de efluentes não domésticos na ETE-Suzano, pois estes já se encontram adaptados a um efluente industrial perigoso e extremamente complexo, não mostrando alterações no

comportamento ou morte, mesmo após a introdução de cargas de choque;

- Os testes modificados de toxicidade refratária mostraram que o impacto do efluente industrial na ETE-Suzano se dá, principalmente, na nitrificação e na toxicidade do efluente final;
- O teste de avaliação da toxicidade refratária modificado mostrou-se uma ferramenta bastante confiável na avaliação do impacto causado pela introdução do efluente industrial estudado no sistema de tratamento biológico da ETE-Suzano e pode ser utilizado como critério para o recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgotos, uma vez que avalia os efeitos sinérgicos provocados pela introdução de efluentes não domésticos nos sistemas de tratamento.
- Os resultados dos ensaios de fracionamento evidenciaram que compostos voláteis, adsorvíveis e material particulado são os principais responsáveis pela inibição à nitrificação e pela toxicidade conferida ao efluente final da ETE-Suzano. Desta forma, o pré-tratamento do efluente industrial com unidades de arraste com ar, coagulação, floculação, sedimentação ou flotação com ar dissolvido e adsorção é recomendado.
- Despejos líquidos com concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal podem ser tratadas na ETE-Suzano, desde que sejam removidos os poluentes que sozinhos ou combinados provoquem inibição à nitrificação.
- Os parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento rotineiro do efluente final da ETE-Suzano não são suficientes para garantir a proteção do corpo receptor, pois o teste que apresentou efluente final

com maior valor de toxicidade crônica (CENO igual a 1,7%), mostrou também que o mesmo apresentava DQO igual a 71 mgO₂/L e nitrogênio amoniacal menor que 1,5 mgN-NH₃/L, características bastante satisfatórias na avaliação tradicional.

- A utilização de pré-tratamento para o efluente industrial em estudo proporciona melhora na sua tratabilidade na ETE-Suzano e oferece a possibilidade de se tratar um volume maior deste efluente em relação ao tratado atualmente, sem colocar em risco o sistema de tratamento biológico da ETE-Suzano e a qualidade do efluente final.

7 RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

A fim de se dar continuidade à pesquisa desenvolvida nesse trabalho, são propostos os seguintes estudos:

- Realizar ensaios de jarros com o efluente industrial, de tal forma a obter os parâmetros de projeto para as unidades de coagulação, floculação e sedimentação ou flotação com ar dissolvido, que serão utilizadas como pré-tratamento;
- Realizar estudo em escala piloto, para obter os parâmetros de projeto de unidades de arraste com ar para a remoção de compostos voláteis do efluente industrial;
- Avaliar, em escala piloto, a viabilidade econômica da utilização de carvão ativado como pré-tratamento do efluente industrial.
- Investigar a viabilidade da filtração para remoção de compostos adsorvíveis do efluente industrial.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.
NBR.9800 – **critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário**. Brasil, 1987.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA);
AMERICAN WATER Works ASSOCIATION (AWWA); WATER
ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for
the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington,
APHA-WEF, 1998.

BOTTS, J.A.; COLLINS, M.; SCHMITT, T.; WILSON, E.; WADDEL,
D.; DIEHL, R.; EHRLICH, L. Refractory toxicity assessment: an
alternative approach for chronic toxicity reduction evaluations. In:
**Annual Conference and Exposition of the Water Environment
Federation**, Illinois, 1994b.

CANADIAN ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AGENCY.
Disponível em: http://www.ceaa-acee.gc.ca/012/001/index_e.htm
2005.

CÉSAR; R. A. **Avaliação de uma metodologia para estudo da inibição
a nitrificação**. São Paulo, 1999. Dissertação (Mestrado) – Escola
Politécnica, Universidade de São Paulo. 2v.

COLLINS, M. A.; MORRIS, T. L.; BOTTS, J. A.; NORBERG-KING.
T.; MOUNT J. T. D.; POTTER, C. **Chronic toxicity reduction
evaluation study at the Bergen County utilities authority
wastewater treatment plant**. Ohio, Estados Unidos, 1991.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **COMUNICADO Nº 06/93**. São Paulo, 1993. (Estabelece critérios para cobrança dos serviços de monitoramento, coleta e/ou tratamento de efluentes não domésticos).

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **Programa de recebimento de END no sistema público de esgotos da região metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 2005. (Apresentações do Grupo END, 2004 e 2005).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Água – Avaliação de toxicidade crônica, utilizando *Ceriodaphnia dubia* Richard 1894 (Cladocera, Crustácea)**. São Paulo, 1991.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo, CETESB, 1997.

DAMATO, M. **Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras**. São Paulo, 1997. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

DECRETO 8468/76. Disponível em:

<http://10.36.51.205/TE/home/te.asp> 2005

DELATORRE JR., I. **Recebimento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos**. São Paulo, 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

Dezotti, M.; SANT'ANNA JR.,G.L.; CAMPOS, J.C.; COSTA, F.C.
Aplicação de Carvão Ativado em Pó (CAP) ao Processo Biológico de Tratamento de um Efluente da Indústria Química. Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol.9 – Nº 2, 2003.

ESTADO DO CEARÁ. **Portaria SEMACE 154/2002.** Ceará, 2002.

FAUST, S. D.; ALY, O. M. **Chemistry of Water Treatment.** 2 ed. Boca Raton, London, New York, Washington D.C.: Lewis Publisher's: 1998.

FERRARESI, G. N. **Avaliação da toxicidade de efluente de indústria de borracha ao sistema de lodos ativados pelo método “Refractory Toxicity Assessment” – RTA Modificado.** São Paulo, 2001. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

FERREIRA, E. S. **Cinética Química e Fundamentos dos Processos de Nitrificação e Denitrificação Biológica.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza, 2000.

FORD D.L.; ECKENFELDER, W. W.; Toxicity reduction methodologies biological toxicant control. In: **Toxicity reduction: evaluation and control.** Water Quality Management Library, v.3, Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania, 1992.

JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY (J.I.C.A.). **Industrial wastewater treatment technique II .** Course 2003. Japão, 2003.

JOHNSTON, R.; HEIJNEN, H. **Safe Water Technology for Arsenic**

Removal. Disponível em:

<<http://www.unu.edu/env/Arsenic/Han.pdf>>. Acesso em: 04/11/2004.

LEHMANN, M.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K.A. Removal of Metal Ions from Dilute Aqueous Solutions: a Comparative Study of Inorganic Sorbent Materials. **Chemosfere**, Germany, v. 39, no 6, p. 881-92, 1999.

LEITE, J. V. **Avaliação da toxicidade do fenol em sistemas de lodos ativados utilizando o método Fed-back-reator (FBR) modificado.** São Paulo, 1997. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

LOGSDON, G. S.; SYMONS, J. M. Mercury Removal by Conventional Water Treatment Techniques. **Journal American Water Works Association**, Denver, v. 65, p. 554-61, 1975.

LORENZI, E.; ROMANO, P. Control of industrial discharges into the sewerage system. In: **The World Water Congress**, Buenos Aires, Argentina, 1999. Special Subject. Buenos Aires, IWSA, 1999. p. SS16.5 - 9.

MADONI, P; DAVOLI, D; CHIERICI, E. **Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works.** Water Environment Research, Volume 9, Number 27, 1993.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment. Disposal and Reuse**, 3rd edition, McGraw-Hill, USA, 1991.

MORITA, D. M. **Tratabilidade de águas residuárias contendo poluentes perigosos: estudo de caso.** São Paulo, 1993. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

MORRIS, T. L.; BOTTS, J. A.; BRASWELL, J. W.; WELCH, M. C.; GOODFELLOW, W.L.; WILLIAMS, R.T. **Toxicity reduction evaluation at the Linden Roselle Sewerage Authority wastewater treatment plant.** Ohio, Estados Unidos, 1990.

OLSON, J. E.; CALLAWAY, T. A. Odor and corrosion in collection systems. **Operations Forum: Water environment Federation**, v. 14, n.1, p.25-9, jan., 1997.

PARKER, W.J.; TOMPSON, D.J.; BELL, J.P.; MELCER, H. **Fate of volatile organic compounds in municipal activated sludge plants.** Water Environment Research, Volume 65, Number 1, 1993.

PASTOR; CARVALHO; ZIBORD. **Tratamento Químico para Estações de Tratamento de Água.** Kurita, 2005.

PATOCZKA, J.; JOHNSON, R.K.; JOHN J. SCHERI, J. J. **Trace Heavy Metals Removal with Ferric Chloride.** Trabalho apresentado em Water Environment Federation Industrial Wastes Technical Conference. Nashville, TN., 1998. Não Publicado.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº.357/05. Disponível em:
http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao_357.pdf.

RITTMANN B. E. ; LEE, K.; SHI J.; McAvoy D.C. **Modeling nonsteady-state conditions and kinetics of mass transport for hydrophobic compounds in activated-sludge treatment.** Water Environment Research, Volume 75, Number 3, May/June, 2003.

SAPIA, P. M.A. **Proposta de critérios de recebimento de efluentes não domésticos para o sistema público de esgotos da região metropolitana de São Paulo.** São Paulo, 1999. 302p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

SOARES, H.M; MORGADO, A.F.; FRANCA, C.A.D.; PEREIRA, N.C.; CAMPREGHER, N. **Teste de Jarros.** Prática viabilizada pelo projeto Fungrad 2003 – processo nº 322/2003 – Florianópolis, SC. Out/2004.

SODEBERG, C. A. P. Programa de pretratamiento para descargas industriales. **Ingenieria Sanitária**, v. XLIV, n. 1-2, p. 86-8, enero-junio, 1990.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of water. **EPA's national pretreatment program, 1973-2003: thirty years of protecting the environment.** Estados Unidos, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of wastewater management. **Introduction to the National Pretreatment Program.** Estados Unidos, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of wastewater management. **Local Limits Development Guidance (Draft).** Estados Unidos, 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of wastewater management. **PRELIM – Pretreatment limitations model version 5.0 .** Estados Unidos, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of research and development. **Toxicity**

reduction evaluation protocol for municipal wastewater treatment plants. Washington, Estados Unidos, 1989.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of wastewater management. **Toxicity reduction evaluation guidance for municipal wastewater treatment plants.** Washington, Estados Unidos, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.E.P.A.). Office of water. **Wastewater primer** . Estados Unidos, 1998.

VAZZOLER, R. F. **Microbiologia de Lodos Ativados**. Série Manuais CETESB, 1989.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (W.E.F.). Manual of practice FD-3. **Pretreatment of industrial wastes**. W.E.F., 1994.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (W.E.F.). Manual of practice n°. OM-4. **Development source control programs for commercial and industrial wastewater**. W.E.F., 1996.

WHO. **Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition**, 2003.

Disponível em:

<http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines3rd/en/>

. Acesso em: 04/11/2004.

ZAMBON, R.C. **Influência das Condições Hidrodinâmicas na Remoção de Compostos Orgânicos Voláteis em Arraste por Ar Difuso**. 1998, 74 p. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - São Paulo, 1998.

ANEXO I

Resultados dos testes RTA modificado – taxas de utilização de oxigênio

Teste 1

Tabela A.1-1 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,4
1	3,5
2	2,2
3	1,8
4	1,3
5	0,8

Figura A.1-1 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – início

Tabela A.1-2 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	2,7
1	1,8
2	1,3
3	0,9
4	0,5
5	0,1

Figura A.1-2 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 1 – início

Tabela A.1-3 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	3,2
1	2,4
2	2,0
3	1,6
4	1,3
5	0,9

Figura A.1-3 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – início

Tabela A.1-4 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 1 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	3,1
1	2,5
2	2,2
3	1,8
4	1,5
5	1,2
6	0,9
7	0,7
8	0,5

Figura A.1-4 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 1 – 4 horas

Tabela A.1-5 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 1 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,2
1	3,7
2	3,5
3	3,5
4	3,4
5	3,2
6	3,0
7	2,9
8	2,8
9	2,6
10	2,5
11	2,3
12	2,2
13	2,1
14	2,0
15	1,9
16	1,8
17	1,6
18	1,5
19	1,4
20	1,2
21	1,1
22	1,0
23	0,9
24	0,9
25	0,8
26	0,7

Figura A.1-5 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 1 – 4 horas

Tabela A.1-6 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	3
1	2,53
2	2,28
3	2,09
4	2,08
5	2,08
6	2,08
7	1,6
8	1,6
9	1,49
10	1,3
11	1,28
12	1,21
13	1,08
14	0,9
15	0,82

Figura A.1-6 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – 4 horas

Tabela A.1-7 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 1 – 6horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,27
1	6,44
2	5,81
3	5,32
4	4,7
5	4,16
6	3,68
7	3,19
8	2,72
9	2,27
10	1,88

Figura A.1-7 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 1 – 6horas

Tabela A.1-8 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 1 – 6horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,85
1	6,71
2	6,5
3	6,16
4	5,9
5	5,83
6	5,59
7	5,42
8	5,2
9	4,94
10	4,8
11	4,7
12	4,62
13	4,42
14	4,28
15	4,24
16	4,12
17	4,03
18	3,88

Figura A.1-8 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 1 – 6horas

Tabela A.1-9 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – 6horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,6
1	6,0
2	6,1
3	5,5
4	5,5
5	5,4
6	4,9
7	5,1
8	4,9
9	4,6
10	4,2
11	4,2
12	4,4
13	4,1
14	4,0
15	3,9
16	3,7
17	3,4
18	3,5
19	3,2
20	3,2
21	3,0

FiguraA.1-9 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 1 – 6horas

Teste 2

Tabela A.1-10 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,7
1	5,3
2	4,8
3	4,4
4	4,0
5	3,6
6	3,3
7	2,9
8	2,6
9	2,3
10	2,0
11	1,7
12	1,5
13	1,2
14	1,0
15	0,8
16	0,6
17	0,5

Figura A.1-10 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – início

Tabela A.1-11 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,5
1	4,5
2	3,8
3	3,1
4	2,5
5	1,8
6	1,2
7	0,7
8	0,2
9	0,0

Figura A.1-11 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – início

Tabela A.1-12 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,6
1	4,6
2	3,8
3	3,2
4	2,5
5	2,3
6	1,3
7	0,7
8	0,4

Figura A.1-12 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – início

Tabela A.1-13 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,7
1	5,3
2	4,9
3	4,4
4	4,0
5	3,7
6	3,5
7	3,2
8	2,8
9	2,6
10	2,4
11	2,1
12	1,9
13	1,6
14	1,3
15	1,2
16	1,0
17	0,8

Figura A.1-13 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 2 horas

Tabela A.1-14 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,7
1	4,8
2	4,3
3	3,9
4	3,3
5	3,0
6	2,5
7	2,1
8	1,6
9	1,3
10	1,0
11	0,7
12	0,4

Figura A.1-14 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 2 – 2 horas

Tabela A.1-15 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,7
1	5,0
2	4,6
3	4,0
4	3,3
5	2,8
6	2,3
7	2,0
8	1,3
9	1,0
10	0,4
11	0,0

Figura A.1-15 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 2 – 2 horas

Tabela A.1-16 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,3
1	6,1
2	5,7
3	5,3
4	4,9
5	4,5
6	4,2
7	3,8
8	3,5
9	3,2
10	2,9
11	2,6
12	2,3
13	2,0
14	1,8
15	1,6
16	1,3
17	1,1
18	0,9
19	0,8
20	0,6
21	0,5
22	0,4

Figura A.1-16 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 2 – 6 horas

Tabela A.1-17 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 2 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,4
1	5,8
2	5,4
3	5,1
4	4,8
5	4,5
6	4,4
7	4,0
8	3,6
9	3,4
10	3,1
11	2,9
12	2,6
13	2,6
14	2,3
15	2,2
16	2,0
17	1,9
18	1,7
19	1,5

Figura A.1-17 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 2 – 6 horas

Tabela A.1-18 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 2 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,3
1	5,7
2	5,3
3	4,9
4	4,6
5	4,2
6	4,0
7	3,7
8	3,5
9	3,3
10	2,9
11	2,6
12	2,4
13	2,2
14	1,9
15	1,7
16	1,5
17	1,1

Figura A.1-18 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 2 – 6 horas

Teste 3

Tabela A.1-19 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)	Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	8,2	21	3,9
1	7,9	22	3,7
2	7,7	23	3,6
3	7,4	24	3,4
4	7,2	25	3,3
5	7,0	26	3,2
6	6,8	27	3,0
7	6,6	28	2,9
8	6,3	29	2,8
9	6,1	30	2,7
10	5,9	31	2,6
11	5,7	32	2,5
12	5,5	33	2,4
13	5,3	34	2,3
14	5,1	35	2,2
15	4,9	36	2,2
16	4,7	37	2,0
17	4,5	38	2,0
18	4,3	39	1,8
19	4,2	40	1,8
20	4,0

Figura A.1-19 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 2 horas

Tabela A.1-20 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,2
1	6,3
2	5,9
3	5,4
4	5,0
5	4,5
6	4,1
7	3,6
8	3,2
9	2,7
10	2,2
11	1,8

Figura A.1-20 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 2 horas

Tabela A.1-21 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,2
1	6,3
2	5,9
3	5,4
4	5,0
5	4,5
6	4,1
7	3,6
8	3,2
9	2,7
10	2,2
11	1,8

Figura A.1-21 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 2 horas

Tabela A.1-22 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0,0	6,7
1,0	6,5
2,0	6,4
3,0	6,3
4,0	6,6

Figura A.1-22 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 4 horas

Tabela A.1-23 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,0
1	5,5
2	5,4
3	5,2
4	5,2
5	5,1
6	5,0
7	4,8
8	4,7
9	4,6
10	4,5
11	4,4
12	4,3
13	4,2
14	4,2
15	4,0

Figura A.1-23 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 3 – 4 horas

Tabela A.1-24 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)	Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,7	18	4,0
1	7,4	19	3,9
2	7,0	20	3,7
3	6,9	21	3,6
4	6,6	22	3,5
5	6,4	23	3,3
6	6,1	24	3,1
7	6,1	25	3,1
8	5,8	26	2,9
9	5,7	27	2,7
10	5,5	28	2,6
11	5,3	29	2,5
12	5,1	30	2,4
13	4,9	31	2,2
14	4,7	32	2,1
15	4,6	33	2,0
16	4,4	34	1,9
17	4,4

Figura A.1-24 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 3 – 4 horas

Tabela A.1-25 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,6
1	6,7
2	6,6
3	6,6
4	6,6
5	6,6
6	6,6
7	6,6
8	6,6

Figura A.1-25 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 3 – 6 horas

Tabela A.1-26 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 3 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,9
1	5,3
2	5,2
3	5,1
4	5,1
5	4,9
6	4,9
7	4,8
8	4,8
9	4,7
10	4,6
11	4,5
12	4,5
13	4,4
14	4,3
15	4,2
16	4,2
17	4,1
18	4,1

Figura A.1-26 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 3 – 6 horas

Tabela A.1-27 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 3 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	6,0
2	6,0
3	5,9
4	5,8
5	5,7
6	5,7
7	5,6
8	5,6
9	5,4
10	5,4
11	5,4
12	5,4
13	5,3
14	5,3
15	5,2
16	5,2
17	4,9
18	5,0
19	4,9
20	3,7

Figura A.1-27 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 3 – 6 horas

Teste 4

Tabela A.1-28 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,3
1	5,4
2	4,4
3	3,5
4	2,6
5	1,8
6	0,9
7	0,3
8	0,0

Figura A.1-28 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 4 – início

Tabela A.1-29 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,2
1	4,4
2	3,6
3	2,8
4	2,1
5	1,3
6	0,6
7	0,2
8	0,0

Figura A.1-29 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 4 – início

Tabela A.1-30 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,5
1	4,6
2	3,7
3	3,0
4	2,2
5	1,4
6	0,8
7	0,3
8	0,0

Figura A.1-30 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 4 – início

Tabela A.1-31 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 4 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,9
1	6,5
2	6,1
3	5,5
4	5,0
5	4,3
6	3,7
7	3,1
8	2,4
9	1,9
10	1,3
11	0,8
12	0,4
13	0,2
14	0,1
15	0,0

Figura A.1-31 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 4 – 2 horas

Tabela A.1-32 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 4 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,8
1	5,1
2	4,4
3	3,7
4	3,0
5	2,3
6	1,7
7	1,1
8	0,6
9	0,2
10	0,0

Figura A.1-32 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 4 – 2 horas

Tabela A.1-33 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 4 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,3
1	5,7
2	5,1
3	4,3
4	3,7
5	3,1
6	2,5
7	1,9
8	1,3
9	0,8
10	0,4
11	0,0

Figura A.1-33 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 4 – 2 horas

Tabela A.1-34 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 4 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,4
1	4,3
2	4,3
3	4,2
4	4,2
5	4,1
6	4,0
7	4,0
8	4,0
9	3,9
10	3,9
11	3,9
12	3,8
13	3,8
14	3,7

Figura A.1-34 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 4 – 6 horas

Tabela A.1-35 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 4 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,5
1	4,4
2	4,3
3	4,2
4	4,2
5	4,1
6	4,0

Figura A.1-35 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 4 – 6 horas

Tabela A.1-36 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 4 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,5
1	4,4
2	4,3
3	4,2
4	4,2
5	4,1
6	4,0

Figura A.1-36 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 4 – 6 horas

Teste 5

Tabela A.1-37 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,5
1	4,9
2	4,2
3	3,6
4	3,0
5	2,4
6	1,9
7	1,3
8	0,8
9	0,4
10	0,0

Figura A.1-37 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – início

Tabela A.1-38 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,2
2	3,9
3	2,6
4	1,2
5	0,5

Figura A.1-38 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – início

Tabela A.1-39 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,0
1	4,0
2	3,1
3	2,3
4	1,5
5	0,7
6	0,2

Tabela A.1-39 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – início

Tabela A.1-40 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,3
1	4,7
2	4,0
3	3,5
4	2,9
5	2,5
6	2,0
7	1,5
8	1,2
9	0,9

Figura A.1-40 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 5 – 2 horas

Tabela A.1-41 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,1
1	4,0
2	3,5
3	3,1
4	2,7
5	2,2
6	1,9
7	1,5
8	1,2

Figura A.1-41 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 5 – 2 horas

Tabela A.1-42 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,3
1	4,8
2	4,3
3	3,7
4	3,3
5	2,9
6	2,5
7	2,1
8	1,8
9	1,4
10	1,1
11	0,8

Figura A.1-42 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 5 – 2 horas

Tabela A.1-43 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 5 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,8
1	6,7
2	6,6
3	6,5
4	6,4
5	6,4
6	6,3
7	6,2
8	6,1
9	6,1
10	6,0
11	5,9
12	5,9
13	5,8
14	5,8
15	5,7
16	5,6
17	5,5
18	5,5
19	5,5
20	5,4
21	5,4
22	5,2

Figura A.1-43 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTAETE do teste 5 – 6 horas

Tabela A.1-44 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 5 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,9
1	6,3
2	6,1
3	5,9
4	5,8
5	5,7
6	5,5
7	5,3
8	5,2
9	5,1
10	5,0
11	4,8
12	4,7
13	4,6
14	4,4
15	4,4
16	4,2
17	4,1

Figura A.1-44 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA1 do teste 5 – 6 horas

Tabela A.1-45 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 5 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,7
1	5,5
2	5,4
3	5,4
4	5,3
5	5,3
6	5,2
7	5,2
8	5,2
9	5,2

Figura A.1-45 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA2 do teste 5 – 6 horas

Teste 6

Tabela A.1-46 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	4,8
2	3,8
3	2,9
4	2,0
5	1,2
6	0,5
7	0,0

Tabela A.1-46 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– início

Tabela A.1-47 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,1
1	3,9
2	3,1
3	2,1
4	1,2
5	0,5
6	0,0

Figura A.1-47 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– início

Tabela A.1-48 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,1
1	3,9
2	3,1
3	2,1
4	1,2
5	0,5
6	0,0

Figura A.1-48 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– início

Tabela A.1-49 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,1
1	6,7
2	6,1
3	5,4
4	4,7
5	4,0
6	3,3
7	2,7
8	2,1
9	1,5
10	1,0
11	0,6
12	0,3

Figura A.1-49 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 2 horas

Tabela A.1-50 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,3
1	5,7
2	5,3
3	5,0
4	4,6
5	4,3
6	4,0
7	3,7
8	3,4
9	3,1
10	2,9
11	2,6
12	2,3
13	2,1
14	1,8
15	1,6
16	1,4
17	1,2
18	0,9

Figura A.1-50 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 2 horas

Tabela A.1-51 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,6
1	6,3
2	6,0
3	5,7
4	5,4
5	5,1
6	4,8
7	4,5
8	4,2
9	4,0
10	3,8
11	3,6
12	3,3
13	3,1
14	2,9

Figura A.1-51 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 2 horas

Tabela A.1-52 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,9
1	6,8
2	6,6
3	6,4
4	6,3
5	6,2
6	6,0
7	5,9
8	5,7
9	5,6
10	5,5
11	5,4

Figura A.1-52 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 4 horas

Tabela A.1-53 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,5
1	6,1
2	6,0
3	5,9
4	5,7
5	5,5
6	5,5
7	5,4
8	5,2
9	5,0
10	4,8
11	4,7
12	4,5
13	4,3
14	4,2

Figura A.1-53 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 4 horas

Tabela A.1-54 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,6
1	6,5
2	6,3
3	6,1
4	6,0
5	5,9
6	5,7
7	5,6
8	5,4
9	5,3
10	5,2
11	5,1
12	5,0
13	4,9
14	4,8

Figura A.1-54 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 4 horas

Tabela A.1-55 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)	Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,5	20	4,4
1	5,3	21	4,4
2	5,3	22	4,4
3	5,2	23	4,3
4	5,1	24	4,3
5	5,1	25	4,2
6	5,0	26	4,2
7	5,0	27	4,2
8	5,0	28	4,2
9	4,9	29	4,1
10	4,8	30	4,1
11	4,8	31	4,1
12	4,8	32	4,1
13	4,7	33	4,0
14	4,7	34	3,9
15	4,6	35	3,9
16	4,6	36	3,9
17	4,5	37	3,9
18	4,5	38	3,9
19	4,5

Figura A.1-55 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 6– 6 horas

Tabela A.1-56 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)	Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,4	20	4,7
1	6,2	21	4,6
2	6,1	22	4,5
3	6,0	23	4,5
4	5,7	24	4,5
5	5,7	25	4,4
6	5,7	26	4,4
7	5,5	27	4,4
8	5,4	28	4,3
9	5,3	29	4,2
10	5,2	30	4,2
11	5,2	31	4,2
12	5,1	32	4,0
13	5,1	33	3,9
14	4,9	34	3,8
15	4,9	35	3,8
16	4,9	36	3,8
17	4,8	37	3,8
18	4,7	38	3,8
19	4,7

Figura A.1-56 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 6– 6 horas

Tabela A.1-57 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,4
1	6,3
2	6,3
3	6,2
4	6,1
5	5,9
6	5,9
7	5,8
8	5,7
9	5,7
10	5,6
11	5,6
12	5,6
13	5,5
14	5,5
15	5,4
16	5,3
17	5,3
18	5,3
19	5,3
20	5,3
21	5,2
22	5,2
23	5,1
24	5,1
25	5,1
26	5,1
27	5,1
28	5,1
29	5,0

Figura A.1-57 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 6– 6 horas

Teste 7

Tabela A.1-58 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,0
1	6,2
2	5,5
3	4,8
4	4,1
5	3,5
6	2,8
7	2,2
8	1,6
9	1,0
10	0,5
11	0,2

Figura A.1-58 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7– início

Tabela A.1-59 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,7
1	5,7
2	4,7
3	3,8
4	3,0
5	2,2
6	1,4
7	0,6
8	0,1

Figura A.1-59 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– início

Tabela A.1-60 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,7
1	5,7
2	4,7
3	3,8
4	3,0
5	2,2
6	1,4
7	0,6
8	0,1

Figura A.1-60 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– início

Tabela A.1-61 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7- 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,8
1	4,2
2	3,7
3	3,2
4	2,7
5	2,2
6	1,8
7	1,4
8	1,0
9	0,6
10	0,4

Figura A.1-61 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7- 2 horas

Tabela A.1-62 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,7
1	6,3
2	6,1
3	5,8
4	5,7
5	5,6
6	5,5
7	5,3
8	5,1
9	4,9
10	4,8
11	4,8
12	4,6
13	4,5
14	4,3
15	4,3
16	4,2
17	4,0
18	3,8
19	3,7
20	3,6

Figura A.1-62 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 2 horas

Tabela A.1-63 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,7
1	6,3
2	6,1
3	5,8
4	5,7
5	5,6
6	5,5
7	5,3
8	5,1
9	4,9
10	4,8
11	4,8
12	4,6
13	4,5
14	4,3
15	4,3
16	4,2
17	4,0
18	3,8
19	3,7
20	3,6

Figura A.1-63 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 2 horas

Tabela A.1-64 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7- 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,6
1	7,4
2	7,2
3	7,0
4	6,9
5	6,8
6	6,6
7	6,4
8	6,3
9	6,2
10	6,1
11	6,0
12	5,9
13	5,8
14	5,7
15	5,6

Figura A.1-64 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7- 4 horas

Tabela A.1-65 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,8
1	6,7
2	6,6
3	6,5
4	6,4
5	6,3
6	6,2
7	6,2
8	6,2
9	6,0
10	6,0
11	5,9
12	5,8
13	5,8
14	5,7
15	5,6
16	5,6
17	5,6
18	5,5
19	5,4
20	5,3

Figura A.1-65 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 4 horas

Tabela A.1-66 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,1
1	7,0
2	6,8
3	6,7
4	6,6
5	6,4
6	6,3
7	6,1
8	6,0
9	6,0
10	5,9
11	5,8
12	5,8
13	5,8
14	5,7
15	5,6
16	5,5
17	5,5
18	5,4
19	5,3
20	5,3
21	5,2

Figura A.1-66 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 4 horas

Tabela A.1-67 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,5
1	6,4
2	6,3
3	6,1
4	6,0
5	5,9
6	5,8
7	5,6
8	5,6
9	5,4
10	5,3
11	5,2
12	5,1
13	5,0
14	5,0
15	4,9
16	4,8
17	4,7
18	4,6

Figura A.1-67 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 7– 6 horas

Tabela A.1-68 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,6
1	7,5
2	7,4
3	7,2
4	7,1
5	7,0
6	6,7
7	6,6
8	6,5
9	6,3
10	6,2
11	6,1
12	6,0
13	5,9
14	5,8
15	5,7
16	5,5
17	5,4
18	5,4
19	5,3
20	5,3

Figura A.1-68 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 7– 6 horas

Tabela A.1-69 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	7,4
1	7,4
2	7,2
3	7,1
4	7,0
5	6,9
6	6,8
7	6,6
8	6,5
9	6,4
10	6,3
11	6,2
12	6,1
13	6,0
14	5,9
15	5,8
16	5,7
17	5,6
18	5,5
19	5,4
20	5,4

Figura A.1-69 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 7– 6 horas

Teste 8

Tabela A.1-70 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,9
1	6,3
2	5,8
3	5,4
4	5,0
5	4,6
6	4,1
7	3,7
8	3,3
9	2,9
10	2,5
11	2,1
12	1,8
13	1,4
14	1,0
15	0,7
16	0,4

Figura A.1-70 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– início

Tabela A.1-71 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,8
1	5,0
2	4,3
3	3,7
4	3,0
5	2,4
6	1,7
7	1,0
8	0,4
9	0,0

Figura A.1-71 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8– início

Tabela A.1-72 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,5
1	4,8
2	4,0
3	3,3
4	2,6
5	2,0
6	1,3
7	0,7
8	0,2

Figura A.1-72 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– início

Tabela A.1-73 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,7
2	5,3
3	5
4	4,6
5	4,3
6	4
7	3,7
8	3,4
9	3,1
10	2,8
11	2,6
12	2,3
13	2,1
14	1,9
15	1,7
16	1,5

Figura A.1-73 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– 4 horas

Tabela A.1-74 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1do teste 8– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,5
2	5,0
3	4,6
4	4,0
5	3,6
6	3,2
7	2,7
8	2,3
9	1,8
10	1,4
11	1,0
12	0,6
13	0,3
14	0,0

Figura A.1-74 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1do teste 8– 4 horas

Tabela A.1-75 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– 4 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,5
2	5,0
3	4,6
4	4,1
5	3,6
6	3,1
7	2,7
8	2,2
9	1,8
10	1,4
11	1,1
12	0,8
13	0,5
14	0,2
15	0,0

FiguraA.1-75 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– 4 horas

Tabela A.1-76 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,8
2	5,5
3	5,2
4	4,9
5	4,7
6	4,5
7	4,3
8	4,1
9	3,9
10	3,7
11	3,5
12	3,3
13	3,2
14	3,1
15	2,9
16	2,8
17	2,7
18	2,6
19	2,5
20	2,4

Figura A.1-76 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 8– 6 horas

Tabela A.1-77 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,7
2	5,5
3	5,3
4	5,1
5	4,8
6	4,7
7	4,6
8	4,5
9	4,3
10	4,2
11	4,1
12	4,0
13	3,9
14	3,8

Figura A.1-77 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 8– 6 horas

Tabela A.1-78 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,1
1	5,7
2	5,5
3	5,3
4	5,1
5	4,8
6	4,7
7	4,6
8	4,5
9	4,3
10	4,2
11	4,1
12	4,0
13	3,9
14	3,8
15	3,8
16	3,8
17	3,7
18	3,7
19	3,6
20	3,6

Figura A.1-78 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 8– 6 horas

Teste 9

Tabela A.1-79 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9– início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	4,8
1	3,9
2	3,0
3	2,3
4	1,6
5	0,9
6	0,5
7	0,0

Figura A.1-79 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – início

Tabela A.1-80 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,0
1	5,2
2	4,4
3	3,6
4	2,9
5	2,1
6	1,4
7	0,7
8	0,0

Figura A.1-80 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – início

Tabela A.1-81 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – início

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,0
1	5,2
2	4,4
3	3,6
4	2,9
5	2,1
6	1,4
7	0,7
8	0,0

Figura A.1-81 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – início

Tabela A.1-82 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	5,9
1	5,9
2	5,5
3	5,1
4	4,7
5	4,3
6	4,0
7	3,7
8	3,4
9	3,1
10	2,9
11	2,6
12	2,4
13	2,2
14	2,0
15	1,8
16	1,7
17	1,5
18	1,4
19	1,3
20	1,1
21	1,0

Figura A.1-82 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 2 horas

Tabela A.1-83 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,5
1	5,7
2	5,1
3	4,5
4	4,0
5	3,5
6	3,0
7	2,6
8	2,2
9	1,8
10	1,5
11	1,2
12	0,9
13	0,7
14	0,5
15	0,3
16	0,2

Figura A.1-83 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 2 horas

Tabela A.1-84 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 2 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,5
1	5,7
2	5,1
3	4,5
4	4,0
5	3,5
6	3,0
7	2,6
8	2,2
9	1,8
10	1,5
11	1,2
12	0,9
13	0,7
14	0,5
15	0,3
16	0,2

Figura A.1-84 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 2 horas

Tabela A.1-85 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,2
1	5,7
2	5,6
3	5,2
4	4,9
5	4,7
6	4,5
7	4,2
8	4,0
9	3,8
10	3,7
11	3,6
12	3,5
13	3,3
14	3,2
15	3,1
16	3,0
17	2,9
18	2,8

Figura A.1-85 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA ETE do teste 9 – 6 horas

Tabela A.1-86 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,2
1	6,0
2	5,7
3	5,5
4	5,3
5	5,2
6	5,0
7	4,8
8	4,7
9	4,5
10	4,3
11	4,2
12	4,1
13	4,0
14	3,8
15	3,7
16	3,7
17	3,5
18	3,4

Figura A.1-86 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 1 do teste 9 – 6 horas

Tabela A.1-87 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 6 horas

Tempo (min)	OD (mgO ₂ /L)
0	6,2
1	6,0
2	5,7
3	5,5
4	5,3
5	5,2
6	5,0
7	4,8
8	4,7
9	4,5
10	4,3
11	4,2
12	4,1
13	4,0
14	3,8
15	3,7
16	3,7
17	3,5
18	3,4

Figura A.1-87 Determinação da taxa de utilização de oxigênio para o reator RTA 2 do teste 9 – 6 horas

ANEXO II

Resultados dos testes RTA modificado – parâmetros operacionais

Teste 1

Tabela A.II-1 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 1

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	NA	632	28	3082	2620	462	0,72	16,44
RTA ETE	2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
RTA ETE	4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	*	*
RTA ETE	6	NA	17	11	3059	2600	459	0,53	12,21
RTA 1	0	NA	479	15	3012	2560	452	0,48	11,26
RTA 1	2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 1	4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	*	*
RTA 1	6	NA	16	6	3000	2550	450	0,17	3,92
RTA 2	0	NA	479	16	3023	2570	453	0,43	10,07
RTA 2	2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 2	4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	*	*
RTA 2	6	NA	15	5	3165	2690	475	0,16	3,48

NA - Não analisado.

* Resultado desconsiderado – problemas analíticos.

Teste 2

Tabela A.II-2 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 2

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	254	72	35	1365	1160	205	0,31	15,93
RTA ETE	2	235	68	23	1365	1160	205	0,28	14,63
RTA ETE	4	211	65	16	1259	1070	189	NA	NA
RTA ETE	6	204	49	8	1365	1160	205	0,28	14,48
RTA 1	0	278	122	35	1318	1120	198	0,61	32,87
RTA 1	2	248	106	24	1271	1080	191	0,43	23,63
RTA 1	4	245	95	14	1129	960	169	NA	NA
RTA 1	6	226	83	9	1118	950	168	0,24	15,41
RTA 2	0	291	124	36	1329	1130	199	0,64	33,93
RTA 2	2	257	103	27	1247	1060	187	0,52	29,16
RTA 2	4	254	96	17	1224	1040	184	NA	NA
RTA 2	6	219	91	9	1188	1010	178	0,28	16,87

NA - Não analisado.

Teste 3

Tabela A.II-3 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 3

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	441	NA	40	NA	NA	NA	NA	NA
RTA ETE	2	116	73	NA	2390	2032	358	0,16	4,69
RTA ETE	4	110	71	NA	2220	1887	333	0,05	1,65
RTA ETE	6	94	71	14	2230	1896	334	0,01	0,41
RTA 1	0	613	156	45	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 1	2	140	106	NA	2390	2032	358	0,47	13,84
RTA 1	4	130	101	NA	2390	2032	358	0,12	3,41
RTA 1	6	118	101	6	2290	1947	343	0,08	2,36
RTA 2	0	613	156	45	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 2	2	129	106	NA	2193	1864	329	0,47	12,82
RTA 2	4	123	94	NA	2193	1864	329	0,16	4,52
RTA 2	6	108	94	5	2048	1741	307	0,06	1,78

NA - Não analisado.

Teste 4

Tabela A.II-4 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 4

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	395	259	38	1400	1190	210	0,82	41,18
RTA ETE	2	107	65	30	1430	1216	214	0,51	25,30
RTA ETE	4	87	53	19	1450	1233	217	0,69	33,74
RTA ETE	6	87	53	17	1460	1241	219	0,05	2,26
RTA 1	0	470	245	35	1390	1182	208	0,68	34,62
RTA 1	2	122	80	25	1420	1207	213	0,60	30,05
RTA 1	4	111	73	15	1370	1165	205	0,62	31,78
RTA 1	6	101	66	10	1370	1165	205	0,08	4,05
RTA 2	0	470	245	35	1390	1182	208	0,71	35,80
RTA 2	2	148	97	25	1420	1207	213	0,59	29,22
RTA 2	4	112	74	15	1310	1114	196	0,35	18,93
RTA 2	6	112	74	10	1320	1122	198	0,08	4,20

Teste 5

Tabela A.II-5 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 5

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	352	193	28	2590	2202	388	0,60	16,45
RTA ETE	2	190	68	9	2340	1989	351	0,50	14,98
RTA ETE	4	171	65	3	NA	NA	NA	NA	NA
RTA ETE	6	155	65	2	2340	1989	351	0,07	2,10
RTA 1	0	664	450	32	2590	2202	388	1,19	32,30
RTA 1	2	170	97	8	2320	1972	348	0,45	13,79
RTA 1	4	165	86	2	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 1	6	165	86	2	2340	1989	351	0,14	4,32
RTA 2	0	664	450	32	2590	2202	388	0,81	22,00
RTA 2	2	146	101	7	2310	1964	346	0,41	12,46
RTA 2	4	146	101	2	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 2	6	146	92	2	2340	1989	351	0,11	3,28

NA - Não analisado.

Teste 6

Tabela A.II-6 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 6

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	516	131	30	2280	1938	342	0,87	26,87
RTA ETE	2	62	45	4	2240	1904	336	0,60	18,99
RTA ETE	4	57	37	<1,5	2230	1896	334	0,14	4,44
RTA ETE	6	57	34	<1,5	2230	1896	334	0,04	1,25
RTA 1	0	505	151	22	2280	1938	342	0,86	26,54
RTA 1	2	110	102	<1,5	2210	1879	331	0,29	9,13
RTA 1	4	72	59	<1,5	2140	1819	321	0,16	5,12
RTA 1	6	72	55	<1,5	2140	1819	321	0,06	2,07
RTA 2	0	505	151	22	2280	1938	342	0,86	26,54
RTA 2	2	81	77	<1,5	2210	1879	331	0,27	8,51
RTA 2	4	81	60	<1,5	2140	1819	321	0,13	4,31
RTA 2	6	81	60	<1,5	2140	1819	321	0,05	1,52

Teste 7

Tabela A.II-7 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 7

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	512	156	27	2000	1700	300	0,63	22,21
RTA ETE	2	63	55	2	2000	1700	300	0,45	15,72
RTA ETE	4	63	55	<1,5	2000	1700	300	0,13	4,59
RTA ETE	6	54	54	<1,5	2000	1700	300	0,11	3,73
RTA 1	0	341	172	8,4	2000	1700	300	0,84	29,57
RTA 1	2	59	59	<1,5	2000	1700	300	0,14	5,00
RTA 1	4	59	59	<1,5	2000	1700	300	0,07	2,51
RTA 1	6	59	55	<1,5	2000	1700	300	0,12	4,29
RTA 2	0	341	172	8	2000	1700	300	0,84	29,57
RTA 2	2	75	61	<1,5	2000	1700	300	0,14	5,00
RTA 2	4	64	61	<1,5	2000	1700	300	0,09	3,06
RTA 2	6	61	61	<1,5	2000	1700	300	0,11	3,77

Teste 8

Tabela A.II-8 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 8

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	521	183	40	2090	1777	313	0,38	12,97
RTA ETE	2	76	69	19	NA	NA	NA	300	NA
RTA ETE	4	72	68	11	2090	1777	313	0,29	9,69
RTA ETE	6	64	46	6	2050	1743	307	0,18	6,26
RTA 1	0	380	241	21	2020	1717	303	0,65	22,77
RTA 1	2	87	65	10	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 1	4	87	64	5	2020	1717	303	0,44	15,30
RTA 1	6	68	63	<1,5	1980	1683	297	0,15	5,49
RTA 2	0	380	241	21	2020	1717	303	0,67	23,41
RTA 2	2	86	67	10	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 2	4	81	62	5	2020	1717	303	0,42	14,84
RTA 2	6	67	61	<1,5	1980	1683	297	0,15	5,49

NA - Não analisado.

Teste 9

Tabela A.II-9 Variação dos parâmetros operacionais dos reatores no teste 9

Reator	TDH (horas)	DQO (mgO ₂ /L)	DQOsol. (mgO ₂ /L)	N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	SST mgSST/L	SSV mgSST/L	SSF mgSST/L	TUO (mgO ₂ /L.min)	TEUO (mgO ₂ /g.SSV.h)
RTA ETE	0	602	269	29	2300	1955	345	0,69	21,04
RTA ETE	2	105	90	12	2300	1955	345	0,24	7,47
RTA ETE	4	96	82	3	NA	NA	NA	NA	NA
RTA ETE	6	91	71	2	2180	1853	327	0,18	5,82
RTA 1	0	1608	271	18	3130	1955	1175	0,75	23,02
RTA 1	2	139	108	3	3130	1955	1175	0,39	11,88
RTA 1	4	124	103	<1,5	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 1	6	71	NA	<1,5	3000	1853	1147	0,15	4,92
RTA 2	0	1608	271	18	3130	1955	1175	0,75	23,02
RTA 2	2	140	104	4	3130	1955	1175	0,39	11,88
RTA 2	4	109	90	<1,5	NA	NA	NA	NA	NA
RTA 2	6	90	81	<1,5	3000	1853	1147	0,15	4,92

NA - Não analisado.

Anexo III

Resultados dos testes RTA modificado – testes de toxicidade crônica

Tabela A.III-1 Resultados dos testes de toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia* dos efluentes finais dos reatores RTA

Teste	Reator	CENO ⁽¹⁾	CEO ⁽²⁾	VC ⁽³⁾	Unidade
5	RTA ETE	13	25	18,02	(%)
5	RTA 1	50	100	70,71	(%)
6	RTA ETE	100	-	-	(%)
6	RTA 1	100	-	-	(%)
7	RTA ETE	100	-	-	(%)
7	RTA 1	100	-	-	(%)
8	RTA ETE	50	100	70,71	(%)
8	RTA 1	50	100	70,71	(%)
9	RTA ETE	13	25	18,02	(%)
9	RTA 1	1,7	3,3	2,37	(%)

⁽¹⁾**CENO (concentração de efeito não observado):** maior concentração da amostra, que não causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, em 7 dias de exposição, nas condições de teste.

⁽²⁾**CEO (concentração de efeito observado):** menor concentração da amostra, que causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, em 7 dias de exposição, nas condições de teste.

⁽³⁾**VC (valor crônico):** média geométrica entre CENO e CEO.

Método:

ABNT(Associação Brasileira de Normas Técnicas). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustácea, Cladóccera) ABNT NBR 13373:2005, 15 páginas.