**APLICAÇÃO DE COAGULANTES NO AFLUENTE
DE REATOR ANAERÓBIO DE LEITO EXPANDIDO
ALIMENTADO COM ESGOTO SANITÁRIO**

Hélio Rodrigues dos Santos

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

ORIENTADOR: Prof. Tit. José Roberto Campos

São Carlos

2001

AGRADECIMENTOS

Ao professor José Roberto Campos, pelos valiosos ensinamentos, pelo apoio e incentivo constantes, toda a minha a gratidão;

Ao doutorando Neyson Mendonça, ao mestrando Cristiano Niciura e ao engenheiro Marcos Antonio Silva, pela ajuda inestimável, pelo trabalho conjunto e pelo companheirismo;

Aos colegas que colaboraram nas campanhas 24 horas: Neyson Mendonça, Cristiano Niciura, Marcos Antonio Silva, Marcelo Carvalho, Fábio de Paula, Pedro Ivo Santos, Renata Moretti, Rogério Penetra, Guilherme Finazzi e, em especial, Margarida Marcheto, a trabalhadora mor;

Aos professores Marco Antonio Penalva Reali e Luiz Antonio Daniel, pelas sugestões ao longo da pesquisa e pela viabilização do uso de diversos equipamentos;

À professora Beth Moraes, a Maria Ângela Talarico (Janja) e a Eloísa Gianotti, pelo auxílio em diversas análises laboratoriais, e, principalmente, pela amizade e carinho;

Aos funcionários do Laboratório de Saneamento: Paulo, Júlio e Cidinha, pela colaboração e cordialidade;

Aos amigos Anselmo Bianchi e Sérgio Faceiro, da COMASA, pela ajuda e dedicação;

Aos filósofos, músicos e amigos: Marcio Magini, Rodrigo Moruzi, Alessandra Alamino, Flávio Freire, Renata Moretti, Jeanette Beber, Valmir Moraes e Cacá Vidal;

Aos meus pais: Raimundo e Francisca; aos meus irmãos: Hécio, Elineuza e Hely; e aos meus sobrinhos: Monique, Guilherme, Lucas e João Pedro, por tanto amor, além de tudo;

Ao CNPq, pela bolsa de estudos;

Ao programa PRONEX, da FINEP, pelo financiamento da pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	v
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	vii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	ix
RESUMO.....	x
<i>ABSTRACT</i>	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. Considerações iniciais.....	5
3.2. Reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado.....	8
3.3. Atividade Metanogênica Específica.....	11
3.3.1. <i>O teste de AME</i>	11
3.3.2. <i>Inibição da digestão anaeróbia</i>	13
3.4. Importância do fósforo no tratamento de esgotos.....	14
3.5. Coagulação e floculação.....	16
3.5.1. <i>Mecanismos de coagulação</i>	17
3.5.2. <i>Diagramas de coagulação</i>	18
3.5.3. <i>Auxiliares de floculação</i>	19
3.6. Tratamento físico-químico de esgotos.....	20
3.7. Aplicação de coagulantes em reatores anaeróbios.....	22
4. MATERIAL E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	24
4.1. Descrição das Instalações Experimentais.....	24
4.1.1. <i>A estação experimental de tratamento de esgotos</i>	25
4.1.2. <i>O reator anaeróbio de leito expandido</i>	28
4.2. Monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido.....	29
4.2.1. <i>Monitoramento periódico</i>	30

4.2.2. <i>Perfis ao longo de 24 horas</i>	31
4.2.3. <i>Caracterização da biomassa presente no reator</i>	32
4.3. <i>Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME)</i>	33
4.3.1. <i>Aparelhagem e condições utilizadas no teste de AME</i>	34
4.3.2. <i>Procedimentos para o teste de AME</i>	35
4.3.3. <i>Método para cálculo da AME</i>	37
4.4. <i>Ensaio de coagulação-floculação-sedimentação (jar test)</i>	39
4.4.1. <i>Estimativa dos parâmetros de mistura rápida</i>	41
4.4.2. <i>Estimativa dos parâmetros de floculação</i>	44
4.4.3. <i>Velocidades de sedimentação nos ensaios em jar test</i>	46
4.4.4. <i>Ensaio preliminar</i>	48
4.4.5. <i>Curvas de sedimentação</i>	49
4.4.6. <i>Procedimentos para ensaios de coagulação-floculação-sedimentação</i>	50
4.5. <i>Aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido</i>	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1. <i>Monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido</i>	53
5.1.1. <i>Monitoramento periódico</i>	54
5.1.2. <i>Perfis ao longo de 24 horas</i>	67
5.1.3. <i>Caracterização da biomassa presente no reator (exames de microscopia)</i>	86
5.2. <i>Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME)</i>	91
5.3. <i>Ensaio de coagulação-floculação-sedimentação (jar-test)</i>	97
5.3.1. <i>Ensaio preliminar</i>	97
5.3.2. <i>Curvas de sedimentação</i>	104
5.4. <i>Aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido</i>	114
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	127
ANEXOS.....	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	146

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 -	Configuração típica de reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado.	9
Figura 3.2 -	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.....	19
Figura 4.1 -	Fluxograma da ETE experimental (Fonte: PEREIRA, 2000).....	25
Figura 4.2 -	Vista em perspectiva da ETE experimental.....	26
Figura 4.3 -	Corte Esquemático do Reator Anaeróbio de Leito Expandido (Adaptado de MENDONÇA, 1998 e PEREIRA, 2000).....	28
Figura 4.4 -	Representação em perspectiva de equipamento usado em ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (<i>jar test</i>).....	39
Figura 4.5 -	d, em registros parcialmente abertos.....	42
Figura 4.6 -	Amostradores automáticos usados nas campanhas ao longo de 24 h.....	52
Figura 5.1 -	Temperaturas registradas durante o monitoramento periódico.....	56
Figura 5.2 -	Valores de pH afluente e efluente durante o monitoramento periódico...	56
Figura 5.3 -	Valores de alcalinidade a bicarbonato durante monitoramento periódico	56
Figura 5.4 -	Valores de ácidos voláteis durante o monitoramento periódico.....	57
Figura 5.5 -	Valores de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator durante monitoramento periódico.....	59
Figura 5.6 -	Eficiências médias de remoção de DQO total e filtrada no reator.....	60
Figura 5.7 -	Valores de turbidez no afluente e no efluente do reator durante o monitoramento periódico.....	61
Figura 5.8 -	Composição dos sólidos totais no afluente do reator durante o monitoramento periódico.....	63
Figura 5.9 -	Composição dos sólidos totais no efluente do reator durante o monitoramento periódico.....	63
Figura 5.10 -	Concentrações de fósforo no afluente e no efluente do reator ao longo do monitoramento periódico.....	65
Figura 5.11 -	Frações de N-NTK (N-Orgânico e N-Amoniacal) no afluente do reator durante o monitoramento periódico.....	66

Figura 5.12 - Frações de N-NTK (N-Orgânico e N-Amoniacal) no efluente do reator durante o monitoramento periódico.....	66
Figura 5.13 - Temperaturas medidas no afluente e no efluente do reator no 1º perfil 24 horas.....	69
Figura 5.14 - Valores de pH medidos no 1º perfil 24 horas.....	69
Figura 5.15 - Valores de alcalinidade a bicarbonato no 1º perfil 24 horas.....	70
Figura 5.16 - Valores de ácidos voláteis no 1º perfil 24 horas.....	70
Figura 5.17 - Concentrações de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 1º perfil 24 horas.....	72
Figura 5.18 - Valores de Turbidez no afluente e no efluente no 1º perfil 24 horas.....	72
Figura 5.19 - Concentrações de sólidos no afluente do reator no 1º perfil 24 horas.....	74
Figura 5.20 - Concentrações de sólidos no efluente do reator no 1º perfil 24 horas.....	74
Figura 5.21 - Concentrações de fósforo nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 1º perfil 24 horas.....	75
Figura 5.22 - Composição de NTK no afluente do reator ao longo de 24 horas.....	76
Figura 5.23 - Composição de NTK no efluente do reator ao longo de 24 horas.....	76
Figura 5.24 - Temperaturas medidas no 2º perfil 24 horas.....	79
Figura 5.25 - Valores de pH no afluente e no efluente no 2º perfil 24 horas.....	80
Figura 5.26 - Valores de alcalinidade a bicarbonato no 2º perfil 24 horas.....	80
Figura 5.27 - Valores de ácidos voláteis no 2º perfil 24 horas.....	80
Figura 5.28 - Concentrações de DQOt e DQOf no 2º perfil 24 horas.....	82
Figura 5.29 - Valores de turbidez no afluente e no efluente do reator no 2º perfil 24 horas.....	82
Figura 5.30 - Concentrações de sólidos no afluente do reator no 2º perfil.....	83
Figura 5.31 - Concentrações de sólidos no efluente do reator no 2º perfil.....	84
Figura 5.32 - Concentrações de fósforo nas amostras brutas e filtradas do afluente e do efluente no reator no 2º perfil 24 horas.....	84
Figura 5.33 - Composição de NTK no afluente do reator no 2º perfil 24 horas.....	85
Figura 5.34 - Composição de NTK no efluente do reator no 2º perfil 24 horas.....	86
Figura 5.35 - Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em P _{0,35}	88
Figura 5.36 - Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em P _{0,35}	88
Figura 5.37 - Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em P _{2,00}	89

Figura 5.38 - Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em P _{2,00}	89
Figura 5.39 - Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em P _{4,00}	90
Figura 5.40 - Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em P _{4,00}	90
Figura 5.41 - Produção acumulada de CH ₄ para amostra sem cloreto férrico.....	93
Figura 5.42 - Produção acumulada de CH ₄ para dosagem de 4 mg/l de FeCl ₃	93
Figura 5.43 - Produção acumulada de CH ₄ para dosagem de 20 mg/l de FeCl ₃	93
Figura 5.44 - Produção acumulada de CH ₄ para dosagem de 100 mg/l de FeCl ₃	94
Figura 5.45 - Produção acumulada de CH ₄ para dosagem de 500 mg/l de FeCl ₃	94
Figura 5.46 - Equações de reta obtidas pela regressão linear dos trechos retilíneos das curvas de produção acumulada de metano nos frascos-reatores.....	95
Figura 5.47 - Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico.....	106
Figura 5.48 - Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico.....	106
Figura 5.49 - Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico.....	107
Figura 5.50 - Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico.....	109
Figura 5.51 - Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico.....	109
Figura 5.52 - Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico.....	110
Figura 5.53 - Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata	111
Figura 5.54 - Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata	112

Figura 5.55 - Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata	112
Figura 5.56 - Dosagens médias de cloreto férrico e polímero aniônico aplicadas ao reator anaeróbico de leito expandido.....	115
Figura 5.57 - Temperaturas medidas em algumas amostras no 3º perfil 24 horas.....	117
Figura 5.58 - Valores de pH no afluente e no efluente no 3º perfil 24 horas.....	118
Figura 5.59 - Valores de alcalinidade a bicarbonato no 3º perfil 24 horas.....	119
Figura 5.60 - Valores de ácidos voláteis no 3º perfil 24 horas.....	119
Figura 5.61 - Concentrações de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 3º perfil 24 horas.....	120
Figura 5.62 - Valores de turbidez no afluente e no efluente no 3º perfil 24 horas.....	122
Figura 5.63 - Concentrações de sólidos no afluente do reator no 3º perfil 24 horas.....	123
Figura 5.64 - Concentrações de sólidos no efluente do reator no 3º perfil 24 horas.....	123
Figura 5.65 - Concentrações de fósforo nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente reator no 3º perfil 24 horas.....	124
Figura 5.66 - Concentrações de NTK e N-amoniacal no afluente e no efluente do reator no 3º perfil 24 horas.....	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 -	Cloreto férrico adicionado aos frascos-reatores.....	36
Tabela 4.2 -	Composição da solução-traço de metais para AME.....	36
Tabela 4.3 -	Concentrações dos nutrientes nos frascos-reatores.....	36
Tabela 4.4 -	Valores de s/S e K para registros parcialmente abertos.....	42
Tabela 4.5 -	Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P3 ($Q = 10,0 \text{ m}^3/\text{h}$).....	43
Tabela 4.6 -	Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P12 ($Q = 8,5 \text{ m}^3/\text{h}$).....	43
Tabela 4.7 -	Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P5 ($Q = 18,5 \text{ m}^3/\text{h}$).....	43
Tabela 4.8 -	Valores de d/D adotados nos pontos de aplicação de produtos químicos.....	44
Tabela 4.9 -	Tempos de espera (T_s) para coleta de amostra e velocidades de sedimentação (V_s) em ensaios de curvas de sedimentação (volume amostra = 50 ml).....	48
Tabela 5.1 -	Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do reator anaeróbio de leito expandido.....	55
Tabela 5.2 -	Resumo estatístico dos dados obtidos no perfil realizado entre o 153º e o 154º dia de operação.....	68
Tabela 5.3 -	Resumo estatístico dos dados obtidos no perfil realizado entre o 277º e o 278º dia de operação.....	78
Tabela 5.4 -	Valores médios no período diurno dos parâmetros de monitoramento do reator nos 2 perfis 24 horas realizados na etapa de monitoramento...	79
Tabela 5.5 -	Atividade metanogênica específica (AME) média para diferentes concentrações de cloreto férrico.....	96
Tabela 5.6 -	Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (<i>jar test</i>), para dosagens de cloreto férrico: 0; 40; 60; 80; 100; 150 e 200 mg/l.....	98

Tabela 5.7 -	Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (<i>jar test</i>), para dosagens de cloreto férrico: 0; 60; 70; 80; 90 e 100 mg/l.....	100
Tabela 5.8 -	Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (<i>jar test</i>), para dosagens de cloreto férrico/bic. de sódio: 0/0; 60/93,0; 70/108,5 e 80/124,0 mg/l.....	102
Tabela 5.9 -	Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (<i>jar test</i>), para: dosagens de polímero catiônico W341 (Adesol): 0; 2; 4; 6; 8; 10 e 12 mg/l.....	103
Tabela 5.10 -	Resumo estatístico dos dados obtidos no 3º perfil 24 horas, realizado entre o 347º e o 348º dia de operação, com aplicação de coagulantes....	116
Tabela 5.11 -	Valores médios no período diurno de alguns parâmetros de monitoramento do reator nos três perfis 24 horas realizados.....	117

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	- Ácidos Graxos Voláteis (mg Hac/l)
AFPB	- <i>Anaerobic fluidized pellet bed</i>
CMB1	- Conjunto moto-bomba que recalca esgoto bruto na ETE experimental
CMB2	- Conjunto moto-bomba que recircula o efluente do reator na ETE experimental
COV	- Carga Orgânica Volumétrica (kg DQO/m ³ .d)
CSAB	- Concentração da solução de amido de batata
CSCF	- Concentração da solução de cloreto férrico
CSPA	- Concentração da solução de polímero aniônico
CSPC	- Concentração da solução de polímero catiônico
DQOf	- Demanda química de oxigênio da amostra filtrada em membrana de 1,0 µm de abertura de poro (mg O ₂ /l)
DQOt	- Demanda química de oxigênio da amostra bruta (mg O ₂ /l)
HRT	- <i>Hydraulic retention time</i> (h)
N- Amoniacal	- Nitrogênio na forma amoniacal (mg N/l)
N-Orgânico	- Nitrogênio na forma orgânica (mg N/l)
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldahl (mg N/l)
P-Filtrado	- Concentração de fósforo da amostra filtrada em membrana de 1,0 µm de abertura de poro (mg P/l)
P-Total	- Concentração de fósforo da amostra bruta (mg P/l)
RDQOf	- Remoção de DQOf (%)
RDQOt	- Remoção de DQOt (%)
SDF	- Sólidos Dissolvidos e coloidais Fixos (mg/l)
SDT	- Sólidos Dissolvidos e coloidais Totais (mg/l)
SDV	- Sólidos Dissolvidos e coloidais Voláteis (mg/l)
SS	- Sólidos Sedimentáveis (ml/l)
SSF	- Sólidos Suspensos Fixos (mg/l)

SST	- Sólidos Suspensos Totais (mg/l)
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)
ST	- Sólidos Totais (mg/l)
STF	- Sólidos Totais Fixos (mg/l)
STV	- Sólidos Totais Voláteis (mg/l)
TAS	- Taxa de Aplicação Superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$)
TDH	- Tempo de detenção hidráulica (dia ou h)
TRC	- Tempo de retenção celular (dia ou h)
WAP	- <i>Water Absorbing Polymer</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

$\tilde{\alpha}$	- peso específico da água (N/m^3)
$\dot{\alpha}$	- viscosidade absoluta da água (N.s/m^2)
g	- aceleração da gravidade (m/s^2)
f	- coeficiente de Darcy-Weisbach
R_h	- raio hidráulico (m)
V	- velocidade média da água na seção (m/s)
K	- coeficiente para perdas de carga localizadas
k	- rugosidade (m)
R_e	- Número de Reynolds
D	- diâmetro da canalização
d	- altura do trecho aberto de registros de gaveta (representação Figura 4.5)
$\dot{\alpha}$	- viscosidade cinemática da água (m^2/s)
s/S	- relação de áreas efetivas entre a abertura de passagem e a tubulação de seção circular
V_{ap}	- velocidade de aproximação, nesse caso, igual à V_{as} (m/s)
J_{mg}	- perda de carga unitária (m/m)
α_o	- porosidade do meio granular
C_e	- coeficiente de esfericidade
D_{mg}	- tamanho médio dos grãos (m)
Gf	- gradiente de velocidade médio na floculação (s^{-1})
Tf	- tempo de floculação (min)
Gm	- gradiente de velocidade médio na mistura rápida (s^{-1})
Tm	- tempo de mistura rápida (s)
Ts	- tempo de sedimentação (min)
Vs	- velocidade de sedimentação (cm/min)
Q_a	- vazão afluyente ao reator (m^3/h)
Q_r	- vazão de recirculação no reator (m^3/h)
r	- razão de recirculação

RESUMO

SANTOS, H.R. (2001) *Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário*. São Carlos, 2001. 151p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Os reatores anaeróbios de tratamento de esgoto possibilitam elevada remoção de matéria orgânica, com menor custo em comparação com os processos aeróbios. Entretanto, esses reatores geralmente são pouco eficientes na remoção de nutrientes e seu efluente pode apresentar valores relativamente elevados de DQO e de sólidos suspensos. Por isso, investigou-se a aplicação de cloreto férrico e auxiliares de floculação no afluente de um reator anaeróbio de leito expandido em escala real (Volume = 32 m³; TDH = 3,2 h), no intuito de elevar as eficiências de remoção de DQO, turbidez, fósforo e sólidos. Foram realizados testes de Atividade Metanogênica para avaliar a toxicidade do cloreto férrico ao lodo do reator, mas nenhum efeito tóxico foi detectado para concentrações de até 500 mg FeCl₃/l. Em seguida, foram realizados testes em reator de bancada (*jar test*), quando foi investigado o uso de cloreto férrico (dosagens entre 40 e 200 mg/l) em conjunto com um polímero catiônico, um polímero aniônico e amido natural de batata (dosagens entre 0,5 e 2,0 mg/l), sendo obtidos os melhores resultados com cloreto férrico e polímero aniônico. As eficiências médias diárias de remoção no reator de leito expandido foram elevadas de 64% para 71%, para DQO; de 47% para 59%, para turbidez; de 17% para 31%, para fósforo; e de 52% para 77%, para SST, quando aplicadas dosagens de 40 mg/l de cloreto férrico e 1,0 mg/l de polímero aniônico.

Palavras-chave: reator anaeróbio de leito expandido; esgoto sanitário; coagulação; cloreto férrico; auxiliar de floculação; amido de batata.

ABSTRACT

SANTOS, H.R. (2001) *Application of coagulants to anaerobic expanded bed reactor influent fed by domestic wastewater*. São Carlos, 2001. 151p. Master Degree Dissertation - São Carlos School of Engineering, University of São Paulo.

Anaerobic reactors for wastewater treatment have high capacity in removing organic matter and lower costs in comparison with aerobic processes. Nevertheless, anaerobic reactors generally are less efficient in nutrient removal and their effluents may present relatively high COD and total suspended solid (TSS) concentrations. Hence, the application of ferric chloride (FeCl_3) and flocculant aids to a full-scale (Volume = 32 m³; HRT = 3,2 h) anaerobic expanded bed reactor influent was investigated to improve removal of COD, turbidity, phosphorous and solids. Methanogenic activity tests were conducted to evaluate toxicity of ferric chloride against methanogenic anaerobic reactor sludge. Tests showed that no toxic effect occurred before concentrations of FeCl_3 reached 500 mg/l. Conventional bench-scale jar tests were conducted and ferric chloride was tested in combination with a cationic polymer, an anionic polymer and natural potato starch. Best results were obtained when ferric chloride was employed with anionic polymer. Average daily removal rates were increased from 64% to 71% for COD, from 47% to 59% for turbidity, from 17% to 31% for phosphorous and from 52% to 77% for TSS when dosages close to 40 mg/l of ferric chloride and 1,0 mg/l of anionic polymer were applied to anaerobic expanded bed reactor influent.

Key-words: anaerobic expanded bed reactor; domestic wastewater; coagulation; ferric chloride; flocculation aids; potato starch.

1. INTRODUÇÃO

No século passado, diversos países criaram e aperfeiçoaram legislações e órgãos governamentais voltados à proteção das águas e do meio-ambiente. No Brasil, a Política Nacional do Meio Ambiente define os mecanismos e a Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) estabelece padrões para a manutenção da qualidade das águas.

Entretanto, em diversas regiões brasileiras, principalmente as de maior concentração urbana e industrial, a escassez de água com qualidade adequada ao consumo já é realidade. O lançamento ininterrupto de resíduos urbanos e industriais não tratados nas águas de rios, lagos e áreas costeiras constitui-se num dos maiores agravantes à depreciação da qualidade das águas, sendo o tratamento dos esgotos uma das ações mitigadoras mais importantes para solução do problema.

O tratamento de esgotos sanitários pode ocorrer através de processos biológicos aeróbios ou anaeróbios, químicos, operações físicas e da associação destes, em que geralmente é desejável a remoção de quatro tipos de contaminantes principais: material orgânico, sólidos suspensos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos (HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Na busca por alternativas mais econômicas e também capazes de oferecer boa eficiência, os processos biológicos anaeróbios para tratamento de esgoto têm despertado grande interesse nos últimos anos, principalmente em regiões de clima quente. HAANDEL & LETTINGA (1994) enumeram como vantagens do processo anaeróbio: - “Não há necessidade de introdução de um oxidante; o processo leva à produção de menos lodo e produz metano, que pode ser usado como combustível”, além de, em geral, apresentarem baixo custo de construção, operação e manutenção das instalações, quando comparados aos processos aeróbios.

Nesse sentido, além dos reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), que já são largamente difundidos, estudos desenvolvidos na EESC-USP por

AKUTSU (1985), MARAGNO (1988), CAMPOS (1989), THEREZO (1993), TERÁN (1995), MENDONÇA (1998) e PEREIRA (2000), entre outros, têm promovido aperfeiçoamentos e demonstrado grande aplicabilidade de reatores anaeróbios de leito expandido (ou fluidificado) no tratamento de esgotos sanitários e industriais.

Por outro lado, os processos anaeróbios geralmente são pouco eficientes na remoção de nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo) e podem produzir efluentes com valores relativamente elevados de DQO, sólidos suspensos e coliformes fecais e totais. SHIMIZU *et al* (1994) ainda comentam que, em geral, também os processos aeróbios, isoladamente, apresentam baixa remoção de nitrogênio e fósforo encontrados no esgoto porque estes são eliminados no lodo e no efluente do reator.

Segundo TYRREL (1999), o fósforo freqüentemente é o elemento limitante ao crescimento primário de algas e de outros microrganismos em águas superficiais, como represas, lagos e baías. Em consequência da diluição dos excrementos humanos (fezes e urina) e do uso crescente de detergentes, os esgotos são fonte abundante de fósforo, que, quando em quantidade nos mananciais superficiais, cria condições para que se desenvolvam fenômenos como florescimentos algais e eutrofização, que dificultam sobremaneira o tratamento da água para abastecimento e deterioram esteticamente o ambiente.

Assim, devido às deficiências dos sistemas anaeróbio ou aeróbio isolados, principalmente para remoção de nutrientes, várias associações de processos têm sido estudadas, dentre elas: anaeróbio-aeróbio e anaeróbio-físico-químico.

Diversas pesquisas desenvolvidas na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP), das quais se podem citar os trabalhos de CAMPOS *et al.* (1996), REALI *et al.* (1998), PENETRA (1998), MARCHIORETTO (1999) e MORETTI (2000), entre outros, demonstraram grande potencial de uso dos processos físico-químicos para elevar a remoção de nutrientes, principalmente no tratamento de efluentes de reatores biológicos. Entretanto, o pós-tratamento de efluentes de reatores geralmente implica na necessidade de construção de novas unidades nas estações de tratamento de esgoto (e.g., para mistura de coagulantes, floculação e sedimentação ou flotação).

Nesta pesquisa, entretanto, aproveitando-se dos bons resultados apresentados em investigações anteriores sobre reatores anaeróbios de leito expandido (ou fluidificado) e sobre tratamento físico-químico de esgotos, propõe-se a aplicação de coagulantes no afluente de um reator anaeróbio de leito expandido em escala real, com vistas em elevar as eficiências de remoção de DQO, turbidez, fósforo e sólidos. Dessa forma, pretende-se aproveitar as vantagens oferecidas pelos dois sistemas de tratamento (anaeróbio e físico-químico) em uma mesma unidade, sem que seja necessária a construção de novas unidades na área da atual estação de tratamento de esgoto.

2. OBJETIVOS

Esta pesquisa tem por objetivo principal avaliar a aplicação de cloreto férrico em conjunto com auxiliar de floculação no afluyente bruto (esgoto sanitário) de reator anaeróbio de leito expandido. Para atingir esse propósito, foi necessário o cumprimento dos seguintes objetivos específicos:

- caracterizar o comportamento do reator por período de tempo prolongado através de análises físicas e químicas do afluyente e do efluente;
- avaliar o comportamento do reator em campanhas ao longo de 24 horas, com e sem aplicação de coagulantes, através de análises físicas e químicas do afluyente e do efluente;
- determinar os tipos morfológicos predominantes na biomassa do reator por meio de exames de microscopia ótica e de varredura;
- avaliar, através de testes de atividade metanogênica específica (AME), a toxicidade do cloreto férrico aos microrganismos encontrados nas biopartículas do reator anaeróbio de leito expandido;
- simular, através de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em equipamento de bancada (*jar test*), as condições de mistura rápida e floculação encontradas na estação experimental de tratamento de esgoto (ETE experimental) e determinar as dosagens de cloreto férrico, de auxiliar de floculação e, se necessário, de alcalinizante, para aplicação no reator anaeróbio de leito expandido.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Considerações iniciais

Diversos pesquisadores apontam como vantagens dos processos anaeróbios a menor produção de sólidos biológicos (lodo) minimizando o tamanho e capacidade das instalações para manejo, disposição e acondicionamento do lodo, produção de gás metano que eventualmente pode ser usado como combustível, e a não necessidade de equipamentos para aeração, o que em geral conduz a menores custos de construção, operação e manutenção das instalações, quando comparados aos processos aeróbios. Por outro lado, a menor taxa de produção de sólidos biológicos, que é uma grande vantagem do ponto de vista econômico, sob o aspecto técnico implica em um período de tempo muito grande para formação da biomassa celular inicial (CAMPOS & DIAS, 1989).

Um pré-requisito básico para que haja remoção eficiente de material orgânico em sistemas de tratamento anaeróbio é a presença de grande massa de microrganismos, que deve permanecer por período prolongado no reator, ou seja, o tempo de retenção celular (TRC) deve ser longo. Nos sistemas clássicos de tratamento, isso era conseguido através do aumento do tempo de detenção hidráulica, o que implicava na construção de reatores de grande volume, ou através da recirculação de lodo biológico.

O aperfeiçoamento de técnicas de imobilização de microrganismos na forma de grânulos, flocos, agregados ou biofilme aderido a suportes inertes contribuiu grandemente na evolução dos processos biológicos para tratamento de águas residuárias (CAMPOS, 1989). As configurações mais modernas de reatores

anaeróbios (e.g., reatores UASB e de leito expandido/fluidificado) aproveitam-se dessas técnicas para retenção de biomassa por longos períodos de tempo (tempo de retenção celular - TRC), geralmente bastante maiores que o tempo de detenção hidráulica (TDH), proporcionando-lhes maior eficiência de remoção de matéria orgânica com menor TDH em relação a reatores anaeróbios menos aperfeiçoados (e.g., tanque séptico).

A partir da década de 60, com a contribuição trazida pelos trabalhos de YOUNG & McCARTY* (1969) sobre os filtros anaeróbios, iniciou-se o emprego de reatores anaeróbios não convencionais, nos quais, conseguiam-se tempos de retenção celular sensivelmente superiores aos tempos de detenção hidráulica nas unidades de tratamento anaeróbio. Historicamente, segundo HAANDEL & LETTINGA (1994), o filtro anaeróbio foi o primeiro sistema de tratamento anaeróbio que demonstrou a viabilidade técnica de aplicar cargas orgânicas elevadas (de 10 a 20 kg/m³.d).

Segundo CAMPOS & DIAS (1989), o aumento do tempo de retenção celular em relação ao tempo de detenção hidráulica nos reatores anaeróbios não convencionais é conseguido com base nos seguintes princípios:

- Retenção de microrganismos em interstícios existentes e aderência de filme biológico em leito de pedra ou outro meio suporte que constitui parte de um reator anaeróbio de fluxo ascendente ou descendente (e.g., filtro anaeróbio);
- Produção de uma região no reator com elevada concentração de microrganismos ativos que é atravessada pelo fluxo ascendente dos despejos a ser tratados (e.g., reatores UASB);
- Imobilização de microrganismos através de sua aderência à superfície de material particulado móvel, como se verifica em reatores de leito expandido ou fluidificado.

Dentre as várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa, os reatores de leito expandido ou fluidificado têm-se mostrado bastante eficientes, obtendo-se efluente de excelente qualidade em pequeno tempo de detenção hidráulica, e por isso têm atraído a atenção de diversos pesquisadores (YU et al., 1997).

* YOUNG, J.C. & McCARTY, P.L. (1969) *The anaerobic filter for waste treatment*. Journal WPCF, 41 (5), 160-173.

A partir dos anos 80, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP sobre o uso de reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado no tratamento de águas residuárias.

O primeiro trabalho foi desenvolvido por AKUTSU (1985), que investigou um reator em escala piloto (volume de cerca de 40 l) com leito de areia (grãos de tamanho entre 0,42 e 0,59 mm) no tratamento do efluente de uma indústria de conservas alimentícias. A seguir, MARAGNO (1988) investigou o tratamento de esgoto de baixa concentração de matéria orgânica em reator em escala de bancada (volume de 10,5 l) tratando resíduo sintético de características semelhantes ao esgoto sanitário. Com base na experiência de AKUTSU (1985), para permitir a redução na recirculação, MARAGNO (1988) utilizou grãos de areia de menor dimensão (entre 0,210 e 0,149 mm, com tamanho médio de 0,20 mm).

Em 1989, foram publicados os trabalhos de CAMPOS (1989), BARROS (1989) e VIEIRA (1989), realizados a partir da mesma instalação piloto. CAMPOS (1989) investigou a remoção de DQO e Nitrogênio no sistema formado por três reatores biológicos (anaeróbio, anóxico e aeróbio), sendo que os trabalhos de BARROS (1989) e VIEIRA (1989) enfocaram, respectivamente, a nitrificação do efluente do tratamento secundário e o desempenho do reator anaeróbio do referido sistema experimental.

Na pesquisa de THEREZO (1993) investigou-se um reator anaeróbio de leito expandido em escala de bancada (volume de 10,9 l) sob condições instáveis de carregamento orgânico (carga orgânica volumétrica entre 5,5 e 40 kg DQO/m³.d) e hidráulico (TDH entre 1,4 e 5,2 horas).

Em 1995, com os trabalhos de TERÁN (1995) e ARAÚJO (1995), nos quais se investigou não apenas a eficiência do reator mas também a evolução do biofilme, foram publicadas as primeiras investigações da EESC-USP que enfocavam com maior profundidade os microrganismos envolvidos no processo anaeróbio em reatores de leito fluidificado.

Desde o trabalho pioneiro de AKUTSU (1985), entretanto, haviam-se investigado reatores de leito expandido/fluidificado apenas em escala de bancada ou

piloto. Assim, tendo em vista o aumento de escala desse tipo de reator e sua utilização em estações de tratamento esgoto, o trabalho de PEREIRA (2000) foi destinado à construção e operação de um reator anaeróbio de leito expandido em escala real. Complementarmente, MENDONÇA (1998) investigou alguns materiais para utilização como meio suporte e estudou a partida desse reator sem o uso de inóculo.

3.2. Reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado

Embora o desenvolvimento dos sistemas fundamentados em processos biológicos usando um leito de biomassa fluidificado (ou expandido) remontem a antes dos anos 40 (PUGH*, 1945, apud SUTTON e MISHRA, 1994), não houve grande desenvolvimento dos reatores até os anos 70 (SUTTON e MISHRA, 1994). Os autores comentam que, em 1991, em decorrência de publicações baseadas em um seminário em Manchester, Inglaterra, em 1980, os processos de leito fluidificado foram aclamados como o mais importante desenvolvimento na área de tratamento de esgotos nos últimos 50 anos, embora até então ainda não houvesse reatores deste tipo em escala real (COOPER e ATKINSON**, 1981 apud SUTTON e MISHRA, 1994).

Os reatores biológicos de leito fluidificado ou expandido são sistemas de tratamento nos quais a água residuária é passada por um leito granular inerte, onde se encontram aderidos microrganismos biologicamente ativos, com velocidade ascensional suficiente para expandir ou fluidificar o leito granular além do ponto em que a força de arrasto é igual à força exercida pela gravidade (SUTTON e MISHRA, 1994). Na Figura 3.1 é apresentada a configuração típica de reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado.

Os reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado apresentam elevada capacidade de imobilização de biomassa, como ocorre em outros sistemas anaeróbios modernos, mas com a vantagem de, devido às elevadas velocidades do líquido através do meio granular, proporcionar melhores condições de troca entre as fases

* PUGH, N. J. (1945). Treatment of doubtful waters for public supplies. Trans. of Institution of Water Engineers, 50, 80-141.

** COOPER, P. F.; ATKINSON, B. (1981) Editors' preface. In: Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater, P. F. Cooper and B. Atkinson (Eds.), Ellis Horwood Publishers, Chichester, England, p. 12-13.

Figura 3.1. Configuração típica de reator anaeróbico de leito expandido/fluidificado.

Adaptado de MENDONÇA (1998) e PEREIRA (2000).

sólida e líquida. Nesses reatores, como se observa na Figura 3.1, geralmente se verificam duas regiões bem definidas: a região de reação, em que se encontra o leito de partículas (meio suporte) onde ocorre o desenvolvimento da biomassa; a região de sedimentação, destinada à separação dos sólidos da fase líquida. Além dessas regiões, o sistema de separação e coleta do biogás produzido (indicado na Figura 3.1 como "separador de fases") é um dispositivo de grande importância no reator, pois, na medida em que elimina a turbulência que seria provocada pelas bolhas de gás, possibilita a sedimentação mais tranqüila dos sólidos no decantador (região de sedimentação).

JEWELL (1981), apud MENDONÇA (1998) comenta que “os termos ‘expandido’ e ‘fluidificado’ referem-se a diferentes níveis de expansão do leito. O primeiro termo é aplicado aos reatores nos quais os leitos sofrem incremento na altura (em relação ao leito estático) da ordem de 10% a 25% e o segundo, quando há expansão do leito superior a 100%”. No entanto, KUNII & LEVENSPIEL* (1969), apud MENDONÇA (1998), DI BERNARDO (1993) e outros autores entendem que só houve a fluidificação de um meio granular quando a perda de carga no leito granular permanece praticamente constante, independentemente da velocidade ascensional do líquido.

* KUNII, D. & LEVENSPIEL, O. (1969). Engineering Fluidization. New York, John Wiley & Sons, Inc., 534 p.

Dentre as partes componentes dos reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado o material suporte merece destaque, pois as características físicas (variação granulométrica, dimensão, forma, densidade, porosidade, esfericidade, dureza, área superficial, etc.) e químicas (hidrofobicidade, capacidade adsorvente, etc.) das partículas que formam o leito granular, além de outros fatores, determinam a velocidade ascensional necessária para expansão do leito, são importantes na determinação do consumo de energia (recirculação), e exercem grande influência na formação do biofilme.

Dos diversos materiais empregados como meio suporte em reatores de leito fluidificado/expandido, a areia de granulometria fina oferece a vantagem do menor custo. Entretanto, materiais como carvão ativado granular, argila diatomácea e pedra vulcânica apresentam alto poder adsorvente o que pode, em certos casos, auxiliar na assimilação de sobrecargas tóxicas, além de apresentarem superfícies porosas com grande área superficial, o que favorece a formação do biofilme (MARÍN et al., 1999). Segundo SUTTON & MISHRA (1994), o carvão ativado granular proporciona uma vasta área superficial para o crescimento biológico, podendo haver uma concentração de biomassa de cinco a dez vezes maior que a normalmente atingida em reatores convencionais, como lodos ativados. Esses autores também argumentam que o uso de carvão ativado granular traz benefícios adicionais, incluindo a formação mais rápida do biofilme durante a partida e maior remoção de compostos recalcitrantes ou lentamente degradáveis.

As características do material suporte ainda são determinantes na formação do biofilme. Segundo BUFFIÈRE et al. (1998), a evolução do biofilme provoca a alteração de características físicas das biopartículas, como esfericidade e densidade, podendo ocorrer estratificação do leito. BLANCO et al. (1995) defendem que, embora a produção de gás transforme os reatores anaeróbios de leito expandido/fluidificado em sistemas de três fases (gás-sólido-líquido), a formação de gás tem menor efeito sobre o comportamento hidrodinâmico que o desenvolvimento do biofilme. Obviamente, essas alterações das características físicas das biopartículas dependerão do material suporte utilizado.

CAMPOS (1989) afirma que, “além da atividade biológica, os aspectos relacionados com a fluidificação também têm importância muito grande no que concerne ao tipo de reator em questão, pois o consumo de energia para a sua operação está diretamente relacionado com a altura do reator e a velocidade do escoamento para provocar a fluidificação”.

BLANCO et al. (1995) argumentam que uma das variáveis mais importantes para tomar decisões corretas sobre aumento de escala em reatores de leito fluidificado é sua expansão, porque isso estabelece o tempo de retenção da matéria orgânica na região de reação e é diretamente relacionado com o custo de bombeamento.

Segundo BLANCO et al. (1995), para expansão do leito menor que 20% ocorrem duas regiões: uma superior, fluidificada, e um inferior, estática, que aumenta com a diminuição da velocidade ascensional. Segundo BUFFIÈRE et al. (1998), esse comportamento ocorre principalmente em meio granulares não uniformes, em que, devido aos diferentes tamanhos de partículas, há maior estratificação no leito.

Segundo MARÍN et al. (1999), a variável que melhor caracteriza o sistema sólido-líquido fluidificado é a velocidade ascensional necessária para alcançar 20 a 40% de expansão, devendo ser considerado o fato de que as partículas são recobertas por um biofilme que pode ser perdido por atrito em elevadas velocidades ascensionais e que velocidades muito baixas podem provocar compactação das partículas, mudando as condições de fluidificação do leito.

3.3. Atividade Metanogênica Específica

3.3.1. O teste de AME

A atividade metanogênica pode ser definida como "um parâmetro que mede a taxa máxima de conversão de substratos a metano por microrganismos metanogênicos presentes em lodos anaeróbios. Quando esta taxa se referir à quantidade de biomassa desses lodos, o parâmetro denominar-se-á atividade metanogênica específica (AME)" (PENNA, 1994).

De acordo com de ZEEUW* (1994), apud PENNA (1994), o teste para determinação da atividade metanogênica específica consiste de um ensaio em batelada em que uma quantidade fixa de substrato é adicionada a uma pré-determinada quantidade de lodo anaeróbio. A atividade específica do lodo é calculada através da taxa de produção de metano, ou de decaimento de substrato, em relação à quantidade de lodo presente.

PENNA (1994) efetuou notável estudo sobre as diversas condições metodológicas empregadas no teste da AME, tomando por base a metodologia utilizada por Willem de ZEEUW* (1994). De acordo com PENNA (1994), as metodologias utilizadas no teste da AME apresentam diferenciações principalmente na forma de medição de metano, na temperatura do ensaio, na natureza e concentração dos substratos empregados e na quantidade de biomassa. Essas diferenças observadas nas diversas metodologias, segundo PENNA (1994), ocorrem em consequência da tentativa dos pesquisadores de prover condições ótimas à biomassa para conversão de substratos a metano.

A maioria dos métodos empregados na determinação da AME tomam por base a quantidade de biomassa presente no lodo, geralmente associada à concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV). Em geral, a unidade utilizada para expressar a AME é $[\text{CH}_4\text{-DQO}(\text{g ou mol})].[\text{SSV}(\text{g})]^{-1}.\text{[dia]}^{-1}$, ou seja, a quantidade de metano produzida (em grama ou mol), ou de DQO consumida (em grama), por peso de biomassa (em grama) por dia (de ZEEUW*, 1984, apud ARAÚJO, 1995). Entretanto, dependendo dos objetivos do teste e do tipo de lodo utilizado, podem ser realizadas adaptações metodológicas e diferentes unidades podem ser utilizadas para expressar a AME.

Diversos tipos de substrato podem ser utilizados para aplicação em testes de AME, sendo usados geralmente produtos intermediários da metanogênese (e.g., acetato, propionato e butirato). Em alguns casos, dependendo da finalidade da investigação, o acetato pode ser utilizado como substrato único, já que aproximadamente 70% do metano produzido na metanogênese é oriundo desse composto (PENNA, 1994).

Segundo ARAÚJO (1995), a medida da atividade metanogênica específica (AME) de um lodo é uma importante análise de monitoramento do processo

* de ZEEUW, W. J. (1984) *Acclimatization of anaerobic Sludge for UASB-reactor start up*. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 157 p.

anaeróbio, pois, através da AME, é possível determinar a carga orgânica adequada para uma partida rápida e eficiente de um reator, já que, com o teste, se verifica o potencial do lodo em converter o substrato a metano e dióxido de carbono.

Além disso, o teste ainda pode ser utilizado, por exemplo, para determinação da potencialidade de geração de metano de um lodo, detecção de qualquer tipo de inibição depois de um longo período de operação do reator, ou ainda, identificação da população microbiana presente no lodo (ARAÚJO, 1995).

3.3.2. Inibição da digestão anaeróbia

Segundo AMMAL (1997), a presença de substâncias tóxicas pode provocar inibição da atividade das bactérias metanogênicas e de outros microrganismos envolvidos no processo da digestão anaeróbia. Todavia, os tóxicos presentes nos esgotos frequentemente estão em baixas concentrações, exercendo pouco efeito sobre os microrganismos metanogênicos. Segundo aquele autor, os compostos tóxicos podem ser agrupados em três categorias:

- aqueles cuja toxicidade está relacionada com o pH (e.g., ácidos graxos voláteis, amoníaco e ácido sulfídrico);
- Compostos com toxicidade imediata e/ou irreversível, como tetracloreto de carbono (CCl_4), cloreto de etileno (CH_2Cl_2) e cloreto de metila, que têm efeito bactericida;
- Substâncias que com pequeno aumento em sua concentração se tornam tóxicas, como os íons metálicos.

AMMAL (1997) comenta que os metais pesados são referidos como as causas mais comuns de inibição em digestores de lodos devido a seu caráter tóxico ainda que na forma de sais metálicos, dependendo da concentração. Os sais tóxicos são: de cobre, zinco, níquel, chumbo, alumínio, cromo hexavalente e ferro.

De acordo com AMMAL (1997), os metais pesados na forma iônica causam os maiores problemas de inibição ao processo anaeróbio. Os efeitos comumente se apresentam em nível metabólico e são: alterações nas funções da célula, porque diminui o potencial energético da cadeia de elétrons; destruição do metabolismo

enzimático, incluindo a desidrogenase alcoólica; inativação de enzimas, já que os metais reagem com os grupos -SH dos aminoácidos. Os metais pesados na forma iônica podem ser tolerados em digestores se houver concentração suficiente de compostos de enxofre solúveis com os quais formem substâncias insolúveis que não sejam tóxicas (AMMAL, 1997).

3.4. Importância do fósforo no tratamento de esgotos

O fósforo, em águas superficiais, como: represas, lagos e baías, normalmente é o elemento limitante ao crescimento primário de algas e de outros microrganismos. Segundo TYRREL (1999), quando o nitrato é escasso relativamente ao fosfato (baixa relação $[\text{NO}_3^-]:[\text{PO}_4^{3-}]$) os microrganismos capazes de obter o nitrogênio (N_2) da atmosfera se tornam mais numerosos. Como as algas capazes de obter N_2 servem de alimento para outros seres vivos, sendo assim decompostas, o nitrogênio retorna para a água na forma de amônia e nitrato, aumentando novamente a razão $[\text{NO}_3^-]:[\text{PO}_4^{3-}]$. Entretanto, não há reserva atmosférica de fósforo, e portanto não há fonte alternativa quando o fosfato se esgota.

De acordo com este ponto de vista, o nitrato aumenta quando se encontra escasso em relação ao fosfato, ou seja, a concentração de nitrato acompanha a concentração de fosfato, e portanto o fósforo controla a produção primária (TYRREL, 1999).

Os esgotos são fonte abundante de fósforo, principalmente devido à diluição dos excrementos humanos e ao uso crescente de detergentes, que, quando lançados em mananciais superficiais, criam condições para que se desenvolvam fenômenos como florescimentos algais e eutrofização, que dificultam sobremaneira o tratamento da água para abastecimento e deterioram esteticamente o ambiente.

HAANDEL & LETTINGA (1994) comentam que a remoção de nitrogênio em sistemas de lodo ativado, por exemplo, é importante, porque "melhora a estabilidade operacional (evitando-se o lodo flutuante) e reduz os custos operacionais (substituindo-se o oxigênio por nitrato)". Entretanto, segundo os autores, "do ponto de vista ambiental, a remoção de fósforo muitas vezes é mais importante: em muitas águas de superfície o fósforo é o elemento limitante de crescimento e, de qualquer

modo, amônia pode ser sintetizada a partir de nitrogênio molecular por microrganismos na água".

Por causa dos fatores comentados, a legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA nº 20, 1986) é rigorosa em relação ao fósforo. No quesito referente aos padrões de qualidade, as concentrações máximas admitidas de fósforo em rios de classes 1, 2 e 3 são limitadas em 0,025 mg P/l.

O fósforo ocorre em águas naturais e em esgotos quase somente como fosfatos. Estes são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- e outros polifosfatos) e fosfatos "ligados" organicamente, podendo ocorrer em solução, em partículas ou detritos ou nos corpos dos organismos aquáticos. Estas formas de fosfato surgem de várias fontes, por exemplo: pequenas quantidades de certos fosfatos condensados são adicionadas em algumas águas de abastecimento durante o tratamento; grandes quantidades de compostos fosfatados podem ser adicionadas à água usada em lavanderias, além de serem os principais constituintes de muitos produtos de limpeza. (APHA, 1992)

Segundo MORSE et al (1998), há várias tecnologias empregadas na remoção e recuperação de fósforo de águas residuárias, dentre as quais: precipitação química, remoção biológica de fósforo, cristalização, etc. Esses autores defendem que o fósforo encontrados nos esgotos representa uma fonte renovável significativa, não havendo, segundo os autores, "razão ambiental ou técnica para que não possa ser reaproveitado".

A remoção de fósforo pode ser conseguida em estações baseadas, por exemplo, no sistema Bardenpho®, proposto por BARNARD* (1974), ou adaptações; mas, em geral, com elevados custos de implantação e operação. Mesmo assim, em muitos casos, dependendo do corpo receptor, apenas o tratamento biológico não é suficiente para se obter concentração de fósforo no efluente capaz de atender à legislação brasileira.

Outra alternativa que pode ser empregada para incrementar a remoção de fósforo dos esgotos são os processos físico-químicos, normalmente utilizados em complemento ao tratamento biológico.

* BARNARD, J. L. (1974). Cut P and N without chemicals. Wat. Wastes Engng 11, 33-36.

3.5. Coagulação e floculação

Dentre as etapas envolvidas no tratamento de água para abastecimento, a coagulação e a floculação são de grande importância em Estações de Tratamento de Água (ETA), porque delas depende a eficiência das unidades subsequentes, tais como sedimentação ou flotação e filtração. Essas etapas são principalmente utilizadas para promover a posterior remoção de cor e turbidez de águas naturais, provocadas, na maior parte dos casos, pela presença de substâncias húmicas e de colóides. Para estas etapas, já se dispõe de vastos estudos no tratamento de águas de abastecimento.

No tratamento de esgotos sanitários, por sua vez, o uso do tratamento físico-químico incide principalmente na necessidade de remoção de fósforo, assim como no incremento da eficiência de remoção de turbidez, DQO e sólidos, entre outros parâmetros.

ADIN & ASANO (1998) comentam que o tratamento (físico-químico) de esgoto difere do tratamento de água em muitos aspectos: muito maior concentração de partículas; tamanho médio de partículas é maior; as partículas contêm maior proporção de matéria orgânica; a superfície das partículas é mais hidrofílica e reagem com o coagulante de modo diferente.

O uso de coagulantes em águas residuárias, notadamente os sais metálicos, mas também alguns polieletrólitos, tem sido difundido nos últimos anos, dada a potencialidade do uso de processos físico-químicos no tratamento de esgotos, principalmente quando associados a processos biológicos anaeróbios. Nesse sentido, a coagulação e floculação de esgotos, seguidas de sedimentação ou flotação, podem ser utilizadas em diversos pontos da estação de tratamento de esgoto (ETE), desde o afluente bruto — gradeado e desarenado — até no pós-tratamento, precedendo a desinfecção.

A coagulação, segundo DI BERNARDO (1993), “geralmente realizada com sais de alumínio e ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies

hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do cátion e do pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes na água”.

De acordo com ØDEGAARD (1978), o processo de formação de flocos ocorre em três etapas distintas: coagulação/precipitação, floculação e separação de partículas (sedimentação ou flotação e filtração).

A formação de flocos ocorre nos três passos. Após a coagulação, as partículas têm tamanho variando preponderantemente entre 0,5 e 5 μm . Estas são normalmente referenciadas como partículas primárias. No segundo passo, que é definido como a etapa de floculação, são formados flocos maiores, capazes de sedimentar, como resultado da colisão das partículas, com tamanho entre 100 e 5000 μm . O primeiro passo, que ocorre em segundos, pode ser associado com a etapa química do processo, enquanto os dois outros com a etapa física (ØDEGAARD, 1978).

3.5.1. Mecanismos de coagulação

De acordo com O'MELIA* (1972), *apud* JOHNSON & AMIRTHARAJAH (1983), existem quatro mecanismos de coagulação: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de carga; varredura; e adsorção e formação de pontes. JOHNSON & AMIRTHARAJAH (1983) argumentam que a desestabilização de colóides em água e esgoto é provavelmente devida aos mecanismos de adsorção e neutralização de carga, varredura, ou ambos, podendo ainda ocorrer o mecanismo de adsorção e formação de pontes. Esses mecanismos são comentados a seguir:

- *Adsorção e neutralização de carga:* De acordo com O'MELIA* (1972), *apud* ØDEGAARD (1978), quando uma dada quantidade de sais de ferro ou de alumínio é adicionada à água, suficiente para exceder o limite de solubilidade do hidróxido metálico, ocorre uma série de reações hidrolíticas, formando-se inicialmente "aquacomplexos" que hidrolisam, gerando complexos hidrolisados do metal capazes de adsorver partículas em suspensão, desestabilizando-as rapidamente;

* O'MELIA, C. R. (1972) Coagulation and flocculation. Physicochemical processes for water quality control (W. J. Weber Jr., editor). Wiley Interscience, New York.

- *Varredura*: Quando um sal metálico (como cloreto férrico ou sulfato de alumínio), ou óxido metálico ou hidróxido [CaO ou Ca(OH)_2], é usado como coagulante em concentração suficientemente alta para causar rápida precipitação de um hidróxido ou carbonato metálico, as partículas coloidais podem ser "capturadas" por estes precipitados quando estes são formados, caracterizando-se a varredura (ØDEGAARD, 1978).
- *Adsorção e formação de pontes*: Há vários tipos de compostos orgânicos sintéticos e naturais de grandes cadeias moleculares, que apresentam sítios ionizáveis ao longo da cadeia, e têm a capacidade de atuar como coagulantes. Esses polímeros podem ser: catiônicos, aniônicos, não iônicos e anfotéricos (sítios ionizáveis positivos e negativos) (DI BERNARDO, 1993). Os polímeros catiônicos tendem a atuar na neutralização de cargas negativas dos colóides e os polímeros aniônicos e não iônicos atuam na formação de pontes partícula-polímero-partícula (ØDEGAARD, 1978).

3.5.2. Diagramas de coagulação

AMIRTHARAJAH & MILLS (1982), com base em dados de vários autores, compuseram o diagrama de solubilidade do sulfato de alumínio em água e, a seguir, desenvolveram diagramas de operação para a coagulação com sulfato de alumínio, os quais diagramas permitem estimar valores de pH e dosagens de coagulante, para os quais a coagulação seria otimizada. Esses diagramas que também foram estudados para o cloreto férrico, em diferentes águas e por diversos autores (e.g., JOHNSON & AMIRTHARAJAH, 1983 e DI BERNARDO & COSTA, 1993) mostram áreas específicas que delimitam os mecanismos de coagulação predominantes (ver exemplo na Figura 3.2).

vez, apresentam sítios positivos; os anfolíticos apresentam sítios positivos e negativos; e os não-iônicos são aqueles que não apresentam sítios ionizáveis.

Com o aperfeiçoamento dos processos de fabricação de polímeros, principalmente os de alto peso molecular, esses produtos têm sido utilizados de maneira cada vez mais intensiva no tratamento de águas de abastecimento, de águas residuárias industriais e em estações de tratamento de esgoto, tanto como auxiliares de floculação e/ou filtração, como na forma de coagulantes primários.

O uso de polieletrólitos associados com coagulantes em estações de tratamento de esgotos (industriais ou sanitários), em comparação com o uso exclusivo de coagulantes primários, pode oferecer algumas vantagens, dentre as quais podem ser citadas:

- melhoria na qualidade do efluente tratado;
- redução do consumo de coagulante primário;
- redução do volume de lodo (em comparação com o uso exclusivo de coagulantes metálicos), o que reduz os problemas com disposição final do lodo;
- possível redução nos gastos com produtos químicos (em relação ao uso exclusivo de coagulantes metálicos);
- possibilidade de aumento da vazão tratada (ou como solução de emergência em sobrecargas);
- possibilidade de redução do período de partida de reatores.

As principais desvantagens decorrentes do uso desses produtos são:

- possibilidade de efeito tóxico ao processo biológico, quando da aplicação em reatores;
- custo adicional com instalações e produtos químicos.

3.6. Tratamento físico-químico de esgoto

A aplicação de coagulantes químicos e auxiliares de floculação como forma de auxílio ao tratamento de esgotos em sistemas biológicos tem sido difundida,

podendo ocorrer em diversos pontos da estação de tratamento, desde o afluente bruto — gradeado e desarenado — até no pós-tratamento, precedendo a desinfecção.

Recentemente, alguns trabalhos têm sido divulgados na literatura especializada nos quais são destacadas as vantagens de uma estratégia de uso de coagulantes denominada "tratamento primário quimicamente aprimorado". O sistema é recomendado por alguns pesquisadores (HARLEMAN & MURCOTT, 1999; ØDEGAARD, 1998; SHAO et al., 1996; POON & CHU, 1999, entre outros) para elevar a eficiência do pré-tratamento em sistemas de lodos ativados convencionais, promovendo a redução da carga orgânica e dos sólidos afluentes ao sistema biológico.

Essa estratégia, no entanto, embora seja recomendada pelos pesquisadores para ser utilizada em países em desenvolvimento, não parece ser a mais adequada para países de clima mais quente, como o Brasil, em que a utilização de reatores anaeróbios substitui, com vantagens, o uso do decantador primário. Por exemplo, em reatores anaeróbios, os sólidos suspensos do afluente são retidos e digeridos anaerobiamente no próprio reator, de sorte que o excesso de lodo retirado do sistema já estará estabilizado e terá volume bastante menor que o que se obteria em um decantador primário.

Embora diversas investigações e aplicações em escala real já tenham demonstrado a aplicabilidade dos processos anaeróbios no tratamento de esgotos sanitários, talvez a principal restrição à aplicação desses sistemas seja a possibilidade de emissão de maus odores, que ocorrem principalmente no período de partida dos reatores. Além disso, como comentado anteriormente, os efluentes desses reatores geralmente não atingem os padrões estabelecidos na legislação ambiental.

Assim, outra alternativa possível de associação de processos anaeróbios e físico-químicos é a adição de coagulantes em reatores anaeróbios, que potencialmente apresentam as seguintes vantagens:

- como não há a necessidade de construção de unidades de mistura, já que a etapa físico-química ocorre no próprio reator anaeróbio, o custo de instalação de equipamentos é reduzido;
- aumento na remoção de fósforo do sistema;
- redução de maus odores;

- o lodo pode ser digerido no próprio reator anaeróbio;
- possibilidade de uso para acelerar partida de reatores;
- em alguns reatores (e.g., UASB e leito expandido) pode haver floculação no reator, o que pode auxiliar na retenção de partículas;
- aplicável em situações emergenciais ou "definitivas".

Por outro lado, esse tipo de aplicação ainda não foi devidamente investigada, persistindo dúvidas principalmente em relação à ocorrência de eventuais prejuízos (inibição) ao processo biológico em virtude da adição de produtos químicos; além de tornar mais complexa a operação das estações, em particular, dada a grande variabilidade na qualidade dos esgotos, pela dificuldade na otimização das dosagens de coagulantes a ser aplicadas.

3.7. Aplicação de coagulantes em reatores anaeróbios

SHIMIZU et al (1994) investigaram um sistema baseado no sistema Bardenpho, proposto por BARNARD* (1974). O sistema investigado era composto de dois estágios: um reator biológico AFPB (*anaerobic fluidized pellet bed*) de fluxo ascendente para o primeiro estágio, e um tanque de aeração de lodos ativados com zona de sedimentação para o segundo estágio. O sistema foi alimentado com esgoto sanitário por três meses e, durante o experimento, a temperatura variou de 8 a 16°C.

Antes de ser colocado no reator AFPB, o esgoto era coagulado com cloreto de alumínio polimerizado (dosagem de 10 mg/l de Al_2O_3) e submetido a mistura rápida. “Partículas primárias de sólidos suspensos (SS), colóides e fósforo, denominadas microflocos, foram formadas durante a mistura rápida” (SHIMIZU et al., 1994). Na entrada do reator foi aplicado um polímero aniônico fraco (dosagem de 2 mg/l) para coagular SS, material coloidal e fósforo, e para gerar flocos de lodo. Segundo os autores, “o reator AFPB (tempo de detenção hidráulico de 2 h) reduzia a concentração de Sólidos Suspensos de 260 mg/l para 10 mg/l, DQO total de 288 para 20 mg/l, DQO solúvel de 40 mg/l para 20 mg/l, fósforo total e ortofosfatos de 2,8 e 1,6 mg/l para quase zero, em média” (SHIMIZU et al, 1994).

* BARNARD, J. L. (1974). Cut P and N without chemicals. Wat. Wastes Engng 11, 33-36.

IMAI et al (1997) adicionaram partículas de WAP (*Water Absorbing Polymer*), um polímero a base de acrílico, ao lodo digerido inoculado em reatores UASB em escala de laboratório, e mais um outro em escala piloto, que foram alimentados com dois tipos de esgoto sintético típicos: glicose e ácidos graxos voláteis. Os autores detectaram que houve aumento significativo no desenvolvimento de lodo granular adicionando-se o WAP e concluiu-se que o uso de WAP acelerou a partida do reator.

Ainda de acordo com IMAI et al (1997), analisando-se os efeitos da dosagem de WAP na atividade metanogênica, não se detectou inibição significativa na produção de metano no reator com glicose até dosagens de 1500 mg/l de WAP. Fazendo-se observações em microscópio eletrônico de varredura, não se constatarem diferenças significantes nos tipos morfológicos das bactérias na superfície do lodo granular retirado dos três reatores ao fim da operação. Fazendo-se o teste de atividade metanogênica específica (AME) dos grânulos retirados dos reatores e comparando os resultados com os testes de AME do lodo inoculado, observou-se que os grânulos de todos os reatores tinham AME muito mais alta que a do lodo inoculado (IMAI et al, 1997).

SOUZA (1996), na fase de conclusão de sua pesquisa de doutoramento sobre pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio sequencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação, investigou a utilização de concentrações de 90 mg/l e 200 mg/l de cloreto férrico no afluente (esgoto sintético simulando a composição de esgoto sanitário) do reator anaeróbio de seu sistema experimental. A adição de dosagens de 90 mg/l e 200 mg/l de cloreto férrico proporcionou remoções médias de, respectivamente, 54% e 84% de fósforo em relação ao afluente do reator.

Contudo, embora SOUZA (1996) tenha obtido eficiências de remoção de fósforo consideráveis, como o cloreto férrico era adicionado diretamente ao esgoto sintético durante sua preparação, é possível que as condições de mistura do coagulante não fossem as mais adequadas para a coagulação química, o que sugere que, provavelmente, poderiam ser obtidos bons resultados com dosagens menores de cloreto férrico.

4. MATERIAL E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

A parte experimental deste trabalho divide-se em quatro momentos: *Etapa 1*: monitoramento dos parâmetros de controle e eficiência do reator anaeróbio de leito expandido, que ocorreu durante o período experimental anterior à aplicação de coagulantes ao reator, através da análise de amostras coletadas duas vezes por semana e de campanhas (perfis) ao longo de 24 horas; *Etapa 2*: avaliação da toxicidade do cloreto férrico à biomassa existente no reator, através do teste da atividade metanogênica específica; *Etapa 3*: ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*), para determinação das dosagens de coagulantes a ser utilizadas na etapa subsequente; e *Etapa 4*: aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido.

O reator anaeróbio de leito expandido e a Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (ETE experimental) onde este se encontrava instalado constituem os principais objetos de estudo desta pesquisa, e por isso serão descritos em detalhes no item 4.1. Em seguida, descrever-se-ão os materiais e procedimentos utilizados em cada etapa enumerada no parágrafo anterior.

4.1. Descrição das Instalações Experimentais

O reator anaeróbio de leito expandido utilizado nesta pesquisa vinha sendo operado desde 15 de abril de 1997; foi o tema principal nas pesquisas de doutorado do Engº. José Almir Rodrigues Pereira (2000) e de mestrado do Engº. Neyson Martins Mendonça (1998), além de outros trabalhos que utilizaram seu efluente como objeto de estudo. Assim, parte da descrição do sistema experimental que será apresentada a seguir foi retirada dos trabalhos de PEREIRA (2000) e MENDONÇA (1998).

4.1.1. A estação experimental de tratamento de esgotos

A Estação Experimental de Tratamento de Esgoto onde se encontra o reator anaeróbico de leito expandido recebe parte dos esgotos do sistema coletor da bacia do córrego Tijuco Preto, que abrange as regiões central e norte da cidade de São Carlos - SP. Na Figura 4.1 é apresentado o fluxograma da ETE experimental, no qual são mostradas as unidades que a compõem. A Figura 4.2 apresenta uma vista em perspectiva do trecho da ETE de maior interesse para este trabalho.

Figura 4.1: Fluxograma da ETE experimental (Fonte: PEREIRA, 2000)

Figura 4.2. Vista em perspectiva da ETE experimental

A ETE experimental localiza-se no setor nordeste do *campus* da Universidade de São Paulo (USP) - São Carlos - SP, ocupando uma área de 80 m². Parte da vazão da rede de esgoto do sistema coletor municipal é desviada para a ETE experimental

mediante uma caixa de passagem, a partir da qual o esgoto escoar seguindo esta ordem: comporta, grade de barras (espaçamento de 2,5 cm entre as barras), unidade de retenção de sólidos arenosos e poço de sucção da estação elevatória de esgoto bruto.

Como se observa na Figura 4.2, o primeiro conjunto moto-bomba (CMB1) destina o esgoto afluente, na vazão ajustada, para o reator anaeróbio de leito expandido. O esgoto excedente que chega à estação elevatória é destinado por gravidade à caixa de saída da ETE, retornando em seguida ao sistema coletor municipal.

A estação elevatória de esgoto sanitário dispõe de: poço de acumulação de esgoto bruto, com volume útil de $2,70 \text{ m}^3$; conjunto moto-bomba (CMB1) com controle de nível (automático de bóia) instalado sobre a laje superior do poço de acumulação, composto de motor elétrico, marca WEG (4 pólos, P: 5 cv; f: 60 Hz), e bomba helicoidal, marca Geremia, modelo HF-60L, com vazão variável de 2,8 a $20,0 \text{ m}^3/\text{h}$ e pressão máxima de serviço de 6 kgf/cm^2 .

Após a passagem do esgoto pelo reator, o esgoto tratado é lançado no poço de recirculação, sendo uma parcela deste efluente retornada ao reator pelo segundo conjunto moto-bomba (CMB2), através da linha de recirculação; a outra parcela (que é o efluente final da estação) é lançada na caixa de saída da ETE, seguindo para o coletor municipal.

A estação elevatória de recirculação é composta por: poço de recirculação (volume útil de $4,05 \text{ m}^3$); conjunto moto-bomba (CMB2) com controle de nível (automático de bóia), motor elétrico, marca WEG (4 pólos, P: 7,5 cv; f: 60 Hz) e bomba helicoidal, marca Geremia, modelo HF-70L, com vazão de operação de 8 a $30 \text{ m}^3/\text{h}$ e pressão máxima de serviço de 6 kgf/cm^2 .

Os motores das duas bombas são controlados a partir de um painel eletrônico, onde são monitorados: consumo de energia, voltagem, amperagem, tempo de funcionamento e rotação. Cada conjunto moto-bomba é acoplado a um variador de frequência, a partir do qual é ajustada a vazão de operação da bomba.

A ETE experimental dispõe ainda de um tanque de peneiramento, com peneira estática de aço inoxidável de $1,44 \text{ m}^2$ e abertura de 1 mm, destinado à coleta ou ao descarte de lodo do reator.

4.1.2. O reator anaeróbio de leito expandido

O reator anaeróbio de leito expandido foi confeccionado em aço carbono zincado a quente e divide-se em duas partes de funcionamento distinto: a parte inferior consiste de um cilindro de 1,5 m de diâmetro e 12,0 m de altura, denominada câmara de reação; acima, há a câmara de sedimentação, com diâmetro variando de 1,5 m a 2,5 m e 2,9 m de altura, totalizando 14,9 m de altura do reator. Na Figura 4.3 é mostrado um corte esquemático do reator anaeróbio de leito expandido.

(Dimensões em metros)

Figura 4.3: Corte Esquemático do Reator Anaeróbio de Leito Expandido

Adaptado de MENDONÇA (1998) e PEREIRA (2000).

O reator contém um dispositivo (tubo perfurado de $\varnothing$ 400 mm) acoplado ao sistema separador de fases (sólidos, líquido e gases) destinado a promover maior turbulência do líquido, aumentando a liberação de gases dissolvidos. O biogás produzido pela degradação anaeróbia é coletado através do dispositivo interno e do sistema separador de fases, conduzido por uma mangueira ao medidor de vazão de gás e posteriormente liberado para a atmosfera. Na câmara de reação, encontra-se o leito de carvão ativado granular (CAG), onde ocorre a colonização e desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia.

A vazão de esgoto bruto juntamente com a vazão de recirculação aplicadas ao reator permitem que se atinja velocidade ascensional da massa líquida na câmara de reação relativamente elevada, capaz de promover a expansão do leito de carvão ativado. Segundo PEREIRA (2000), que utilizou o reator anaeróbio de leito expandido sob as mesmas condições operacionais desta pesquisa, a altura estática do leito de carvão foi de 4,5 m, chegando a 5,5 m quando expandido, para vazões afluentes e de recirculação de, respectivamente, 10 m³/h e 8,5 m³/h, que resultam em velocidade ascensional média acima do leito de carvão ativado igual a 10,5 m/h e tempo de detenção hidráulica médio de 3,2 horas.

O reator dispõe ainda de 6 pontos ($\varnothing$ 75 mm) ao longo da câmara de reação (localizados a 0,35; 2,00; 4,00; 6,00; 8,50 e 11,00 m de altura), destinados a coleta de amostras, e outros 20 pontos, espaçados 50 cm, ($\varnothing$ 25 mm) para controle da altura do leito de carvão ativado granular.

4.2. Monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido

No período inicial de funcionamento, em abril de 1997, o reator anaeróbio de leito expandido foi submetido a diversas vazões de alimentação e recirculação até atingir o regime de equilíbrio dinâmico aparente, quando as vazões afluentes (Q_a) e de recirculação (Q_r) foram fixadas em 10,0 m³/h e 8,5 m³/h, respectivamente.

No início de 1999, o reator deixou de ser alimentado com esgoto e teve sua linha de recirculação desligada, permanecendo sem funcionar por algumas semanas. Durante o período em que esteve fora de operação, ocorreu a "compactação" de parte do leito de lodo, ou seja, as partículas de carvão ativado granular consolidaram-se,

formando uma estrutura "solidificada" que impedia a expansão do leito e, conseqüentemente, a passagem do esgoto. Este fato obrigou que se fizesse a remoção, e posterior recolocação, de quase todo o carvão ativado do interior do reator.

O período prolongado sem alimentação e a retirada de grande parte do leito de carvão ativado provocaram perda de parte da biomassa original do reator, sendo necessário um período de recuperação para retomada da operação normal. O reator anaeróbio de leito expandido teve sua operação reiniciada no dia 7 de maio de 1999 — período inicial desta pesquisa —, passando a ser monitorado duas vezes por semana a partir do 34º dia de operação. Após a retomada do funcionamento normal do reator, as vazões médias afluente e de recirculação foram novamente fixadas nos valores usuais ($Q_a = 10,0 \text{ m}^3/\text{h}$ e $Q_r = 8,5 \text{ m}^3/\text{h}$), determinados nas pesquisas anteriores de PEREIRA (2000) e MENDONÇA (1998).

4.2.1. Monitoramento periódico

O monitoramento do reator consistia na coleta de amostras do afluente e do efluente às segundas e quintas-feiras (no período inicial do experimento) ou às terças e quintas-feiras, sempre às 8h30min, sendo analisados os seguintes parâmetros: temperatura, pH, alcalinidade parcial, alcalinidade total, alcalinidade a bicarbonato, ácidos voláteis (AGV), DQO de amostras brutas (DQO_t), DQO de amostras filtradas em membrana de 1,0 μm de abertura (DQO_f), turbidez, fósforo, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal e sólidos [série completa: sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos suspensos (fixos e voláteis), sólidos dissolvidos (fixos e voláteis) e sólidos sedimentáveis], sendo que as análises de nitrogênio e fósforo, principalmente na segunda metade do período experimental, eram realizadas apenas uma vez por semana, enquanto as demais, duas vezes por semana.

A coleta de amostras, as análises laboratoriais e a operação da estação experimental eram realizados pela equipe de alunos que tinham o reator de leito expandido como objeto de estudo, equipe esta formada pelos seguintes componentes: doutorando Neyson Martins Mendonça, alunos de iniciação científica Cristiano Luchesi Niciura e Marcos Antonio Silva, mais o autor deste trabalho.

4.2.2. Perfis ao longo de 24 horas

Além do monitoramento periódico, foram realizados dois perfis ao longo de 24 horas, com coletas de amostras a cada duas horas, para avaliação da eficiência e das condições operacionais do reator. Nessas campanhas, foram avaliados os mesmos parâmetros que no monitoramento de rotina, sendo ainda analisadas as concentrações de fósforo nas amostras filtradas em membrana de 1,0 μ m de abertura. Os perfis foram realizados em conjunto com outras pesquisas que utilizavam o efluente do reator e contaram com o auxílio de vários alunos.

A primeira campanha, realizada nos dias 07 e 08 de outubro de 1999, respectivamente 153º e 154º dias de operação, contou com a colaboração dos seguintes alunos: engenheirandos Cristiano Luchesi Niciura, Marcos Antonio da Silva, Marcelo Eustáquio de Carvalho, Fábio Sebastião de Paula e Pedro Ivo de Almeida Santos; mestrandos Renata Moretti e Guilherme Finazzi; e doutorandos Margarida Marcheto, Rogério Gomes Penetra e Neyson Martins Mendonça. No 2º perfil 24 horas, realizado no 277º e 278º dias de operação (08 e 09 de fevereiro de 2000), colaboraram os alunos: engenheirandos Cristiano Luchesi Niciura, Marcos Antonio da Silva, Marcelo Eustáquio de Carvalho, Fábio Sebastião de Paula e Pedro Ivo de Almeida Santos; e doutorandos Margarida Marcheto e Neyson Martins Mendonça.

Em ambas as campanhas, as equipes foram divididas em grupos de trabalho por turno. As amostras eram coletadas em intervalos de duas horas, sendo realizada a primeira coleta às 6 horas da manhã e a última às 6 horas da manhã do dia seguinte.

Todos os procedimentos analíticos, tanto na etapa de monitoramento quanto nos perfis, foram realizados de acordo com os métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18ª edição (APHA, 1992), exceto o da determinação de ácidos voláteis, para a qual foi usado o método de titulação direta, proposto por DILALLO & ALBERTSON* (1961).

* DILALLO, R. & ALBERTSON, O. E. (1961). *Volatile Acids by Direct Titration*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 33, nº 4, p. 357-365.

4.2.3. Caracterização da biomassa presente no reator

Sendo esta pesquisa destinada ao estudo das conseqüências do uso de coagulantes no reator anaeróbio de leito expandido, julgou-se importante avaliar eventuais modificações nas populações microbianas que se encontravam aderidas aos grãos de carvão ativado que compunham o leito do reator. Nesse intuito, planejaram-se exames de microscopia ótica de contraste de fase e microscopia eletrônica de varredura de amostras do conjunto formado pelos grãos de carvão ativado mais o biofilme nele aderido (biopartícula), a ser realizadas antes e depois da aplicação de coagulantes ao reator.

Para efeito comparativo, tanto quanto possível, dadas as limitações do método e da amostragem, seria realizada uma avaliação qualitativa e, se exequível, quantitativa das populações microbianas encontradas nas amostras, a fim de detectar eventuais modificações provocadas pelo uso de coagulantes. Entretanto, devido a um incidente na instalação experimental, ocorrido no 395º dia de operação, que provocou a perda de todo o leito de carvão ativado granular, não foi possível a realização da etapa final deste trabalho, inclusive a parte referente a microscopia.

Apesar disso, para melhor caracterizar o reator estudado, no Capítulo 5 são apresentados os resultados das análises microscópicas referentes à fase anterior à aplicação de coagulantes ao reator. A metodologia utilizada foi a seguinte:

Foram realizados exames de microscopia eletrônica de varredura e microscopia ótica de contraste de fase em biopartículas coletadas em três pontos ao longo do leito de carvão ativado granular: $P_{0,35}$, $P_{2,00}$ e $P_{4,00}$, localizados, respectivamente, a 0,35 m, 2,00 m e 4,00 m de altura em relação à base do reator. As amostras para microscopia foram coletadas no 188º dia de operação, quando o reator anaeróbio de leito expandido provavelmente já se encontrava em regime de equilíbrio dinâmico aparente.

Para os exames de microscopia ótica, o material biológico foi removido da superfície dos grãos de carvão ativado usando-se um escarificador. A amostra removida era então fixada com ágar em lâmina e lamínula e levada para observação ao microscópio ótico de contraste de fase.

No tratamento das amostras de carvão ativado para microscopia eletrônica de varredura foi utilizado o método de secagem por HMDS (hexametildisilazano) proposto por NATION* (1983) e modificado por ARAÚJO (1995). A técnica de preparação consiste na fixação das células do biofilme e posterior desidratação e secagem.

Após a preparação das amostras, estas eram levadas para análise no Laboratório de Microscopia e Análise, do Instituto de Física da USP, onde eram recobertas com ouro (99,99%) num metalizador (SDC-050 Balzers) e em seguida visualizadas no microscópio eletrônico de varredura Zeiss DSM-960 e fotografadas com vídeo processador de cópias (Mitsubishi), com chapa fotográfica CK-100-S.

4.3. Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME)

A atividade metanogênica do lodo de reatores anaeróbios pode ser medida para diferentes finalidades, por exemplo: determinação da potencialidade de geração de metano e da melhor carga orgânica a ser aplicada a um reator, proporcionando-lhe partida mais rápida; detecção de inibição; ou ainda, identificação da população microbiana presente no lodo (ARAÚJO, 1995). Neste trabalho, a AME foi utilizada para avaliar a toxicidade do cloreto férrico aos microrganismos encontrados no lodo do reator anaeróbio de leito expandido.

Os testes para determinação da atividade metanogênica específica (AME) do lodo do reator anaeróbio de leito expandido foram realizados com base nos trabalhos de DOLFING & BLOEMEN** (1985), apud PENNA (1994) e de ZEEUW*** (1984), apud PENNA (1994), com algumas adaptações. A principal diferença em relação aos métodos originais deve-se ao fato de a biomassa do reator em estudo encontrar-se aderida a partículas de carvão ativado granular.

Diversos métodos empregados na determinação da AME tomam por base a quantidade de biomassa presente no lodo, geralmente associada à concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV). Em geral, a unidade utilizada para expressar a

* NATION, J. L. (1983) *A new method using Hexamethyldisilazane for preparation of soft tissues for scanning electron microscopy*. Stain Technology, v.58, n.6, p.347-351.

** DOLFING, J.; BLOEMEN, M.B.G.W. (1985) *Activity and measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments*. J. Microbiological Methods, v.4, p.1-12.

*** de ZEEUW, W. J. (1984) *Acclimatization of anaerobic Sludge for UASB-reactor start up*. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 157 p.

AME é $[\text{CH}_4\text{-DQO}(\text{g ou mol})].[\text{SSV}(\text{g})]^{-1}.\text{[dia]}^{-1}$, ou seja, a quantidade de metano produzida (em grama ou mol), ou de DQO consumida (em grama), por peso de biomassa (em grama) por dia (de ZEEUW*, 1984, apud ARAÚJO, 1995).

Em reatores anaeróbios do tipo UASB ou tanque séptico, por exemplo, o lodo se encontra concentrado em uma região do reator, sem se fixar em qualquer meio suporte, o que permite a fácil determinação dos sólidos suspensos voláteis. Em reatores cujo biofilme se adira a partículas minerais inertes, não passíveis de calcinação, como grãos de areia, por exemplo, a determinação dos SSV também é facilmente obtida.

No reator utilizado nesta pesquisa, no entanto, os microrganismos desenvolvem-se aderidos aos grãos de carvão ativado granular (CAG), que sofrem calcinação a temperaturas tão elevadas, ou mesmo mais baixas, quanto as alcançadas pela mufla na determinação de sólidos fixos e voláteis (500 a 600°C).

Dadas as dificuldades em determinar a concentração de biomassa aderida aos grãos de carvão ativado do reator, optou-se pela determinação da atividade metanogênica específica de volumes fixos de biopartículas (100 ml de biopartículas, sem água intersticial), ao invés da tentativa de determinação da concentração de biomassa. Por essa razão, a unidade a ser utilizada para representar a atividade do lodo passou a ser: quantidade de gás metano produzida por volume de leito granular por dia: $[\text{CH}_4(\text{mol})].[\text{Volume de leito granular}(\text{l})]^{-1}.\text{[dia]}^{-1}$.

Assim, obtida a atividade metanogênica média das amostras de lodo sem a presença de cloreto férrico e comparando-a com as atividades metanogênicas de outras amostras de lodo, submetidas a diferentes concentrações de cloreto férrico, avaliam-se os efeitos decorrentes da presença do cloreto férrico na produção de metano do lodo.

4.3.1. Aparelhagem e condições utilizadas no teste de AME

De modo semelhante ao descrito em PENNA (1994), na realização dos testes de atividade metanogênica, foram utilizados os materiais e condições de ensaio a seguir:

* de ZEEUW, W. J. (1984) *Acclimatization of anaerobic Sludge for UASB-reactor start up*. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 157 p.

- Incubador rotativo ("*shaker*"), utilizado no ensaio a 300 rpm e temperatura = 30 °C;
- Cromatógrafo Gow Mac com detector de condutividade térmica (series 150);
 - . Colunas: 1. Porapack T (Comprimento: 2 m; Diâmetro interno: 1/4");
 - 2. Porapack Q (Comprimento: 2 m; Diâmetro interno: 1/4");
 - . Gás de arraste: hidrogênio super seco; vazão: 60 ml/min; Corrente: 150 mA;
 - . Temperaturas: detector: 80 °C; colunas: 50 °C; injetor: 50 °C;
- Integrador "HP-3395 Integrator";
- Seringa de vidro de 1 ml, com trava de pressão, marca "precision sampling corp.";
- 10 Vidros de soro de volume igual a 420 ml cada, com tampas para vedação;
- Proveta de 100 ml;
- Potenciômetro digital (pHmetro);
- Injetor de gás nitrogênio.

4.3.2. Procedimentos para o teste de AME

A coleta de amostra de lodo do reator para o teste da Atividade Metanogênica Específica foi feita no 90º dia de operação, em 05 de agosto de 1999. Para realização do teste, foram seguidos os procedimentos descritos por PENNA (1994), com algumas adaptações, conforme a seguir:

- Coletou-se amostra de lodo no ponto P_{2,00}, retirando-se o excesso de água da amostra com auxílio da peneira estática, ficando o volume final com cerca de dois litros de biopartículas (grãos de carvão ativado "recobertos" com microrganismos);
- A seguir, a amostra de lodo (biopartículas) foi acondicionada em recipiente fechado e mantida em estufa, a 30° C, por 15 horas;
- Decorrido esse período, o lodo (biopartículas) foi homogeneizado manualmente;
- Frascos de vidro foram numerados de 1 a 10 e, a seguir, adicionaram-se 100 ml de lodo em cada frasco, medidos com proveta graduada. O ensaio foi realizado em duplicata, sendo cada frasco-reator de número par a réplica do frasco-reator de número ímpar imediatamente anterior (ver Tabela 4.1);

• Adicionaram-se a cada frasco, nesta ordem: água destilada (em quantidade suficiente para se obter o volume final da fase líquida igual a 200 ml), solução de cloreto férrico (conforme indicado na Tabela 4.1), solução traço de metais (0,21l da solução sugerida por ZEHNDER (1976), apud de ZEEUW* (1984), apud PENNA (1994), indicada na Tabela 4.2) e solução de nutrientes (20 ml da solução sugerida por de ZEEUW* (1984), apud PENNA (1994), perfazendo nos frascos-reactores as concentrações indicadas na Tabela 4.3).

Tabela 4.1. Cloreto férrico adicionado aos frascos-reactores

Cloreto férrico	Fracos				
	1 e 2	3 e 4	5 e 6	7 e 8	9 e 10
Concentração final (mg FeCl ₃ /l)	0	4	20	100	500
Concentração da "solução-mãe" (mg FeCl ₃ /l)	0	133	1.330	13.300	13.300
Volume de "solução-mãe" adicionado (ml)	0	6,0	3,0	1,5	7,5

Tabela 4.2. Composição da solução-traço de metais para AME

Composto	Concentração (mg/l)	Composto	Concentração (mg/l)
H ₃ PO ₃ (sol. saturada)	1 ml (em volume)	(NH ₄) ₆ .Mo ₇ .O ₂₄ .4H ₂ O	50
Fe.Cl ₂ .4H ₂ O	2000	Al.Cl ₃	50
Zn.Cl ₂	50	CoCl ₃ .6H ₂ O	2000
Mn.Cl ₂ .4H ₂ O	500	HCl (concentrado)	1 ml (em volume)
Cu.Cl ₂ .2H ₂ O	30		

Fonte: ZEHNDER (1976), apud de ZEEUW* (1984), apud PENNA (1994)

Tabela 4.3. Concentrações dos nutrientes nos frascos-reactores

Composto	Concentração (mg/l)
(NH ₄) ₂ .SO ₄	13,6
NH ₄ .Cl	73,6
KH ₂ PO ₄	13,6

Fonte: de ZEEUW* (1984), apud PENNA (1994)

* de ZEEUW, W. J. (1984) *Acclimatization of anaerobic Sludge for UASB-reactor start up*. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 157 p.

- Após isso, utilizando-se soluções diluídas de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ajustaram-se os valores do pH de todas as amostras para pH 7;
- A seguir, procedendo-se com um frasco por vez, foram adicionados 2 ml de solução de acetato de sódio 2 M, resultando em uma concentração final de 20 mM de acetato de sódio na fase líquida. Após a adição do acetato de sódio, cada frasco reator continha 100 ml de biopartículas (porosidade (α) = 0,40), 200 ml de fase líquida e 160 ml livres (*headspace*);
- Imediatamente após a adição de acetato de sódio, borbulhou-se a amostra com nitrogênio gasoso (N₂) por 3 minutos, para criação de uma atmosfera contendo praticamente apenas N₂ no *headspace* dos frascos-reatores, lacrando-os com tampa de borracha imediatamente após esse tempo. Este procedimento foi repetido para todos os frascos;
- Depois de lacrados os frascos-reatores, os mesmos foram levados ao incubador rotativo, iniciando-se a contagem do tempo de ensaio;
- Em intervalos de tempo convenientes — no período inicial, a cada duas horas, aumentando-se os intervalos no decorrer do ensaio —, com o uso da seringa de trava, eram feitas as injeções das amostras gasosas no cromatógrafo;
- A atividade metanogênica foi determinada, conforme descrito adiante, a partir do equacionamento matemático das áreas de metano obtidas nos cromatogramas, ao longo dos sete dias de duração do ensaio.

Obs: Em alguns métodos de determinação da AME são utilizados frascos controle, sem fonte de carbono, para determinação da atividade "basal" do lodo. Este procedimento foi julgado desnecessário para este estudo, que tinha por maior interesse apenas a comparação entre os resultados relativos obtidos para as diferentes concentrações de cloreto férrico.

4.3.3. Método para cálculo da AME

. Curva de calibração de metano

A curva de calibração de metano é construída a partir das áreas obtidas no integrador, através da injeção de diferentes volumes de metano 100% puro. Ou seja,

para cada volume (equivalente a um dado número de moles) de metano injetado obtém-se um valor associado de área no cromatograma. A partir da regressão linear dos pares de valores: área de metano *versus* número de moles de metano, obtém-se uma equação de reta ($Y = aX + b$), que será utilizada para conversão dos dados de área de metano no cromatograma em milimoles de metano.

A curva de calibração utilizada neste trabalho foi:

$$\text{CH}_4(\text{n}^\circ \text{mols}) = 4,0509 \times 10^{-11} + 1,4197 \times 10^{-7} \times \text{Área}(\text{CH}_4) \quad \text{Equação 4.1}$$

. *Roteiro para os cálculos:*

De posse de todos os cromatogramas obtidos ao longo do teste e da curva de calibração de metano, foram seguidos os seguintes passos para determinação da AME das amostras de cada frasco-reator:

- Para cada valor de área de metano obtido nos cromatogramas, ou seja, para cada amostra e em cada tempo, calcula-se o número de moles de metano na amostra, a partir da curva de calibração;
- Como os valores obtidos representam o número de moles de metano presentes na amostra injetada, ou seja, na seringa, convertem-se esses valores para o volume de metano total produzido no *headspace* de cada frasco através da equação:

$$\text{CH}_4^{\text{headspace}}(\text{mol}) = \frac{\text{CH}_4^{\text{amostra}}(\text{mol}) \times \text{Volume}_{\text{headspace}}(160\text{ml})}{\text{Volume}_{\text{seringa}}(0,5\text{ml})} \quad \text{Equação 4.2}$$

- A cada retirada de amostra para a análise cromatográfica há a redução da quantidade dos gases presentes no *headspace* dos frascos. Como se utiliza a quantidade total acumulada de metano para o cálculo da AME, as quantidades retiradas em cada amostragem devem ser somadas às leituras obtidas nas amostragens seguintes;
- A seguir, para cada frasco-reator, desenha-se um gráfico da quantidade de metano produzida (mmoles de CH_4 : eixo Y) acumulada em função do tempo (t: eixo X) e tomam-se, no mínimo, quatro pontos da curva, correspondentes ao trecho retilíneo de maior inclinação, ou seja, equivalente à maior taxa de produção de

metano por tempo. Através da regressão linear desses pontos, calcula-se o coeficiente angular da reta de melhor ajuste. Esse valor representa a atividade metanogênica do lodo estudado;

- Dividindo-se o valor obtido pelo volume de lodo utilizado no ensaio, obtém-se a atividade metanogênica específica desse lodo. As atividades metanogênicas específicas foram consideradas iguais aos valores médios calculados nos pares de frascos com mesmas concentrações de cloreto férrico.

4.4. Ensaio de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*)

Após a realização dos testes para avaliação da toxicidade ao cloreto férrico da biomassa (biopartículas) retirada do reator, foram iniciados os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório, utilizando-se o equipamento representado na Figura 4.4.

Figura 4.4. Representação em perspectiva de equipamento usado em ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*).

Os ensaios em equipamento *jar test* foram utilizados para tentar simular as condições físicas de coagulação, floculação e sedimentação que seriam observadas no reator de leito expandido. Os parâmetros operacionais a ser adotados para

simulação da etapa de coagulação são determinadas pela operação de mistura rápida do coagulante no esgoto, caracterizada principalmente pelo tempo de mistura rápida (T_m) e gradiente de mistura rápida (G_m).

As condições de floculação, por sua vez, são determinadas pelo tempo de floculação (T_f) e gradiente de floculação (G_f). Para a etapa de sedimentação o principal parâmetro operacional é velocidade de sedimentação (V_s).

Antes da definição dos valores dos parâmetros de mistura rápida e floculação (G_m , T_m , G_f e T_f) foram determinados os pontos de injeção de produtos químicos no reator anaeróbio de leito expandido, que foram colocados imediatamente à montante dos registros de gaveta das tubulações de recalque e recirculação (ver pontos 3, 5 e 12, na Figura 4.2), registros esses que já se encontravam na instalação experimental.

O fechamento parcial dos registros provocaria, nas seções de jusante, turbulência suficiente para promover a mistura dos produtos químicos ao esgoto. Esse procedimento foi adotado com o intuito de dispensar equipamentos adicionais para promoção da mistura rápida na unidade piloto, como injetores ou malhas; contudo, como será discutido no capítulo referente aos resultados e discussões, não se mostrou a alternativa mais adequada.

Os pontos para injeção de produtos químicos foram escolhidos, conforme mostrado na Figura 4.2, com base nos seguintes critérios: o cloreto férrico, sendo o coagulante primário, deveria ser misturado diretamente ao esgoto bruto afluente, ficando seu ponto de aplicação logo após a bomba de recalque [ponto 3 (P3), na Figura 4.2]; o ponto escolhido para adição de alcalinizante (bicarbonato de sódio) foi o ponto 12 (P12), à jusante da bomba de recirculação, ficando o ponto 5 (P5) destinado à adição de polímero. A determinação *a priori* desses pontos foi importante para definição da ordem (primeiro adicionava-se o cloreto férrico, a seguir o alcalinizante e por último o polímero) a ser respeitada para adição dos produtos químicos nos ensaios em *jar test*, quando do uso dos três produtos.

Assumidos os pontos e o modo de aplicação dos produtos químicos, realizaram-se alguns cálculos teóricos para estimativa dos gradientes médios de velocidade e perdas de carga que ocorreriam com o fechamento parcial dos registros.

Esses cálculos, além de nortear a etapa final deste trabalho, quando da aplicação de produtos químicos no reator, serviram de base para escolha dos tempos (T_m) e gradientes de mistura rápida (G_m) a ser utilizados nos ensaios de laboratório (*jar test*).

Neste texto, os pontos de aplicação de coagulantes, que são pontos das tubulações de recalque e recirculação de esgoto, representados na Figura 4.2, são chamados de P3, P5 e P12, os quais não devem ser confundidos com os pontos $P_{0,35}$, $P_{2,00}$, $P_{4,00}$, $P_{6,00}$, $P_{8,50}$ e $P_{11,00}$, dispostos ao longo da altura do reator (ver Figura 4.3).

4.4.1. Estimativa dos parâmetros de mistura rápida

Como eram diferentes as vazões nos três pontos de aplicação de produtos químicos, foram calculadas as perdas de carga e os gradientes médios de velocidade nos três registros para diferentes aberturas, com vistas à determinação do quanto deveria estar fechado cada registro para fornecer o gradiente de mistura adequado, sem provocar sobrecarga nos conjuntos moto-bomba.

Segundo DI BERNARDO (1993), o gradiente de velocidade médio (G_m) em tubulações e aberturas pode ser estimado a partir da equação:

$$G_m = \left(\frac{\tilde{a}}{2g\bar{m}} \right)^{\frac{1}{2}} \left(\frac{f}{4R_h} \right)^{\frac{1}{2}} (V)^{\frac{3}{2}} \quad \text{Equação 4.3}$$

em que:

$\tilde{a}$: peso específico da água (N/m^3);

$\bar{m}$: viscosidade absoluta da água ($N.s/m^2$);

g : aceleração da gravidade (m/s^2);

f : coeficiente de Darcy-Weisbach;

R_h : raio hidráulico (m);

V : velocidade média da água na seção (m/s).

De acordo com AZEVEDO NETTO & ALVAREZ (1991), a perda de carga em canalizações e aberturas é calculada pela fórmula:

$$h_f = K \frac{V^2}{2g} \quad \text{Equação 4.4}$$

em que:

K: coeficiente para perdas de carga localizadas.

O Número de Reynolds (R_e) em canalizações é dado por (AZEVEDO NETTO & ALVAREZ, 1991):

$$R_e = \frac{VD}{\nu} \quad \text{Equação 4.5}$$

em que:

D: diâmetro da canalização (m);

ν : viscosidade cinemática (m^2/s).

Os valores de K e a relação de áreas efetivas entre a abertura de passagem e a tubulação de seção circular (s/S) para registros parcialmente abertos são dados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4: Valores de s/S e K para registros parcialmente abertos

d/D	s/S	K
1,000	1,000	0,02
0,875	0,948	0,07
0,750	0,856	0,26
0,625	0,740	0,81
0,500	0,609	2,06
0,375	0,466	5,52
0,250	0,315	17,00
0,200	0,255	41,63
0,180	0,200	69,08
0,125	0,159	97,80

Figura 4.5. d, em registros parcialmente abertos

Adaptado de AZEVEDO NETTO & ALVAREZ (1991).

Assim, com base nas equações 4.3, 4.4 e 4.5 e na Tabela 4.4, calcularam-se os valores dos gradientes e perdas de carga nos três registros parcialmente fechados (pontos 3, 5 e 12, da Figura 4.2), considerando-se: $\nu = 1,007 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, $\mu = 1,005 \times 10^{-3} \text{ Ns/m}^2$, $\gamma = 9.789 \text{ N/m}^3$ (para água a 20°C); $g = 9,8 \text{ m/s}^2$ e k (rugosidade) = 0,0005 m (para registro de ferro fundido). Os resultados obtidos para os pontos P3, P12 e P5 são apresentados, respectivamente, nas Tabelas 4.5, 4.6 e 4.7.

Tabela 4.5: Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P3 ($Q = 10,0 \text{ m}^3/\text{h}$)

d/D	V (m/s)	h_f (m)	R_e	f	R_h (m)	Gm (s^{-1})
1,000	0,354	0,0001	35.297	0,032	0,0250	84
0,875	0,373	0,0005	35.297	0,033	0,0237	95
0,750	0,413	0,0023	35.297	0,034	0,0214	118
0,625	0,478	0,0094	35.297	0,036	0,0185	162
0,500	0,581	0,0354	35.297	0,037	0,0152	243
0,375	0,759	0,1622	35.297	0,040	0,0117	432
0,250	1,123	1,0934	35.297	0,045	0,0079	1.002
0,200	1,387	4,0860	35.297	0,049	0,0064	1.596
0,180	1,768	11,0223	35.297	0,054	0,0050	2.724
0,125	2,224	24,6890	35.297	0,058	0,0040	4.467

Tabela 4.6: Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P12 ($Q = 8,5 \text{ m}^3/\text{h}$)

d/D	V (m/s)	h_f (m)	R_e	f	R_h (m)	Gm (s^{-1})
1,000	0,301	0,0001	30.003	0,033	0,0250	67
0,875	0,317	0,0004	30.003	0,033	0,0237	74
0,750	0,351	0,0016	30.003	0,034	0,0214	92
0,625	0,406	0,0068	30.003	0,036	0,0185	127
0,500	0,494	0,0256	30.003	0,037	0,0152	191
0,375	0,645	0,1172	30.003	0,040	0,0117	338
0,250	0,954	0,7900	30.003	0,045	0,0079	786
0,200	1,179	2,9522	30.003	0,049	0,0064	1.251
0,180	1,503	7,9636	30.003	0,054	0,0050	2.135
0,125	1,891	17,8378	30.003	0,059	0,0040	3.530

Tabela 4.7: Perdas de carga e gradientes de velocidade, para diferentes aberturas do registro de gaveta do ponto de aplicação P5 ($Q = 18,5 \text{ m}^3/\text{h}$)

d/D	V (m/s)	h_f (m)	R_e	f	R_h (m)	Gm (s^{-1})
1,000	0,654	0,0004	65.300	0,032	0,0250	211
0,875	0,690	0,0017	65.300	0,032	0,0237	235
0,750	0,764	0,0078	65.300	0,033	0,0214	293
0,625	0,884	0,0323	65.300	0,035	0,0185	403
0,500	1,074	0,1213	65.300	0,036	0,0152	604
0,375	1,404	0,5552	65.300	0,039	0,0117	1.073
0,250	2,077	3,7422	65.300	0,045	0,0079	2.522
0,200	2,566	13,9845	65.300	0,048	0,0064	3.975
0,180	3,272	37,7239	65.300	0,054	0,0050	6.854
0,125	4,115	84,4982	65.300	0,058	0,0040	11.239

Em virtude das limitações impostas pelas bombas e da necessidade de gradientes de mistura relativamente elevados, foram escolhidas as relações d/D indicadas na Tabela 4.8, em que os valores dos gradientes médios de velocidade (G_m) foram considerados suficientes para promover boa mistura dos produtos químicos no esgoto.

Tabela 4.8. Valores de d/D adotados nos pontos de aplicação de produtos químicos

d/D	Ponto de aplicação (ver Figura 4.2)	$h_f(m)$	$G_m (s^{-1})$
0,20	P3	4,09	1.596
0,20	P12	2,95	1.251
0,25	P5	0,55	1.073

A configuração descrita na Tabela 4.8 resulta, teoricamente, em uma carga adicional de 4,64 m.c.a. no CMB1 e 3,50 m.c.a. no CMB2; cargas estas suportáveis para os dois conjuntos moto-bomba.

É importante ressaltar a dificuldade na determinação dos tempos de mistura rápida, que dependem do quanto se estende a região de turbulência após os registros, e que o valor do gradiente de velocidade será variável, decrescendo após a zona de máxima turbulência provocada pelo fechamento parcial dos registros.

Por isso, para os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*), por simplicidade logística, mas com base nos valores encontrados anteriormente, serão adotados gradientes de velocidade (G_m) iguais a $1000 s^{-1}$ e tempos de mistura rápida (T_m) de 5 s para cada produto químico adicionado durante o ensaio.

4.4.2. Estimativa dos parâmetros de floculação

Para adoção dos valores de tempo de floculação (T_f) e gradiente de velocidade médio na floculação (G_f), associou-se a região do reator anaeróbio de leito expandido em que havia o leito de carvão ativado a um floculador de leito granular, determinando-se os valores teóricos dos parâmetros físicos de floculação.

As equações utilizadas na determinação do gradiente de velocidade médio em um meio granular dependem, dentre outros fatores, da ocorrência ou não de expansão ou fluidificação do meio granular.

MENDONÇA (1998), utilizando uma instalação piloto de fluidificação, investigou a expansão/fluidificação das partículas de carvão ativado granular (CAG), antes do estabelecimento de biofilme, encontradas no reator anaeróbio de leito expandido em estudo. De acordo com os dados reportados pelo autor, começou a haver expansão do leito granular de CAG para velocidades ascensionais próximas a 24 m/h, enquanto a fluidificação do leito de carvão ativado foi detectada para velocidades ascensionais superiores a 55 m/h.

Com base nos dados fornecidos por MENDONÇA (1988), embora haja alguma diferença entre as condições estudadas e o que ocorria no reator, como a formação do biofilme e a diferença entre os diâmetros da instalação piloto e do reator, supôs-se, para o cálculo teórico do gradiente médio de floculação no leito de carvão ativado, de maneira aproximada, que o leito de CAG não se expandia para a velocidade ascensional estudada ($V_{ap} = 10,5 \text{ m}^3/\text{h}$).

De acordo com DI BERNARDO (1993), o gradiente de velocidade médio em um meio granular não expandido é dado por:

$$G_f = \sqrt{\frac{\tilde{a} \cdot V_{ap} \cdot J_{mg}}{i \cdot \tilde{a}}} \quad \text{Equação 4.6}$$

em que:

V_{ap} : velocidade de aproximação, nesse caso, igual à velocidade ascensional (m/s);

J_{mg} : perda de carga unitária (m/m);

$\tilde{a}$ porosidade do meio granular.

Ainda segundo DI BERNARDO, a perda de carga unitária em um meio granular pode ser determinada pela equação de Ergun, que é válida para qualquer regime de escoamento, desde que não ocorra fluidificação

$$J_{mg} = \frac{150i(1-\tilde{a}_0)^2 V_{ap}}{g(\tilde{a}_0)^3 C_e^2 D_{mg}^2} + \frac{1,75(1-\tilde{a}_0) V_{ap}^2}{g(\tilde{a}_0)^3 C_e D_{mg}} \quad \text{Equação 4.7}$$

em que:

C_e : coeficiente de esfericidade;

D_{mg} : tamanho médio dos grãos (m).

Dadas as condições operacionais, calculam-se, a partir das equações 4.4 e 4.5, a perda de carga (J_{mg}) e o gradiente de velocidade médio (Gf) no leito de carvão ativado granular. Assim, para: $\dot{\gamma} = 1,007 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ (considerando-se a temperatura da água igual a 20°C); $\alpha = 0,40$ (determinado em ensaio expedito, para leito de CAG não expandido); $V_{ap} = 0,003 \text{ m/s}$; $g = 9,8 \text{ m/s}^2$; $C_e = 0,80$ (estimados a partir de uma tabela prática em DI BERNARDO, 1993) e $D_{mg} = 0,0021 \text{ m}$ (determinado por MENDONÇA, 1998), obtem-se $J_{mg} = 0,1 \text{ m/m}$ e $Gf = 85 \text{ s}^{-1}$, que foi o valor usado nos ensaios em *jar test*.

No reator anaeróbio de leito expandido ocorre, ao longo do tempo, a formação de uma espécie de leito de lodo (com flocos e grânulos) na região acima do leito de carvão ativado, à semelhança do que ocorre em reatores UASB. Esse leito de lodo, embora em menor intensidade, também introduz um gradiente de velocidade na massa líquida. Assim, embora o tempo de floculação seja menor, considerando-se apenas o leito de carvão de 4,5 metros, por simplicidade operacional, o valor de T_f para os ensaios em *jar test* foi arbitrado em 40 minutos, com $Gf = 85 \text{ s}^{-1}$.

4.4.3. Velocidades de sedimentação nos ensaios em jar test

Segundo METCALF & EDDY (1991), as taxas de aplicação superficial (TAS) típicas usadas em projetos de decantadores secundários normalmente se situam entre $16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $32 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para as vazões médias, chegando a valores máximos de $48 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para as vazões de pico. No reator anaeróbio de leito expandido, para vazões afluente e de recirculação respectivamente iguais a $10,0 \text{ m}^3/\text{h}$ e $8,5 \text{ m}^3/\text{h}$, a taxa de aplicação superficial na região de decantação do reator é de $90,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, considerada bastante alta.

Essa elevada TAS na região de decantação ocorre porque, no reator, se recircula o efluente após a saída do decantador. O mais indicado seria que o ponto de tomada para recirculação ocorresse abaixo da zona de decantação, proporcionando menor velocidade ascensional e, conseqüentemente, maior eficiência do decantador.

Assim, para os ensaios em escala de bancada (*jar test*), devido a essa característica do reator ser decorrente de um lapso em sua concepção, que certamente não se repetirá em projetos futuros, além da possibilidade de uso em novos projetos

de decantadores de alta taxa ou de sistemas de flotação por ar dissolvido em substituição ao decantador então utilizado no reator anaeróbio de leito expandido, optou-se pela construção de curvas de sedimentação (fração remanescente dos valores dos parâmetros: DQO, turbidez e fósforo, em função da velocidade de sedimentação), a partir das quais se poderia inferir a eficiência do uso de coagulantes para TAS menores, ou ainda para outros sistemas de separação de partículas (decantação de alta taxa, por exemplo), além de avaliar a ação dos polímeros como auxiliares de coagulação.

Antes da construção das curvas de sedimentação, entretanto, foram realizados alguns ensaios preliminares, em que foram investigadas as dosagens mais adequadas de coagulante primário (cloreto férrico) e avaliado o uso exclusivo de polímero catiônico como coagulante. Isso foi feito com o intuito de diminuir o número de análises a ser realizadas na etapa seguinte (curvas de sedimentação), quando, para cada ensaio realizado, eram obtidas 36 amostras (6 reatores x 6 tempos de coleta).

Para os ensaios preliminares, em que se obtinham 6 amostras por ensaio, adotou-se um único valor de velocidade de sedimentação, $V_s = 0,11 \text{ cm/min}$, equivalente a um tempo de sedimentação de 60 min no *jar test*. Essa velocidade de sedimentação demasiadamente baixa foi adotada com o intuito de verificar a máxima eficiência possível, para cada dosagem de coagulante investigada, na separação de partículas por sedimentação.

Após os ensaios preliminares, escolhidas as dosagens de cloreto férrico julgadas mais adequadas, foram realizados os ensaios para construção das curvas de sedimentação; quando foi investigado o uso do cloreto férrico associado com alguns auxiliares de floculação: polímero catiônico W341 (Fabricante: Adesol), polímero aniônico Bozefloc (Fabricante: Clariant) e amido natural de batata (fécula de batata, Fabricante: Colombo).

As velocidades de sedimentação adotadas para construção das curvas de sedimentação foram: $0,11 \text{ cm/min}$; $0,23 \text{ cm/min}$; $0,50 \text{ cm/min}$; $1,05 \text{ cm/min}$; $2,22 \text{ cm/min}$ e $6,25 \text{ cm/min}$, em que a menor velocidade de sedimentação ($0,11 \text{ cm/min}$) foi a mesma utilizada nos ensaios preliminares e a maior ($6,25 \text{ cm/min}$), aproximadamente igual à velocidade ascensional observada na zona de sedimentação

do reator anaeróbio de leito expandido, para vazões afluentes e de recirculação respectivamente iguais $10,0 \text{ m}^3/\text{h}$ e $8,5 \text{ m}^3/\text{h}$.

Na Tabela 4.9, são relacionados os tempos de espera (Ts) para coleta de amostras para as respectivas velocidades de sedimentação, quando coletadas amostras de aproximadamente 50 ml, em que h representa a altura de água acima do ponto de tomada de amostras nos reatores.

Tabela 4.9. Tempos de espera (Ts) para coleta de amostra e velocidades de sedimentação (Vs) em ensaios de curvas de sedimentação (volume amostra = 50 ml)

h (cm)	Ts	Vs (cm/min)
7,00	1min7seg	6,25
6,65	3min	2,22
6,30	6min	1,05
5,95	12min	0,50
5,60	24min	0,23
5,25	48min	0,11

4.4.4. Ensaios preliminares

Foram realizados quatro ensaios preliminares, nos quais se avaliaram os parâmetros: pH (após mistura rápida e após floculação), alcalinidade (parcial, total e a bicarbonato), ácidos voláteis, DQO (amostras filtrada e não filtrada), turbidez e fósforo (amostras filtrada e não filtrada).

No 1º ensaio foram testadas dosagens de cloreto férrico de: 0 mg/l ; 40 mg/l ; 60 mg/l ; 80 mg/l ; 100 mg/l ; 150 mg/l e 200 mg/l . No 2º ensaio preliminar, de posse dos resultados do 1º ensaio, investigaram-se dosagens de cloreto férrico próximas às que apresentaram melhores resultados no ensaio anterior: 0 mg/l ; 60 mg/l ; 70 mg/l ; 80 mg/l ; 90 mg/l e 100 mg/l . Nos dois ensaios não se utilizou qualquer tipo de alcalinizante, verificando-se a redução do pH e o consumo de alcalinidade das amostras à medida em que se aplicavam dosagens mais altas de cloreto férrico.

Os resultados obtidos nos dois primeiros ensaios preliminares indicaram a necessidade de uso de alcalinizante para dosagens mais elevadas de cloreto férrico (maiores que 60 mg/l), já que a aplicação de esgoto com pH baixo e pouca alcalinidade poderia ter efeitos danosos sobre a biomassa presente no reator

anaeróbio de leito expandido. Por isso, decidiu-se pela realização do 3º ensaio preliminar, quando se utilizou bicarbonato de sódio como alcalinizante, sendo testadas as seguintes dosagens de [cloreto férrico/bicarbonato de sódio]: 0/0 mg/l; 60/93,0 mg/l; 70/108,5 mg/l e 80/124,0 mg/l.

As dosagens de bicarbonato de sódio utilizadas no 3º ensaio preliminar foram obtidas a partir das Equações 4.8 e 4.9, descritas por METCALF & EDDY (1991), em que se determinou a quantidade necessária de bicarbonato de sódio para neutralização de todo H^+ introduzido ao sistema pelo cloreto férrico.

O 4º e último ensaio foi destinado à investigação do uso de polímero catiônico (Polímero W341, fabricado pela Adesol) como coagulante primário, sendo testadas dosagens de: 0 mg/l; 2 mg/l; 4 mg/l; 6 mg/l; 8 mg/l; 10 mg/l e 12 mg/l.

4.4.5. Curvas de sedimentação

A partir das dosagens mais adequadas de cloreto férrico obtidas nos ensaios preliminares, conduziram-se os ensaios para elaboração das curvas de sedimentação, com vistas à avaliação do uso de cloreto férrico em conjunto com polímero aniônico, polímero catiônico ou amido de batata.

Para os ensaios com o polímero aniônico Bozefloc (Fabricante: Clariant) utilizaram-se as seguintes dosagens de [cloreto férrico/polímero aniônico/bicarbonato de sódio]: 0/0/0; 40/0/0; 40/0,5/0; 40/1,0/0; 40/2,0/0; 70/0/0; 70/0,5/108,5 e 70/1,0/108,5 mg/l; para os ensaios com polímero catiônico W341 (Fabricante: Adesol), foram testadas dosagens de [cloreto férrico/polímero catiônico/bicarbonato de sódio]: 0/0/0; 40/0/0; 40/0,5/0; 40/1,0/0; 40/2,0/0; 70/0/0; 70/0,5/108,5 e 70/1,0/108,5 mg/l; para o amido natural de batata (Fabricante: Colombo), as dosagens testadas foram: [cloreto férrico/amido de batata/bicarbonato de sódio]: 0/0/0; 40/0/0; 40/0,5/0; 40/1,0/0; 40/2,0/0; 70/0/0; 70/0,5/108,5 e 70/1,0/108,5 mg/l.

A solução de amido de batata usada nos ensaios era preparada misturando-se intensivamente uma massa conhecida (normalmente 1 grama) do produto, dissolvida em pequena quantidade de água (cerca de 5 ml), a uma solução concentrada de hidróxido de sódio (aproximadamente um quarto do peso do amido, cerca de 0,25 g, de NaOH dissolvido em pequeno volume - cerca de 5ml), obtendo-se uma massa gelatinosa concentrada. A seguir, adicionava-se água à massa gelatinosa, sempre com agitação vigorosa, até se obter a solução de amido de batata na concentração desejada.

As soluções de polímeros aniônicos e catiônicos eram obtidas pela simples diluição das amostras concentradas fornecidas pelos fabricantes, sendo que o polímero catiônico W341 era obtido em solução concentrada e o polímero aniônico Bozefloc, fornecido em pó.

Nos ensaios para curvas de sedimentação foram avaliados os parâmetros: pH (após mistura rápida e após floculação), DQO total, turbidez e fósforo total.

4.4.6. Procedimentos para ensaios de coagulação-floculação-sedimentação

Em todos os ensaios realizados, tanto nos preliminares quanto nos realizados para elaboração das curvas de sedimentação, foram utilizados os mesmos valores dos parâmetros de mistura rápida ($G_m = 1000 \text{ s}^{-1}$; $T_m = 5 \text{ s}$, para cada produto químico adicionado) e de floculação ($G_f = 85 \text{ s}^{-1}$; $T_f = 40 \text{ min}$) determinados anteriormente, que simulavam as condições observadas no reator anaeróbio de leito expandido.

As amostras de esgoto bruto (afluente do reator anaeróbio de leito expandido) eram coletadas no poço de acumulação de esgoto bruto da ETE experimental e levadas ao Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Água, onde eram realizados os ensaios, conforme os procedimentos descritos a seguir:

- as amostras eram homogeneizadas e vertidas nos reatores do equipamento de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*) até completar o volume de dois litros em cada frasco-reator;
- mediam-se a temperatura e o pH da amostra bruta;
- ligava-se o equipamento de agitação e ajustava-se o valor do gradiente de velocidade para a mistura rápida ($G_m = 1000 \text{ s}^{-1}$);

- adicionavam-se a cada frasco as doses estipuladas de produtos químicos (um produto por vez, segundo a ordem: coagulante primário, auxiliar de coagulação e alcalinizante) e marcavam-se 5 segundos de agitação para cada produto adicionado;
- finalizada a mistura rápida dos produtos químicos, ajustava-se o gradiente de velocidade para o valor determinado para a etapa de floculação ($G_f = 85 \text{ s}^{-1}$);
- a seguir, mediam-se os valores de pH das amostras emergindo-se o eletrodo do potenciômetro nas amostras nos reatores. As amostras eram mantidas sob agitação até que se completasse o tempo determinado para a etapa de floculação ($T_f = 40 \text{ min}$), contado a partir do final da mistura rápida;
- pouco antes de concluída a etapa de floculação, com as amostras ainda sob agitação ($G_f = 85 \text{ s}^{-1}$), mediam-se os valores de pH das amostras;
- atingido o tempo de floculação, desligava-se o equipamento de agitação e marcava-se o tempo de sedimentação estipulado para o ensaio. Nos ensaios preliminares, coletavam-se seis amostras (uma de cada reator) depois de 60 minutos de sedimentação ($V_s = 0,11 \text{ cm/min}$); nos ensaios para construção das curvas de sedimentação, as amostras eram coletadas, seis a seis (uma por reator), decorridos 1min7s, 3min, 6min, 12min, 24min e 48min (valores de V_s correspondentes na Tabela 4.9) de sedimentação, totalizando 36 amostras ao final do ensaio;
- concluído o ensaio no *jar test*, as amostras coletadas e uma amostra de esgoto bruto eram destinadas para determinação dos parâmetros físicos e químicos.

Todos os procedimentos analíticos utilizados nos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação obedeceram aos métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18ª edição (APHA, 1992), exceto o da determinação de ácidos voláteis, para a qual foi usado o método de titulação direta, proposto por DILALLO & ALBERTSON (1961).

4.5. Aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido

Determinados os pontos de aplicação e, a partir dos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (*jar test*), conhecidas as dosagens de produtos químicos mais adequadas, a fase final do experimento compreendia a aplicação dos coagulantes estudados no reator anaeróbio de leito expandido.

Para avaliação do uso dos coagulantes aplicados ao reator, planejaram-se perfis ao longo de 24 horas, sendo um perfil 24 horas para cada combinação de dosagens de produtos químicos (cloreto férrico, polímero aniônico e bicarbonato de sódio) selecionada a partir dos ensaios em *jar test*. Os resultados desses perfis seriam comparados àqueles obtidos na etapa de monitoramento periódico (descrito no item 4.2.1) e nos dois perfis 24 horas (descritos no item 4.2.2) realizados anteriormente.

Para realização dos perfil 24 horas foram adotados os mesmos critérios e métodos (horários e intervalos de coleta, análises a realizar, etc.) dos perfis anteriores (ver item 4.2.2). Na etapa de aplicação de coagulantes, contudo, foram utilizados dois amostradores automáticos (marca ISCO, com capacidade de coleta de até 24 litros de amostra cada um) para a coleta de amostras do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido, ao contrário das campanhas anteriores, nas quais a coleta foi feita manualmente. Na Figura 4.6 há uma foto desses equipamentos.

Figura 4.6: Amostradores automáticos usados nas campanhas ao longo de 24 horas

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o período experimental são apresentados neste capítulo por etapa de estudo, na forma de tabelas contendo o resumo dos dados e de gráficos; os valores numéricos de todos os dados experimentais estão reunidos em itens anexos, conforme descrito a seguir:

Anexo A: Resultados referentes à etapa de monitoramento do reator

Tabela A-I: Monitoramento periódico

Tabela A-II: 1º perfil 24 horas, realizado entre o 153º e o 154º dia de operação

Tabela A-III: 2º perfil 24 horas, realizado entre o 277º e o 278º dia de operação

Anexo B: Resultados referentes ao teste de Atividade Metanogênica Específica

Tabela B-I: Áreas de metano obtidas nos cromatogramas

Tabela B-II: Quantidade acumulada de metano produzido no teste de AME

Anexo C: Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação

Tabela C-I: Curvas de sedimentação

Anexo D: Resultados referentes à etapa de aplicação de coagulantes ao reator

Tabela D-I: 3º perfil 24 horas, realizado entre o 347º e o 348º dia de operação

5.1. Monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido

Nos subitens seguintes são apresentados e discutidos os dados referentes à etapa de monitoramento, obtidos em parceria com os demais alunos que estudavam o reator anaeróbio de leito expandido (doutorando Neyson Martins Mendonça, engenheiros Cristiano Luchesi Niciura e Marcos Antonio Silva), os resultados obtidos nos dois perfis 24 horas, iniciados no 153º e no 277º dias de operação, em que colaboraram os alunos do SHS-EESC-USP citados no Capítulo 4, e ainda os resultados dos exames de microscopia ótica e de varredura.

Os dados experimentais referentes ao monitoramento periódico e aos perfis 24 horas feitos no reator anaeróbio de leito expandido serviram principalmente como insumos para comparação e avaliação dos resultados obtidos nas etapas subseqüentes, especialmente na aplicação de coagulantes ao reator.

5.1.1. Monitoramento periódico

Como já descrito anteriormente, o monitoramento periódico consistia da coleta e análise de amostras do afluente e do efluente do reator duas vezes por semana, sempre às 8h30min, e teve duração de cerca de 300 dias. Os resultados das análises do afluente e do efluente do reator estão agrupados, respectivamente, nas Tabelas A-Ia e A-Ib, no Anexo A.

A Tabela 5.1 contém o resumo estatístico dos dados referentes ao monitoramento periódico, onde são apresentados o número de amostras, o desvio padrão e os valores médio, mínimo e máximo dos diversos parâmetros analisados nas amostras do afluente e do efluente do reator, e ainda a eficiência média de remoção de alguns parâmetros.

Durante todo o período experimental desta pesquisa, o reator anaeróbio de leito expandido foi operado com vazões médias afluente e de recirculação respectivamente iguais a 10,0 m³/h e 8,5 m³/h, resultando num tempo de detenção hidráulica médio de 3,2 horas. O período médio diário de funcionamento durante a etapa de monitoramento periódico foi de 22 horas para a bomba de recalque de esgoto bruto (CMB1), consequência da falta de esgoto no período da madrugada, e de 24 horas para a bomba de recirculação (CMB2).

Parâmetros de avaliação da estabilidade do reator

As variações de temperatura e pH, assim como a produção e consumo de alcalinidade e de ácidos voláteis foram os principais parâmetros usados na avaliação

Tabela 5.1. Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do reator anaeróbio de leito expandido.

Parâmetro	Afluente					Efluente					Eficiência Média de Remoção (%)
	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	
Temperatura (°C)	53	25,5	1,9	21,0	29,0	53	23,4	1,9	19,0	27,0	-
pH	37	-	-	6,44	7,42	38	-	-	6,58	7,50	-
Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	47	82	26	34	164	48	102	22	62	164	-
Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	47	144	60	78	510	48	139	24	53	180	-
Alc. Bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	45	103	59	66	472	46	122	19	85	162	-
Ácidos Voláteis (mg Hac/l)	55	62	21	17	107	55	27	13	4	55	-
DQOt (mg/l)	63	717	162	397	1178	63	215	85	99	625	70%
DQOf (mg/l)	63	264	70	149	629	63	94	31	49	188	64%
Turbidez (uT)	18	305	101	165	557	18	76	25	47	146	75%
Fósforo Total (mg P/l)	37	7,9	3,1	1,2	15,1	37	5,2	2,4	0,9	12,8	38%
N-NTK (mg N/l)	36	51	11	29	75	36	33	7	18	46	35%
N-Amoniacal (mg N/l)	36	29	6	21	41	36	24	4	15	34	17%
N-Orgânico (mg N/l)	36	22	8	8	41	36	9	5	<1	20	59%
SS (ml/l)	50	12,4	11,4	3,0	60,0	50	1,2	1,9	<0,1	10,0	92%
ST (mg/l)	53	662	169	391	1.325	53	326	104	108	735	51%
STF (mg/l)	53	203	132	52	843	37	144	68	50	353	-
STV (mg/l)	53	457	121	230	789	37	183	91	41	475	-
SST(mg/l)	53	308	88	153	638	53	97	52	31	221	69%
SSF (mg/l)	52	47	44	6	300	49	19	12	2	60	-
SSV (mg/l)	52	263	71	82	419	49	80	45	13	203	-
SDT (mg/l)	52	342	133	112	976	50	227	101	42	632	-
SDF (mg/l)	49	154	126	3	825	32	113	61	30	342	-
SDV (mg/l)	49	188	106	17	484	32	100	74	6	389	-

da estabilidade do processo anaeróbio no reator. Assim, nas Figuras 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4 são apresentados os gráficos com as variações desses parâmetros ao longo do período de monitoramento.

De acordo com a Tabela 5.1, as temperaturas médias observadas durante a coleta de amostras foram de 25,5°C no afluente e 23,4°C no efluente do reator, sendo de 21,4°C a temperatura média do ar na estação experimental no horário de coleta.

No período compreendido entre o 34º e o 104º dia de operação (ver Figura 5.1), que ocorreu durante a estação de inverno no Sudeste do Brasil, quando a temperatura média do ar durante os horários de coleta de esgoto foi de 18,0°C, as temperaturas médias do afluente e do efluente foram de 25,0 °C e 21,9 °C,

Figura 5.1. Temperaturas registradas durante o monitoramento periódico.

Figura 5.2. Valores de pH afluente e efluente durante o monitoramento periódico.

Figura 5.3. Valores de alcalinidade a bicarbonato durante monitoramento periódico.

Figura 5.4. Valores de ácidos voláteis durante o monitoramento periódico.

respectivamente, demonstrando haver variação relativamente pequena na temperatura do esgoto ao longo do ano, tanto no afluente quanto no efluente.

Segundo HAANDEL & LETTINGA (1994), a digestão anaeróbia depende fortemente da temperatura; na faixa de 30°C a 40°C obtém-se a taxa máxima da digestão anaeróbia, sendo que, "(...) para temperaturas abaixo de 30°C, a taxa máxima de digestão decresce a uma taxa de 11 por cento por °C". No reator anaeróbio de leito expandido, apesar das temperaturas médias observadas normalmente estarem abaixo da faixa ideal considerada pelos autores, as eficiências de remoção de matéria orgânica se mantiveram próximas aos valores típicos alcançados em reatores anaeróbios mais modernos (por exemplo, UASB), com tempo de detenção hidráulica bastante reduzido (3,2 horas).

Os valores de pH das amostras do afluente e do efluente variaram em faixas relativamente estreitas durante todo o período de monitoramento, como se visualiza na Figura 5.2, mantendo-se entre 6,4 e 7,5, sem que se tenha adicionado alcalinidade externa ao reator. Esses valores, próximos ao neutro e inseridos na faixa considerada mais adequada para a metanogênese, juntamente com a relativa constância na concentração da alcalinidade a bicarbonato do efluente do reator, indicam que houve boa estabilidade na fermentação metanogênica, que provavelmente se manteve em equilíbrio com a fermentação acidogênica durante o referido período.

A alcalinidade a bicarbonato média no afluente do reator foi de 103 mg de CaCO_3/l . No efluente, por sua vez, como se verifica na Tabela 5.1, a alcalinidade a

bicarbonato variou entre 85 mg de CaCO_3/l e 162 mg de CaCO_3/l , resultando numa média de 120 mg de CaCO_3/l , indicando que houve produção de alcalinidade a bicarbonato pela biomassa do reator durante praticamente todo período de monitoramento, como se observa na Figura 5.3.

As concentrações médias de ácidos graxos voláteis (AGV) observadas no afluente e no efluente do reator (Figura 5.4) foram, respectivamente, 62 mg Hac/l e 27 mg Hac/l, indicando que houve assimilação de ácidos voláteis ao longo do processo anaeróbio; e que, dadas as concentrações relativamente elevadas de AGV no afluente, provavelmente a fermentação acidogênica se iniciava na rede coletora de esgotos.

Ainda se observa na Figura 5.4 que na segunda metade do período de monitoramento, a partir do 150º dia de operação, houve menor variação nas concentrações de ácidos voláteis do efluente, que se mantiveram próximas a 20 mg/l, sugerindo ter havido maior equilíbrio na metanogênese nesse período.

Avaliação da eficiência do reator

. Remoção de matéria carbonácea

Na Figura 5.5 são apresentados os valores de DQO no afluente e no efluente do reator, para as amostras filtradas (DQOf) e não filtradas (DQOt), durante o período de monitoramento periódico. Ao longo desse período, constatou-se leve tendência de diminuição dos valores de DQO do afluente e do efluente. A redução da DQO do afluente é devida a fatores alheios ao sistema experimental (por exemplo, aumento da taxa de infiltração na rede de coleta) e vem-se verificando desde as pesquisas de MENDONÇA (1998) e PEREIRA (2000); já a redução da DQO efluente, que se mostrou mais acentuada que a anterior, deve-se ao desenvolvimento da biomassa do reator, principalmente no período inicial do experimento.

Tomando-se, por exemplo, o período referente à segunda metade do monitoramento periódico do 149º ao 298º dia de operação, quando o reator provavelmente já se encontrava em regime de equilíbrio dinâmico aparente, os

Figura 5.5. Valores de DQO nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator durante monitoramento periódico.

valores médios de DQO total afluente e efluente foram, respectivamente, 727 mg/l e 168 mg/l. Na última fase experimental (Fase 6) da pesquisa realizada por PEREIRA (2000), por sua vez, quando foram utilizadas as mesmas instalações experimentais desta pesquisa, sob as mesmas condições operacionais, foram observados valores médios de DQO total no afluente e no efluente de, respectivamente, 892 mg/l e 176 mg/l, indicando que houve redução (cerca de 18%) da DQO do esgoto afluente à ETE experimental desde o período em que foi realizado o trabalho de PEREIRA (2000), sem que, no entanto, houvesse redução semelhante da DQO do efluente. Este fato sugere que os reatores anaeróbios têm limitações em relação à qualidade do efluente produzido, o que pode desaconselhar sua aplicação no tratamento de despejos muito diluídos.

De acordo com a Tabela 5.1, a DQO média do afluente e do efluente do reator durante o período operacional foram de, respectivamente, 717 mg/l e 215 mg/l, para as amostras brutas, e 264 mg/l e 94 mg/l, para as amostras filtradas, resultando em eficiências médias de remoção de 70% e 64%, respectivamente, para DQOt (DQO da amostra bruta) e DQOf (DQO da amostra filtrada em membrana de 1,0 μ m de abertura de poro).

Considerando-se os valores de DQO das amostras coletadas às 8h30min no período de monitoramento, tempo de funcionamento médio diário da bomba de esgoto bruto de 22 horas e vazão afluente de $10 \text{ m}^3/\text{h}$, a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator durante a etapa de monitoramento periódico variou entre $2,73 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$ e $8,10 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$, resultando em média igual a $4,93 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$. A remoção média de carga orgânica por volume de reator resultou igual a $3,45 \text{ kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$ ao longo período de monitoramento periódico.

Segundo HAANDEL & LETTINGA (1994), a carga orgânica volumétrica máxima que normalmente se aplica em sistema de lodo ativado de alta taxa varia entre 1 e $2 \text{ kg de DQO}/\text{m}^3.\text{d}$; e, de acordo com dados apresentados por esses autores, os valores de COV aplicadas a reatores UASB com tempo de detenção hidráulica maior que 6 horas normalmente situam-se entre $1 \text{ kg de DQO}/\text{m}^3.\text{d}$ e $3 \text{ kg de DQO}/\text{m}^3.\text{d}$, para esgotos sanitários. Comparando-se esses valores àqueles obtidos no reator anaeróbio de leito expandido, verifica-se que, embora o reator pesquisado ainda necessite de aperfeiçoamentos, esse tipo de reator é capaz de receber COVs elevadas, resultando em unidades de tratamento com volume bastante reduzido.

A regressão linear das eficiências de remoção de DQO das amostras filtradas e não filtradas resultou nas retas indicadas na Figura 5.6; onde se verifica que, em

Figura 5.6. Eficiências médias de remoção de DQO total e filtrada no reator.

média, as remoções de DQOt (RDQOt) e DQOf (RDQOf) foram crescentes ao longo do período de monitoramento, sendo que a remoção de DQOf manteve-se cerca de 6% menor que a remoção da DQO total, indicando que provavelmente grande parcela do material particulado afluyente solubilizou-se dentro do reator.

. Remoção de turbidez

Na segunda metade do período de monitoramento, a partir do 193º dia de operação, passou-se a analisar a turbidez das amostras do afluyente e do efluente do reator. A turbidez média observada no afluyente foi de 305 uT e de 76 uT no efluente do reator, resultando em remoção média de 75% (ver Tabela 5.1). Como se verifica na Figura 5.7, a turbidez do afluyente foi extremamente variável (de 165 uT a 557 uT), enquanto o efluente apresentou variação bastante menor (47 uT a 146 uT).

Figura 5.7. Valores de turbidez no afluyente e no efluente do reator durante o monitoramento periódico.

A turbidez, por ser um parâmetro largamente utilizado em investigações sobre tratamento de água ou de esgoto em que se utiliza tratamento físico-químico, passou a ser analisada quando o reator já se encontrava em regime de equilíbrio dinâmico aparente, com vistas a aquisição de série histórica de dados para comparação com os resultados a ser obtidos nos ensaios de coagulação-floculação-

sedimentação e na etapa de aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido. Os valores de turbidez do afluente e do efluente obtidos durante o monitoramento periódico ainda foram confrontados com os dados obtidos para DQO e sólidos, mas, nesta etapa, em nenhum caso se observou correlação satisfatória.

. Remoção de sólidos

Os resultados das concentrações de sólidos do afluente e do efluente do reator estão reunidos na Tabela A-I, do Anexo A; já na Tabela 5.1 apresenta-se o resumo estatístico desses dados. É importante salientar que, por terem sido descartados alguns resultados que se mostraram incoerentes, nem sempre as somas das médias das frações componentes dos sólidos resultará igual ao valor médio (por exemplo, a soma das médias de SDF e SDV do efluente não resulta igual à média de SDT), porque o número de amostras computadas foi diferente.

Na Figura 5.8 são apresentadas as composições dos sólidos totais no afluente do reator durante o monitoramento periódico em termos de SDV, SDF, SSV e SSF. Segundo se observa na Tabela 5.1, as concentrações médias de SDV, SDF, SSV e SSF foram de, respectivamente, 188 mg/l, 154 mg/l, 263 mg/l e 47 mg/l. As concentrações de sólidos totais no afluente do reator variaram entre 391 mg/l e 1325 mg/l, resultando em média iguais a 662 mg/l.

Na Figura 5.9, por sua vez, os sólidos totais observados no efluente são apresentados em termos de SDT e SST, cujos valores médios resultaram , de acordo com a Tabela 5.1, respectivamente iguais a 227 mg/l e 97 mg/l, enquanto a média dos sólidos totais do efluente resultou igual a 326 mg/l. Ainda de acordo com a Tabela 5.1, houve remoção média de 51% dos ST e 69% dos SST afluentes ao reator durante o período de monitoramento periódico.

Figura 5.8. Composição dos sólidos totais no afluente do reator durante o monitoramento periódico.

Figura 5.9. Composição dos sólidos totais no efluente do reator durante o monitoramento periódico.

Comparando-se as Figuras 5.8 e 5.9, verifica-se que ocorre redução significativa dos sólidos suspensos (SST) no efluente em relação ao afluente. Isso se deve provavelmente à solubilização de uma parcela dos sólidos suspensos durante a passagem do esgoto pelo reator como se havia comentado anteriormente e também à retenção de uma parte desses sólidos no reator.

De acordo com dados apresentados por HAANDEL & LETTINGA (1994) para vários reatores do tipo UASB, as concentrações de SST no efluente desses reatores variaram de 40 mg/l a até mais de 400 mg/l, dependendo principalmente do tempo de detenção hidráulica e da concentração de sólidos no afluente. Comparando-se os resultados compilados pelos autores com os obtidos no reator anaeróbio de leito expandido (concentração média de SST no efluente de 97 mg/l), para concentrações semelhantes de SST no afluente, verifica-se que o reator anaeróbio de leito expandido apresentou efluente de qualidade semelhante à obtida em reatores UASB, mas com tempo de detenção hidráulica menor.

Como já foi comentado no item 4.4.3 do Capítulo 4, a retenção de sólidos no decantador do reator anaeróbio de leito expandido poderia ser maior se o ponto de tomada para recirculação fosse situado na parte inferior da zona de sedimentação, ao invés de ser feita a recirculação do efluente. Apesar disso, em ensaios de sedimentação em cone Imhoff, verificou-se eficiência média de remoção de 92% dos sólidos sedimentáveis (SS) afluentes ao reator, com o efluente apresentando em média 1,2 ml/l de SS, no período de monitoramento.

Além disso, como se pode visualizar na Figura 4.3, a saída do efluente do reator era feita por meio de tubos perfurados situados alguns centímetros abaixo do nível d'água; havendo, com o passar do tempo, acúmulo de espuma na região acima desses tubos de coleta. Quando a camada espuma se tornava muito espessa, havia arraste de sólidos flutuantes, que prejudicavam a qualidade do efluente produzido, obrigando que se fizesse a remoção da espuma.

. Remoção de nutrientes

As concentrações médias de fósforo detectadas no afluente e no efluente do reator anaeróbio de leito expandido durante o período de monitoramento periódico foram de, respectivamente, 7,9 mg P/l e 5,2 mg P/l, resultando em remoção média de 38% (Tabela 5.1). Entretanto, essa eficiência de remoção, bastante otimista para reatores anaeróbios, provavelmente não condisse com a realidade.

Nos três perfis de 24 horas realizados nesta pesquisa, que serão melhor comentados posteriormente, verificaram-se picos na concentração de fósforo do

afluente do reator nas amostras coletadas às 8 horas (ver Anexos A e D), ocorrendo valores bastante acima da média diária, o que provavelmente distorceu os resultados de remoção de fósforo durante a etapa de monitoramento periódico. Na Figura 5.10, onde são apresentados os valores das concentrações de fósforo no afluente e no efluente do reator ao longo do período de monitoramento, observa-se ainda que em todas as coletas realizadas as concentrações de fósforo do afluente foram maiores que as do efluente.

Nas Figuras 5.11 e 5.12 são apresentadas as frações componentes de NTK (nitrogênio orgânico e amoniacal), respectivamente, do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido durante o período de monitoramento periódico. Comparando-se as duas figuras, verifica-se que há maior concentração de nitrogênio orgânico na composição de NTK do afluente do que se observa para o efluente, resultando em redução média da concentração de NTK no reator, segundo a Tabela 5.1, de 35%.

Entretanto, de modo semelhante ao que se verificou para o fósforo, o horário em que se realizaram as coletas de amostras também não se mostrou ideal para avaliação da remoção de nitrogênio pelo reator; já que, com base nos perfis realizados, também ocorriam valores de pico de nitrogênio na amostra afluente no

Figura 5.10. Concentrações de fósforo no afluente e no efluente do reator ao longo do monitoramento periódico.

Figura 5.11. Frações de N-NTK (N-Orgânico e N-Amoniacal) no afluente do reator durante o monitoramento periódico.

Figura 5.12. Frações de N-NTK (N-Orgânico e N-Amoniacal) no efluente do reator durante o monitoramento periódico.

horário das 8 horas (próximo àquele em que foram realizadas as coletas de amostras do monitoramento periódico: 8h30min).

Assim, em virtude das prováveis distorções observadas nos resultados referentes às análises de fósforo e nitrogênio durante o monitoramento periódico, esses parâmetros serão reconsiderados quando da avaliação dos resultados das campanhas ao longo de 24 horas.

5.1.2. Perfis ao longo de 24 horas

No decorrer da etapa de monitoramento periódico, foram realizadas duas campanhas (perfis) ao longo de 24 horas, com coleta de amostras a cada duas horas, para caracterização físico-química do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido. Em ambas as campanhas foram avaliados os mesmos parâmetros que na etapa de monitoramento periódico, mais a determinação de fósforo nas amostras filtradas em membrana de 1,0 µm de abertura de poro.

1º Perfil 24 horas

A primeira campanha para caracterização ao longo de 24 horas do reator anaeróbio de leito expandido foi realizada entre o 153º e o 154º dia de operação, nos dias 7 e 8 de outubro de 1999. Essa campanha foi realizada em conjunto com outras pesquisas em andamento no SHS-EESC-USP, sendo analisadas amostras de outros reatores que utilizavam o efluente do reator anaeróbio de leito expandido. Os seguintes alunos participaram dessa campanha: alunos de iniciação científica Cristiano Luchesi Niciura, Marcos Antonio da Silva, Marcelo Eustáquio de Carvalho, Fábio Sebastião de Paula e Pedro Ivo de Almeida Santos; mestrandos Renata Moretti e Guilherme Finazzi; doutorandos Margarida Marcheto, Rogério Gomes Penetra e Neyson Martins Mendonça; mais o autor deste trabalho.

Os resultados obtidos nessa campanha estão reunidos na Tabela A-II do Anexo A. Na Tabela 5.2 encontra-se o resumo estatístico dos dados obtidos, em que figuram, para cada parâmetro: número de amostras analisadas, valor médio diário, desvio padrão e os valores mínimo e máximo.

Para o cálculo das médias dos parâmetros analisados nos perfis 24 horas tanto nos dois perfis realizados na etapa de monitoramento quanto no terceiro, realizado durante a etapa de aplicação de coagulantes (item 5.4), foram considerados 12 valores numéricos, referentes às coletas das 8 horas da manhã do dia em que se iniciou o perfil às 4 horas da manhã do dia seguinte (onze valores numéricos), mais a média dos valores das duas amostras coletadas às 6 horas da manhã (um valor numérico). Essa ponderação foi feita para que os valores obtidos

nas amostras coletadas às 6 horas não exercessem maior peso na média que os obtidos nos demais horários de coleta. Entretanto, quando, em algum parâmetro, houve apenas um dos valores das coletas das 6 horas, este foi considerado para o cálculo da média diária do referido parâmetro, sem ponderação.

Tabela 5.2. Resumo estatístico dos dados obtidos no perfil realizado entre o 153º e o 154º dia de operação.

Parâmetro	Afluente					Efluente					Eficiência Média de Remoção (%)
	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	
Temperatura (°C)	13	25,8	1,5	24,0	28,0	13	25,7	1,9	23,0	28,5	-
pH	13	-	-	6,55	7,18	13	-	-	6,67	7,05	-
Alc. parcial (mg CaCO ₃ /l)	13	55	16	25	88	13	87	9	73	105	-
Alc. total (mg CaCO ₃ /l)	13	91	25	58	150	13	132	9	115	149	-
A. bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	13	68	22	37	117	13	115	8	102	130	-
Ácidos Voláteis (mg Hac/l)	13	32	13	12	61	13	24	6	18	39	-
DQOt (mg/l)	13	535	180	96	854	13	192	78	46	337	64%
DQOf (mg/l)	13	192	78	46	337	13	118	27	72	153	38%
Turbidez (uT)	13	198	69	33	281	13	106	30	48	139	47%
Fósforo Total (mg P/l)	13	5,2	1,9	1,5	8,7	13	4,3	0,6	2,7	5,2	17%
Fósforo Filtrado (mg P/l)	12	3,4	1,3	0,9	5,4	12	3,5	0,8	1,8	4,7	-3%
N-NTK (mg N/l)	13	35	12	16	59	13	26	3	21	31	28%
N-Amoniacal (mg N/l)	13	17	8	7	36	13	20	2	17,00	24	-17%
N-Orgânico (mg N/l)	13	18	7	7	32	13	6	3	<1	10,0	69%
SS (ml/l)	13	6	4	<0,1	15	13	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	>98%
ST (mg/l)	13	442	127	102	548	13	294	55	188	382	33%
STF (mg/l)	13	148	42	54	211	13	127	45	47	223	-
STV (mg/l)	13	294	97	48	377	13	167	59	64	266	-
SST(mg/l)	11	252	110	30	497	12	121	38	60	188	-
SSF (mg/l)	11	61	39	15	130	12	40	26	3	82	-
SSV (mg/l)	11	191	86	13	367	12	81	36	25	167	-
SDT (mg/l)	11	173	93	44	328	12	171	72	13	290	-
SDF (mg/l)	11	84	61	2	172	12	85	51	29	190	-
SDV (mg/l)	11	90	76	1	239	12	101	66	7	195	-

Parâmetros de controle do processo

Nas Figuras 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16, respectivamente, são mostradas as variações observadas nos valores dos parâmetros de controle: temperatura, pH, alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis.

Observando-se a Figura 5.13, verifica-se que a temperatura do afluente do reator variou entre 24,0°C e 28,0°C e do efluente, entre 23,0°C e 28,5°C, resultado em temperaturas médias diárias próximas a 26,0°C. A maior amplitude nos valores de temperatura observados no efluente provavelmente se deve à interação do reator com o meio ambiente, como exposição ao sol durante o dia e influência das temperaturas mais baixas à noite.

Figura 5.13. Temperaturas medidas no afluente e no efluente do reator no 1º perfil 24 horas.

Figura 5.14. Valores de pH medidos no 1º perfil 24 horas.

O pH afluente, de acordo com a Figura 5.14, variou entre 6,55 e 7,18, mantendo-se dentro da faixa adequada a metanogênese em todas as amostras. No efluente, por sua vez, os valores de pH variaram ainda menos, entre 6,67 e 7,05, indicando haver estabilidade no reator; o que se confirma com os resultados de alcalinidade a bicarbonato apresentados na Figura 5.15, em que a alcalinidade a bicarbonato do efluente (em média, 115 mg CaCO_3/l) se manteve sempre maior que a do afluente (em média, 68 mg CaCO_3/l), demonstrando que havia produção de alcalinidade no reator.

Figura 5.15. Valores de alcalinidade a bicarbonato no 1º perfil 24 horas.

Figura 5.16. Valores de ácidos voláteis no 1º perfil 24 horas.

Assim como ocorreu ao longo do período de monitoramento periódico, também se verificou assimilação de ácidos voláteis no reator, como se verifica na Figura 5.16, em que as concentrações do efluente mantiveram-se geralmente abaixo das do afluente.

Avaliação da eficiência do reator

Em relação à Tabela 5.1, em que figuram os dados obtidos durante as coletas de amostras às 8h30min na etapa de monitoramento periódico, as concentrações médias dos parâmetros de controle observadas no 1º perfil 24 horas (Tabela 5.2) se mostraram geralmente inferiores, no afluente e no efluente, o que poderia indicar que, no horário em que se realizaram as coletas no monitoramento periódico, em média, o esgoto apresentava concentrações de contaminantes mais elevadas que os valores médios diários. Entretanto, comparando-se os valores médios indicados na Tabela 5.2 com os obtidos na coleta das 8 horas do 1º perfil 24 horas (ver Tabela A II, Anexo A), verifica-se que apenas para os parâmetros fósforo e nitrogênio do afluente, para os quais se verificaram "picos" nesse horário, as concentrações das amostras coletadas às 8 horas se mostraram bastante mais elevadas que os valores médios diários. Portanto, supõe-se que os dados obtidos durante o monitoramento periódico sejam representativos das médias diárias do período, salvo para as concentrações de fósforo e nitrogênio do afluente.

. Remoção de matéria carbonácea

Na Figura 5.17 são apresentados os valores de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator ao longo de 24 horas, coletadas a cada duas horas. De acordo com a Tabela 5.2 as remoções médias diárias de DQOt e DQOf verificadas no 1º perfil foram de 64% e 38%, respectivamente.

A carga orgânica volumétrica aplicada ao reator durante o dia em que se realizou o 1º perfil 24 horas foi de 4,01 kg DQO/m³.d, sendo removidos 2,57 kg DQO/m³.d.

Figura 5.17. Valores de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 1º perfil 24 horas.

. Remoção de turbidez

Os valores de turbidez das amostras do afluente e do efluente do reator no 1º perfil 24 horas são apresentados na Figura 5.18. De acordo com a Tabela 5.2, os valores médios de turbidez no afluente e no efluente foram respectivamente iguais a 198 uT e 106 uT, resultando em remoção média diária de 47%.

Figura 5.18. Valores de Turbidez no afluente e no efluente no 1º perfil 24 horas.

Comparando-se a configuração dos pontos obtidos para DQOt e turbidez, apresentados, respectivamente, nas Figuras 5.17 e 5.18 os quais pontos foram ligados nessas figuras apenas para facilitar a visualização, verifica-se haver semelhança entre os formatos das figuras obtidas com a união dos pontos, o que se mostrou um indício de relação entre os parâmetros.

As equações teóricas e os respectivos coeficientes R^2 encontrados para correlação entre DQOt e turbidez no 1º perfil 24 horas são os seguintes:

$$\text{Para o afluente: Turbidez} = 0,45 \times \text{DQO} - 6,08 \quad (R^2 = 0,885) \quad \text{Equação 5.1}$$

$$\text{Para o efluente: Turbidez} = 0,36 \times \text{DQO} + 6,74 \quad (R^2 = 0,859) \quad \text{Equação 5.2}$$

. Remoção de sólidos

Nas Figuras 5.19 e 5.20 são apresentados os resultados de sólidos, respectivamente, no afluente e no efluente do reator ao longo de 24 horas. Observando-se as duas figuras, nota-se a predominância de parcela particulada dos sólidos (concentração média diária de 252 mg/l SST) sobre a parcela de sólidos que passa pela membrana filtrante de 1,0 μm (concentração média diária de 173 mg/l de SDT) no efluente do reator anaeróbio de leito expandido, ocorrendo o contrário no efluente, em que o valor médio diário de SDT foi de 171 mg/l e de SST, 121 mg/l.

Observando-se as concentrações médias de STF e STV no afluente e no efluente do reator na Tabela 5.2, verifica-se que a eficiência de remoção de STF é bastante reduzida (cerca de 14%), devendo-se grande parte da remoção de sólidos no reator, provavelmente, à digestão anaeróbia da parcela volátil. Da Tabela 5.2, ainda se verifica que, apesar de o decantador ter sido submetido a elevada TAS (90,5 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) em consequência de se recircular 85% do efluente, não se observou escape de sólidos sedimentáveis no efluente, sendo as concentrações máximas de SS de 0,1 ml/l.

Em relação aos resultados obtidos na etapa de monitoramento periódico, as concentrações médias das parcelas de sólidos observadas no 1º perfil 24 horas geralmente foram menores. Entretanto, os resultados de ST observados nas amostras

Figura 5.19. Concentrações de sólidos no afluente do reator no 1º perfil 24 horas.

Figura 5.20. Concentrações de sólidos no efluente do reator no 1º perfil 24 horas.

do afluente e do efluente coletadas às 8 horas (Tabela A-II, Anexo A) aproximaram-se dos valores médios diários indicados na Tabela 5.2, o que faz crer que os resultados obtidos no período de monitoramento periódico (coletas de amostras às 8h30min) sejam representativos dos valores médios diários.

Remoção de nutrientes

Na Figura 5.21 são apresentadas as variações nas concentrações de fósforo de amostras do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido. Nos três perfis 24 horas realizados nesta pesquisa, além das amostras brutas, foram analisadas as concentrações de fósforo de amostras filtradas em membranas de 1,0µm de abertura de poro.

Observa-se na Figura 5.21 que uma parcela significativa do fósforo encontrado no esgoto, principalmente no afluente, é passível de retenção em membrana filtrante, ou seja, parte do fósforo presente no esgoto provavelmente se encontra "ligado" a partículas de dimensão maior que 1,0µm. Ainda se verifica, de acordo com os valores indicados na Tabela 5.2, que a concentração média de fósforo na parcela filtrada do efluente é ligeiramente superior à do afluente (o que também ocorreu no 2º perfil 24 horas), indicando haver solubilização de uma parte da parcela não filtrável do fósforo afluente no reator.

Figura 5.21. Concentrações de fósforo nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 1º perfil 24 horas.

Como se havia comentado anteriormente, as concentrações de fósforo e nitrogênio na amostra do afluente coletada às 8 horas (8,6 mg P/l; 59 mg N-NTK/l), as mais elevadas no perfil, mostraram-se bastante maiores que as médias diárias (5,2

mg P/l; 36 mg N-NTK/l), indicando que, provavelmente, as concentrações de fósforo e nitrogênio no afluente obtidas durante o monitoramento periódico também foram superiores às médias diárias.

Nas Figuras 5.22 e 5.23 são apresentadas as concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl, respectivamente, do afluente e do efluente do reator, em termos de nitrogênio orgânico e amoniacal. Comparando-se as duas figuras, nota-se que houve

Figura 5.22. Composição de NTK no afluente do reator ao longo de 24 horas

Figura 5.23. Composição de NTK no efluente do reator ao longo de 24 horas

redução significativa da concentração de nitrogênio na forma orgânica (69%, segundo a Tabela 5.2) e aumento da concentração na forma amoniacal (17%) durante o tratamento no reator, indicando a transformação do N-orgânico em N-amoniacal.

A redução global de NTK em cerca de 28% (ver Tabela 5.2) indica que provavelmente houve assimilação de nitrogênio para crescimento celular e *stripping* de NH_3 no reator.

2º Perfil 24 horas

Nos dias 8 e 9 de fevereiro de 2000, entre o 277º e o 278º dia de operação, realizou-se a segunda campanha para caracterização do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido ao longo de 24 horas, com coleta de amostras a cada duas horas.

Os resultados das análises de diversos parâmetros referentes ao 2º perfil 24 horas estão reunidos na Tabela A-III do Anexo A. Na Tabela 5.3 encontra-se o resumo estatístico das análises dos parâmetros físicos e químicos avaliados.

O 2º perfil 24 horas foi planejado no intuito de confirmar os resultados obtidos no 1º perfil, realizado 124 dias antes, além de avaliar eventuais mudanças no comportamento do reator anaeróbio de leito expandido depois desse período. No entanto, logo após a coleta de amostras das 18h, choveu intensamente na cidade de São Carlos - SP, comprometendo os resultados das análises das amostras coletadas no período noturno. Assim, para análise e comparação dos resultados do 2º perfil 24 horas, na Tabela 5.4 foram reunidos os valores médios de alguns parâmetros de monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido, obtidos no período diurno (das 6h às 18h) dos dois perfis 24 horas realizados na etapa de monitoramento do reator.

Para o cálculo das médias no período diurno foram considerados que os valores dos parâmetros obtidos nas amostras coletadas às 8h, 10h, 12h, 14h e 16h ocorreram durante duas horas, enquanto os obtidos nas coletas das 6h e 18h ocorreram durante uma hora cada, caracterizando o período diurno de 12 horas.

Tabela 5.3. Resumo estatístico dos dados obtidos no perfil realizado entre o 277º e o 278º dia de operação.

Parâmetro	Afluente					Efluente					Eficiência Média de Remoção (%)
	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	
Temperatura (°C)	13	26,0	1,5	23,5	29,0	13	26,0	1,1	25,0	28,5	-
pH	13	-	-	6,79	7,38	13	-	-	6,87	7,55	-
Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	13	50	12	27	74	13	84	10	68	101	-
Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	13	80	24	38	138	13	115	16	89	144	-
A.bicarbonato(mg CaCO ₃ /l)	13	61	19	24	105	13	103	17	81	133	-
Ácidos Voláteis (mg Hac/l)	13	27	13	11	49	13	18	6	11	32	-
DQOt (mg/l)	13	373	273	38	873	13	153	104	19	325	59%
DQOf (mg/l)	13	153	104	19	325	13	98	42	39	156	36%
Turbidez (uT)	13	123	89	10	262	13	90	32	37	136	27%
Fósforo Total (mg P/l)	13	4,7	3,2	1,0	11,1	13	3,6	1,2	1,6	4,9	23%
Fósforo Filtrado (mg P/l)	13	2,2	1,1	0,7	4,0	13	2,8	0,9	1,1	3,7	-27%
N-NTK (mg N/l)	13	28	14	12	65	13	28	7	17	38	0%
N-Amoniacal (mg N/l)	13	12	6	4	29	13	16	4	12	25	-33%
N-Orgânico (mg N/l)	13	16	9	6	36	13	12	5	3	20	25%
ST (mg/l)	13	269	172	83	607	13	233	47	176	309	13%
STF (mg/l)	13	78	47	12	138	13	96	38	40	168	-
STV (mg/l)	13	191	131	49	477	13	137	42	71	211	-
SST(mg/l)	13	139	129	13	500	13	52	25	14	92	-
SSF (mg/l)	12	20	16	3	50	13	11	6	2	22	-
SSV (mg/l)	12	86	62	10	185	13	41	20	12	72	-
SDT (mg/l)	13	130	82	1	282	13	181	44	126	259	-
SDF (mg/l)	11	59	38	3	118	13	85	39	21	157	-
SDV (mg/l)	12	78	50	1	164	13	96	37	47	187	-

Parâmetros de controle do processo

A influência da intensa precipitação pluviométrica ocorrida logo após as 18 horas pôde ser verificada em quase todos os parâmetros analisados. A temperatura do afluente, por exemplo, conforme se verifica na Figura 5.24, abaixou de 26,5°C na coleta das 18h (antes da chuva) para 23,5°C na coleta seguinte. As temperaturas médias diárias foram de 26,0°C, tanto no afluente quanto no efluente do reator.

Tabela 5.4. Valores médios no período diurno dos parâmetros de monitoramento do reator nos dois perfis 24 horas realizados na etapa de monitoramento.

Parâmetro	1º perfil 24 horas		2º perfil 24 horas	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	26,9	26,7	27,1	26,7
Alc.bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	65	117	68	111
Ácidos Voláteis (mg Hac/l)	39	25	37	20
DQOt (mg/l)	587	264	580	223
DQOf (mg/l)	223	122	233	117
Turbidez (uT)	233	116	169	110
Fósforo Total (mg P/l)	6,3	4,6	7,0	4,4
Fósforo Filtrado (mg P/l)	3,6	3,9	3,1	3,5
N-NTK (mg N/l)	36	27	35	3,2
N-Amoniacal (mg N/l)	18	20	13	19
N-Orgânico (mg N/l)	18	7	22	14
ST (mg/l)	472	296	378	226
STF (mg/l)	158	134	106	73
STV (mg/l)	314	162	272	153

Figura 5.24. Temperaturas medidas no 2º perfil 24 horas.

Nas Figuras 5.25, 5.26 e 5.27 são mostrados os gráficos com os valores de pH, alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis obtidos no 2º perfil 24 horas.

Na amostra coletada ao meio dia registrou-se o valor de pH efluente mais elevado durante a pesquisa: pH = 7,55. Também se verificou maior variabilidade dos valores de pH do efluente no 2º perfil que no 1º perfil 24 horas. No entanto, segundo

Figura 5.25. Valores de pH no afluente e no efluente no 2º perfil 24 horas.

Figura 5.26. Valores de alcalinidade a bicarbonato no 2º perfil 24 horas.

Figura 5.27. Valores de ácidos voláteis no 2º perfil 24 horas.

HAANDEL & LETTINGA (1994), a metanogênese pode ocorrer em taxas elevadas entre valores de pH de 6,3 e 7,8, o que sugere não ter havido prejuízo a metanogênese no reator anaeróbio de leito expandido, apesar das variações verificadas no pH do efluente.

De acordo com a Figura 5.26, as concentrações de alcalinidade a bicarbonato observadas no efluente do reator se mantiveram estáveis próximas a 100 mg CaCO_3/l em todas as amostras, mesmo no período noturno, quando se verificou redução da alcalinidade do afluente, consequência da diluição do esgoto provocada pela chuva. Considerando-se os valores médios do período diurno (Tabela 5.4), as concentrações de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis foram semelhantes nos dois perfis.

As concentrações de ácidos voláteis no período diurno, assim como 1º perfil, foram maiores no afluente do que no efluente, demonstrando que houve assimilação de AGV no reator. Como nos demais parâmetros, houve redução da concentração afluente de ácidos voláteis no período noturno em consequência da chuva.

Avaliação da eficiência do reator

. Remoção de matéria carbonácea

Na Figura 5.28 são mostrados os valores de DQOt e DQOf para as amostras do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido no 2º perfil 24 horas. Tomando-se o período diurno, como se observa na Tabela 5.4, os resultados médios de DQO no afluente e no efluente foram muito semelhantes para os dois perfis, havendo contudo uma pequena melhoria na qualidade do efluente do reator no 2º perfil, que pode ser consequência do desenvolvimento da biomassa presente no reator durante o período de 124 dias entre os dois perfis.

Considerando-se apenas o período diurno do 2º perfil, houve remoção média de 62% de DQOt e 50% de DQOf, enquanto as eficiências médias de remoção no período de 24 horas foram de 59% e 36%, respectivamente, para DQOt e DQOf. A maior remoção de DQOf durante o período diurno provavelmente se deve à predominância da fração particulada sobre a dissolvida no afluente nesse período.

Figura 5.28. Valores de DQOt e DQOf no 2º perfil 24 horas.

A carga orgânica volumétrica aplicada ao reator durante as 24 horas em que se realizou o 2º perfil 24 horas foi de 2,80 kg de DQO/m³.d, sendo removidos 1,65 kg de DQO/m³.d.

. Remoção de turbidez

Os valores de turbidez no afluente e no efluente do reator são apresentadas na Figura 5.29. Comparando-se os valores médios de turbidez no período diurno do 1º e

Figura 5.29. Valores de turbidez no afluente e no efluente no 2º perfil 24 horas.

do 2º perfil 24 horas (ver Tabela 5.4), houve redução da turbidez aflrente do 1º para o 2º perfil (de 233 uT para 169 uT), enquanto no efluente os valores médios de turbidez se mantiveram praticamente estáveis (116 uT no 1º perfil e 110 uT no 2º perfil). No período diurno, a eficiência média de remoção de turbidez no 2º perfil foi de 35%.

. Remoção de sólidos

Nas Figuras 5.31 e 5.32 são apresentadas as composições de sólidos, respectivamente, do aflrente (exceto amostra coletada às 8h) e do efluente do reator no 2º perfil 24 horas.

A remoção média de sólidos totais (ST) observada durante essa campanha foi de 13%, de acordo com a Tabela 5.3. No período diurno, por sua vez, de acordo com os dados da Tabela 5.4, a remoção média de ST foi de 40% valor semelhante ao verificado no 1º perfil, considerando-se o mesmo período.

Figura 5.30. Concentrações de sólidos no aflrente do reator no 2º perfil.

Figura 5.31. Concentrações de sólidos no efluente do reator no 2º perfil.

. Remoção de nutrientes

As variações observadas nas concentrações de fósforo das amostras brutas e filtradas do afluente e do efluente do reator durante o 2º perfil 24 horas são apresentadas na Figura 5.32. Nessa figura se verifica a diminuição das concentrações de fósforo (nas amostras brutas e filtradas) no período em que houve precipitação pluviométrica (a partir das 20h) em comparação com o período precedente.

Figura 5.32. Concentrações de fósforo nas amostras brutas e filtradas do afluente e do efluente no reator no 2º perfil 24 horas.

Observando-se a Figura 5.32, nota-se a ocorrência de concentrações elevadas de fósforo nas amostras coletadas às 8h, às 10h e ao meio dia, sendo que nessas amostras grande parte do fósforo encontrava-se na forma particulada (provavelmente "incorporado" a partículas que ficavam retidas na membrana filtrante).

Tomando-se o período diurno do 2º perfil, observaram-se concentrações médias de fósforo de 6,3 mg/l e 4,6 mg/l, respectivamente, nas amostras do afluente e do efluente do reator, resultando em remoção média de 27% nesse período. Em relação ao 1º perfil, de acordo com a Tabela 5.4, verificaram-se concentrações médias de fósforo semelhantes no afluente e no efluente do reator no 2º perfil; também se verificando, em ambos os perfis, ligeiro aumento das concentrações de fósforo nas amostras filtradas do efluente em relação ao afluente, consequência da solubilização de partículas no reator.

Nas Figuras 5.33 e 5.34 são apresentadas as concentrações das parcelas componentes de N-NTK (N-orgânico e N-amoniaco), respectivamente, do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido. Assim como se observou na etapa de monitoramento periódico e no 1º perfil, em relação ao afluente, houve aumento da concentração de N-amoniaco (33%) e redução da concentração de N-orgânico (25%) no efluente do reator. Contudo, no 2º perfil 24 horas não se verificou qualquer redução da concentração global de NTK.

Figura 5.33. Composição de NTK no afluente do reator no 2º perfil 24 horas.

Figura 5.34. Composição de NTK no efluente do reator no 2º perfil 24 horas.

Tomando-se os valores médios de nitrogênio orgânico e amoniacal do período diurno do 2º perfil e comparando-os àqueles obtidos no 1º perfil, verifica-se que, em média, as amostras de esgoto afluentes no 2º perfil apresentavam maior proporção de nitrogênio na forma orgânica, embora as concentrações de NTK nos dois perfis tenham sido semelhantes.

5.1.3. Caracterização da biomassa presente no reator (exames de microscopia)

Como o estudo microbiológico não foi objetivo desta pesquisa e, em virtude da perda de quase todo o leito de carvão ativado na fase final do experimento, tampouco foi possível a realização de exames de microscopia do biofilme após a aplicação de coagulantes ao reator, os exames de microscopia foram usados apenas para inferência das morfologias de microrganismos predominantes nas biopartículas ao longo da altura do leito de carvão ativado granular no período de monitoramento periódico.

Dentre as várias fotografias obtidas, foram selecionadas seis de cada ponto de coleta, sendo quatro micrografias de varredura e duas obtidas em microscopia de contraste de fase. As fotografias referentes às amostras coletadas no ponto $P_{0,35}$ são apresentadas nas Figuras 5.35 e 5.36; as referentes ao ponto $P_{2,00}$, nas Figuras 5.37 e 5.38 e as referentes ao ponto $P_{4,00}$, nas Figuras 5.39 e 5.40.

Nas amostras coletadas em $P_{0,35}$ foram identificados predominantemente microrganismos de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp, visualizados nas micrografias (a) e (b) da Figura 5.35, além de bacilos curvos de extremidade arredondada e bacilos fluorescentes, como os que aparecem, respectivamente, nas fotografias (a) e (b) da Figura 5.36. Ainda puderam ser observados filamentos mostrados na micrografia (c) da Figura 5.35, cocos, espirilos e formações semelhantes a precipitados inorgânicos com formato de grãos visualizados nas micrografias (b) e (d) da Figura 5.35.

Nas micrografias (a), (b) e (c) da Figura 5.37, referentes às amostras coletadas em $P_{2,00}$, visualiza-se, com aumento sucessivo, uma região de biopartícula densamente povoada, principalmente por microrganismos filamentosos de extremidades achatadas, de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp, os quais se mostraram predominantes nessa amostra.

Na micrografia (a) da Figura 5.37, ainda se pode verificar uma das vantagens do uso do carvão ativado granular como meio suporte em reatores de leito expandido ou fluidificado, visto que ocorre grande concentração de microrganismos do trecho intersticial do grão, onde há maior proteção ao cisalhamento provocado pelo fluxo do líquido.

Na micrografia (d) da Figura 5.37, visualiza-se uma região de uma biopartícula na qual se desenvolvem organismos filamentosos sobre a superfície do grão de carvão ativado, com presença do que provavelmente sejam polímeros extracelulares relacionados com aderência do biofilme.

Em relação às amostras coletadas em $P_{0,35}$, nas biopartículas retiradas de $P_{2,00}$ verificou-se maior ocorrência de bacilos, ora em filamentos, como mostrado na fotografia (a) da Figura 5.38, ora em agrupamentos, como o apresentado na Figura 5.40(a), cocos, bacilos fluorescentes e microrganismos de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp.

Foram ainda observados, nos três pontos de coleta ($P_{0,35}$, $P_{2,00}$ e $P_{4,00}$), mas apenas nos exames de microscopia ótica, microrganismos de morfologia semelhante a hifas de fungos, como mostrado na Figura 5.38(b).

Figura 5.35. Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em $P_{0,35}$

Figura 5.36. Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em $P_{0,35}$

Figura 5.37. Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em P_{2,00}

Figura 5.38. Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em P_{2,00}

Figura 5.39. Micrografias eletrônicas de varredura de biopartículas coletadas em P_{4,00}

Figura 5.40. Microscopia ótica do material biológico extraído de biopartículas coletadas em P_{4,00}

Nas amostras de biopartículas coletadas em P_{4,00}, por sua vez, observaram-se morfologias semelhantes àsquelas encontradas em P_{2,00}, também prevalecendo microrganismos de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp visualizados nas micrografias (a) e (d) da Figura 5.39(d), e grande ocorrência de bacilos (filamentos e agrupamentos) e bacilos e cocos fluorescentes, como mostrados, respectivamente, nas fotografias (a) e (b) da Figura 5.40. Na micrografia (c) da Figura 5.39, também se visualiza uma região de biopartícula densamente colonizada por bacilos de bordas arredondadas.

Na micrografia (a) da Figura 5.39, a exemplo do observado na micrografia (a) da Figura 5.37, também se verifica grande colonização nos poros maiores da superfície do grão de carvão ativado, onde há maior proteção e disponibilidade de alimento para os microrganismos. Na micrografia (b) da Figura 5.39, é mostrada a região interior de um grão de carvão ativado que foi partido, onde se observa muito menor quantidade de indivíduos que nas regiões externas dos grãos, diferença esta devida provavelmente à menor disponibilidade de alimentos na parte interna das biopartículas.

Embora os exames de microscopia realizados não tenham sido suficientes para permitir a quantificação das populações microbianas ao longo da altura do reator, de maneira geral se observou maior ocorrência de grandes colônias de microrganismos, principalmente de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp, bacilos e cocos, principalmente nas amostras coletadas em P_{2,00} e P_{4,00}.

5.2. Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME)

No intuito de avaliar a toxicidade do cloreto férrico aos microrganismos presentes no reator anaeróbio de leito expandido, foram realizados testes para determinação da atividade metanogênica específica do lodo (biopartículas) do reator anaeróbio de leito expandido. Os testes de AME das amostras de lodo do reator foram iniciados no 91º dia de operação, tendo duração de 7 dias.

Obtidos os cromatogramas das amostras gasosas do *headspace* dos frascos-reatores ao longo dos 7 dias de duração do teste e seguidos os procedimentos de cálculo descritos no item 4.3.3 do Capítulo 4, construíram-se as curvas de produção acumulada de metano para cada frasco-reator.

Os dados obtidos no teste de atividade metanogênica relativos às áreas de metano nos cromatogramas e as quantidades (em milimoles) de metano produzidas ao longo do ensaio (produção acumulada de metano) estão reunidos, respectivamente, nas Tabelas B-I e B-II do Anexo B.

Nas Figuras 5.41, 5.42, 5.43, 5.44 e 5.45 são apresentadas as curvas de produção acumulada de metano ao longo do tempo por pares de frascos-reatores, de acordo com a concentração de cloreto férrico na fase líquida. Nessas curvas, embora expressem a produção acumulada de metano ao longo do teste, observam-se alguns trechos decrescentes, decorrentes de eventuais erros de leitura do equipamento (cromatógrafo), que, tendo se repetido do mesmo modo em todas as amostras e ocorrendo após a fase de produção exponencial de metano, não comprometeram os resultados do teste.

Em cada curva de produção acumulada de metano, selecionaram-se sete pontos do trecho retilíneo de maior inclinação, que, para todas as curvas, corresponderam ao período de ensaio compreendido entre 1,083 dias e 2,250 dias. O coeficiente angular da equação de reta obtida com a regressão linear desses pontos será a atividade metanogênica do lodo, para cada frasco-reator.

Na Figura 5.46 são apresentadas, de par em par, para frascos-reatores com mesma dosagem de cloreto férrico, as equações de reta obtidas através da regressão linear dos pontos dos trechos retilíneos de maior inclinação nas curvas de produção acumulada de metano.

Os valores médios dos coeficientes angulares das equações das retas indicadas na Figura 5.46, para mesma dosagem de cloreto férrico, representam as atividades metanogênicas do lodo para cada concentração de cloreto férrico. Dividindo-se os valores de atividade metanogênica pelo volume de lodo em cada frasco-reator (100 ml), determina-se a atividade metanogênica específica (AME)

Figura 5.41. Produção acumulada de CH_4 para amostra sem cloreto férrico.

Figura 5.42. Produção acumulada de CH_4 para dosagem de 4 mg/l de FeCl_3 .

Figura 5.43. Produção acumulada de CH_4 para dosagem de 20 mg/l de FeCl_3 .

Figura 5.44. Produção acumulada de CH₄ para dosagem de 100 mg/l de FeCl₃.

Figura 5.45. Produção acumulada de CH₄ para dosagem de 500 mg/l de FeCl₃.

média do lodo em termos de quantidade de gás metano produzida por volume de leito granular por dia, que pode se expressa como: $[\text{CH}_4(\text{mmol})].[\text{Volume de leito granular}(\text{l})]^{-1}.\text{[dia]}^{-1}$.

Na Tabela 5.5 são apresentados os valores médios de AME para as concentrações de cloreto férrico testadas: 0 mg/l; 4 mg/l; 20 mg/l; 100 mg/l e 500 mg/l.

(a) 0 mg FeCl₃/l (b) 4 mg FeCl₃/l (c) 20 mg FeCl₃/l (d) 100 mg FeCl₃/l (e) 500 mg FeCl₃/l

Figura 5.46. Equações de reta obtidas pela regressão linear dos trechos retilíneos das curvas de produção acumulada de metano nos frascos-reatores.

Tabela 5.5. Atividade metanogênica específica (AME) média para diferentes concentrações de cloreto férrico.

<i>Concentração de FeCl₃ (mg/l)</i>	<i>Frasco-reator</i>	<i>Coefficiente angular da reta (ver Figura 5.46)</i>	<i>AME média [mmol CH₄]/[Vol. leito granular(l)]⁻¹.[dia]⁻¹</i>
0	F1	0,6086	5,99
	F2	0,5890	
4	F3	0,5625	5,72
	F4	0,5813	
20	F5	0,6026	6,05
	F6	0,6073	
100	F7	0,6266	6,09
	F8	0,5910	
500	F9	0,5922	6,08
	F10	0,6233	

De acordo a Tabela 5.5, comparando-se os valores médios de AME para as diferentes dosagens de cloreto férrico, não se verificou qualquer efeito tóxico em decorrência do uso de cloreto férrico para dosagens de até 500 mg de FeCl₃/l; ao contrário, ocorreu pequeno aumento no valor médio da AME para as dosagens de 20 mg/l, 100 mg/l e 500 mg/l de FeCl₃, em relação à AME das amostras de lodo em que não havia cloreto férrico (frascos-reatores F1 e F2).

Assim, como na maior parte dos casos as dosagens de coagulantes usadas para tratamento físico-químico de esgoto são menores que 100 mg/l, os resultados obtidos no teste de atividade metanogênica específica apontam para a possibilidade de uso de cloreto férrico em reatores anaeróbios de leito expandido, já que não se verificou inibição da biomassa para dosagens de até 500 mg/l. Entretanto, é importante ressaltar que, quando utilizadas dosagens de cloreto férrico que causem consumo excessivo da alcalinidade presente no esgoto ou que resultem em valores de pH abaixo da faixa adequada à metanogênese, é necessário adicionar alcalinidade externa ao sistema; caso contrário, há risco de perda de eficiência ou mesmo, em casos extremos, de colapso do reator.

5.3. Ensaio de coagulação-floculação-sedimentação (*jar-test*)

Comprovada a não ocorrência de toxicidade do cloreto férrico à biomassa do reator anaeróbio de leito expandido, passaram-se a investigar as dosagens de coagulante primário, de auxiliar de coagulação e de alcalinizante (bicarbonato de sódio) a ser aplicadas no reator, através de ensaios em reator em escala de laboratório (*jar test*).

Em princípio, foram realizados ensaios preliminares com vistas a determinação das dosagens de cloreto férrico ou de polímero catiônico que fornecessem bons resultados quando usados como coagulante primário. A seguir, obtidas as dosagens julgadas mais adequadas, realizaram-se ensaios com coleta de amostras para elaboração de curvas de sedimentação.

Em todos os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação compararam-se os resultados obtidos para as diversas dosagens de produtos químicos investigadas àqueles obtidos na amostra bruta do afluente do reator e aos resultados obtidos na amostra bruta decantada (indicada com dosagens de 0 mg/l) durante os mesmos intervalos de tempo que as demais amostras (resultando nas mesmas velocidades de sedimentação).

5.3.1. Ensaio preliminar

Foram realizados quatro ensaios preliminares para investigação das dosagens de cloreto férrico (1º, 2º e 3º ensaios) a ser utilizadas na etapa seguinte (curvas de sedimentação) e avaliação do uso de polímero catiônico (4º ensaio) como coagulante primário.

Em todos os ensaios preliminares foram utilizados os mesmos parâmetros de mistura (G_m ; T_m), floculação (G_f ; T_f) e sedimentação (V_s), em temperatura de $25 \pm 1^\circ\text{C}$.

1º ensaio preliminar

No 1º ensaio preliminar, foram investigadas dosagens de cloreto férrico de 40 mg/l; 60 mg/l; 80 mg/l; 100 mg/l; 150 mg/l e 200 mg/l, sem adição de alcalinidade externa, comparando-se os resultados com os obtidos na amostra bruta e na amostra decantada (0 mg FeCl_3/l). Os resultados obtidos no 1º ensaio são apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6. Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para: dosagens de cloreto férrico: 0; 40; 60; 80; 100; 150 e 200 mg/l; Gm: 1000 s^{-1} ; Tm: 5 s; Gf: 85 s^{-1} ; Tf: 40 min; Vs: 0,11 cm/min (Ts: 60 min); CSCF: 20 g/l; Data e horário da coleta: 18/11/1999, às 8h30min.

Características da amostra bruta: pH = 7,08; Temperatura (no início do ensaio): 24,0 °C; Alcalinidade parcial: 86 mg CaCO_3/l ; Alcalinidade total: 135 mg CaCO_3/l ; DQOt: 904 mg/l; DQOf: 247 mg/l; Turbidez: 431 uT; P-total: 9,8 mg P/l; P-filtrado: 5,9 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg /l)	0	40	60	80	100	150	200
pH após mistura rápida	6,68	6,29	6,21	5,99	5,81	5,26	4,42
pH após floculação	6,74	6,33	6,25	6,17	5,99	5,40	4,52
Alcalinidade parcial (mg CaCO_3/l)	84	61	48	40	26	5	ND
Alcalinidade total (mg CaCO_3/l)	145	114	99	82	65	36	3
DQOt (mg O_2/l)	462	348	287	227	168	148	133
DQOf (mg O_2/l)	239	236	206	175	144	129	124
Turbidez (uT)	193,0	89,0	62,0	27,0	4,4	3,0	2,4
P-total (mg P/l)	7,1	6,4	5,3	2,6	0,2	0,1	0,1
P-filtrado (mg P/l)	5,3	4,1	2,4	0,5	0,1	ND	ND

ND: Não detectado; Obs: Neste ensaio não foi possível a determinação de ácidos voláteis.

De acordo com a Tabela 5.6, verifica-se o consumo da alcalinidade presente no esgoto e o abaixamento do pH à medida em que se aumentaram as dosagens de cloreto férrico.

Em relação à amostra bruta, a amostra decantada (0 mg FeCl_3/l) apresentou DQOt 49% menor, observando-se maior remoção de DQOt à medida em que se elevaram as dosagens de cloreto férrico. De modo semelhante, a remoção de DQOf aumentou com o aumento das dosagens de cloreto férrico, sendo que à medida em que se elevaram as dosagens de coagulante a concentração residual de DQOt se aproximou do valor de DQOf, o que indica haver maior remoção da parcela da DQO

decorrente de material particulado à medida em que se elevam as dosagens de cloreto férrico.

Para dosagens de cloreto férrico de 40 mg/l observou-se remoção de DQOt de 62%, enquanto para dosagens de 80 mg FeCl_3/l a remoção de DQOt foi de 75% em relação à amostra bruta. Em relação à amostra decantada, houve redução adicional de 25% e 51%, respectivamente, para dosagens de 40 mg/l e 80 mg/l de cloreto férrico.

Os valores de turbidez também decresceram com o aumento da dosagem de cloreto férrico; entretanto, diferentemente da DQO, que parecia apresentar limite de remoção (remoção máxima observada de 85%, para dosagem de 200 mg FeCl_3/l), verificaram-se eficiências de remoção de turbidez de mais de 99% para dosagens de cloreto férrico maiores que 100 mg/l.

A remoção de fósforo do esgoto também aumentou à medida em que se elevaram as dosagens de cloreto férrico, verificando-se eficiências de remoção de mais de 98% para dosagens maiores que 100 mg FeCl_3/l .

Os resultados demonstraram que as eficiências de remoção de DQO, turbidez e fósforo aumentaram à medida em que se elevaram as dosagens de cloreto férrico. Apesar de não se dispor do diagrama de coagulação do cloreto férrico para o esgoto estudado, provavelmente as dosagens estudadas se inseriram na região de varredura, que abrange largas faixas de valores de dosagem e pH em diagramas de coagulação típicos do cloreto férrico.

Como a amostra de esgoto bruto estudada no 1º ensaio preliminar apresentou valores elevados de DQO, turbidez e fósforo, realizou-se novo ensaio, com outra amostra, sob as mesmas condições do anterior, para confirmação dos resultados obtidos, restringindo-se a faixa de dosagens estudadas entre 60 mg/l e 100 mg/l de FeCl_3 .

2º ensaio preliminar

No 2º ensaio preliminar, foram investigadas dosagens de cloreto férrico de 60 mg/l; 70 mg/l; 80 mg/l; 90 mg/l e 100 mg/l, ainda sem adição de alcalinidade externa. Os resultados obtidos nesse ensaio são apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para: dosagens de cloreto férrico: 0; 60; 70; 80; 90 e 100 mg/l; Gm: 1000 s⁻¹; Tm: 5 s; Gf: 85 s⁻¹; Tf: 40 min; Vs: 0,11 cm/min (Ts: 60 min); CSCF: 20 g/l; Data e horário da coleta: 14/03/2000, às 8h30min.

Características da amostra bruta: pH = 6,70; Temperatura (no início do ensaio): 26,0 °C; Alcalinidade parcial: 67 mg CaCO₃/l; Alcalinidade total: 125 mg CaCO₃/l; Alcalinidade a bicarbonato: 87 mg CaCO₃/l; Ácidos voláteis: 53 mg Hac/l; DQOt: 579 mg/l; DQOf: 246 mg/l; Turbidez: 244 uT; P-total: 6,8 mg P/l; P-filtrado: 3,9 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg/l)	0	60	70	80	90	100
pH após mistura rápida	6,49	5,98	5,91	5,84	5,65	5,54
pH após floculação	6,69	6,12	6,03	5,97	5,87	5,78
Alc. parcial (mg CaCO ₃ /l)	76	42	29	24	16	14
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /l)	129	92	76	68	57	50
Alc. a bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	92	48	34	27	14	11
Ácidos voláteis (mg Hac/l)	52	62	59	58	60	55
DQOt (mg O ₂ /l)	320	215	200	177	178	186
DQOf (mg O ₂ /l)	246	189	175	175	176	172
Turbidez (uT)	65,2	17,0	5,5	2,5	2,2	2,2
P-total (mg P/l)	5,1	1,9	0,5	0,1	ND	ND
P-filtrado (mg P/l)	3,5	0,6	0,1	ND	ND	ND

ND: Não detectado.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 5.7, como esperado, verificou-se redução das concentrações de alcalinidade e abaixamento do pH à medida em que se aumentaram as dosagens de cloreto férrico.

Os valores de DQOt, por sua vez, diminuiram para dosagens de coagulante de até 80 mg/l, havendo tendência de ocorrer pequeno aumento de DQOt para dosagens a partir de 90 mg FeCl₃/l. Os valores de DQOf mantiveram-se praticamente estáveis para dosagens entre 70 e 100 mg/l.

A remoção de DQOt para dosagem de 70 mg/l de FeCl₃ foi de 65,5% em relação à amostra bruta, 37,5% maior que a remoção obtida na amostra decantada (0 mg FeCl₃/l).

A remoção de turbidez ocorreu de modo semelhante ao observado no 1º ensaio, havendo redução da turbidez residual com o aumento da dosagem de cloreto férrico. Assim, para as dosagens de 80 mg FeCl₃/l; 90 mg FeCl₃/l e 100 mg FeCl₃/l, verificaram-se eficiências de remoção de turbidez de cerca de 99%.

Assim como se verificou no 1º ensaio, as eficiências de remoção de fósforo aumentaram com o aumento da dosagem de cloreto férrico. Para concentração de fósforo na amostra bruta de 6,8 mg P/l, obtiveram-se remoções de 93% para dosagem

de 70 mg/l e maiores que 98% para dosagens de 80 mg/l a 100 mg/l de cloreto férrico. Em relação à amostra decantada, houve remoção adicional fósforo de 90% para a dosagem de 70 mg FeCl_3/l .

Comparando-se os resultados de DQO, turbidez e fósforo obtidos nos dois primeiros ensaios preliminares, verifica-se que no 2º ensaio foram necessárias dosagens menores de coagulante para se obter as maiores eficiências remoção. Isso provavelmente se deve aos menores valores de DQO, turbidez e fósforo na amostra de esgoto utilizada no 2º ensaio.

3º ensaio preliminar

O 3º ensaio preliminar foi realizado no intuito de avaliar o uso de dosagens de cloreto férrico de 60 mg/l; 70 mg/l e 80 mg/l quando associadas com bicarbonato de sódio. Essas dosagens foram selecionadas para investigação com adição de alcalinizante porque apresentaram bons resultados na remoção de DQO, turbidez e fósforo nos dois ensaios anteriores, mas também resultaram em elevado consumo da alcalinidade presente no esgoto e baixos valores de pH no efluente, o que é indesejável para se efetuar tratamento biológico. Os resultados obtidos neste ensaio são apresentados na Tabela 5.8.

De acordo com a Tabela 5.8, as dosagens adicionadas de bicarbonato de sódio restabeleceram a alcalinidade consumida pela adição de cloreto férrico, embora se tenha verificado pequena redução do pH das amostras em relação à amostra bruta.

As eficiências de remoção de DQO_t verificadas no 3º ensaio preliminar, para condições indicadas na legenda da Tabela 5.8, foram de 81%, para dosagem de 60 mg de FeCl_3/l ; e aproximadamente 83%, para 70 mg de FeCl_3/l e 80 mg de FeCl_3/l . Essas eficiências de remoção foram mais elevadas que as observadas no 1º e no 2º ensaios preliminares.

Em relação a turbidez, diferentemente, as eficiências de remoção verificadas no 2º e no 3º ensaios preliminares foram aproximadamente as mesmas, em torno de 93%, 97% e 98%, respectivamente, para dosagens de 60 mg/l, 70 mg/l e 80 mg/l de cloreto férrico.

Tabela 5.8. Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para: dosagens de cloreto férrico/bicarbonato de sódio: 0/0; 60/93,0; 70/108,5 e 80/124,0 mg/l; Gm: 1000 s⁻¹; Tm: 10 s (5 s para cada produto químico); Gf: 85 s⁻¹; Tf: 40 min; Vs: 0,11 cm/min (Ts: 60 min); CSCF: 20 g/l; Data e horário da coleta: 18/03/2000, às 13h.

Características da amostra bruta: pH = 6,26; Temperatura (no início do ensaio): 25,0 °C; Alcalinidade parcial: 78 mg CaCO₃/l; Alcalinidade total: 88 mg CaCO₃/l; Alcalinidade a bicarbonato: 76 mg CaCO₃/l; Ácidos voláteis: 18 mg Hac/l; DQOt: 798 mg/l; DQOf: 263 mg/l; Turbidez: 325 uT; P-total: 7,3 mg P/l; P-filtrado: 4,6 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg/l)	0	60	70	80
Dos. bicarbonato de sódio (mg NaHCO ₃ /l)	0	93,0	108,5	124,0
pH após mistura rápida	6,26	6,00	6,00	6,01
pH após floculação	6,17	6,01	6,05	6,08
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ /l)	63	76	56	69
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /l)	94	98	93	103
Alc. a bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	83	85	73	82
Ácidos voláteis (mg Hac/l)	14	18	28	30
DQOt (mg O ₂ /l)	292	154	137	139
DQOf (mg O ₂ /l)	234	145	141	132
Turbidez (uT)	101,0	20,1	8,8	5,8
P-total (mg P/l)	4,9	1,3	0,5	0,3
P-filtrado (mg P/l)	4,1	0,5	0,2	0,1

De acordo com os resultados obtidos no 2º e no 3º ensaios preliminares, nos quais as concentrações de fósforo no afluente situou-se em torno de 7,0 mg P/l, obtiveram-se concentrações de fósforo no efluente de 0,5 mg P/l para dosagens de 70 mg FeCl₃/l, resultando em eficiências de remoção superiores a 90%.

A análise dos resultados obtidos nos três primeiros ensaios preliminares indica a dificuldade na "otimização" das dosagens de coagulante para aplicação no reator, já que as características do esgoto afluente à ETE experimental (temperatura, alcalinidade, DQO, turbidez, fósforo, pH, entre outras) se modificam continuamente. Contudo, o uso de cloreto férrico produziu bons resultados em todos os ensaios realizados, mesmo para diferentes concentrações de contaminantes nas amostras brutas e para diversos valores de pH.

Assim, a partir dos três primeiros ensaios preliminares, nos quais se utilizou cloreto férrico como coagulante primário, selecionaram-se as dosagens de cloreto férrico de 40 mg/l e 70 mg/l para ser investigadas nos ensaios subseqüentes de curvas de sedimentação. Como a dosagem de 70 mg/l de cloreto férrico implicava no consumo de parcela significativa da alcalinidade, o que poderia ser prejudicial a

reator anaeróbio de leito expandido, optou-se pela adição de alcalinizante (bicarbonato de sódio) nos ensaios em que fosse utilizada essa dosagem.

4º ensaio preliminar

O 4º ensaio preliminar foi efetuado para verificar a possibilidade de uso de polímero catiônico de alto peso molecular como coagulante primário. Os resultados obtidos neste ensaio são apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9. Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para: dosagens de polímero catiônico W341 (Adesol): 0; 2; 4; 6; 8; 10 e 12 mg/l; Gm: 1000 s⁻¹; Tm: 5 s; Gf: 85 s⁻¹; Tf: 40 min; Vs: 0,11 cm/min (Ts: 60 min); CSPC: 679 mg/l; Data e horário da coleta: 14/03/2000, às 8h30min.

Características da amostra bruta: pH = 6,70; Temperatura (no início do ensaio): 26,0 °C; Alcalinidade parcial: 67 mg CaCO₃/l; Alcalinidade total: 125 mg CaCO₃/l; Alcalinidade a bicarbonato: 87 mg CaCO₃/l; Ácidos voláteis: 53 mg Hac/l; DQOt: 579 mg/l; DQOf: 246 mg/l; Turbidez: 244 uT; P-total: 6,8 mg P/l; P-filtrado: 3,9 mg P/l.

Dosagem polímero catiônico(mg/l)	0	2	4	6	8	10	12
pH após mistura rápida	6,49	6,42	6,46	6,47	6,42	6,39	6,42
pH após floculação	6,69	6,48	6,49	6,51	6,49	6,48	6,51
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ /l)	76	64	80	79	72	70	70
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /l)	129	122	131	128	126	125	126
Alc. a bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	92	83	96	91	84	82	90
Ácidos voláteis (mg Hac/l)	52	55	50	52	60	60	51
DQOt (mg O ₂ /l)	320	296	287	277	284	281	275
DQOf (mg O ₂ /l)	246	244	232	224	236	231	222
Turbidez (uT)	65	49	46	44	41	40	40
P-total (mg P/l)	5,1	5,4	5,0	4,8	4,9	4,9	4,7
P-filtrado (mg P/l)	3,5	4,3	4,2	4,1	4,3	4,2	4,1

Os resultados apresentados na Tabela 5.9 indicam que, para as dosagens investigadas, o polímero catiônico utilizado como coagulante primário, nesse caso, não provocou alterações significativas no pH e na concentração de alcalinidade do efluente.

A remoção máxima de DQOt observada como uso de polímero catiônico como coagulante primário foi de cerca de 53% em relação à amostra bruta. Contudo, em relação à amostra decantada verificou-se remoção máxima de apenas 14%, para dosagem de 12 mg/l de polímero catiônico.

Em relação a turbidez, o uso de polímero catiônico promoveu melhoria na eficiência de remoção, que chegou a mais de 83% em relação à amostra bruta e 37% em relação à amostra decantada (0 mg/l), para dosagens maiores que 8 mg/l de polímero catiônico.

Para remoção de fósforo, por sua vez, o uso de polímero catiônico como coagulante primário não produziu a elevação significativa da eficiência de remoção.

Com base nos dados apresentados, conclui-se que a utilização de dosagens de até 12 mg/l do polímero catiônico W341 (Fabricante: Adesol) como coagulante primário, neste caso, não conduziu a melhorias significativas na eficiência de remoção de DQO, turbidez e fósforo, para as condições empregadas no ensaio. Contudo, como nos ensaios preliminares realizados nesta pesquisa foi utilizada velocidade de sedimentação bastante baixa (0,11 cm/min), é possível que o uso de polímero catiônico como coagulante primário seja vantajoso quando utilizadas velocidades de sedimentação mais elevadas, o que não foi investigado neste trabalho.

5.3.2. Curvas de sedimentação

Com base nos ensaios preliminares, adotaram-se as dosagens de 40 mg/l e 70 mg/l de cloreto férrico para se investigar a remoção de DQO, fósforo e turbidez (das amostras não filtradas) em diferentes velocidades de sedimentação, utilizando-se polímero catiônico, polímero aniônico e amido natural de batata como auxiliares de floculação. Embora a dosagem de 70 mg FeCl_3/l , com adição de alcalinizante, tenha proporcionado eficiências mais elevadas de remoção de DQO, turbidez e fósforo nos ensaios preliminares, resolveu-se investigar inicialmente uma dosagem menor (40 mg FeCl_3/l), sem adição de alcalinizante, para primeira avaliação do comportamento do reator com aplicação de cloreto férrico.

Para avaliação da eficiência das dosagens de cloreto férrico selecionadas em conjunto com os auxiliares de floculação, foram desenhadas curvas de sedimentação, em que figuram as velocidades de sedimentação testadas (0,11 cm/min; 0,23 cm/min; 0,50 cm/min; 1,05 cm/min; 2,22 cm/min e 6,25 cm/min) no eixo das abscissas *versus* a fração remanescente do parâmetro investigado (DQO, turbidez ou fósforo) com velocidade de sedimentação menor ou igual à estabelecida, ou seja, a razão entre o

valor do parâmetro (concentração de fósforo, por exemplo) obtido no efluente do *jar test* e o obtido na amostra bruta, no eixo das ordenadas. Nas legendas das figuras referentes às curvas de sedimentação aparecem as dosagens de produtos químicos e o pH de coagulação das amostras.

Ensaios com uso de polímero aniônico

Nas Figuras 5.47, 5.48 e 5.49 são apresentadas as curvas de sedimentação, respectivamente, de DQO, turbidez e fósforo obtidas para diversas combinações de dosagens de cloreto férrico (DCF), polímero aniônico (DPA) de alto peso molecular "Bozefloc" (Fabricante: Clariant) e bicarbonato de sódio (DBS).

Nas Figuras 5.47, 5.48 e 5.48 verifica-se que houve aumento da velocidade de sedimentação de partículas floculadas com o uso do polímero aniônico; pois, em geral, para mesmas dosagens de cloreto férrico (DCF) e velocidades de sedimentação maiores, ocorre aumento da eficiência de remoção de todos os parâmetros com o aumento da dosagem de polímero aniônico.

Observando-se a Figura 5.47, verifica-se que os valores de DQO, a exemplo do que se verificou nos ensaios preliminares, não é reduzida além de certo limite; mesmo para velocidades de sedimentação muito baixas e dosagens de 70 mg/l de cloreto férrico, não se obteve remoção de DQO maior que 79%.

Considerando-se a velocidade de sedimentação (V_s) de 6,25 cm/min (TAS 90,5 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), que corresponde aproximadamente à velocidade ascensional observada no decantador do reator anaeróbio de leito expandido para vazões afluente e de recirculação de respectivamente 10,0 m^3/h e 8,5 m^3/h , as melhores eficiências de remoção de DQO (43%) ocorreram para as combinações de dosagem: [DCF = 40 mg/l; DPA = 2,0 mg/l e DBS = 0 mg/l] e [DCF = 70 mg/l; DPA = 1,0 mg/l e DBS = 108,5 mg/l]. Considerando-se essas mesmas dosagens para velocidade de sedimentação de 2,22 cm/s (TAS = 32,0 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, que poderia ser utilizada em projetos futuros), as remoções de DQO obtidas se elevariam para, respectivamente, 66% e 68%.

Figura 5.47. Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico

Figura 5.48. Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico

Figura 5.49. Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico

Observando-se as Figuras 5.47 e 5.48, nota-se ainda que as piores eficiências de remoção de DQO e turbidez para $V_s = 6,25$ cm/min, ocorreram para as combinações de dosagens $[DCF = 70 \text{ mg/l}; DPA = 0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 0 \text{ mg/l}]$ e $[DCF = 40 \text{ mg/l}; DPA = 0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 0 \text{ mg/l}]$, ambas resultando em eficiências de remoção inferiores à observada na amostra decantada ($DCF = 0 \text{ mg/l}; DPA = 0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 0 \text{ mg/l}$). Isso sugere que, para as condições operacionais observadas no reator anaeróbio de leito expandido, a simples utilização de cloreto férrico, sem o uso do auxiliar de floculação (polímero aniônico), teoricamente poderia resultar em perda de eficiência do reator.

De acordo com a Figura 5.48, a maior eficiência de remoção de turbidez observada para velocidade de sedimentação de 6,25 cm/min foi de 62%, para dosagens de: $[DCF = 70 \text{ mg/l}; DPA = 1,0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 108,5 \text{ mg/l}]$. A aplicação de $[DCF = 40 \text{ mg/l}; DPA = 2,0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 0 \text{ mg/l}]$, para mesmo valor de V_s , resultou em eficiência de remoção de turbidez de 46%, enquanto a combinação $[DCF = 40 \text{ mg/l}; DPA = 1,0 \text{ mg/l} \text{ e } DBS = 0 \text{ mg/l}]$ resultou em remoção de 38% da turbidez. Tomando-se as mesmas combinações de dosagens, na ordem apresentada,

para V_s de 2,22 cm/min, as eficiências de remoção de turbidez teoricamente se elevariam para, respectivamente, 92%, 88% e 80%.

As curvas de sedimentação observadas na Figura 5.49 indicam que a remoção de fósforo sofreu maior influência, nesta ordem, da dosagem de cloreto férrico e da dosagem de polímero aniônico para velocidades de sedimentação menores que 2,22 cm/min). Para $V_s = 6,25$ cm/min, por sua vez, a dosagem de polímero aplicada exercia maior influência na eficiência de remoção; por exemplo, a aplicação de 40 mg/l de cloreto férrico em conjunto com 1,0 mg/l de polímero aniônico proporcionou maior remoção de fósforo que quando utilizados 70 mg/l de cloreto férrico sem polímero aniônico. As maiores eficiências de remoção de fósforo para $V_s = 6,25$ cm/min ocorreram, respectivamente, para as dosagens: $[DCF = 40 \text{ mg/l}; DPA = 2,0 \text{ mg/l e DBS} = 0 \text{ mg/l}]$, obtendo-se remoção de 51%, e $[DCF = 70 \text{ mg/l}; DPA = 1,0 \text{ mg/l e DBS} = 108,5 \text{ mg/l}]$, com remoção de fósforo de 38%.

Comparando-se os traçados das curvas de sedimentação das Figuras 5.47, 5.48 e 5.49 desconsiderados outros fatores, como pH e temperatura, observa-se que as eficiências de remoção de turbidez e de fósforo (Figuras 5.48 e 5.49) parecem sofrer maior influência das dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico (linhas mais espaçadas) do que se verifica para a DQO (Figura 5.47; linhas mais aproximadas). Do mesmo modo, como constatado nos ensaios preliminares, para velocidades de sedimentação bastante baixas, verificaram-se remoções de até mais de 98% de turbidez e de fósforo quando utilizadas dosagens de cloreto férrico de 70 mg/l, enquanto as remoções máximas de DQO não ultrapassaram 76%.

Ensaios com uso de polímero catiônico

Nas Figuras 5.50, 5.51 e 5.52 são apresentadas as curvas de sedimentação, respectivamente, de DQO, turbidez e fósforo, obtidas para diversas combinações de dosagens de cloreto férrico (DCF), polímero catiônico (DPC) de alto peso molecular "W341" (Fabricante: Adesol) e bicarbonato de sódio (DBS).

De acordo com a Figura 5.50, o uso de cloreto férrico em conjunto com o polímero catiônico não foi vantajoso para remoção de DQO para as condições

Figura 5.50. Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico

Figura 5.51. Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico

Figura 5.52. Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e polímero catiônico

observadas no reator anaeróbio de leito expandido ($V_s = 6,25$ cm/min), já que qualquer das combinações de coagulantes testadas produziu resultados inferiores ao obtido sem o uso de produtos químicos (remoção de DQO de 28%). Considerando-se velocidades de sedimentação mais elevadas, obtinha-se menor fração residual de DQO com o uso de cloreto férrico. Contudo, os resultados obtidos com adição de polímero catiônico se mostraram piores do que os obtidos com o uso exclusivo de cloreto férrico.

Na Figura 5.51, observa-se que a maior remoção de turbidez (22%), para $V_s = 6,25$ cm/min, ocorreu para a combinação de dosagens [DCF = 70 mg/l; DPC = 1,0 mg/l e DBS = 108,5 mg/l]; a seguir, para as mesmas condições, a melhor remoção de turbidez, cerca de 15%, ocorreu para a amostra sem adição de coagulantes. Para velocidades de sedimentação menores, verificam-se maiores eficiências de remoção de turbidez nas amostras em que se aplicaram maiores dosagens de cloreto férrico (70 mg FeCl₃/l).

As curvas de sedimentação apresentadas na Figura 5.52 indicam que, para as dosagens testadas, a remoção de fósforo dependeu principalmente das dosagens de

cloreto férrico aplicadas, não se verificando benefícios com a aplicação de polímero catiônico, o que pode ser comprovado pela proximidade observada entre as curvas em que se aplicaram mesmas dosagens de cloreto férrico.

Ensaios com uso de amido de batata natural

Nas Figuras 5.53, 5.54 e 5.55 são apresentadas as curvas de sedimentação, respectivamente, de DQO, turbidez e fósforo, obtidas com o uso de cloreto férrico e amido natural de batata.

De modo semelhante ao que foi observado na Figura 5.50, quando se tratou das eficiências de remoção de DQO com o uso de polímero catiônico, na Figura 5.53 verifica-se que, para $V_s = 6,25$ cm/min, as dosagens de cloreto férrico e amido de batata aplicadas ao afluyente do reator anaeróbio de leito expandido conduziram a menor eficiência de remoção de DQO do que a verificada na amostra decantada sem o uso de coagulantes, o mesmo sendo observado para remoção de turbidez, como se observa na Figura 5.54.

Figura 5.53. Fração remanescente de DQO em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata.

Figura 5.54. Fração remanescente de turbidez em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata.

Figura 5.55. Fração remanescente de fósforo em função da velocidade de sedimentação para várias dosagens de cloreto férrico e amido de batata.

Para velocidades de sedimentação menores que 6,25 cm/min, por sua vez, as amostras que receberam adição de cloreto férrico, em geral, apresentaram menores valores de DQO e de turbidez residual; contudo, ao contrário do esperado, as amostras que não receberam adição de amido de batata, mas sim de cloreto férrico, apresentaram eficiências de remoção de DQO e turbidez mais elevadas que as que receberam os dois produtos.

Na Figura 5.55, em que se avalia a remoção de fósforo com o uso de cloreto férrico e amido de batata para diferentes velocidades de sedimentação, verifica-se que a remoção de fósforo tem forte relação com a dosagem de cloreto férrico; contudo, maiores eficiências de remoção são observadas apenas para velocidades de sedimentação baixas.

Em resumo, para as dosagens de coagulantes e faixas de pH investigadas, o uso de amido de batata não se mostrou vantajoso para remoção de DQO, turbidez ou fósforo.

Comparação entre auxiliares de floculação

De acordo com as curvas de sedimentação apresentadas, para as dosagens de coagulantes, condições de mistura rápida e floculação e valores de pH estudados, o polímero aniônico Bozefloc (Fabricante: Clariant) apresentou os melhores resultados como auxiliar de floculação, para remoção DQO, turbidez e fósforo.

Em relação ao polímero catiônico, o melhor desempenho observado pelo polímero aniônico pode ser devido às diferentes concentrações de produto "ativo", uma vez que o polímero catiônico era fornecido em pó e o aniônico em solução concentrada, sem que fosse determinada a concentração deste em termos de produto "ativo".

Os resultados obtidos com o uso de amido de batata, por sua vez, para as condições empregadas nos ensaios, foram considerados insatisfatórios, em geral, havendo prejuízo à qualidade do efluente produzido com a adição do produto.

De maneira geral, através das curvas de sedimentação de DQO, turbidez e fósforo, ainda se verificou que as eficiências de remoção desses parâmetros

teoricamente poderiam ser aumentadas se se utilizassem menores taxas de aplicação superficial no decantador do reator anaeróbio de leito expandido, principalmente quando fossem utilizados coagulantes.

5.4. Aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido

A partir dos resultados obtidos nos ensaios em *jar test* selecionaram-se três combinações de dosagens de cloreto férrico (DCF), polímero aniônico (DPA) e bicarbonato de sódio (DBS) a ser testadas no reator anaeróbio de leito expandido, que seriam avaliadas através da comparação dos resultados de três perfis 24 horas (um para cada combinação de produtos químicos) com os dados obtidos durante a etapa de monitoramento (monitoramento periódico e perfis 24 horas).

As dosagens selecionadas para aplicação no reator foram: [DCF = 40 mg/l; DPA = 1,0 mg/l e DBS = 0 mg/l]; [DCF = 40 mg/l; DPA = 2,0 mg/l e DBS = 0 mg/l] e [DCF = 70 mg/l; DPA = 1,0 mg/l e DBS = 108,5 mg/l].

Contudo, sucessivos problemas com equipamentos conjuntos moto-bomba, painéis de controle das bombas, bomba dosadora de produtos químicos, etc., que culminaram, durante a operação de limpeza da unidade de retenção de sólidos arenosos, com a falha da bóia controladora da bomba de recalque de esgoto bruto, o que provocou a destruição da tubulação de recalque e a perda de praticamente todo o leito de carvão ativado do reator, impossibilitaram a realização dos dois últimos perfis 24 horas planejados, sendo realizado apenas um perfil 24 horas com aplicação de coagulantes no reator, no caso o 3º perfil 24 horas desta pesquisa. Acredita-se que parte desses problemas tenha sido decorrente do fechamento parcial dos registros nos pontos de aplicação de produtos químicos, o que pareceu ter sobrecarregado as bombas.

3º perfil 24 horas, com aplicação de coagulantes

O 3º perfil 24 horas, com aplicação de coagulantes, foi realizado entre o 347º e o 348º dia de operação, nos dias 18 e 19 de abril de 2000. Para essa campanha, planejava-se a aplicação de dosagens de 40 mg/l de cloreto férrico e 1,0 mg/l de

polímero aniônico no reator anaeróbio de leito expandido. No entanto, em virtude da dificuldade no ajuste das vazões da bomba dosadora utilizada, houve variações nas dosagens de coagulantes aplicadas no afluente do reator, as quais dosagens são apresentadas na Figura 5.56.

Figura 5.56. Dosagens médias de cloreto férrico e polímero aniônico aplicadas ao reator anaeróbio de leito expandido.

Como se visualiza na Figura 5.56, a aplicação de coagulantes ao reator foi iniciada 18 horas antes da primeira coleta de amostras do perfil 24 horas, o que equivale a 5,6 vezes o tempo médio de detenção hidráulica no reator. Esse período foi considerado suficiente para estabilização do tratamento químico no reator; contudo, provavelmente seria necessário mais tempo para estabilização da biomassa do reator sob as novas condições ambientais impostas pela adição dos produtos químicos. O curto período de tempo entre o início da aplicação de coagulantes ao reator e o início do perfil foi adotado em consequência da sucessão de problemas com equipamentos, que voltaram a ocorrer após a conclusão do 3º perfil 24 horas.

Na Tabela 5.10 é apresentado o resumo estatístico dos dados obtidos no 3º perfil 24 horas, realizado com aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito

Tabela 5.10. Resumo estatístico dos dados obtidos no 3º perfil 24 horas, realizado entre o 347º e o 348º dia de operação, com aplicação de coagulantes.

Parâmetro	Afluente					Efluente					Eficiência Média de Remoção (%)
	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	
Temperatura (°C)	6	27,3	1,3	25,5	29,5	6	27,1	1,1	25,5	28,5	-
pH	11	-	-	5,77	7,58	11	-	-	6,42	7,64	-
Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	11	57	23	1	84	11	52	12	34	72	-
Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	11	91	25	45	144	11	75	12	62	106	-
Alc. Bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	11	65	25	3	96	11	60	15	39	92	-
Ácidos Voláteis (mg Hac/l)	11	38	23	7	75	11	22	10	7	40	-
DQOt (mg/l)	13	490	275	81	927	13	142	39	74	184	71%
DQOf (mg/l)	13	210	121	20	340	13	75	30	33	112	65%
Turbidez (uT)	13	201	127	16	381	13	82	24	45	130	59%
Fósforo Total (mg P/l)	13	4,2	1,9	1,4	8,6	13	2,9	0,8	1,6	4,3	31%
Fósforo Filtrado (mg P/l)	13	2,7	1,1	0,9	4,5	13	1,4	0,9	0,6	3,2	48%
N-NTK (mg N/l)	10	34	9	20	46	12	31	5	24	41	9%
N-Amoniacal (mg N/l)	12	18	8	8	36	13	18	2	15	24	0%
N-Orgânico (mg N/l)	9	16	10	1	31	12	12	4	7	21	25%
ST (mg/l)	13	458	203	157	869	13	276	39	191	327	40%
STF (mg/l)	13	169	74	77	318	13	168	26	130	233	-
STV (mg/l)	13	289	143	77	551	13	108	24	58	158	-
SST(mg/l)	13	257	170	35	656	13	59	14	32	86	-
SSF (mg/l)	13	35	32	2	132	13	17	5	9	25	-
SSV (mg/l)	13	221	142	29	524	13	42	10	23	61	-
SDT (mg/l)	13	201	68	115	343	13	217	34	145	260	-
SDF (mg/l)	13	134	50	62	238	13	150	26	114	210	-
SDV (mg/l)	13	68	32	25	132	13	66	21	28	108	-

perfil 24 horas, realizado com aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido. Os valores numéricos dos dados obtidos neste perfil estão reunidos na Tabela D-I, do Anexo D.

Na Tabela 5.11, por sua vez, são apresentados os valores médios de alguns parâmetros usados no monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido obtidos no período diurno (das 6h às 18h) dos três perfis 24 horas realizados nesta pesquisa. Como citado anteriormente, para o cálculo das médias no período diurno foram considerados que os valores dos parâmetros obtidos nas amostras coletadas às 8h, 10h, 12h, 14h e 16h ocorreram durante duas horas, enquanto os obtidos nas coletas das 6h e 18h ocorreram durante uma hora cada, caracterizando o período diurno de 12 horas.

Tabela 5.11. Valores médios no período diurno de alguns parâmetros de monitoramento do reator nos três perfis 24 horas realizados.

Parâmetro	1º perfil 24 horas		2º perfil 24 horas		3º perfil 24 horas	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	26,9	26,7	27,1	26,7	27,7*	27,1*
Alc.bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	65	117	68	111	52*	70*
DQOt (mg/l)	587	264	580	223	655	154
DQOf (mg/l)	223	122	233	117	283	84
Turbidez (uT)	233	116	169	110	282	76
P-total (mg P/l)	6,3	4,6	7,0	4,4	5,3	3,2
P-filtrado (mg P/l)	3,6	3,9	3,1	3,5	3,3	2,0
N-NTK (mg N/l)	36	27	35	32	35*	32*
N-Amoniacal (mg N/l)	18	20	13	19	16*	19
ST (mg/l)	472	296	378	226	573	269
STF (mg/l)	158	134	106	73	213	159
STV (mg/l)	314	162	272	153	360	110

* média calculada com base em menor número de amostras (ver Tabela D-I, Anexo D)

Parâmetros de controle do processo

Como as coletas de amostras nesta campanha foram realizadas por dois amostradores automáticos, o que dispensou a ida à ETE experimental em todos os horários de coleta de amostras, os valores de temperatura do afluente e do efluente foram medidos apenas em alguns dos horários de recolhimento das amostras. As temperaturas medidas no afluente e no efluente do reator e os respectivos horários são apresentados na Figura 5.57.

Figura 5.57. Temperaturas medidas em algumas amostras no 3º perfil 24 horas.

Apesar de se dispor de apenas 6 medições das temperaturas do esgoto, estima-se que o comportamento ocorrido durante o perfil tenha sido semelhante ao observado no 1º perfil 24 horas, verificando-se elevação da temperatura do esgoto durante o dia e resfriamento à noite. Embora na Tabela 5.10 sejam apresentados valores mais elevados (calculados com base nas medições da Figura 5.57), estima-se que as temperaturas médias do esgoto no dia do perfil, no afluente e no efluente, situaram-se em torno de 26°C.

Nas Figuras 5.58, 5.59 e 5.60 são apresentados os gráficos com as variações dos valores de pH, alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis ao longo de 24 horas.

De acordo com a Figura 5.58, os valores de pH do afluente variaram entre 6,48 e 7,58, enquanto no efluente o pH variou entre 6,42 e 7,64. Observando-se os valores de pH no efluente, principalmente no período noturno, quando se verificou a elevação sucessiva do pH do efluente, verifica-se que as dosagens de cloreto férrico aplicadas ao reator não provocaram abaixamento significativo no pH no interior do reator.

Apesar de não terem sido constatadas mudanças importantes no pH, de acordo com os valores de alcalinidade a bicarbonato indicados na Figura 5.59 e na Tabela 5.10, o uso do cloreto férrico provocou o consumo significativo da alcalinidade a bicarbonato produzida no reator. Por exemplo, no 1º perfil 24 horas, iniciado no 153º dia de operação, constatou-se o aumento médio diário de 69% da

Figura 5.58. Valores de pH no afluente e no efluente no 3º perfil 24 horas.

Figura 5.59. Valores de alcalinidade a bicarbonato no 3º perfil 24 horas.

Figura 5.60. Valores de ácidos voláteis no 3º perfil 24 horas.

alcalinidade a bicarbonato do efluente em relação à do afluente, enquanto neste 3º perfil 24 horas, realizado com aplicação de coagulantes, a concentração média diária de alcalinidade a bicarbonato no afluente foi de 65 mg CaCO₃/l, enquanto no efluente foi de 60 mg CaCO₃/l, cerca de 8% menor.

Considerando-se o período diurno, a concentrações média de alcalinidade a bicarbonato no efluente do reator foi menor no 3º perfil 24 horas (70 mg CaCO₃/l) do que nos dois perfis realizados anteriormente (maiores que 110 mg CaCO₃/l).

De acordo com a Figura 5.60, a concentração média diária de ácidos voláteis no efluente foi de 22 mg Hac/l e de 38 mg Hac/l no afluente, indicando que houve

assimilação de ácidos voláteis pelo reator. Comparando-se esses resultados aos observados no 1º perfil 24 horas, verificou-se maior assimilação de ácidos voláteis no período de aplicação de coagulantes ao reator.

Parâmetros para avaliação da eficiência do reator

. Remoção de matéria carbonácea

Na Figura 5.61 são apresentados os resultados de DQO das amostras brutas e filtradas do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido no 3º perfil 24 horas.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 5.10, a aplicação das dosagens de cloreto férrico e polímero aniônico indicadas na Figura 5.56 proporcionou remoções médias diárias de 71% do DQOt e 65% de DQOf no reator. Comparando-se esses resultados aos obtidos no 1º perfil 24 horas, quando as concentrações médias de DQOt e DQOf do afluente foram próximas às observadas no 3º perfil e as remoções médias de DQOt e DQOf foram de, respectivamente, 64% e 38%, verifica-se que houve aumento da eficiência de remoção de DQO com o uso

Figura 5.61. Valores de DQO das amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente do reator no 3º perfil 24 horas.

de coagulantes no reator anaeróbio de leito expandido. Outrossim, os resultados indicam que houve a transformação de parte da parcela coloidal da DQO para a forma particulada com o uso de coagulantes, parcela particulada esta que eventualmente poderia ser removida em um decantador mais eficiente ou, talvez, com o uso de dosagens mais elevadas de polímero aniônico.

Comparando-se os resultados obtidos com aplicação de coagulantes aos obtidos no período de monitoramento periódico, as eficiências médias de remoção de DQOt e DQOf foram praticamente as mesmas. Contudo, as concentrações médias de DQOt e DQOf das amostras do afluente do reator coletadas às 8h situaram-se próximas à média diária apenas no 1º perfil 24 horas; no 2º e no 3º perfis 24 horas, ao contrário, ocorreram valores de "pico" de DQO nesse horário, o que sugere que os valores de DQOt e DQOf do afluente obtidos durante o monitoramento periódico (quando as coletas de amostras eram feitas às 8h30min) podem ter sido superiores às médias diárias, a exemplo do que já se havia observado nas análises de fósforo e nitrogênio nos dois primeiros perfis 24 horas.

Considerando-se o período diurno, quando o esgoto afluente ao reator é mais concentrado, as eficiência de remoção de DQOt e DQOf observadas no 3º perfil 24 horas foram de, respectivamente, 76% e 70%. Essas eficiências foram mais elevadas do que as observadas no 1º perfil 24 horas (remoção de 55% de DQOt e 45% de DQOf) e no 2º perfil 24 horas (remoção de 62% de DQOt e 50% de DQOf).

No 3º perfil 24 horas foi aplicada uma carga orgânica volumétrica de aproximadamente 3,68 kg de DQO/m³.d ao reator anaeróbio de leito expandido, sendo removidos 2,61 kg de DQO/m³.d.

. Remoção de turbidez

Na Figura 5.62 são apresentados os valores de turbidez obtidos durante o 3º perfil 24 horas. A eficiência média diária de remoção de turbidez nesse perfil foi de 59%, resultado melhor que as obtidas no 1º perfil (47%) e no 2º perfil 24 horas (27%), realizados na etapa de monitoramento.

Figura 5.62. Valores de turbidez no afluente e no efluente no 3º perfil 24 horas.

Tomando-se o período diurno, enquanto as remoções médias de turbidez no 1º e no 2º perfil 24 horas foram de, respectivamente, 50% e 35%, verificou-se remoção de 73% de turbidez no reator anaeróbio de leito expandido no 3º perfil 24 horas.

. Remoção de sólidos

As concentrações das frações componentes de sólidos (SDV, SDF, SSV e SSF) do afluente e do efluente do reator anaeróbio de leito expandido, obtidas durante a realização do 3º perfil 24 horas, são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 5.63 e 5.64.

Como se observa na Figura 5.63, durante o 3º perfil 24 horas, grande parte dos sólidos no afluente do reator encontrava-se na forma de SSV (cerca de 48% de ST). No efluente do reator, por sua vez, de acordo com a Figura 5.64, a maior parcela dos sólidos presente no esgoto tinha dimensão menor que o poro da membrana filtrante (1,0 μ m), encontrando-se na forma dissolvida ou coloidal.

As concentrações médias diárias de SST encontradas no afluente e no efluente do reator no 3º perfil 24 horas foram de, 257 mg/l e 59 mg/l, resultando em eficiência de remoção de cerca de 77% de SST. Essa eficiência de remoção de SST

Figura 5.63. Concentrações de sólidos no afluente do reator no 3º perfil 24 horas.

Figura 5.64. Concentrações de sólidos no efluente do reator no 3º perfil 24 horas.

foi mais elevada que as observadas no monitoramento periódico (69%), no 1º perfil (52%) e no 2º perfil 24 horas (63%). Por outro lado, durante o perfil realizado com aplicação de coagulantes no reator, verificou-se aumento da parcela coloidal e dissolvida no efluente em relação ao afluente.

Tomando-se os valores médios de sólidos totais no período diurno apresentados na Tabela 5.11, nota-se que a maior eficiência média de remoção ocorreu no 3º perfil 24 horas, aproximadamente 53%; enquanto no 1º e no 2º perfil 24 horas as eficiências de remoção de ST foram de, respectivamente, 37% e 40%.

. Remoção de nutrientes

As concentrações de fósforo observadas nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente reator anaeróbio de leito expandido durante o 3º perfil 24 horas são apresentadas na Figura 5.65.

Figura 5.65. Concentrações de fósforo nas amostras filtradas e não filtradas do afluente e do efluente reator no 3º perfil 24 horas.

De acordo com a Tabela 5.10, as concentrações médias diárias de fósforo nas amostras filtradas do afluente e do efluente do reator foram de, respectivamente, 2,7 mg P/l e 1,4 mg P/l (remoção média diária de 48%); nas amostras brutas, a concentração média diária no afluente foi de 4,2 mg P/l e no efluente, 2,9 mg P/l, resultando em remoção média diária de fósforo de 31%.

Comparando-se esses resultados às eficiências de remoção obtidas no 1º perfil 24 horas, em que se verificou remoção de 17% do fósforo nas amostras brutas e aumento de 4% na concentração de fósforo nas amostras filtradas, verifica-se que no 3º perfil 24 horas houve aumento considerável da eficiência de remoção de fósforo nas amostras brutas (de 17% para 31%) e que o uso de cloreto férrico provocou a precipitação de uma parte do fósforo solúvel afluente ao reator, já que se verificou, proporcionalmente, menor quantidade de fósforo nas amostras filtradas do efluente no 3º perfil 24 horas.

Tomando-se as concentrações médias de fósforo no período diurno dos três perfis 24 horas, apresentadas na Tabela 5.11, verifica-se que as concentrações médias no afluente nos dois primeiros foram mais elevadas que no 3º perfil 24 horas. Apesar disso, as eficiências médias de remoção de fósforo no 3º perfil foram mais elevadas que nos demais, tanto considerando-se as amostras não filtradas (eficiências médias de remoção de 27%, 37% e 40%, respectivamente, no 1º, no 2º e no 3º perfil 24 horas), quanto considerando-se as amostras filtradas, em que apenas no terceiro perfil a concentração média do efluente foi menor que a do afluente.

Como já se havia comentado anteriormente, nas amostras do afluente coletadas às 8h nos três perfis 24 horas realizados, verificaram-se concentrações de fósforo e nitrogênio superiores às médias diárias, indicando que os valores desses parâmetros obtidos durante o monitoramento periódico (amostras coletadas às 8h30min) não era representativo das médias diárias.

Na Figura 5.66 são apresentadas as concentrações de NTK e N-amoniacal no afluente e no efluente do reator anaeróbio de leito expandido obtidas durante o 3º perfil 24 horas.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 5.10, as concentrações médias diárias de NTK no afluente e no efluente do reator foram de, respectivamente, 34 mg N/l e 31 mg N/l, resultando em remoção média de 9%.

Figura 5.66. Concentrações de NTK e N-amoniacal no afluente e no efluente do reator no 3º perfil 24 horas.

Em relação a N-amoniaco, por sua vez, em média, não se observou qualquer redução ou acréscimo na concentração durante o 3º perfil 24 horas, obtendo-se concentrações médias diárias de 18 mg N/l, tanto no afluente quanto no efluente do reator.

Comparando-se esses resultados aos obtidos no 1º perfil 24 horas (remoção de 28% de NTK), acredita-se que o uso de coagulantes provavelmente não representou benefícios para remoção de nitrogênio; contudo, embora tenha havido menor remoção de NTK no 3º perfil que no 1º perfil 24 horas, os dados obtidos não são suficientes para afirmar que o uso de coagulantes tenha sido prejudicial à remoção de nitrogênio no reator.

Tomando-se o período diurno (das 6h às 18h) do 3º perfil 24 horas, de acordo com a Tabela 5.11, observa-se que, em média, houve pequena remoção (cerca de 9%) da concentração de NTK e pequeno aumento na concentração de N-amoniaco, à semelhança do que se observou nos outros perfis 24 horas.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados apresentados no capítulo anterior, obtidos nas diversas etapas desta pesquisa, chegou-se às seguintes conclusões:

- o reator anaeróbio de leito expandido manteve-se em equilíbrio durante toda a etapa de monitoramento, o que se verificou através dos resultados das análises do afluente e do efluente nos dois perfis 24 horas e no monitoramento periódico, apresentando efluente de qualidade semelhante à obtida em reatores anaeróbios mais modernos (por exemplo, UASB), com tempo de detenção hidráulica bastante reduzido (3,2 h);
- os exames de microscopia ótica e eletrônica de varredura mostraram haver predominância de microrganismos de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta* sp e de bacilos nas biopartículas do reator, verificando-se a ocorrência de grandes colônias de microrganismos principalmente nos interstícios dos grãos de carvão ativado, onde parece haver maior proteção ao cisalhamento provocado pelo fluxo do esgoto no reator;
- de acordo com resultados obtidos nos testes de atividade metanogênica específica (AME), para as condições empregadas no ensaio, não se observaram quaisquer efeitos tóxicos à biomassa do reator para dosagens de cloreto férrico de até 500 mg/l, o que aponta para a possibilidade de uso de cloreto férrico em reatores anaeróbios de leito expandido;
- embora não se dispusesse do diagrama de coagulação de cloreto férrico das amostras investigadas, os resultados obtidos nos ensaios preliminares de coagulação-floculação-sedimentação indicaram que provavelmente as dosagens de cloreto férrico aplicadas ao afluente do reator, para os valores de pH obtidos, se inseriram na região de varredura; de modo que, em geral,

havia maior eficiência de remoção de DQO, turbidez e fósforo à medida em que se elevavam as dosagens de cloreto férrico; além disso, o cloreto férrico produziu eficiências de remoção de DQO, turbidez e fósforo semelhantes com ou sem o uso de bicarbonato de sódio, demonstrando ser eficiente em diferentes valores de pH;

- para as dosagens e condições de ensaio investigadas, o polímero catiônico W341 (Fabricante: Adesol), quando utilizado como coagulante primário, não elevou significativamente as eficiências de remoção de DQO, turbidez e fósforo;
- de acordo com os resultados obtidos nos ensaios de curvas de sedimentação, para as condições de ensaio e dosagens utilizadas, dentre os auxiliares de floculação investigados, o polímero aniônico Bozefloc (Fabricante: Clariant) mostrou-se mais eficiente na remoção de DQO, turbidez e fósforo do que o polímero catiônico W341 (Fabricante: Adesol) e o amido de batata natural (Fabricante: Colombo), quando utilizados em conjunto com cloreto férrico; além disso, para a velocidade ascensional observada na região de sedimentação do reator, a aplicação de cloreto férrico só se mostrou vantajosa com o uso de auxiliar de floculação (no caso estudado, o polímero aniônico);
- quando da aplicação de cloreto férrico ao afluente de reatores anaeróbios, dependendo das dosagens aplicadas e das características do esgoto (principalmente pH e alcalinidade), é necessária a adição de alcalinizante, sob risco de danos à biomassa do reator se houver consumo excessivo da alcalinidade ou abaixamento acentuado do pH;
- a aplicação de coagulantes em reatores anaeróbios, não havendo prejuízo ao processo biológico (por exemplo, pelo abaixamento demasiado do pH), produz resultados em tempo de resposta bastante curto, como se verificou no 3º perfil 24 horas, em que se iniciou a aplicação de cloreto férrico e polímero aniônico apenas 18 horas antes do início do perfil;
- a recirculação do efluente final do reator prejudicou a sedimentação de sólidos no decantador, interferindo negativamente nas eficiências de remoção de DQO, turbidez, fósforo e sólidos;

- de acordo com os resultados obtidos no 3º perfil 24 horas, em relação àqueles obtidos no 1º perfil 24 horas, as eficiências médias diárias de remoção no reator anaeróbio de leito expandido foram elevadas de 64% para 71%, para DQO; de 47% para 59%, para turbidez; de 17% para 31%, para fósforo; e de 52% para 77%, para SST, quando aplicadas dosagens de 40 mg/l de cloreto férrico e 1,0 mg/l de polímero aniônico. Desses resultados, conclui-se haver grande potencialidade no uso de coagulantes em conjunto com o tratamento biológico em reatores anaeróbios de leito expandido.

Como se acredita que a utilização conjunta de processos biológicos com tratamento físico-químico tende a se difundir, mas que ainda necessita de investigações, ficam as seguintes sugestões para pesquisas posteriores:

- a aplicação de coagulantes em reatores pode ser realizada de diversas maneiras. Assim, por exemplo, podem ser feitas novas investigações com aplicação contínua ou intermitente aos reatores, em diferentes pontos de aplicação;
- pesquisar a aplicação de cloreto férrico a reatores anaeróbios por longos períodos de tempo, até que haja estabilização da eficiência, para que se possa avaliar o efeito do cloreto férrico aos microrganismos quando de seu uso prolongado; também se poderá investigar o aumento na produção de lodo no reator em virtude do uso de coagulantes;
- estudar a geração e degradação de lodo nos reatores em sistemas que associam etapas de tratamento anaeróbio e físico-químico;
- estudar a fenomenologia da coagulação e da floculação de efluentes de reatores anaeróbios e aeróbios, com vistas à sedimentação e à flotação, através de diagramas de coagulação (elaborados em função das dosagens de coagulante, do pH e das frações residuais de parâmetros físicos e químicos, como: DQO, turbidez, cor aparente e fósforo) e da modelagem matemática da floculação, por meio da determinação de coeficientes de agregação e ruptura. Essa proposta já foi incorporada ao projeto de pesquisa de doutorado do autor desta pesquisa.

Anexo A

Resultados referentes à etapa de monitoramento do reator anaeróbio de leito expandido.

Tabela A-1a : Resultados referentes ao **afluente** do reator anaeróbio de leito expandido durante a etapa de monitoramento periódico

Data	Dias de Operação	Temperatura (°C)	pH	Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	Bicarbonato Alc.	AGV (mg Hác/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _f (mg/l)	Turbidez (uT)	Fósforo Total (mg P/l)	N-NTK (mg N/l)	N-Amomiacal (mg N/l)	N-Orgânico (mg N/l)	SS (mg/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDF (mg/l)	SDV (mg/l)
10/06/99	34	22,0	-	-	-	-	-	715	292	-	-	-	-	-	5,0	654	104	550	287	35	252	367	69	298
14/06/99	38	22,0	7,42	111	510	472	53	715	239	-	-	-	-	-	6,0	637	76	561	321	29	292	316	47	269
17/06/99	41	23,0	6,54	42	107	-	-	1.128	629	-	-	-	-	-	8,0	907	118	789	355	50	305	552	68	484
21/06/99	45	21,0	-	-	-	-	-	598	275	-	-	-	-	-	4,0	509	52	457	235	8	227	274	44	230
24/06/99	48	27,0	7,35	69	123	75	68	778	268	-	-	-	-	-	-	793	359	434	-	-	-	-	-	-
28/06/99	52	27,0	7,31	77	138	79	84	1.178	344	-	-	-	-	-	60,0	939	170	769	521	156	365	418	14	404
01/07/99	55	28,0	-	-	-	-	-	751	228	-	-	-	-	-	-	751	165	586	272	32	240	479	133	346
05/07/99	59	26,0	7,30	93	125	91	48	779	256	-	2,3	45	29	16	14,0	754	126	628	356	20	336	398	106	292
08/07/99	62	26,0	7,20	98	136	124	17	544	218	-	1,2	42	27	15	14,0	634	118	516	285	33	252	349	85	264
12/07/99	66	25,0	7,26	75	124	89	50	541	228	-	2,9	39	24	15	17,0	634	118	516	267	27	240	367	91	276
15/07/99	69	23,5	7,08	82	142	124	26	684	239	-	4,9	40	21	19	8,0	696	248	448	319	83	236	377	165	212
19/07/99	73	24,0	7,10	142	153	129	34	756	298	-	8,4	62	38	24	7,0	630	-	-	324	40	284	306	-	-
22/07/99	76	29,0	-	87	142	85	81	543	202	-	5,1	46	28	18	23,0	490	132	358	278	22	256	212	110	102
26/07/99	80	29,0	-	131	169	106	89	775	237	-	11,5	58	29	29	14,0	736	228	508	446	59	387	290	169	121
29/07/99	83	23,0	-	-	-	-	-	780	272	-	-	-	-	-	-	490	166	324	311	53	258	179	113	66
02/08/99	87	23,0	-	164	240	171	98	638	262	-	9,6	67	40	27	7,0	589	139	450	298	53	245	291	86	205
05/08/99	90	26,0	6,84	98	169	124	64	710	295	-	6,7	38	26	12	8,0	478	174	304	283	6	277	195	168	27
09/08/99	94	26,0	-	104	164	119	64	655	215	-	7,9	44	27	17	7,5	588	273	315	309	17	292	279	256	23
12/08/99	97	26,0	7,12	109	142	66	107	478	217	-	7,3	29	21	8	6,0	405	175	230	200	50	150	205	125	80
16/08/99	101	22,0	-	142	164	116	68	572	226	-	8,3	52	41	11	6,0	587	172	415	267	-	-	320	-	-
19/08/99	104	26,0	-	87	164	128	51	492	203	-	12,0	40	30	10	6,0	402	153	249	229	9	220	173	144	29
23/08/99	108	-	-	98	158	116	60	613	218	-	8,1	58	30	28	7,0	647	134	513	324	34	290	323	100	223
26/08/99	111	-	-	82	136	94	60	680	259	-	8,8	56	28	28	50,0	531	93	438	328	51	277	203	42	161
30/08/99	115	-	-	-	-	-	68	835	316	-	-	-	-	-	30,0	733	162	571	441	76	365	292	86	206
02/09/99	118	-	-	71	131	95	51	775	323	-	9,6	55	29	26	4,0	572	227	345	262	50	212	310	177	133
09/09/99	125	-	7,14	76	131	89	60	517	223	-	13,6	35	23	12	3,0	550	136	414	194	37	157	356	99	257
13/09/99	129	24,0	-	71	104	80	34	713	252	-	14,9	75	41	34	9,0	629	123	506	256	31	225	373	92	281
20/09/99	136	26,5	-	-	-	-	89	744	362	-	11,3	56	28	28	30,0	641	248	393	288	39	249	353	209	144
23/09/99	139	28,0	-	-	-	-	107	763	353	-	-	-	-	-	30,0	615	168	447	264	28	236	351	140	211

Tabela A-Ia : Resultados referentes ao **afluente** do reator anaeróbio de leite expandido durante a etapa de monitoramento periódico (*continuação*)

27/09/99	143	-	7,18	44	136	79	81	637	231	-	6,9	64	34	30	-	790	466	324	311	53	258	479	413	66
30/09/99	146	27,0	-	-	-	-	-	849	338	-	-	-	-	-	32,0	859	372	487	419	58	361	440	314	126
04/10/99	150	22,5	7,30	87	164	108	79	646	277	-	-	-	-	-	6,5	542	204	338	251	15	236	291	189	102
14/10/99	160	25,0	6,82	90	149	79	99	854	302	-	3,6	42	32	10	9,0	734	226	508	335	63	272	399	163	236
18/10/99	164	25,0	-	-	-	-	58	704	304	-	-	-	-	-	6,5	625	249	376	267	45	222	358	204	154
21/10/99	167	24,0	-	-	-	-	104	1.168	490	-	8,7	58	22	36	14,0	884	230	654	435	29	406	449	201	248
26/10/99	172	-	-	-	-	-	62	766	265	-	-	-	-	-	-	697	210	487	166	33	133	531	177	354
28/10/99	174	-	6,94	77	140	87	75	989	317	-	8,3	56	31	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/11/99	181	25,0	6,49	45	113	75	54	624	214	-	15,1	58	39	19	5,5	650	186	464	306	55	251	344	131	213
09/11/99	186	25,0	6,94	81	149	93	79	896	251	-	-	-	-	-	12,0	382	81	301	270	78	192	112	3	109
11/11/99	188	-	-	-	-	-	79	860	291	-	8,4	60	27	33	11,0	785	240	545	-	-	-	-	-	-
16/11/99	193	23,0	7,07	81	144	106	54	762	301	341	-	-	-	-	10,0	1.325	843	482	349	18	331	976	825	151
18/11/99	195	24,0	7,08	86	135	91	62	904	247	-	9,8	59	36	23	-	707	184	523	-	-	-	-	-	-
23/11/99	200	25,0	7,11	86	135	91	62	669	238	-	-	-	-	-	7,0	521	102	419	258	13	245	263	89	174
25/11/99	202	26,0	7,01	68	131	81	70	740	208	-	7,9	56	33	23	7,5	526	167	359	305	61	244	221	106	115
30/11/99	207	25,0	7,06	72	140	87	75	854	201	349	7,8	61	37	24	6,5	721	154	567	478	59	419	243	95	148
02/12/99	209	26,0	7,09	86	149	102	66	659	201	368	9,2	-	-	-	5,5	541	208	333	291	51	240	250	157	93
07/12/99	214	26,0	7,23	81	163	119	62	621	206	221	7,5	72	31	41	5,5	566	246	320	342	39	303	224	207	17
09/12/99	216	26,0	7,09	68	126	88	54	636	222	308	-	-	-	-	8,0	550	240	310	292	41	251	258	199	59
14/12/99	221	26,0	6,75	59	95	74	29	397	189	165	7,8	37	23	14	4,0	391	63	328	153	30	123	238	33	205
16/12/99	223	25,0	6,83	68	126	82	62	966	257	501	-	-	-	-	25,0	741	249	492	299	19	280	442	230	212
11/01/00	249	28,0	-	-	-	-	-	509	237	317	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/01/00	251	28,0	7,28	34	78	-	-	786	262	403	-	-	-	-	9,0	656	200	456	314	32	282	342	168	174
18/01/00	256	-	7,02	66	107	69	54	569	286	231	-	-	-	-	4,0	602	176	426	176	18	158	426	158	268
20/01/00	258	27,0	6,85	63	113	79	48	962	273	557	6,1	44	22	22	9,0	768	68	700	338	30	308	430	38	392
25/01/00	263	29,0	-	-	-	-	99	731	285	289	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27/01/00	265	28,0	-	-	-	-	45	553	288	-	6,5	45	22	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
01/02/00	270	27,0	6,44	51	107	69	53	508	248	182	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/02/00	272	27,0	6,88	51	98	67	44	551	215	250	5,3	37	21	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/02/00	285	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,9	58	22	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18/02/00	287	25,5	6,98	68	117	89	40	730	205	291	6,5	56	31	25	10,0	644	229	415	412	19	393	232	210	22
21/02/00	290	25,5	-	-	-	-	17	533	149	205	-	-	-	-	7,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23/02/00	292	25,0	7,38	85	142	108	48	797	232	-	-	-	-	-	15,0	1.184	618	566	638	300	338	546	318	228
29/02/00	298	28,0	7,10	52	104	66	53	787	233	273	7,1	48	24	24	7,0	597	-	-	241	36	205	356	-	-

- Determinações não realizadas

Tabela A-1b : Resultados referentes ao **efluente** do reator anaeróbio de leito expandido durante a etapa de monitoramento periódico

Data	Dias de Operação	Temperatura (°C)	pH	Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	Bicarbonato Alc.	AGV (mg Hác/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _f (mg/l)	Turbidez (uT)	Fósforo Total (mg P/l)	N-NTK (mg N/l)	N-Amomiacal (mg N/l)	N-Orgânico (mg N/l)	SS (mg/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDF (mg/l)	SDV (mg/l)
10/06/99	34	21,0	-	-	-	-	-	209	133	-	-	-	-	-	0,3	417	353	64	54	11	43	363	342	21
14/06/99	38	21,0	7,27	91	161	123	53	343	181	-	-	-	-	-	0,4	735	260	475	103	17	86	632	243	389
17/06/99	41	21,5	6,98	79	128	-	-	170	93	-	-	-	-	-	0,8	559	308	251	37	-	-	522	-	-
21/06/99	45	20,0	-	-	-	-	-	172	85	-	-	-	-	-	0,7	243	174	69	45	-	-	198	-	-
24/06/99	48	21,0	7,25	88	141	109	45	260	142	-	-	-	-	-	-	306	265	41	-	-	-	-	-	-
28/06/99	52	22,0	7,38	119	179	141	53	319	165	-	-	-	-	-	0,6	341	220	121	113	35	78	228	185	43
01/07/99	55	22,0	-	-	-	-	-	129	132	-	-	-	-	-	-	-	-	-	91	19	72	-	-	-
05/07/99	59	22,0	7,50	136	164	127	52	311	161	-	1,4	39	22	17	0,9	346	104	242	123	15	108	223	89	134
08/07/99	62	23,0	7,40	98	125	100	35	234	118	-	0,9	36	25	11	0,9	416	185	231	86	20	66	330	165	165
12/07/99	66	21,5	7,05	98	140	110	42	379	150	-	2,0	32	28	4	4,0	400	73	327	160	34	126	240	39	201
15/07/99	69	22,5	6,78	76	109	88	30	212	74	-	3,3	30	15	15	2,0	341	158	183	114	32	82	227	126	101
19/07/99	73	22,0	7,23	98	153	150	4	244	94	-	5,1	43	23	20	1,2	271	102	169	118	15	103	153	87	66
22/07/99	76	26,0	-	87	109	91	26	210	103	-	3,4	18	18	-	2,5	246	93	153	135	28	107	111	65	46
26/07/99	80	22,0	-	87	147	120	38	214	95	-	7,0	43	28	15	0,6	291	125	166	101	16	85	190	109	81
29/07/99	83	22,0	-	-	-	-	-	259	107	-	-	-	-	-	-	432	177	255	131	26	105	301	151	150
02/08/99	87	22,0	-	164	180	141	55	235	84	-	4,7	32	24	8	2,0	284	76	208	154	29	125	130	47	83
05/08/99	90	23,0	6,58	109	142	127	21	348	80	-	5,1	30	21	9	6,5	312	72	240	213	10	203	99	62	37
09/08/99	94	22,0	-	131	180	162	26	291	79	-	6,5	30	23	7	2,5	351	125	226	153	8	145	198	117	81
12/08/99	97	23,0	7,26	87	131	92	55	172	82	-	5,1	25	18	7	0,3	232	141	91	79	14	65	153	127	26
16/08/99	101	19,0	-	142	131	116	21	277	86	-	4,6	35	26	9	1,5	371	149	222	189	-	-	182	-	-
19/08/99	104	22,0	-	109	131	119	17	181	90	-	4,6	23	19	4	1,5	250	113	137	112	8	104	138	105	33
23/08/99	108	-	-	131	164	146	26	256	111	-	5,3	43	27	16	1,0	318	80	238	127	10	117	191	70	121
26/08/99	111	-	-	125	153	123	43	289	88	-	5,5	33	27	6	1,8	296	144	152	87	10	77	209	134	75
30/08/99	115	-	-	-	-	-	47	227	78	-	-	-	-	-	3,0	333	96	237	145	19	126	188	77	111
02/09/99	118	-	-	114	142	121	30	310	100	-	7,3	46	29	17	3,0	341	145	196	162	37	125	179	108	71
09/09/99	125	-	6,96	120	147	117	43	625	165	-	12,8	18	17	1	1,0	508	169	339	213	46	167	295	123	172
13/09/99	129	22,0	-	114	153	138	21	223	56	-	8,9	42	22	20	1,0	253	106	147	84	10	74	169	96	73
20/09/99	136	24,0	-	-	-	-	38	172	87	-	9,5	35	31	4	0,2	271	50	221	58	8	50	213	42	171
23/09/99	139	23,0	-	-	-	-	34	348	80	-	-	-	-	-	10,0	459	182	277	202	24	178	257	158	99

Tabela A-Ib : Resultados referentes ao **efluente** do reator anaeróbio de leito expandido durante a etapa de monitoramento periódico (*continuação*)

27/09/99	143	-	7,17	98	136	118	26	259	101	-	6,4	44	34	10	-	432	-	-	139	37	102	293	-	-
30/09/99	146	25,0	-	-	-	-	-	317	71	-	-	-	-	-	6,0	489	-	-	221	36	185	268	-	-
04/10/99	150	20,0	7,47	131	164	152	17	135	98	-	-	-	-	-	0,1	257	-	-	37	12	25	220	-	-
14/10/99	160	25,0	7,14	122	149	137	17	181	78	-	1,8	32	25	7	-	339	-	-	58	14	44	281	-	-
18/10/99	164	24,0	-	-	-	-	41	217	69	-	-	-	-	-	1,5	303	50	253	98	20	78	205	30	175
21/10/99	167	23,0	-	-	-	-	41	276	188	-	4,2	34	25	9	-	326	145	181	53	9	44	273	136	137
26/10/99	172	-	-	-	-	-	21	143	98	-	-	-	-	-	-	263	-	-	38	2	36	225	-	-
28/10/99	174	-	7,13	117	144	132	17	236	95	-	7,1	33	30	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/11/99	181	25,0	7,09	95	149	134	21	179	80	-	10,8	41	29	12	0,1	375	-	-	60	13	47	315	-	-
09/11/99	186	25,0	6,87	95	140	128	17	166	87	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	67	19	48	-	-	-
11/11/99	188	-	7,07	124	159	151	12	190	80	-	5,0	32	29	3	0,1	315	-	-	-	-	-	-	-	-
16/11/99	193	21,5	7,03	122	163	148	21	184	129	71	-	-	-	-	0,3	469	-	-	42	4	38	427	-	-
18/11/99	195	22,0	7,16	104	144	123	29	159	109	-	4,5	28	23	5	-	326	-	-	-	-	-	-	-	-
23/11/99	200	23,5	7,00	104	149	137	17	180	102	-	-	-	-	-	0,1	253	-	-	90	10	80	163	-	-
25/11/99	202	23,5	7,15	108	149	131	25	249	68	-	4,8	34	27	7	0,1	320	-	-	144	60	84	176	-	-
30/11/99	207	23,5	7,16	95	144	129	21	216	77	106	4,9	33	28	5	0,1	298	-	-	101	19	82	197	-	-
02/12/99	209	25,0	7,11	95	135	120	21	137	77	47	4,5	-	-	-	0,2	204	-	-	47	13	34	157	-	-
07/12/99	214	24,5	7,15	90	135	120	21	183	67	75	3,7	36	24	12	0,1	259	-	-	66	11	55	193	-	-
09/12/99	216	24,5	7,06	72	108	93	21	128	62	53	-	-	-	-	0,1	350	-	-	52	14	38	298	-	-
14/12/99	221	23,0	6,94	81	113	107	8	109	65	55	4,9	26	23	3	0,1	215	-	-	41	10	31	174	-	-
16/12/99	223	24,5	7,01	72	158	146	17	137	73	57	-	-	-	-	0,1	307	209	98	36	-	-	271	-	-
11/01/00	249	26,0	-	-	-	-	-	153	81	81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/01/00	251	25,5	7,40	63	53	-	-	195	85	110	-	-	-	-	-	268	145	123	63	12	51	205	133	72
18/01/00	256	-	6,79	68	98	85	19	155	57	87	-	-	-	-	0,1	108	66	42	66	30	36	42	36	6
20/01/00	258	26,0	6,90	90	131	118	18	242	97	146	3,6	25	19	6	0,1	194	107	87	77	7	70	117	100	17
25/01/00	263	27,0	-	-	-	-	26	162	99	73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27/01/00	265	25,0	-	-	-	-	15	162	75	-	4,6	38	19	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
01/02/00	270	25,0	7,00	62	101	85	23	148	74	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/02/00	272	26,0	7,12	90	135	121	20	119	59	66	3,5	29	25	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/02/00	285	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2	34	25	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18/02/00	287	25,5	7,33	88	120	112	11	115	52	64	5,2	33	30	3	0,1	287	116	171	43	4	39	244	112	132
21/02/00	290	23,5	-	-	-	-	30	109	52	70	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23/02/00	292	25,0	7,35	81	114	107	10	99	49	-	-	-	-	-	0,1	160	111	49	31	4	27	129	107	22
29/02/00	298	26,0	7,20	85	105	96	13	120	55	63	5,5	28	17	11	0,1	216	119	97	40	25	15	176	94	82

- Determinações não realizadas

Tabela A-II: Resultados referentes ao 1º perfil 24 horas, realizado entre o 153º e o 154º dia de operação

Data/Horário	Temperatura (°C)	pH	Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	A. Bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	Ácidos Voláteis (mg Hác/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _f (mg/l)	Turbidez (uT)	P-Total (mg P/l)	P-Filtrado (mg P/l)	N-NTK (mg N/l)	N-Amônia (mg N/l)	N-Orgânico (mg N/l)	SS (mg/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDF (mg/l)	SDV (mg/l)
Afluente do reator anaeróbio de leito expandido																								
07/10/99 06:00	24,0	6,55	25	58	37	29	325	109	126	2,3	0,9	23	7	16	5,0	299	116	183	-	-	-	-	-	-
07/10/99 08:00	27,5	7,06	75	150	117	46	531	226	214	8,7	4,9	59	36	23	12,0	449	107	342	300	98	202	149	9	140
07/10/99 10:00	28,0	6,87	50	95	65	43	661	244	267	6,6	4,8	35	25	10	8,0	534	211	323	262	55	207	272	156	116
07/10/99 12:00	28,0	6,69	33	82	39	61	677	258	281	6,6	3,7	34	11	23	15,0	548	177	371	497	130	367	51	47	4
07/10/99 14:00	27,0	6,86	45	80	62	26	610	222	257	5,6	3,4	32	17	15	4,5	518	149	369	190	60	130	328	89	239
07/10/99 16:00	26,0	6,90	50	75	59	23	456	167	185	5,9	2,8	26	10	16	3,5	370	149	221	195	15	180	175	134	41
07/10/99 18:00	26,0	6,68	45	90	63	38	854	337	264	6,2	3,0	35	12	23	4,5	522	191	331	312	42	270	210	149	61
07/10/99 20:00	25,5	6,92	46	90	65	35	521	229	218	4,8	3,4	35	20	15	3,0	480	142	338	178	33	145	302	109	193
07/10/99 22:00	25,0	6,91	65	85	70	21	425	187	152	4,7	3,9	31	19	12	1,3	452	115	337	323	113	210	129	2	127
08/10/99 00:00	24,0	7,16	88	130	106	34	473	165	151	4,9	3,2	44	19	25	2,5	433	190	243	260	18	242	173	172	1
08/10/99 02:00	24,0	7,00	70	90	74	23	610	108	190	4,8	5,4	53	21	32	10,0	532	155	377	-	-	-	-	-	-
08/10/99 04:00	24,0	6,91	50	60	52	12	390	82	118	2,3	1,4	23	8	15	3,0	264	104	160	220	88	132	44	16	28
08/10/99 06:00	24,0	7,18	50	60	49	16	96	46	33	1,5	-	16	9	7	<0,1	102	54	48	30	17	13	72	37	35
Efluente do reator anaeróbio de leito expandido																								
07/10/99 06:00	24,0	6,68	105	120	106	20	140	92	52	4,5	3,4	26	24	2	<0,1	234	104	130	-	-	-	-	-	-
07/10/99 08:00	24,0	6,69	80	145	129	23	212	83	99	4,5	3,2	27	23	4	<0,1	287	223	64	90	33	57	197	190	7
07/10/99 10:00	26,0	6,80	96	149	130	27	269	112	129	5,2	3,6	30	21	9	<0,1	332	66	266	108	37	71	224	29	195
07/10/99 12:00	28,0	6,76	84	138	110	39	306	153	139	4,7	4,7	31	21	10	<0,1	293	147	146	105	40	65	188	107	81
07/10/99 14:00	28,5	6,76	80	130	114	23	289	137	116	4,7	4,3	26	19	7	0,1	296	97	199	80	55	25	216	42	174
07/10/99 16:00	28,0	6,70	80	125	111	20	302	134	130	4,2	3,9	26	17	9	<0,1	305	133	172	140	57	83	165	76	89
07/10/99 18:00	27,5	6,76	90	125	111	20	276	128	109	3,9	3,6	25	17	8	<0,1	288	166	122	167	82	85	121	84	37
07/10/99 20:00	26,0	6,68	73	133	117	23	302	149	118	4,4	3,4	25	17	8	<0,1	382	131	251	92	8	84	290	123	167
07/10/99 22:00	25,5	6,67	89	127	110	24	267	141	110	4,5	3,6	24	20	4	<0,1	357	105	252	132	68	64	225	37	188
08/10/99 00:00	24,0	6,83	97	138	118	28	247	123	130	4,5	4,5	26	21	5	<0,1	322	171	151	117	3	114	205	168	37
08/10/99 02:00	24,0	6,87	93	115	102	18	209	103	80	4,1	1,8	22	22	<1	<0,1	264	121	143	188	73	115	76	48	28
08/10/99 04:00	23,0	6,90	87	131	118	18	152	75	58	3,7	2,1	21	21	<1	<0,1	196	94	102	60	20	40	136	74	62
08/10/99 06:00	23,0	7,05	77	125	103	31	116	72	48	2,7	-	25	18	7	<0,1	188	47	141	175	8	167	13	39	141

- Determinações não realizadas

Tabela A-III : Resultados referentes ao 2º perfil 24 horas, realizado entre o 277º e o 278º dia de operação

Data/Horário	Temperatura (°C)	pH	Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	A. Bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	Ácidos Voláteis (mg Hác/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _f (mg/l)	Turbidez (uT)	P-Total (mg P/l)	P-Filtrado (mg P/l)	N-NTK (mg N/l)	N-Amônia (mg N/l)	N-Orgânico (mg N/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDF (mg/l)	SDV (mg/l)
Afluente do reator anaeróbio de leito expandido																							
08/02/00 06:00	25,0	7,19	52	61	53	11	54	23	20	3,3	1,2	12	4	8	125	39	86	36	4	32	89	35	54
08/02/00 08:00	26,0	7,20	74	138	105	46	873	266	43	8,5	4,0	65	29	36	607	130	477	500	-	-	107	-	-
08/02/00 10:00	28,0	7,10	57	94	69	36	519	210	185	11,1	3,8	32	15	17	415	117	298	189	39	150	226	78	148
08/02/00 12:00	29,0	6,79	59	99	64	49	643	325	231	9,1	3,1	31	8	23	130	41	89	70	9	61	60	32	28
08/02/00 14:00	27,5	6,98	47	80	61	27	629	239	262	5,2	2,6	29	8	21	446	136	310	235	50	185	211	86	125
08/02/00 16:00	26,5	6,82	37	73	47	37	515	234	183	4,2	2,8	27	8	19	371	124	247	133	16	117	238	108	130
08/02/00 18:00	26,5	7,07	55	95	69	37	548	223	203	4,6	2,9	38	13	25	479	138	341	197	20	177	282	118	164
08/02/00 20:00	23,5	7,05	27	38	24	20	244	59	176	1,6	0,9	17	5	12	153	42	111	152	42	110	1	<1	1
08/02/00 22:00	25,0	7,09	36	49	36	18	207	106	85	2,0	1,4	20	13	7	145	18	127	78	15	63	67	3	64
09/02/00 00:00	25,0	7,38	51	75	63	17	147	92	52	5,2	1,6	27	15	12	186	98	88	45	13	32	141	85	56
09/02/00 02:00	25,0	7,25	45	83	74	13	65	43	27	1,6	1,2	18	11	7	83	12	71	27	5	22	56	7	49
09/02/00 04:00	25,0	7,19	54	72	64	11	42	19	16	1,0	0,7	14	8	6	99	50	49	17	4	13	82	46	36
09/02/00 06:00	25,0	7,03	64	76	65	16	38	24	10	1,0	0,7	15	8	7	104	26	78	13	3	10	91	23	68
Effluente do reator anaeróbio de leito expandido																							
08/02/00 06:00	25,0	7,09	101	141	133	11	136	73	83	4,2	3,6	32	21	11	210	51	159	46	13	33	164	38	126
08/02/00 08:00	25,0	7,40	99	132	123	13	106	56	65	3,3	3,1	27	18	9	177	51	126	14	2	12	163	49	114
08/02/00 10:00	26,5	7,21	99	144	133	16	224	98	118	4,9	3,7	38	25	13	229	40	189	91	19	72	138	21	117
08/02/00 12:00	27,0	7,55	91	116	106	14	258	141	136	4,9	3,7	36	19	17	226	104	122	81	15	66	145	89	56
08/02/00 14:00	28,5	7,17	88	117	99	25	293	141	131	4,9	3,7	31	17	14	271	88	183	92	22	70	179	66	113
08/02/00 16:00	27,5	7,18	80	113	90	32	277	156	122	4,2	3,5	30	13	17	194	54	140	68	10	58	126	44	82
08/02/00 18:00	26,0	7,20	79	117	101	23	226	140	98	3,9	3,4	31	17	14	309	152	157	56	8	48	253	144	109
08/02/00 20:00	26,0	6,94	74	113	98	21	217	137	109	3,9	3,3	31	15	16	308	168	140	52	11	41	256	157	99
08/02/00 22:00	25,0	7,04	84	126	114	17	144	95	68	3,9	2,3	34	14	20	222	114	108	42	10	32	180	104	76
09/02/00 00:00	25,0	6,87	75	89	81	12	113	58	63	2,3	1,8	20	13	7	191	110	81	32	10	22	159	100	59
09/02/00 02:00	25,0	7,15	79	95	87	12	104	51	60	2,0	1,8	18	15	3	291	80	211	32	8	24	259	72	187
09/02/00 04:00	25,0	7,00	76	103	94	13	66	41	52	2,0	1,4	17	14	3	183	112	71	28	4	24	155	108	47
09/02/00 06:00	25,0	6,93	68	98	87	15	55	39	37	1,6	1,1	20	12	8	176	99	77	20	3	17	156	96	60

- Determinações não realizadas

Anexo B

Resultados referentes ao teste de Atividade Metanogênica Específica.

Tabela B-I: Áreas de metano obtidas nos cromatogramas, para cada frasco-reator, durante o teste de atividade metanogênica específica iniciado no 91º dia de operação.

Ponto de coleta de lodo: $P_{2,00}$ do reator anaeróbio de leito expandido; Temperatura de incubação das amostras: 30°C; Período de duração do ensaio: 06/0899 a 13/08/99.

Tempo (d)	Áreas de metano obtidas nos cromatogramas									
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10
	(0 mg $FeCl_3/l$)	(4 mg $FeCl_3/l$)	(4 mg $FeCl_3/l$)	(20 mg $FeCl_3/l$)	(20 mg $FeCl_3/l$)	(100 mg $FeCl_3/l$)	(100 mg $FeCl_3/l$)	(500 mg $FeCl_3/l$)	(500 mg $FeCl_3/l$)	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,083	1590	1400	1581	1584	1657	1600	1052	1311	1470	1529
0,167	3708	3967	3311	3850	2700	3191	3288	2827	2951	3188
0,250	5603	6164	5788	5982	5328	5168	5520	5992	4825	4613
0,333	7576	7168	7310	7385	7079	6901	7175	6826	6714	7116
0,417	9703	9521	8764	8802	8579	8543	9080	8666	8342	8740
0,583	13912	13209	12907	13194	12667	12442	12403	12477	11976	12101
0,750	21762	21330	20318	20150	20933	20489	21161	20418	15460	19884
0,917	28377	28874	26856	26952	27736	27227	27616	26414	25097	25699
1,083	28122	28299	26789	26447	26794	26496	27204	26649	24939	25587
1,250	41038	40865	39674	39211	38265	37595	39704	38378	36317	36499
1,583	56666	56190	54674	53818	54200	53906	55938	55183	50793	50350
1,750	58105	58287	57132	58379	57952	56473	59495	58536	54325	56306
1,917	72788	71527	67992	69571	70098	69170	73000	69935	66188	67262
2,083	78638	76387	73736	73196	75365	74916	78653	76285	72249	75971
2,250	81814	80802	77072	78663	79967	80571	82079	77685	78026	80398
2,583	87100	85224	79997	85748	87688	88987	87128	81762	81286	83852
2,875	77365	75975	70992	76071	76143	77173	77454	71130	71793	76623
3,167	86574	87182	79477	85754	85739	87978	89073	83197	83061	88095
3,708	83430	79942	67228	80583	80283	80570	83707	76891	73835	76964
4,708	123013	120843	105024	114688	112516	115687	112572	102996	97412	103473
5,833	99580	98685	88471	97902	100020	101018	100504	95432	91350	96045
7,000	96976	96933	86627	96162	96681	98612	97738	91852	90301	92755

Tabela B-II: Quantidade acumulada de metano produzido (em milimoles) em cada frasco-reator durante o teste de atividade metanogênica específica iniciado no 91º dia de operação.

Ponto de coleta de lodo: $P_{2,00}$ do reator anaeróbio de leito expandido; Temperatura de incubação das amostras: 30°C; Período de duração do ensaio: 06/0899 a 13/08/99.

Tempo (d)	Quantidade de metano produzida ao longo do teste (milimoles de CH ₄)									
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10
	(0 mg FeCl ₃ /l)	(4 mg FeCl ₃ /l)	(4 mg FeCl ₃ /l)	(4 mg FeCl ₃ /l)	(20 mg FeCl ₃ /l)	(20 mg FeCl ₃ /l)	(100 mg FeCl ₃ /l)	(100 mg FeCl ₃ /l)	(500 mg FeCl ₃ /l)	(500 mg FeCl ₃ /l)
0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
0,083	0,0660	0,0636	0,0659	0,0660	0,0669	0,0662	0,0591	0,0624	0,0645	0,0653
0,167	0,0937	0,0971	0,0886	0,0955	0,0806	0,0870	0,0882	0,0823	0,0839	0,0870
0,250	0,1186	0,1258	0,1209	0,1235	0,1150	0,1129	0,1174	0,1236	0,1084	0,1057
0,333	0,1445	0,1392	0,1410	0,1420	0,1380	0,1357	0,1393	0,1348	0,1333	0,1385
0,417	0,1725	0,1702	0,1603	0,1609	0,1579	0,1574	0,1644	0,1590	0,1548	0,1600
0,583	0,2276	0,2185	0,2145	0,2183	0,2114	0,2085	0,2080	0,2089	0,2024	0,2040
0,750	0,3301	0,3245	0,3113	0,3091	0,3192	0,3134	0,3222	0,3125	0,2482	0,3055
0,917	0,4169	0,4233	0,3970	0,3983	0,4084	0,4017	0,4068	0,3912	0,3738	0,3819
1,083	0,4148	0,4171	0,3973	0,3930	0,3974	0,3935	0,4027	0,3955	0,3730	0,3816
1,250	0,5836	0,5813	0,5656	0,5596	0,5473	0,5386	0,5660	0,5487	0,5216	0,5242
1,583	0,7879	0,7817	0,7618	0,7507	0,7556	0,7517	0,7782	0,7683	0,7109	0,7054
1,750	0,8090	0,8113	0,7960	0,8122	0,8066	0,7873	0,8267	0,8141	0,7589	0,7848
1,917	1,0019	0,9855	0,9392	0,9597	0,9665	0,9543	1,0043	0,9644	0,9150	0,9292
2,083	1,0808	1,0515	1,0166	1,0097	1,0378	1,0317	1,0807	1,0497	0,9964	1,0450
2,250	1,1253	1,1120	1,0630	1,0837	1,1006	1,1082	1,1285	1,0710	1,0743	1,1056
2,583	1,1973	1,1727	1,1042	1,1788	1,2041	1,2207	1,1974	1,1272	1,1199	1,1538
2,875	1,0747	1,0564	0,9908	1,0570	1,0581	1,0713	1,0756	0,9928	1,0003	1,0636
3,167	1,1974	1,2049	1,1038	1,1858	1,1857	1,2147	1,2295	1,1523	1,1494	1,2156
3,708	1,1603	1,1147	0,9484	1,1223	1,1186	1,1223	1,1637	1,0740	1,0333	1,0750
4,708	1,6769	1,6483	1,4412	1,5678	1,5398	1,5810	1,5414	1,4157	1,3420	1,4219
5,833	1,3783	1,3661	1,2310	1,3550	1,3826	1,3956	1,3897	1,3219	1,2676	1,3299
7,000	1,3487	1,3476	1,2108	1,3366	1,3435	1,3687	1,3581	1,2795	1,2578	1,2913

Anexo C

Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação.

Tabela C-Ia: Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para várias dosagens de cloreto férrico, polímero aniônico Bozefloc (Clariant) e bicarbonato de sódio, para: Gm: 1000 s⁻¹; Tm: 15 s (5 s para cada produto químico); Gf: 85 s⁻¹; Tf: 40 min; Vs: 0,11; 0,23; 0,50; 1,05; 2,22 e 6,25 cm/min; CSPA: 100 mg/l; Data e horário da coleta: 07/04/2000, às 8h30min.

Características da amostra bruta: Amostra: afluenta do reator; Temperatura (no início do ensaio): 23,0 °C; DQOt: 598mg/l; Turbidez: 299 uT; P-total: 6,3 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg/l)	0	40	40	40	40	70	70	70
Dosagem de polímero aniônico (mg/l)	0	0	0,5	1,0	2,0	0	0,5	1,0
Dosagem de bicarbonato de sódio (mg/l)	0	0	0	0	0	0	108,5	108,5
pH após mistura rápida	6,82	6,55	6,24	6,28	6,31	5,93	6,43	6,54
pH após floculação	6,81	6,40	6,21	6,28	6,30	6,00	6,58	6,66
DQOt (mg/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	430	455	408	447	340	472	425
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	377	344	280	240	202	267	206
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	361	272	266	228	192	162	197
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	312	224	216	194	193	135	166
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	285	204	184	185	185	131	142
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	265	197	186	185	198	126	144
Turbidez (uT)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	253	306	254	215	160	302	224
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	133	111	80	59	35	81	36
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	122	75	61	48	32	27	29
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	97	51	44	32	31	14	16
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	82	43	33	30	30	9	10
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	67	38	31	26	26	6	5
P-total (mg P/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	5,3	5,2	4,8	4,5	3,9	4,7	4,3
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	4,9	4,0	3,4	2,9	2,5	1,9	1,0
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	4,9	3,5	3,0	2,7	2,4	0,8	0,9
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	4,5	3,4	2,8	2,3	2,4	0,5	0,5
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	4,5	3,2	2,6	2,3	2,4	0,3	0,3
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	4,1	3,2	2,5	2,3	2,3	0,3	0,2

Tabela C-Ib: Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para várias dosagens de cloreto férrico, polímero catiônico W341 (Adesol) e bicarbonato de sódio, para: Gm: 1000 s^{-1} ; Tm: 15 s (5 s para cada produto químico); Gf: 85 s^{-1} ; Tf: 40 min; Vs: 0,11; 0,23; 0,50; 1,05; 2,22 e 6,25 cm/min; CSPC: 68 mg/l; Data e horário da coleta: 07/04/2000, às 8h30min.

Características da amostra bruta: Amostra: afluenta do reator; Temperatura (no início do ensaio): 23,0 °C; DQOt: 598 mg/l; Turbidez: 299 uT; P-total: 6,3 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg/l)	0	40	40	40	40	70	70	70
Dosagem de polímero Adesol (mg/l)	0	0	0,5	1,0	2,0	0	0,5	1,0
Dosagem de bicarbonato de sódio (mg/l)	0	0	0	0	0	0	108,50	108,50
pH após mistura rápida	6,82	6,55	6,29	6,20	6,18	5,93	6,46	6,43
pH após floculação	6,81	6,40	-	-	-	6,00	6,43	6,52
DQQt (mg/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	430	455	496	505	490	472	494
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	377	344	423	419	373	267	266
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	361	272	307	282	263	162	191
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	312	224	246	242	243	135	165
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	285	204	235	227	219	131	151
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	265	197	231	212	209	126	151
Turbidez (uT)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	253	306	290	268	257	302	295
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	133	111	156	146	119	81	80
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	122	75	87	76	60	27	28
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	97	51	52	55	52	14	18
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	82	43	47	41	39	9	10
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	67	38	39	35	31	6	7
P-total (mg P/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	5,3	5,2	5,4	5,2	5,1	4,7	4,8
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	4,9	4,0	4,3	4,2	3,8	1,9	1,8
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	4,9	3,5	3,6	3,2	2,9	0,8	0,8
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	4,5	3,4	3,1	2,9	2,8	0,5	0,6
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	4,5	3,2	3,1	2,7	2,5	0,3	0,4
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	4,1	3,2	3,1	2,7	2,4	0,3	0,2

Tabela C-Ic: Resultados referentes aos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação em escala de laboratório (*jar test*), para várias dosagens de cloreto férrico, amido de batata (Colombo) e bicarbonato de sódio, para: Gm: 1000 s⁻¹; Tm: 15 s (5 s para cada produto químico); Gf: 85s⁻¹; Tf: 40 min; Vs: 0,11; 0,23; 0,50; 1,05; 2,22 e 6,25 cm/min; CSAB: 100 mg/l; Data e horário da coleta: 07/04/2000, às 8h30min.

Características da amostra bruta: Amostra: afluenta do reator; Temperatura (no início do ensaio): 23,0 °C; DQOt: 598 mg/l; Turbidez: 299 uT; P-total: 6,3 mg P/l.

Dosagem de cloreto férrico (mg/l)	0	40	40	40	40	70	70	70
Dosagem de amido de batata (mg/l)	0	0	0,5	1,0	2,0	0	0,5	1,0
Dosagem de bicarbonato de sódio (mg/l)	0	0	0	0	0	0	108,50	108,50
pH após mistura rápida	6,82	6,55	6,20	6,31	6,41	5,93	6,50	6,52
pH após floculação	6,81	6,40	-	-	-	6,00	6,65	6,56
DQOt (mg/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	430	455	489	485	487	472	509
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	377	344	408	400	387	267	300
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	361	272	291	293	298	162	191
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	312	224	259	232	249	135	171
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	285	204	230	242	256	131	157
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	265	197	221	209	215	126	152
Turbidez (uT)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	253	306	276	286	305	302	292
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	133	111	138	138	136	81	85
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	122	75	77	70	80	27	29
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	97	51	58	48	49	14	18
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	82	43	44	44	46	9	12
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	67	38	37	35	36	6	6
P-total (mg P/l)	Vs = 6,25 cm/min (Ts = 1min7s)	5,3	5,2	5,1	-	5,4	4,7	5,3
	Vs = 2,22 cm/min (Ts = 3min)	4,9	4,0	4,2	4,4	4,3	1,9	2,1
	Vs = 1,05 cm/min (Ts = 6min)	4,9	3,5	3,2	3,4	3,6	0,8	0,9
	Vs = 0,50 cm/min (Ts = 12min)	4,5	3,4	2,9	2,9	3,0	0,5	0,6
	Vs = 0,23 cm/min (Ts = 24min)	4,5	3,2	3,0	2,8	2,7	0,3	0,4
	Vs = 0,11 cm/min (Ts = 48min)	4,1	3,2	2,6	2,7	2,5	0,3	0,4

Anexo D

Resultados referentes à etapa de aplicação de coagulantes ao reator anaeróbio de leito expandido.

Tabela D-I: Resultados referentes ao 1º perfil 24 horas, realizado entre o 347º e o 348º dia de operação

Data/Horário	Temperatura (°C)	pH	Alc. Parcial (mg CaCO ₃ /l)	Alc. Total (mg CaCO ₃ /l)	A. Bicarbonato (mg CaCO ₃ /l)	Ácidos Voláteis (mg Hác/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _f (mg/l)	Turbidez (uT)	P-Total (mg P/l)	P-Filtrado (mg P/l)	N-NTK (mg N/l)	N-Amônia (mg N/l)	N-Orgânico (mg N/l)	ST (mg/l)	STF (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSF (mg/l)	SSV (mg/l)	SDT (mg/l)	SDF (mg/l)	SDV (mg/l)
Afluente do reator anaeróbio de leito expandido																							
18/04/00 06:00	25,5	7,11	83	91	84	10	81	27	16	1,7	1,1	46	21	25	164	87	77	38	2	36	126	85	41
18/04/00 08:00	26,5	7,10	80	144	91	75	927	282	381	8,6	4,5	40	36	4	869	318	551	656	132	524	213	186	27
18/04/00 10:00	29,5	6,89	49	90	55	50	632	304	261	6,5	4,3	40	15	25	631	284	347	288	46	242	343	238	105
18/04/00 12:00	-	-	-	-	-	-	623	299	363	5,3	3,4	42	11	31	551	199	352	266	46	220	285	153	132
18/04/00 14:00	28,5	-	-	-	-	-	580	290	240	4,7	3,0	31	11	20	470	185	285	274	40	234	196	145	51
18/04/00 16:00	-	5,77	1	45	3	60	773	340	290	3,9	2,5	36	-	-	545	199	346	295	26	269	250	173	77
18/04/00 18:00	27,0	6,48	33	79	37	60	706	340	296	4,4	2,8	-	23	-	580	101	479	465	39	426	115	62	53
18/04/00 20:00	-	7,00	66	103	75	40	539	226	208	4,4	2,9	-	21	-	454	187	267	273	31	242	181	156	25
18/04/00 22:00	26,5	7,36	66	103	78	36	448	198	185	3,8	2,6	20	19	1	399	136	263	176	16	160	223	120	103
19/04/00 00:00	-	7,57	84	116	96	28	319	145	92	3,9	2,9	42	23	19	437	155	282	213	24	189	224	131	93
19/04/00 02:00	-	7,58	67	85	75	14	154	51	51	2,3	1,5	21	13	8	231	103	128	94	14	80	137	89	48
19/04/00 04:00	-	7,28	54	65	60	7	88	20	19	1,4	0,9	-	8	-	157	77	80	35	6	29	122	71	51
19/04/00 06:00	-	7,27	61	72	66	8	99	34	32	1,9	1,1	23	11	12	177	81	96	53	7	46	124	74	50
Effluente do reator anaeróbio de leito expandido																							
18/04/00 06:00	25,5	6,67	56	72	63	13	74	33	45	1,6	0,7	24	17	7	229	141	88	32	9	23	197	132	65
18/04/00 08:00	26,0	6,63	57	80	71	13	92	37	55	1,7	0,6	28	18	10	191	133	58	46	16	30	145	117	28
18/04/00 10:00	27,0	6,79	72	106	92	20	180	90	82	3,6	2,0	37	24	13	263	160	103	86	25	61	177	135	42
18/04/00 12:00	-	-	-	-	-	-	173	91	84	4,0	2,5	41	20	21	280	155	125	69	21	48	211	134	77
18/04/00 14:00	28,5	-	-	-	-	-	182	112	93	4,3	3,2	36	18	18	327	169	158	67	17	50	260	152	108
18/04/00 16:00	-	6,48	54	84	63	29	184	106	82	3,5	2,5	27	17	10	293	170	123	49	10	39	244	160	84
18/04/00 18:00	28,5	6,62	41	69	46	33	146	99	71	2,7	1,5	-	16	-	293	195	98	42	10	32	251	185	66
18/04/00 20:00	-	6,42	34	67	39	40	165	101	98	2,3	1,2	25	15	10	286	168	118	60	14	46	226	154	72
18/04/00 22:00	27,0	6,65	37	62	44	26	161	88	130	2,6	0,8	32	17	15	319	233	86	73	23	50	246	210	36
19/04/00 00:00	-	6,86	46	63	48	21	131	50	108	2,5	0,7	35	19	16	300	181	119	68	22	46	232	159	73
19/04/00 02:00	-	7,02	55	68	54	20	111	53	76	2,7	0,6	29	22	7	275	160	115	59	20	39	216	140	76
19/04/00 04:00	-	7,64	67	82	77	7	94	36	57	2,7	0,6	26	19	7	262	151	111	51	17	34	211	134	77
19/04/00 06:00	-	7,50	61	74	69	7	92	33	47	2,6	0,7	26	16	10	212	130	82	50	16	34	162	114	48

- Determinações não realizadas

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIN, A.; ASANO, T. (1998) *The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse*. Water Science and Technology, Vol. 37, nº 10, p. 70-90.
- AKUTSU, J. (1985) *Emprego de reator anaeróbio de leito fluidificado para tratamento biológico de anaeróbio de águas residuárias de uma indústria de conservas de alimentos*. São Carlos, 88 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- AMMAL, I.K. (1997) *Inhibición de la digestión anerobia*. In: Curso de extensão: Tratamiento anaerobio de aguas residuales (Ministrante: Prof. Adalberto Noyola Robles; Instituto de Ingeniería - UNAM - México), UFRN, Natal, jul/ago.
- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. (1982) *Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation*. Journ. AWWA, vol. 74, nº 4, p 210-216, Apr.
- APHA (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18ª ed., Washington, D.C., USA.
- ARAÚJO, J.C. (1995) *Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético*. São Carlos, 158 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- AZEVEDO NETTO, J.M.; ALVAREZ, G.A. (1991) *Manual de Hidráulica*. 7 ed. Vols. I e II. São Paulo, Edgard Blücher.

- BARROS, F.G. (1989) *Emprego de reator anaeróbio de leito fluidificado para nitrificação de efluentes de tratamento secundário*. São Carlos, 142 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BLANCO, V.D.; ENCINA, P.A.G.; FDZ-POLANCO, F. (1995) *Effects of biofilm growth, gas and liquid velocities on the expansion of an anaerobic fluidized bed reactor (AFBR)*. Water Research, Vol. 29, nº 7, p. 1649-1654.
- BRASIL, Leis, etc. (1986) *Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986*. Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- BUFFIÈRE, P.; STEYER, J.P.; FONADE, C.; MOLLETA, R. (1998) *Modeling and experiments on the influence of biofilm size and mass transfer in a fluidized bed reactor for anaerobic digestion*. Water Research, Vol. 32, nº 3, p. 657 a 668.
- CAMPOS, J.R. (1980) *Emprego do amido de batata como auxiliar de floculação de águas de abastecimento*. São Carlos, 179 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R.; REALI, M.A.P.; DOMBROSKI, S.A.G.; MARCHETO, M.; LIMA, M.R.A. (1996) *Tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios*. XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental - AIDIS, México.
- CAMPOS, J.R. (1989). *Remoção de DQO e de Nitrogênio em um sistema de três reatores biológicos de filme fixo em série*. São Carlos, 295 p. Tese (Livre Docência) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R.; DIAS, H.G. (1989) *Potencialidade do filtro anaeróbio*. Revista DAE, vol. 49, n. 154, p. 29-33, jan/mar.

- DI BERNARDO, A.; DI BERNARDO, L.; FROLINI, E. (1998) *Influência do método de preparo da solução de polímeros naturais, amido natural e amido catiônico, na eficiência da floculação quando usados como auxiliares*. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8., João Pessoa, 1998, *Anais*, vol. I, p.77-91.
- DI BERNARDO, L. (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Vols. I e II*. Rio de Janeiro, ABES.
- HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. (1994) *Tratamento anaeróbio de esgotos - Manual para regiões de clima quente*. Epgraf, Campina Grande, 210 p.
- HANAKI, K.; SAITO, T.; MATSUO, T. (1997) *Anaerobic treatment utilizing the function of activated carbon*. Water Science and Technology, Vol. 35, nº 8, p. 193-201.
- HARLEMAN, D.R.F; MURCOTT, S. (1999) *The role of physical-chemical wastewater treatment in the mega-cities of the developing world*. Water Science and Technology, Vol. 40, nº 45, p.75-80.
- HOLST, T.C.; TRUC, A.; PUJOL, R. (1997) *Anaerobic fluidized beds: ten years of industrial experience*. Water Science and Technology, Vol. 36, nº 6-7, p. 415 a 422.
- IMAI, T., UKITA, M., LIU, J., SEKINE, M. NAKANISHI, H. e FUKAGAWA, M. (1997) *Advanced start up of UASB reactors by adding of Water Absorbing Polymer*. Water Science and Technology, Vol. 36, nº 67, p. 399-406.
- JOHNSON, P.N. & AMIRTHARAJAH, A. (1983) *Ferric chloride and alum as single and dual coagulants. Research and Technology*. Journal AWWA. p. 232-239, May.
- LANÇAS, F.M. (1993) *Cromatografia em fase gasosa*. São Carlos - SP, Ed. ACTA, 240 p.
- LANGER, S.J.; KLUTE, R. e HAHN, H.H. (1994). *Mechanisms of floc formation in sludge conditioning with polymers*. Water Science and Technology, vol. 30, nº 8, p. 129 a 138.

- MARAGNO, A.L.F.C. (1988) *Tratamento de águas de residuárias de baixa concentração de matéria orgânica através do emprego de reator anaeróbio de leito fluidificado*. São Carlos, 117 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MARÍN, P.; ALKALAY, D.; GUERRERO, L.; CHAMY, R.; SCHIAPPACASSE, M.C. (1999) *Design and startup of an anaerobic fluidized bed reactor*. Water Science and Technology, Vol. 40, nº 8, p. 63-70.
- MARCHIORETO, M.M. (1999) *Ozonização seguida de coagulação/floculação e flotação como pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MATSUO, Y. (1994) *Effect of the anaerobic solids retention time on Enhanced Biological Phosphorus removal*. Water Science and Technology, Vol. 30, nº 6, p. 193 a 202.
- MENDONÇA, N.M. (1998). *Caracterização do material suporte e estudo da partida de um reator anaeróbio de leito expandido utilizado no tratamento de esgoto sanitário*. São Carlos, 188 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- METCALF & EDDY (1991) *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Inc., 3 ed., New York.
- MORETTI, R.C. (2000) *Processo de flotação por ar dissolvido aplicado à clarificação final do efluente de sistema sequencial de tratamento biológico de esgoto sanitário constituído de reator anaeróbio (UASB) seguido de lagoa aerada*. São Carlos, 203 p. + apêndice. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MORSE, G.K.; BRETT, S.W.; GUY, J.A.; LESTER, J.N. (1997) *Review: Phosphorus removal and recovery technologies*. The Science of Total Environment. 212. p.69-81.

- NACHEVA, P.M.; BUSTILLOS, L.T.; CAMPEROS, E.R.; ARMENTA, S.L.; VIGUEROS, L.C. (1996). *Characterization and Coagulation-flucculation treatability of Mexico City wastewater applying Ferric Chloride and polymers*. Water Science and Technology, vol. 34, nº 3-4, p. 235 a 247.
- ØDEGAARD, H. (1978) *Chemical floc formation in wastewater treatment - an introduction*. Prog. Wat. Tech., Supl. 1, p. 103-110, Pergamon Press.
- PENETRA, R.G. (1998). *Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)*. São Carlos, 140 p. mais apêndices. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PENNA, J.A. (1994) *Estudo da metodologia do teste da Atividade Metanogênica Específica*. São Carlos, 520 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PEREIRA, J.A.R. (2000) *Concepção, construção e operação de reator anaeróbio de leito expandido, em escala real, para tratamento de esgoto sanitário*. São Carlos, 339 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- POON, C.S.; CHU, C.W. (1999) *The use of ferric chloride and anionic polymer in the chemicaly assistided primary sedimentation process*. Chemosphere. vol. 39, nº 10, p.1573-1582.
- REALI, M.A.P.; PENETRA, R.G.; CAMPOS, J.R. (1998) *Influência da floculação na flotação de reatores anaeróbios (UASB)*. XXVI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental - AIDIS 98, Lima, Peru.
- SHAO, Y.J.; LIU, A.; WADA, F.; CROSSE, J.; JENKINS, D. (1996) *Advanced Primary treatment: an alternative to biological secondary treatment. The city of Los Angeles Hyperion treatment plant experience*. Water Science and Technology, vol. 34, nº 3-4, p.223-233.
- SHIEH, W.K.;HSU, Y. (1996) *Biomass loss from an anaerobic fluidized bed reactor*. Water Research, Vol. 30, nº 5, p. 1253-1257.

- SHIMIZU, T., TAMBO, N., KUDO, K., OZAWA, G. E HAMAGUCHI, T. (1994) *An anaerobic fluidized pellet bed bioreactor process for simultaneous removal of organic, nitrogenous and Phosphorus substances*. Water Research, Vol. 28, Nº 9, p. 1943 a 1952.
- SOUZA (1996) *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SUTTON, P.M.; MISHRA, P.N. (1994). *Activated Carbon based biological Fluidized beds for contaminated water and wastewater treatment: A state-of-art review*. Water Science and Technology, vol. 29, nº 10-11, p. 309 a 317.
- TERÁN, F.J.C. (1995) *Tratamento de esgoto sanitário sintético empregando reator anaeróbio de leito fluidificado: desempenho do reator e estudo do biofilme*. São Carlos. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- THEREZO, P.E.A. (1993). *Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de Leito Expandido operado sob condições instáveis de carregamento orgânico e hidráulico*. São Carlos, 109 p. mais anexo. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TYRREL, T. (1999) *The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production*. Nature, vol. 400. p. 525-531, August.
- VIEIRA, M.B.S. (1989) *Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de leito fluidificado piloto para tratamento de efluentes líquidos apresentando baixa DQO*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- YU, H.; TAY, J.; WILSON, F. (1997) *A sustainable municipal wastewater treatment process for tropical and subtropical regions in developing countries*. Water Science and Technology, Vol. 35, nº 9, p. 191-198.