Campus de São Carlos

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
TRATADO EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO
UTILIZANDO BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

LEONARDO VIEIRA SOARES

Orientador: Prof. Titular Jurandyr Povinelli

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 01.../08.../03...

Ass.:.....*Samir*.....

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO
EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO
UTILIZANDO BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

LEONARDO VIEIRA SOARES

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.

DEDALUS - Acervo - EESC

31100043566

ORIENTADOR: Prof. Titular Jurandyr Povinelli

São Carlos

2003

Class.	TESE-EESC
Cutt.	5705
Tombo	T198/03
Sysno	1326692

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

S676p

Soares, Leonardo Vieira

Pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado utilizando biofiltro aerado submerso / Leonardo Vieira Soares. -- São Carlos, 2003.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Tit. Jurandyr Povinelli.

1. Pós-tratamento. 2. Biofiltro aerado submerso.
3. Câmara de saturação. 4. Espuma de poliuretano.
5. Esgoto sanitário. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **LEONARDO VIEIRA SOARES**

Dissertação defendida e julgada em 19-05-2003 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Tit. **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **LUÍZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Tit. **ROBERTO FEIJÓ DE FIGUEIREDO**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Aprovado

Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

“Você não sabe o quanto eu caminhei, para chegar até aqui. Percorri milhas e milhas antes de dormir, eu não cochilei. Os mais belos montes escalei. Nas noites escuras de frio, chorei. A vida ensina e o tempo traz o tom, para nascer uma canção. E com a fé do dia-a-dia encontrar a solução...”

(A Estrada – Cidade Negra)

*Dedico este trabalho aos meus pais
Everaldo Júnior e Maria Enilda
pelo amor, carinho, compreensão,
incentivo e paciência comigo.*

Agradeço ...

a Deus, sempre um Amigo fiel;

ao Professor Jurandyr Povinelli pela orientação, confiança e atenção dispensada durante o desenvolvimento desta pesquisa;

ao Professor Luiz Antonio Daniel pela generosa ajuda prestada durante o decorrer deste trabalho;

ao Professor Marco A. P. Reali pela ajuda dispensada no projeto da câmara de saturação;

aos meus queridos irmãos Natália e Fabiano;

a minha segunda família: meus tios Marieta e Juvenal e meus primos Cacá, Neto e Guga;

a Paloma por todo amor, carinho e incentivo;

aos amigos Wilson C. Soares e Fábio L. Soares por dividirem comigo momentos de alegria e saudade de nossa linda João Pessoa;

aos amigos Vinícius e André Schuster pela acolhida dispensada em São Carlos;

à amiga Camila P. Sitônio pela ajuda prestada durante o início deste trabalho;

aos amigos que aqui conquistei: João Rodrigo, Giovanni Penner, Prof. Célio Piedade Jr., Aurélio Picanço, Caíto, Hélio Almeida, André Coelho, Neyson Mendonça, Romeu Gadotti, André Mineiro, João Fernandes, Sergio Brasil, Sérgio Luis, Holden, Márcio Nemer, Tibério Pinheiro, Fábio Lavor, Jorge Yutaka, José Eduardo e Fábio Coletti;

às amigas: Karina Querne, Cascia Suassuna, Monique e Jucélia;

aos técnicos do Laboratório de Saneamento Paulo, Júlio e Cidinha, muito obrigado pelos auxílios nas análises de laboratório;

à Doutora Eloiza Pozzi Gianotti pela ajuda prestada durante os exames microbiológicos;

a todos os funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento e, em especial, à Rose pela sua constante alegria e boa vontade; a Roberto Bérghamo pela ajuda prestada na montagem da instalação experimental; e à Pavi e Sá pela ajuda e informações durante o mestrado;

à Faber-Castell (São Carlos) pelo fornecimento do lodo de inóculo;

aos funcionários da Oficina Mecânica de Motores da EESC pela ajuda dispensada na construção dos reatores;

ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa de estudo concedida durante o mestrado;

à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento deste trabalho através do processo N^o 01/06953-2;

a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Sumário

Lista de Figuras.....	i
Lista de Tabelas.....	viii
Lista de Abreviaturas e Siglas.....	xiv
Lista de Símbolos	xv
Resumo	xvii
<i>Abstract</i>	xix
1. Introdução.....	1
2. Objetivos	5
3. Revisão Bibliográfica.....	6
3.1. Generalidades	6
3.1.1. Tratamento biológico de águas residuárias	6
3.1.2. Processos anaeróbios	7
3.1.3. Processos aeróbios	11
3.1.4. Nitrificação biológica	16
3.1.5. Biofilmes	22
3.2. Padrões para lançamento de efluentes	24
3.3. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.....	27
3.3.1. Objetivos e exemplos.....	27
3.3.2. Experiências associando reatores anaeróbios e aeróbios.....	29
3.4. Biofiltro aerado submerso.....	30

3.4.1. Características dos biofiltros.....	31
3.4.2. Processos de depuração biológica nos BFs.....	37
3.4.3. Aplicações do biofiltro no tratamento de esgotos.....	38
4. Material e Métodos	50
4.1. Sistema experimental de tratamento de esgoto sanitário.....	50
4.2. Substrato utilizado.....	51
4.3. Reator anaeróbio compartimentado piloto	53
4.3.1. Operação e Amostragem.....	53
4.3.2. Manutenção	55
4.4. Sistema de aeração	55
4.5. Plano Experimental	58
4.6. Sistema experimental I	59
4.6.1. Inóculo utilizado para partida do BF ₁	61
4.6.2. Operação e controle.....	62
4.6.3. Amostragem	63
4.6.4. Análises e exames	64
4.6.5. Método de lavagem	67
4.6.6. Manutenção.....	68
4.7. Sistema experimental II.....	68
4.7.1. Inóculo utilizado para partida do BF ₂	72
4.7.2. Operação e controle.....	73
4.7.3. Amostragem.....	74
4.7.4. Análises e exames	74
4.7.5. Método de lavagem e manutenção	75
4.7.6. Ensaio de hidrodinâmica.....	76
4.8. Métodos de análise dos resultados.....	79

5. Resultados e Discussão	81
5.1. Resultados e discussão do sistema experimental I	81
5.1.1. Temperatura e oxigênio dissolvido	83
5.1.2. pH e alcalinidade total	86
5.1.3. Remoção de matéria orgânica.....	89
5.1.4. Remoção de sólidos	93
5.1.5. Conversão de nitrogênio e remoção de fósforo	99
5.1.6. Inativação de coliformes totais e fecais.....	104
5.1.7. Caracterização da biomassa aderida à espuma de poliuretano.....	105
5.2. Resultados e discussões do sistema experimental II.....	108
5.2.1. Temperatura e oxigênio dissolvido	109
5.2.2. pH e alcalinidade total	112
5.2.3. Remoção de matéria orgânica.....	113
5.2.4. Remoção de sólidos	117
5.2.5. Conversão de nitrogênio e remoção de fósforo	120
5.2.6. Inativação de coliformes totais e fecais.....	125
5.2.7. Caracterização da biomassa aderida à espuma de poliuretano.....	126
5.2.8. Ensaio de hidrodinâmica.....	131
6. Conclusões.....	135
7. Recomendações	140
Referências Bibliográficas.....	142
APÊNDICE A - Cálculos utilizados nesta pesquisa	151
APÊNDICE B - Resultados do sistema experimental I.....	153
APÊNDICE C - Resultados do sistema experimental II	168
APÊNDICE D - Resultados do ensaio de hidrodinâmica	178

Lista de Figuras

Figura 3. 1 - Representação esquemática de um reator anaeróbio compartimentado	10
Figura 3. 2 - Representação esquemática do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e respiração endógena	13
Figura 3. 3 - Ciclo simplificado do nitrogênio	18
Figura 3. 4 – Esquema do biofilme em reatores aeróbios de filme fixo	23
Figura 3. 5 - Sentido do escoamento em biofiltros (a) co-corrente (b) contracorrente...	32
Figura 3. 6 - Processos envolvidos com o transporte e a degradação de substratos em biofilmes	38
Figura 3. 7 - Fluxograma típico de uma ETE com BF de escoamento ascendente, para o tratamento a nível secundário	39
Figura 3. 8 - Esquema do biofiltro Biostyr® (nitrificação/desnitrificação).....	43
Figura 3. 9 - Esquema do protótipo Biofor®	44
Figura 3. 10 - Esquema da ETE compacta UASB+BF, configuração interna.	48
Figura 4. 1 - Fluxograma do sistema experimental de tratamento de esgoto sanitário....	51
Figura 4. 2 – Desenho esquemático do reator anaeróbio compartimentado piloto.....	54
Figura 4. 3 - Desenho esquemático da câmara de saturação	56
Figura 4. 4 - Foto da câmara de saturação: (a) vista frontal; (b) vista da tampa superior; (c) vista da tampa inferior	57
Figura 4. 5 - Esquema geral dos sistemas experimentais de pós-tratamento	58
Figura 4. 6 - Foto da instalação experimental I: (a) vista frontal; (b) Detalhe da entrada do afluente do biofiltro BF ₁	59

Figura 4. 7 – Desenho esquemático do biofiltro BF ₁	60
Figura 4. 8 – Foto da instalação experimental II.....	69
Figura 4. 9 – Desenho esquemático do biofiltro BF ₂	71
Figura 4. 10 – Fotos de detalhes do biofiltro BF ₂ : (a) visor; (b) entrada do afluente; (c) placa perfurada; (d) saída do efluente.....	71
Figura 5. 1 – Comparação entre as eficiências de remoção do biofiltro BF ₁ e da câmara de saturação: (a) DQO _B ; (b) STV	82
Figura 5. 2 – Variação temporal da temperatura do biofiltro BF ₁ : (a) afluente; (b) efluente	84
Figura 5. 3 – Variação da temperatura em relação à altura do biofiltro BF ₁	85
Figura 5. 4 – Concentração de oxigênio dissolvido no efluente do biofiltro BF ₁ : (a) variação temporal; (b) distribuição de frequência	85
Figura 5. 5 – Decaimento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura do biofiltro BF ₁	86
Figura 5. 6 - Variação temporal do pH no biofiltro BF ₁ : (a) afluente (b) efluente.....	87
Figura 5. 7 – Variação do pH em relação a altura do biofiltro BF ₁	87
Figura 5. 8 - Variação temporal da alcalinidade total no afluente e no efluente do biofiltro BF ₁	88
Figura 5. 9 – Variação temporal da DBO ₅ : (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de DBO ₅	89
Figura 5. 10 – Variação temporal da DQO _B : (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de DQO _B	90
Figura 5. 11 – Variação temporal da DQO _F : (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção DQO _F	90
Figura 5. 12 – Distribuição de frequência da concentração de matéria orgânica efluente ao sistema experimental I: (a) DBO ₅ ; (b) DQO _B	91
Figura 5. 13 – Variação temporal da relação DBO ₅ /DQO _B no afluente e no efluente do sistema experimental I.....	92

Figura 5. 14 – Correlação entre carga orgânica volumétrica aplicada e removida para o sistema experimental I: (a) DBO_5 ; (b) DQO_B	93
Figura 5. 15 – Variação temporal dos sólidos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de ST.....	95
Figura 5. 16 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de STV	95
Figura 5. 17 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de SST	95
Figura 5. 18 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de SSV	96
Figura 5. 19 - Distribuição de frequência da concentração de sólidos suspensos totais efluente ao sistema experimental I	97
Figura 5. 20 – Variação temporal das relações STV/ST e SSV/SST , para o sistema experimental I: (a) STV/ST ; (b) SSV/SST	98
Figura 5. 21 - Correlação entre CSV_A e CSV_R no sistema experimental I	98
Figura 5. 22 – Variação temporal de NTK: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de NTK	100
Figura 5. 23 - Variação temporal de N-amoniaco: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de N-amoniaco....	100
Figura 5. 24 - Variação temporal de N-orgânico: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de N-orgânico.....	100
Figura 5. 25 – Variação temporal de nitrito afluente e efluente ao sistema experimental I	102
Figura 5. 26 – Variação temporal de nitrato afluente e efluente ao sistema experimental I	102
Figura 5. 27 - Variação temporal de Fósforo Total: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de fósforo total....	103

Figura 5. 28 – Variação da relação $-\log (C_E/C_A)$ durante o tempo de operação do sistema experimental I: (a) Coliformes Totais; (b) Coliformes Fecais	105
Figura 5. 29 – Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF ₁ , aumento 1.25x200 – cílios fixos pedunculados, semelhante a <i>Vorticella</i>	106
Figura 5. 30 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF ₁ , aumento 1.25x200 – ameba com carapaça, semelhante a <i>Amoeba</i> , e bacilos em suspensão	106
Figura 5. 31 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF ₁ , aumento 1.25x200 – microrganismo filamentosos, semelhante a <i>Beggiatoa</i> e protozoário flagelado	107
Figura 5. 32 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF ₁ , aumento 1.25x200 – microrganismo filamentosos, semelhante a <i>Thiothrix</i>	107
Figura 5. 33 – Variação da temperatura no biofiltro BF ₂ : (a) afluente; (b) efluente	110
Figura 5. 34 – Variação da temperatura em relação à altura do biofiltro BF ₂	110
Figura 5. 35 – Variação temporal do oxigênio dissolvido: (a) concentração no efluente do biofiltro BF ₂ ; (b) distribuição de frequência do OD efluente	111
Figura 5. 36 – Decaimento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura do biofiltro BF ₂	111
Figura 5. 37 - Variação temporal do pH do biofiltro BF ₂ : (a) afluente; (b) efluente	112
Figura 5. 38 – Variação temporal da alcalinidade total no afluente e no efluente do biofiltro BF ₂	113
Figura 5. 39 - Variação temporal da DBO ₅ : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF ₂ ; (b) eficiência de remoção de DBO ₅	114
Figura 5. 40 - Variação temporal da DQO _B : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF ₂ ; (b) eficiência de remoção de DQO _B	114
Figura 5. 41 - Variação temporal da DQO _F : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF ₂ ; (b) eficiência de remoção DQO _F	115

Figura 5. 42 - Variação temporal da relação DBO_5/DQO_B no afluente e no efluente do sistema experimental II	116
Figura 5. 43 - Distribuição de frequência da concentração de matéria orgânica efluente ao sistema experimental II: (a) DBO_5 ; (b) DQO_B	117
Figura 5. 44 - Variação temporal dos sólidos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de ST.....	118
Figura 5. 45 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de STV.....	119
Figura 5. 46 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de SST	119
Figura 5. 47 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de SSV	119
Figura 5. 48 – Distribuição de frequência da concentração de sólidos suspensos totais efluente ao sistema experimental II.....	120
Figura 5. 49 - Variação temporal de NTK: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de NTK.....	121
Figura 5. 50 - Variação temporal de N-amoniacal: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de N-amoniacal..	122
Figura 5. 51 - Variação temporal de N-orgânico: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de N-orgânico	122
Figura 5. 52 - Variação temporal de nitrito afluente e efluente ao sistema experimental II	122
Figura 5. 53 - Variação temporal de nitrato afluente e efluente ao sistema experimental II.....	123
Figura 5. 54 - Variação temporal da concentração de fósforo total no afluente e no efluente do sistema experimental II	124

Figura 5. 55 - Variação da relação $-\log (C_E/C_A)$ durante o tempo de operação do sistema experimental II: (a) Coliformes Totais; (b) Coliformes Fecais.....	125
Figura 5. 56 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF ₂ no 18 ^o dia de operação, aumento 1.5x100 – ameba com carapaça, semelhante a <i>Arcella</i>	127
Figura 5. 57 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF ₂ no 18 ^o dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo pedunculado, semelhante a <i>Vorticella</i>	127
Figura 5. 58 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF ₂ no 18 ^o dia de operação, aumento 1.25x200 – protozoário flagelado e cistos de protozoários.....	128
Figura 5. 59 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 130 cm do fundo do reator BF ₂ no 18 ^o dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo semelhante a <i>Podophrya</i>	128
Figura 5. 60 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF ₂ no último dia de operação, aumento 1.25x200 – organismo filamentoso semelhante a <i>Thiotrix</i> e bacilos com inclusão	129
Figura 5. 61 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 130 cm do fundo do reator BF ₂ no último dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo semelhante a <i>Colpidium campylum</i>	129
Figura 5. 62 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF ₂ no último dia de operação, aumento 1.5x1000 – protozoário flagelado.....	130
Figura 5. 63 – Curva experimental da concentração de cloreto em função do tempo..	131
Figura 5. 64 – Curva DTR e modelos ajustados para tempo de detenção hidráulica de 6 horas.....	133
Figura 5. 65 – Comparação da curva teórica do modelo de tanques de mistura completa em série com os dados experimentais.....	133

Figura 5. 66 - Comparação da curva teórica do modelo de dispersão de pequena intensidade com os dados experimentais	134
Figura 5. 67 - Comparação da curva teórica do modelo de dispersão de grande intensidade com os dados experimentais	134

Lista de Tabelas

Tabela 3. 1 - Características dos diferentes tipos de filtros biológicos aeróbios.....	15
Tabela 3. 2 - Consumo de alcalinidade e oxigênio no processo de nitrificação.....	20
Tabela 3. 3 - Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA N° 20, 18/06/86)	24
Tabela 3. 4 - Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor (Classe 2).....	25
Tabela 3. 5 - Padrões de lançamento de efluentes	26
Tabela 3. 6 - Padrões estabelecidos pela C.E.E. para lançamento de efluentes originados de tratamento secundário.....	26
Tabela 3. 7 - Modalidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios e temas de pesquisas abordadas no PROSAB – Edital 2.	28
Tabela 3. 8 - Estimativa da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)	35
Tabela 3. 9 - Principais patentes industriais de BFs.....	41
Tabela 3. 10 - ETEs com BFs tratando esgoto sanitário	42
Tabela 4. 1 - Características do esgoto sanitário bruto.....	52
Tabela 4. 2 - Características do efluente do reator anaeróbio compartimentado piloto..	52
Tabela 4. 3 – Características do biofiltro BF ₁	61
Tabela 4. 4 – Características do inóculo do biofiltro BF ₁	61
Tabela 4. 5 – Características operacionais do sistema experimental I.....	62
Tabela 4. 6 – Métodos e freqüências das análises e exames de monitoramento do biofiltro BF ₁	67

Tabela 4. 7 – Características do biofiltro BF ₂	70
Tabela 4. 8 – Características do inóculo do biofiltro BF ₂	72
Tabela 4. 9 – Características operacionais do sistema experimental II	73
Tabela 4. 10 - Métodos e frequências das análises e exames de monitoramento do biofiltro BF ₂	75
Tabela 4. 11 – Resumo das características do ensaio de hidrodinâmica	77
Tabela 5. 1 – Concentrações de DQO _B e sólidos totais voláteis no afluente (A), no efluente (E) e no ponto intermediário I10 do biofiltro BF ₁	82
Tabela 5. 2 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD), para afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF ₁ 83	
Tabela 5. 3 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis pH e alcalinidade total (AT), para o afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF ₁	87
Tabela 5. 4 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis DQO _B , DQO _F e DBO ₅ , para o afluente e o efluente do sistema experimental I	89
Tabela 5. 5 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à relação DBO ₅ /DQO _B e às cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV _A) e removidas (COV _R), para o sistema experimental I	92
Tabela 5. 6 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis ST, STF e STV, para o afluente e o efluente do sistema experimental I	94
Tabela 5. 7 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis SST, SSF e SSV, para o afluente e o efluente do sistema experimental I	94
Tabela 5. 8 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às relações STV/ST e SSV/SST, às cargas de	

sólidos volumétricas aplicadas (CSV_A) e removidas (CSV_R), para o sistema experimental I.....	97
Tabela 5. 9 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis NTK, N-amoniaco e N-orgânico, para o afluente e o efluente do sistema experimental I.....	99
Tabela 5. 10 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis nítrito e nitrato, para o afluente e o efluente do sistema experimental I, e ao NTK consumido e ao nitrogênio oxidado	101
Tabela 5. 11 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à variável fósforo total, para o afluente e o efluente do sistema experimental I.....	103
Tabela 5. 12 – Principais microrganismos observados no biofiltro BF ₁ no último dia de operação	108
Tabela 5. 13 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD), para o afluente e o efluente do biofiltro BF ₂	109
Tabela 5. 14 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis pH e alcalinidade total (AT), para o afluente e efluente do BF ₂	112
Tabela 5. 15 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis DQO _B , DQO _F e DBO ₅ , para o afluente e o efluente do sistema experimental II.....	114
Tabela 5. 16 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à relação DBO ₅ /DQO _B e às cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV_A) e removidas (COV_R), para o sistema experimental II	116
Tabela 5. 17 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis ST, STF e STV, para o afluente e o efluente do sistema experimental II	118

Tabela 5. 18 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis SST, SSF e SSV, para o afluente e o efluente do sistema experimental II.....	118
Tabela 5. 19 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos as variáveis NTK, N-amoniacal, N-orgânico, nitrito e nitrato, para o afluente e efluente do biofiltro sistema experimental II...	121
Tabela 5. 20 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à variável fósforo total, para o afluente e o efluente do sistema experimental II	124
Tabela 5. 21 - Principais microrganismos observados no biofiltro BF ₂	130
Tabela 5. 22 – Parâmetros hidrodinâmicos obtidos no biofiltro BF ₂	132
Tabela B. 1 – Valores da temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF ₁	154
Tabela B. 2 – Valores de pH e alcalinidade total (AT) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF ₁	156
Tabela B. 3 – Valores médios, mínimos e máximos das variáveis temperatura, OD, pH e AT no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	158
Tabela B. 4 – Valores de coliformes totais e fecais no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	158
Tabela B. 5 – Valores de DQO _B , DQO _F e DBO ₅ afluente e efluente ao biofiltro BF ₁ .	159
Tabela B. 6 – Valores da relação DBO ₅ /DQO _B e das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas no BF ₁ , em termos de DQO _B e DBO ₅ , e.....	160
Tabela B. 7 – Valores de NTK, N-amoniacal e N-orgânico no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	161
Tabela B. 8 – Valores de nitrito e nitrato no afluente e efluente do biofiltro BF ₁ e NTK consumido e N-oxidado (nitrito+nitrato)	162
Tabela B. 9 – Valores das relações DBO ₅ /NTK e N-amoniacal/NTK no afluente e efluente do BF ₁ , e das cargas nitrogenadas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de NTK e N-amoniacal	163

Tabela B. 10 – Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	164
Tabela B. 11 – Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	165
Tabela B. 12 – Valores das relações STV/ST e SSV/SST, e das cargas de sólidos volumétricas aplicadas e removidas no biofiltro BF ₁ , em termos de ST e SST	166
Tabela B. 13 – Valores de fosfato total e fósforo total no afluente e efluente do biofiltro BF ₁	167
Tabela C. 1 – Valores da temperatura (T), pH e alcalinidade total (AT) no afluente e efluente do biofiltro BF ₂ , e de oxigênio dissolvido (OD) no efluente	169
Tabela C. 2 – Valores da média, mínimo e máximo das variáveis temperatura, pH, OD e AT no afluente e efluente do biofiltro BF ₂	170
Tabela C. 3 – Valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido no afluente, efluente e pontos intermediários do BF ₂	170
Tabela C. 4 – Valores de coliformes totais e fecais no afluente e efluente do BF ₂	170
Tabela C. 5 – Valores de DQO _B , DQO _F e DBO ₅ afluente e efluente ao biofiltro BF ₂	171
Tabela C. 6 – Valores da relação DBO ₅ /DQO _B e das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de DQO _B e DBO ₅	172
Tabela C. 7 – Valores de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico no afluente e no efluente do biofiltro BF ₂	173
Tabela C. 8 – Valores de nitrito e nitrato no afluente e efluente do biofiltro BF ₂ , e NTK consumido e N-oxidado (nitrito + nitrato)	173
Tabela C. 9 – Valores das relações DBO ₅ /NTK e N-amoniacoal/NTK no afluente e efluente do BF ₂ , e das cargas nitrogenadas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de NTK e N-amoniacoal	174
Tabela C. 10 – Valores de fosfato total e fósforo total no afluente e efluente do BF ₂	174
Tabela C. 11 – Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente e efluente do biofiltro BF ₂	175

Tabela C. 12 - Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do biofiltro BF ₂	176
Tabela C. 13 - Valores das relações STV/ST e SSV/SST, e das cargas de sólidos volumétricas aplicadas e removidas no biofiltro BF ₂ , em termos de ST e SST	177
Tabela D. 1 – Resultados do ensaio de hidrodinâmica.....	179

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABR:	Anaerobic baffled reactor / reator anaeróbio compartimentado
BF:	Submerged aerated biofilter / Biofiltro aerado submerso
C.E.E.	Comunidade Econômica Européia
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgoto
CETESB:	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
COMDEMA:	Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente
COPAM:	Conselho de Política Ambiental de Estado de Minas Gerais
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO:	Demanda Química de Oxigênio
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
Ef.(%):	Eficiência de remoção
O.T.V.:	Centro de Pesquisa Companhia General dês Eaux – França
PE:	População Equivalente
pH:	Potencial hidrogeniônico
TDH:	Tempo de detenção hidráulica
T.Op.:	Tempo de operação
UASB:	Upflow anaerobic sludge blanket / reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo

Lista de Símbolos

AT:	Alcalinidade total, [M].[L ⁻³]
BF _I :	Biofiltro Aerado Submerso, Experimento I
BF ₂ :	Biofiltro Aerado Submerso, Experimento II
CNV _A :	Carga nitrogenada volumétrica aplicada, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
CNV _R :	Carga nitrogenada volumétrica removida, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
COV _A :	Carga orgânica volumétrica aplicada, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
COV _R :	Carga orgânica volumétrica removida, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
CSV _A :	Carga de sólidos volumétrica aplicada, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
CSV _R :	Carga de sólidos volumétrica removida, [M].[L ⁻³].[T ⁻¹]
CF:	Coliforme fecal, [NMP/100mL]
CT:	Coliforme total, [NMP/100mL]
d:	Densidade, [Adimensional]
DBO ₅ :	Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 ^o dia a 20 °C), [M].[L ⁻³]
DQO _B :	Demanda Química de Oxigênio (amostra bruta), [M].[L ⁻³]
DQO _F :	Demanda Química de Oxigênio (amostra filtrada), [M].[L ⁻³]
N-amoniacal:	Nitrogênio Amoniacal, [M].[L ⁻³]
N-NH ₃ :	Nitrogênio Amoniacal na forma de gás amoníaco, [M].[L ⁻³]
N-NH ₄ ⁺ :	Nitrogênio Amoniacal na forma íon amônio, [M].[L ⁻³]
N-NO ₂ ⁻ :	Nitrogênio na forma de nitrito, [M].[L ⁻³]
N-NO ₃ ⁻ :	Nitrogênio na forma de nitrato, [M].[L ⁻³]
N-orgânico:	Nitrogênio Orgânico, [M].[L ⁻³]
NTK:	Nitrogênio Total de Kjeldahl, [M].[L ⁻³]
OD:	Oxigênio Dissolvido, [M].[L ⁻³]
SS:	Sólidos Sedimentáveis, [M].[L ⁻³]
SSF:	Sólidos Suspensos Fixos, [M].[L ⁻³]
SST:	Sólidos Suspensos Totais, [M].[L ⁻³]

SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis, $[M].[L^{-3}]$
ST:	Sólidos Totais, $[M].[L^{-3}]$
STF:	Sólidos Totais Fixos, $[M].[L^{-3}]$
STV:	Sólidos Totais Voláteis, $[M].[L^{-3}]$
T:	Temperatura, °C
θ_c :	Tempo de retenção celular, [T]
θ_R :	Tempo de detenção hidráulica real, [T]
θ_T :	Tempo de detenção hidráulica teórico, [T]

Resumo

SOARES, L.V. (2003). *Pós-tratamento de Esgoto Sanitário Tratado em Reator Anaeróbio Compartimentado Utilizando Biofiltro Aerado Submerso*. São Carlos, 2003. 181p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Nesta pesquisa, estudou-se a aplicação do biofiltro aerado submerso (BF) para pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado (ABR), visando adequar o efluente aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. A pesquisa foi dividida em duas etapas experimentais diferenciadas, principalmente, pela escala do biofiltro. Na primeira etapa, foi utilizado um biofiltro aerado submerso (BF₁), em escala de laboratório, com volume útil de 7,82 L, sendo operado com tempo de detenção hidráulica de 3 horas, durante 117 dias. Na segunda etapa, foi empregado um biofiltro aerado submerso (BF₂), em escala piloto, com volume útil de 178 L, sendo operado com tempo de detenção hidráulica de 6 horas, durante 47 dias. Em ambas as etapas, foram utilizadas matrizes cúbicas de espumas de poliuretano como meio suporte para imobilização celular e câmara de saturação - semelhante às utilizadas em sistemas de flotação por ar dissolvido - como mecanismo de aeração. O biofiltro BF₁ obteve eficiências médias de remoção de DQO_B, DBO₅ e SST de 78%, 81% e 84%, respectivamente. O efluente apresentou as seguintes características médias: 22 mg DBO₅/L, 49 mg DQO_B/L e concentrações de SST e SSV inferiores a 20 mg/L em 96% dos valores medidos. A ocorrência do processo de nitrificação foi considerada pequena, atingindo eficiência máxima de conversão igual a 49%. Com relação ao biofiltro BF₂, o desempenho do mesmo foi prejudicado pelo arraste do lodo do inóculo durante a

primeira retro-lavagem e pelas baixas cargas orgânicas volumétricas aplicadas que dificultaram o crescimento dos microrganismos, não sendo observado se o reator entrou em regime permanente. As eficiências médias de remoção de DQO_B , DBO_5 e SST foram de 49%, 64% e 51%, respectivamente. O efluente do biofiltro BF_2 apresentou as seguintes características médias: 98 mg DQO_B/L , 49 mg DBO_5/L e 19 mg SST/L. Quanto à inativação de microrganismos patogênicos, os resultados obtidos indicaram a necessidade de uma unidade de desinfecção após o sistema de pós-tratamento. O efluente do biofiltro BF_1 apresentou concentrações médias de coliformes totais e fecais de $7,1 \times 10^4$ e $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL, enquanto para o biofiltro BF_2 as concentrações foram de 3×10^6 e $6,4 \times 10^4$ NMP/100mL. A espuma de poliuretano comportou-se de forma adequada para imobilização da biomassa aeróbia, bem como para remoção de sólidos suspensos, devida a sua porosidade (90%) e capacidade de absorção. A câmara de saturação mostrou-se eficiente quanto ao processo de saturação de oxigênio e, quando operada com tempos de detenção hidráulica significativos, contribuiu com o processo de tratamento do efluente anacróbio.

Palavras-chave: pós-tratamento, biofiltro aerado submerso, câmara de saturação, espuma de poliuretano, esgoto sanitário.

Abstract

SOARES, L.V. (2003). *Post-treatment of domestic wastewater treated in anaerobic baffled reactor using submerged aerated biofilter*. São Carlos, 2003. 181p. M.Sc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

In this research, the application of the submerged aerated biofilter (BF) for post-treatment of domestic wastewater treated in anaerobic baffled reactor (ABR) was studied, seeking to adapt the effluent to established patterns by the environmental legislation. The research was divided in two differentiated experimental stages, mainly, for the scale of the biofilter. In the first stage, a submerged aerated biofilter (BF₁), on laboratory scale, with useful volume of 7,82 L, being operated with hydraulic detention time of 3 hours was used for 117 days. In the second stage, a submerged aerated biofilter (BF₂), on pilot scale, with useful volume of 178 L, being operated with hydraulic detention time of 6 hours was used for 47 days. In both stages, cubic matrices of polyurethane foam were used as a supports for cellular immobilization and pressure chamber, similar those used then in flotation system for dissolved air, as aeration mechanism. The biofilter BF₁ obtained medium efficiencies of removal of BOD₅, COD_B and TSS 81%, 79% e 84%, respectively. The effluent presented the following medium characteristics: 22 mg BOD₅/L, 49 mg COD_B /L and concentrations of TSS and VSS lower than 20 mg/L in 96% of the measured values. The occurrence of the nitrification process was considered small, reaching maximum efficiency of conversion of 49%. About the biofilter BF₂, its performance was harmed for the lost of sludge seeding in effluent during the first backwash and for the low applied organic volumetric loads that hindered the growth of the microorganisms, not being observed if the reactor

entered in permanent regime. The medium efficiencies of removal of BOD_5 , COD_B and TSS were 64%, 49% and 51%, respectively. The effluent of the biofilter BF_2 presented the following medium concentrations: 98 mg COD_B/L , 49 mg BOD_5/L and 19 mg TSS/L. As a pathogens inactivation, the obtained results indicated the need of a unit of disinfection after the post-treatment system. The effluent of the biofilter BF_1 presented medium concentrations of total and fecal coliforms of $7,1 \times 10^4$ and $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL, while for the biofilter BF_2 the concentrations were 3×10^6 and $6,4 \times 10^4$ NMP/100mL, respectively. The polyurethane foam behaved in an appropriate way for immobilization of the aerobic biomass, as well as for removal of suspended solids, due its porosity (90%) and absorption capacity. The pressure chamber was shown efficient regarding the process of oxygen saturation, and, when operated with significant hydraulic detention times, it contributed with the process of treatment of the anaerobic effluent.

Keywords: post-treatment, submerged aerated biofilter, pressure chamber, polyurethane foam, domestic wastewater.

1. Introdução

A poluição dos cursos d'água vem se agravando com o desenvolvimento industrial, aumento no consumo de água, com o lançamento “in natura” de esgoto sanitário, entre outras atividades. Os resíduos, sólidos (lixo) ou líquidos (esgoto), devem ser tratados ou dispostos adequadamente de modo que, em futuro próximo, os já escassos recursos hídricos não venham a se esgotar, ou se tornar completamente degradados, de forma definitiva e irreversível.

Durante as últimas décadas, verificou-se profunda evolução nos conceitos relacionados aos processos de tratamento de águas residuárias, com destaque para os processos biológicos que removem os contaminantes pela ação de microrganismos.

Entre esses processos, o tratamento anaeróbio foi ampliado e valorizado devido, principalmente, a sua boa eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea associada às características de implantação e operação de estações de tratamento de esgoto sanitário, tais como: baixo custo de implantação, baixo consumo de energia, menor tempo de detenção hidráulica, baixa produção de lodo e necessidade de limitada área.

Apesar dessas vantagens significativas, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluente com qualidade para se enquadrar nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, por exemplo, a Resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986. Assim, torna-se importante a inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados nos reatores anaeróbios, como forma de adequá-los aos requisitos da legislação ambiental e garantir a proteção dos corpos d'água receptores.

O principal objetivo das unidades de pós-tratamento é complementar a remoção da matéria orgânica carbonácea, assim como proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados nos sistemas de tratamento anaeróbio: os nutrientes

(fósforo e nitrogênio) e os microrganismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos). Concentrações específicas desses constituintes podem ser prejudiciais ao ambiente aquático (eutrofização dos rios e lagos), ou mesmo interferir na saúde dos animais, especialmente os seres vivos.

No Brasil, tendo em vista que a associação entre reatores anaeróbios e unidades de pós-tratamento pode se constituir na principal alternativa de tratamento de esgoto sanitário, algumas instituições passaram a investir no desenvolvimento de trabalhos de pesquisa aplicada (PROSAB¹ – Edital 2).

As principais modalidades de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios estudadas são: pós-tratamento no solo, em lagoas, em reatores com biofilme, em reatores de lodos ativados, em sistema de flotação, em sistemas de filtração e em sistemas de desinfecção.

Na Escola de Engenharia de São Carlos - USP, pesquisas foram realizadas com reatores aeróbios como unidade de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Essa alternativa resulta em menor consumo de energia e menor produção de lodo, pois considerável parte da matéria orgânica carbonácea é removida no processo anaeróbio. Além disso, o lodo produzido no reator aeróbio pode ser recirculado e digerido no reator anaeróbio.

Silva (1993) estudou a associação entre um digestor anaeróbio de escoamento ascendente e um reator de lodos ativados para o tratamento de uma mistura de esgoto sanitário e efluentes industriais. O autor pôde observar redução de 40% no consumo de energia necessária à aeração quando comparada à opção de lodos ativados convencional.

Utilizando filtro biológico aeróbio para o tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado (*Anaerobic Baffled Reactor* – ABR), Belém (1996) obteve os seguintes resultados de remoção de DQO e DBO₅: 70 e 73% para taxa de aplicação hidráulica de 1,5 m³/m².dia; 55 e 59% para 7,5 m³/m².dia; e 40 e 48% para 13 m³/m².dia.

¹ PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Edital 2, “Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios”.

Coletti (1997), estudando a aplicação do sistema de lodos ativados no pós-tratamento do efluente do reator anaeróbio utilizado nesta pesquisa, afirmou que o processo anaeróbio antecedendo o aeróbio de lodos ativados resultou em significativa redução de geração de lodo, com coeficiente de produção celular (Y) de 0,27 g SSV/g DQO_R .

Ainda relativo a essa associação, Campos *et al.* (1999) citam as vantagens das estações de tratamento de esgotos constituídas de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB) seguidos de tratamento biológico aerado, quando comparadas aos sistemas de tratamento convencionais: substituição de decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios por reatores UASB; possibilidade de gerar energia a partir da combustão do biogás; e custo de implantação da ETE de no máximo 80% daquele da ETE convencional.

Exemplos de aplicações, em escala real, da associação anaeróbia/aeróbia são as estações de tratamento Piracicamirim em Piracicaba (SP) e Caçadores em Cambé (PR). A primeira é constituída por reator UASB seguido de sistema de lodos ativados, que apresenta bom desempenho na remoção de matéria orgânica. A segunda foi projetada em 1994 com capacidade inicial de 140 L/s, utilizando filtro biológico aeróbio no pós-tratamento de reator UASB.

Outra alternativa para o tratamento de efluentes anaeróbios, em contrapartida ao uso de lodos ativados e filtros biológicos, é o biofiltro aerado submerso (*biofilter aerated submerged* - BF) que, segundo Gonçalves *et al.* (1997), pode ser uma excelente opção de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, devido a sua capacidade em remover compostos dissolvidos e reter partículas em suspensão do efluente anaeróbio. Comparados aos lodos ativados, os biofiltros são mais compactos e não estão sujeitos a problemas ligados à sedimentabilidade do lodo, devido, principalmente, à ocorrência de bactérias filamentosas.

Pesquisa realizada na Escola de Engenharia de São Carlos por Sitônio (2001) comprovou a viabilidade do biofiltro aerado submerso como alternativa para o pós-tratamento de reatores anaeróbios. Nesse trabalho, utilizou-se um BF com volume útil de 7,2 L, espuma de poliuretano como suporte para imobilização celular e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 horas, obtendo-se concentrações médias efluentes de

DQO_B, DBO₅ e SST, respectivamente, iguais a 30 mg/L, 21 mg/L e 3,5 mg/L. Além do mais, o efluente apresentou-se parcialmente nitrificado com concentração média efluente de 7,5 mg N/L.

Dando continuidade a essa linha de pesquisa, o presente trabalho estudou o comportamento do biofiltro aerado submerso, para o pós-tratamento de esgoto sanitário, proveniente da rede coletora de São Carlos, tratado em reator anaeróbio compartimentado. O trabalho foi dividido em duas etapas experimentais: na primeira, foi utilizado o BF desenvolvido por Sitônio (2001) com TDH de 3 horas; na segunda, desenvolveu-se uma unidade piloto com volume útil de 178 L, que foi operada com TDH de 6 horas.

Uma outra abordagem nesta pesquisa é referente à possível utilização de uma câmara de saturação, semelhante às utilizadas em sistema de flotação, em substituição aos sistemas de aeração por difusão de bolhas grossas.

No próximo capítulo, estão apresentados os objetivos propostos por esta pesquisa. O 3^o capítulo compreende uma revisão bibliográfica dos princípios do tratamento biológico para remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Inclui, ainda, revisão sobre os padrões de lançamento, bem como as alternativas de pós-tratamento estudadas no Brasil. Ao final do capítulo, encontra-se uma revisão sobre a tecnologia do biofiltro aerado submerso.

No 4^o capítulo, apresenta-se uma descrição a respeito das instalações experimentais utilizadas nesta pesquisa, bem como a metodologia empregada em suas duas etapas experimentais.

No 5^o capítulo, estão apresentados e discutidos os resultados obtidos nesta pesquisa, enquanto o 6^o e o 7^o capítulos referem-se às conclusões sobre este trabalho e às recomendações para possível continuação da pesquisa.

2. Objetivos

O objetivo primordial desta pesquisa foi avaliar o comportamento do biofiltro aerado submerso na remoção de matéria orgânica carbonácea, de nutrientes e de microrganismos patogênicos, quando usado como unidade de pós-tratamento do efluente líquido de um reator anaeróbio compartimentado.

Em termos específicos, a pesquisa pretendia:

- ✓ avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea, em termos de DBO e DQO;
- ✓ avaliar a atividade de nitrificação no biofiltro;
- ✓ avaliar a remoção de sólidos;
- ✓ examinar a remoção de coliformes fecais e totais;
- ✓ desenvolver uma unidade de aeração tipo câmara de saturação, normalmente aplicada em sistemas de flotação.

3. Revisão Bibliográfica

A presente revisão bibliográfica pretendeu fornecer embasamento teórico para realização desta pesquisa, sendo dividida em quatro itens principais. O primeiro apresenta, resumidamente, conceitos gerais relacionados aos processos biológicos de tratamento de esgoto sanitário. No segundo, são abordados os padrões de lançamento de efluentes impostos pela legislação ambiental nacional (CONAMA Nº 20/1986), por algumas legislações estaduais e pela Comunidade Econômica Européia (C.E.E.).

O item seguinte apresenta uma revisão sobre os principais métodos de pós-tratamento utilizados no Brasil, com ênfase para a associação entre processos anaeróbios e aeróbios. Finalmente, são apresentados aspectos importantes sobre biofiltros aerados submersos, objetivo desta pesquisa.

3.1. Generalidades

Os tópicos aqui abordados referem-se aos possíveis processos relacionados a esta pesquisa: tratamento biológico, processos anaeróbios e aeróbios, nitrificação e biofilmes.

3.1.1. Tratamento biológico de águas residuárias

O tratamento biológico de águas residuárias ocorre por meio de processos que reproduzem, de certa forma, os processos naturais que ocorrem no meio ambiente após o lançamento dos despejos.

Dependendo da carga orgânica lançada, os esgotos provocam a degradação do meio (solo, água e ar) ou este demonstra ter condições de receber e decompor os poluentes até alcançar-se nível que não cause problemas ou alterações prejudiciais ao ecossistema local e circunvizinho.

Esse fato demonstra que a Natureza tem condições de promover o “tratamento” dos esgotos, desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem a matéria orgânica. Ou seja, o tratamento biológico de esgotos é um fenômeno que pode ocorrer naturalmente no solo ou na água, desde que predominem condições apropriadas (CAMPOS, 1994).

Em estações de tratamento, procura-se controlar esses processos de depuração de maneira a atingir determinado nível de redução de carga orgânica em tempo e espaço muito inferiores comparados ao ambiente natural.

A degradação biológica dos poluentes pode ser dividida em duas vias: a aeróbia, que ocorre na presença de oxigênio dissolvido no meio líquido; e a anaeróbia, em que o consumo da matéria orgânica realiza-se na ausência de oxigênio livre.

3.1.2. Processos anaeróbios

Na década de 1950, a concepção clássica de sistemas de tratamento de esgotos sanitários previa a utilização de digestores anaeróbios de alta taxa para estabilização do lodo primário e do excesso de lodo secundário produzido nos tanques de aeração ou nos filtros aeróbios.

Segundo Lettinga *et al.* (1980), naquela época havia resistência quanto à utilização de reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos domésticos devido, principalmente, aos seguintes aspectos:

- ✓ sensibilidade das bactérias anaeróbias à presença de compostos tóxicos;
- ✓ baixa taxa de crescimento bacteriano, limitando a velocidade de ajuste do processo a mudanças nas taxas de aplicação orgânica e hidráulica, temperatura e outras condições ambientais;

- ✓ partida lenta do processo, podendo durar entre 8 e 12 semanas;
- ✓ necessidade de pós-tratamento, pois a digestão anaeróbia é essencialmente um tratamento primário, exigindo polimento e oxigenação antes da disposição final do efluente;
- ✓ reduzida experiência prática com a aplicação do processo para o tratamento direto de águas residuárias.

Apenas ao final da década de 1960, o sucesso obtido por Young e McCarty no uso de reator anaeróbio ascendente de leito fixo, denominado “Filtro Anaeróbio”, no tratamento de matéria orgânica solúvel, abriu amplas perspectivas para a aplicação de processos anaeróbios no tratamento de águas residuárias.

Durante a década de 1970, várias pesquisas conseguiram dissociar o tempo de detenção hidráulica do tempo de retenção de sólidos em reatores anaeróbios. Assim, surgiram os reatores anaeróbios de alta taxa, mais econômicos que os métodos de tratamento convencionais aeróbios.

De acordo com van Haandel & Lettinga (1994), os processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias oferecem vantagens como: tecnologia simples, de custo de implantação e operação relativamente baixos; economia de energia; produção de metano, gás possível de ser aproveitável para produção de energia; volume reduzido de lodo que se encontra com alto grau de estabilidade; e os organismos anaeróbios podem ser preservados sem alimentação por longos períodos.

3.1.2.1. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular. Nesse processo, populações bacterianas interagem estreitamente para promover a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resulta, como principais produtos gasosos, o metano e o gás carbônico.

O relacionamento simbiótico entre os microrganismos anaeróbios faz surgir as quatro principais fases da digestão anaeróbia: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese (HARPER & POHLAND, 1986).

✓ Hidrólise

Nesta fase inicial da digestão anaeróbia, enzimas excretadas por bactérias convertem o material complexo e insolúvel em substâncias dissolvidas e menos complexas que podem passar pelas paredes celulares e membranas dessas bactérias.

✓ Acidogênese

Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, os quais são excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

✓ Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados por estas bactérias são o hidrogênio, o acetato e o gás carbônico.

✓ Metanogênese

Nesta última etapa, acetato, hidrogênio mais carbonato e formiato mais metanol são convertidos em metano (CH_4), gás carbônico (CO_2) e novas células.

3.1.2.2. Reatores anaeróbios de alta taxa

Os reatores anaeróbios de alta taxa são desta forma denominados por apresentarem elevadas concentrações de biomassa ativa no volume reacional e por serem altamente eficientes na remoção de elevadas cargas orgânicas e de sólidos em suspensão, em tempo de detenção hidráulica relativamente curtos.

Os sistemas modernos de tratamento anaeróbio, também chamados de sistemas de última geração, diferem dos sistemas clássicos, por possuírem eficiente mecanismo de retenção de sólidos suspensos, o que permite a manutenção de grande massa de lodo no interior do reator. Pode-se citar como exemplo, o filtro anaeróbio, o reator anaeróbio de

manta de lodo (UASB), o reator anaeróbico compartimentado (ABR) e o reator anaeróbico de leito expandido ou fluidificado.

Entre os sistemas modernos, o UASB, desenvolvido na década de 1970 por Gatzke Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen (Holanda), tornou-se o sistema de tratamento anaeróbico de mais alta aplicação na prática (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Esse tipo de reator caracteriza-se pela entrada da vazão afluyente pela base do reator, passando, em escoamento ascendente, pelo leito de lodo granular que se forma na sua parte inferior. O efluente tratado, os sólidos e os gases produzidos vão para a zona de separação situada na parte superior do reator, que permite retornar os sólidos para o interior do reator.

Outro sistema de alta taxa é o reator anaeróbico compartimentado que, de acordo com Campos (1994), apresenta várias das principais vantagens dos reatores UASB, além de poder ser construído sem o separador de fases, portanto com menores profundidades, facilitando sua execução enterrada e representando redução dos custos de implantação.

Segundo Povinelli (1999), o ABR é considerado, conceitualmente, por alguns autores, como sendo constituído por vários reatores UASB em série. Isso se deve ao fato de o escoamento da água residuária em cada câmara ser vertical ascendente passando por uma manta de lodo. A figura 3.1 representa um desenho esquemático do reator anaeróbico compartimentado.

Figura 3. 1 - Representação esquemática de um reator anaeróbico compartimentado

[Fonte: Campos *et al.* (1999)]

Na Escola de Engenharia de São Carlos – USP, pesquisas foram realizadas com uma estação piloto, de 11 m³ de volume, tratando esgoto sanitário proveniente da rede coletora de São Carlos.

Nour (1996), trabalhando com esse reator, mostrou que as porcentagens médias de remoção de DQO, DBO₅ e SSV foram, respectivamente, iguais a 56,7%, 70,3% e 68,7%.

Povinelli (1999), operando essa unidade piloto com tempo de detenção hidráulica de 12 horas, chegou aos seguintes resultados: remoção média de DQO de 70% com concentração média efluente próxima a 160 mg/L; pH continuamente próximo a 7,0; aumento da alcalinidade ao longo das câmaras e diminuição da concentração de ácidos voláteis; remoção de sólidos suspensos voláteis permaneceu em torno de 50% e porcentagem média de metano no biogás ao longo das câmaras de 54%.

Embora essas e outras pesquisas comprovem sua eficiência no tratamento de esgoto sanitário, o ABR, como os demais reatores anaeróbios de alta taxa, apresenta dificuldade em produzir efluente com qualidade suficiente para o lançamento em águas superficiais, sendo necessário tratamento complementar para adequá-lo às condições impostas pela legislação ambiental.

3.1.3. Processos aeróbios

O tratamento aeróbio pode ser definido como a oxidação biológica da matéria orgânica na presença de oxigênio dissolvido. Os microrganismos envolvidos nesse processo são, em sua maioria, facultativos; enquanto outros obrigatoriamente aeróbios. Segundo Branco (1986), estes microrganismos, especialmente as bactérias, possuem a capacidade de formarem flocos, característica de fundamental importância para o processo aeróbio.

3.1.3.1. Oxidação aeróbia

A degradação biológica aeróbia de resíduos orgânicos é função da composição e natureza dos substratos, dos microrganismos presentes e das condições ambientais do meio. Nesse processo, a matéria orgânica solúvel e biodegradável é convertida pelos microrganismos em energia (catabolismo) e novas células (anabolismo), tendo como oxidante o oxigênio molecular. Esses dois metabolismos são interdependentes, ocorrem simultaneamente e podem ser representados, respectivamente, pelas equações 3.1 e 3.2 (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994):

A equação 3.1 explicita os seguintes aspectos da conversão aeróbia da matéria orgânica, importante no tratamento de esgotos:

- ✓ a estabilização da matéria orgânica ao transformá-la em produtos inertes, como gás carbônico e água (produtos finais);
- ✓ a utilização de oxigênio;
- ✓ a produção de gás carbônico;
- ✓ a liberação de energia.

Outro processo importante é a respiração endógena que é a utilização da matéria orgânica armazenada no interior das células, quando decresce a quantidade de nutrientes do meio. Desse modo, energia é gerada para manutenção do microrganismo, mas não novas células (ARCEIVALA, 1981). A oxidação do material celular pode ser representada, de forma simplificada, pela equação 3.3:

A figura 3.2 mostra uma representação esquemática dos processos envolvidos na estabilização biológica aeróbia da matéria orgânica.

Figura 3. 2 - Representação esquemática do metabolismo bacteriano com anabolismo, catabolismo e respiração endógena

[Fonte: adaptado de van Haandel & Lettinga (1994)]

3.1.3.2. Reatores aeróbios com biomassa em suspensão

Os reatores aeróbios com biomassa em suspensão (lodos ativados) são os mais empregados na atualidade devido ao seu rendimento, podendo atingir elevados níveis de tratamento. Apesar de sua larga utilização, eles ainda apresentam algumas dificuldades com a sedimentabilidade do lodo. Segundo Rogalla & Sibony (1992), metade de muitas centenas de ETEs na Alemanha reportam problemas de formação de “bulking”, sendo a mesma proporção relatada na Inglaterra.

As variantes do sistema de lodos ativados são os reatores sequenciais em batelada (*sequencing batch reactor*) e os de aeração prolongada. Segundo van Haandel & Marais (1999), as diferenças estão associadas a algumas variações na operação e ou no projeto das unidades que utilizam a biomassa em suspensão.

Outros exemplos de reatores que utilizam biomassa em suspensão são os poços profundos (*deep shaft reactors*), os valos de oxidação e as lagoas aeradas.

3.1.3.3. Reatores aeróbios com biomassa fixa

Os reatores com biomassa aderida a um meio suporte garantem elevados tempos de retenção de sólidos, sem que para isso se faça necessária à recirculação do lodo.

Os filtros biológicos, cuja idéia originou-se dos filtros de areia, são os reatores de biomassa aderida há mais tempo empregados no tratamento de resíduos. De acordo com Campos (1994), o filtro biológico aeróbio (*biological aerated filter*) é um reator constituído essencialmente por um tanque com recheio de pedras ou de outros tipos de materiais inertes, com forma, tamanho e interstícios sobre o qual dispositivos de distribuição lançam os despejos na superfície que se percolam por entre os materiais constituintes desse meio, que serve de suporte para os microrganismos.

A distribuição dos despejos sobre a superfície do leito filtrante pode ser feita por meio de aspersores fixos ou móveis. Os sistemas fixos promovem distribuição intermitente, enquanto os sistemas rotativos apresentam características favoráveis que garantem distribuição uniforme em toda a área superficial do filtro (PESSÔA & JORDÃO, 1995).

O leito dos filtros biológicos serve como suporte para o crescimento dos microrganismos, devendo fornecer apoio e espaço para melhor permitir a distribuição da vazão e favorecer o contato entre película biológica, despejo e ar necessário às reações aeróbias do processo (BELÉM, 1996).

Segundo Pessôa & Jordão (1995), as propriedades físicas são fatores importantes na escolha do material de enchimento pelas seguintes razões:

- ✓ o material deverá ser inerte e rígido, resistente à degradação química e biológica;
- ✓ a dimensão é um fator preponderante na escolha do meio suporte devido à superfície específica e o volume de vazios;
- ✓ deve ser leve, pois o peso unitário influi diretamente no cálculo estrutural, no transporte e no manuseio;
- ✓ a superfície específica influi na capacidade de reter a biomassa e conseqüentemente no desempenho do sistema;

- ✓ o volume de vazios é um fator importante para garantir adequado suprimento de oxigênio.

Enfim, a escolha do material do meio suporte é condicionada pela sua forma, peso, durabilidade, disponibilidade e aplicabilidade.

Metcalf & Eddy (1991) descrevem que a comunidade biológica presente no biofilme aderido ao meio suporte dos filtros biológicos é constituída principalmente por bactérias aeróbias, facultativas e anaeróbias, fungos, algas e protozoários, podendo-se encontrar alguns animais superiores, como vermes, larvas de insetos e moluscos.

Os filtros biológicos ainda são compostos por sistema drenagem que é constituído de blocos ou calhas dispostas em toda extensão do fundo do filtro, com condições de escoamento contínuo e convergindo para um canal central.

Segundo Metcalf & Eddy (1991), os filtros biológicos classificam-se de acordo com as cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas em: filtros de baixa, intermediária, alta ou superalta taxa. As características básicas de cada tipo de filtro podem ser observadas na tabela 3.1.

Tabela 3. 1 - Características dos diferentes tipos de filtros biológicos aeróbios

Característica	Baixa taxa	Taxa Intermediária	Alta Taxa	Taxa Superalta
Taxa de aplicação hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$)	1 – 4	4 – 10	10 – 40	40 – 200
Taxa de carregamento orgânico ($\text{kg DBO}/\text{m}^3.\text{dia}$)	0,08 – 0,32	0,24 – 0,48	0,32 – 3,00	0,80 – 6,00

[Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (1991)]

Os discos biológicos (*rotating biological contactors*) foram criados na Alemanha em 1900, mas problemas de operação fizeram com que o processo fosse adiado, apenas sendo implantada a primeira instalação em escala real por volta de 1960 (ANTONIE, 1976).

Conforme von Sperling (1996), esse tipo de reator é constituído por uma série de discos unidos por eixo comum que gira, estando parcialmente submerso no despejo. A

rotação dos discos expõe alternadamente o biofilme à matéria orgânica presente no esgoto e ao ar atmosférico. As vantagens apresentadas por esse tipo de reator são: elevada eficiência na remoção da DBO, nitrificação freqüente, reduzido gasto com energia elétrica e estabilidade a choques de carga hidráulica. Como desvantagens desse processo, cita-se: elevados custos de implantação, relativa dependência da temperatura do ar, além do fato de muitas estações implantadas terem apresentado problemas com quebra dos eixos e dos discos.

Um tipo importante de reator com biomassa fixa a um suporte é o reator de leito fluidizado. Nestes reatores, a biomassa se encontra aderida a um suporte de partículas de pequeno diâmetro que são fluidizadas dentro do reator pela passagem de uma vazão composta da vazão afluente e da vazão de recirculação de efluente tratado em conjunto ou não com a injeção de ar.

A elevada concentração de biomassa aderida nos reatores de leito fluidizado possibilita o aumento da taxa de aplicação de DBO, permitindo, assim, reatores mais compactos e que apresentam altas taxas de remoção com tempos de detenção hidráulica bastante reduzidos. Problemas de colmatação não são apresentados nesses tipos de reatores, pois a expansão do leito gera espaço para o crescimento do biofilme e o atrito existente dentro do reator gera um biofilme fino e ativo (TAVARES *et al.*, 1994).

Outra alternativa existente para reatores de biomassa aderida são os reatores de leito fixo submerso, que sendo o objetivo deste trabalho serão apresentados em separado, no item 3.4.

3.1.4. Nitrificação biológica

Nos corpos receptores de água, a presença de compostos nitrogenados, provenientes das águas residuárias, pode estimular o crescimento de organismos aquáticos, causando a eutrofização e a depleção do teor de oxigênio. A amônia pode ser tóxica para peixes e algas, apresenta perigo à saúde pública e afeta a reutilização das águas residuárias na indústria.

O nitrogênio penetra no meio aquático procedente de fontes naturais e artificiais. As fontes naturais incluem a precipitação e a fixação biológica, enquanto as fontes

artificiais podem ser atribuídas às atividades do homem na indústria (fertilizantes, semicondutores, leite, carne, fibras sintéticas, entre outras), ao escoamento superficial das zonas urbanas e às águas residuárias municipais (CAMPOS, 1989).

As formas de nitrogênio presentes em águas residuárias são caracterizadas geralmente, como sendo: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-).

O nitrogênio na forma amoniacal, por sua vez, é composto por fração de íon amônia (NH_4^+) e por fração de gás amoníaco (NH_3).

A distribuição do N-amoniacal na forma de N-NH_4^+ e de N-NH_3 é determinada pelo pH e pela temperatura da água residuária, de acordo com a equação 3.4:

Nas águas residuárias, sob valores de pH próximos da neutralidade, encontra-se principalmente N-amoniacal na forma N-NH_4^+ . Aumentando-se o pH, predomina-se a forma N-NH_3 .

As principais transformações que ocorrem com os compostos nitrogenados são: fixação, amonificação, assimilação, nitrificação (nitritação e nitratação) e desnitrificação. Cada etapa envolve um grupo particular de microrganismos e resulta em ganho ou perda de energia útil para determinar o tipo de reação que ocorre.

A figura 3.3 esquematiza o ciclo do nitrogênio que pode ocorrer em ambientes aquáticos.

Figura 3. 3 - Ciclo simplificado do nitrogênio

[Fonte: Metcalf & Eddy (1991)]

A remoção biológica do nitrogênio presente em águas residuárias é realizada pelo processo de nitrificação/desnitrificação. A nitrificação, o primeiro passo, é a oxidação biológica de amônia, tendo como produto final o nitrato. No processo de desnitrificação, ocorre a redução do íon nitrato a nitrogênio gasoso, pela ação de bactérias heterotróficas em condições anóxicas.

Na nitrificação, os principais microrganismos envolvidos no processo são bactérias estritamente aeróbias, quimiotróficas obrigatórias, que não precisam de substrato para o seu crescimento. Todo o carbono requerido é sintetizado a partir do CO_2 e a energia dessa síntese é derivada da oxidação da amônia e do nitrito.

O processo de nitrificação é dividido em duas etapas sequenciais: na primeira etapa, nitritação, bactérias *Nitrosomonas* oxidam amônia a nitrito, segundo a equação 3.5; na segunda etapa, nitratação, bactérias *Nitrobacter* oxidam nitrito a nitrato, segundo a equação 3.6 (METCALF & EDDY, 1991).

Usando as equações 3.5 e 3.6, toda a reação de síntese e oxidação será:

A equação 3.7 indica que existem três parâmetros estequiométricos associados com o processo de nitrificação: requerimento de oxigênio, produção de material celular nitrificante e remoção de alcalinidade.

O oxigênio é essencial para o crescimento dos organismos nitrificantes e, segundo van Haandel & Marais (1999), a concentração de oxigênio dissolvido mínima que limite a nitrificação pode variar de um sistema para outro. Em geral, espera-se que uma concentração de 2 mg/L seja suficiente para nitrificação desinibida. Outros autores, como Metcalf & Eddy (1991), afirmam que concentrações acima de 1 mg/L são essenciais para que a nitrificação ocorra.

A produção de material celular ajuda no entendimento da dinâmica populacional dos microrganismos. De acordo com a equação 3.7, tem-se uma relação de 0,17 g de células produzidas para 1 g de amônia oxidada. Assim, o crescimento das bactérias nitrificantes pode ser considerado baixo quando comparado ao dos organismos heterotróficos.

Durante o processo de nitrificação, ocorre o consumo do íon bicarbonato (HCO_3^-) e o aumento na concentração de ácido carbônico (H_2CO_3). Grady & Lim (1981) afirmam que o consumo de bicarbonato por cada mg de NH_4^+ oxidado é de 8,64 mg, sendo necessário para isso cerca de 4,33 mg de O_2 .

Caso o sistema não disponha de alcalinidade suficiente para tamponar o meio, o pH diminuirá e ocorrerá a inibição do processo de nitrificação. Judkins & Anderson (1992) afirmam que deve ser mantido residual de alcalinidade na água residuária de aproximadamente 30 a 50 mg/L, para assegurar valores de pH estáveis.

Vários autores verificaram o consumo de alcalinidade e de oxigênio no processo de nitrificação. Os resultados obtidos estão apresentados na tabela 3.2.

Tabela 3. 2 - Consumo de alcalinidade e oxigênio no processo de nitrificação

Referência	Consumo de Oxigênio (mgO ₂ /mgNH ₄ ⁺ oxidado)	Consumo de Alcalinidade (mgCaCO ₃ /mgNH ₄ ⁺ oxidado)
U.S. EPA (1976)	4,6	7,4
Barnes & Bliss (1983)	4,3	7,0
Horan (1990)	4,20	-
Metcalf & Eddy (1991)	4,30	-
Judkins & Anderson (1992)	4,6	-
Rojas (1999)	4,57	7,14
Mendonça (2000)	4,57	7,10
Vieira <i>et al.</i> (2000)	-	5,02

[Fonte: adaptado de Victoria (1993) e Sitônio (2001)]

A nitrificação ainda pode ser profundamente influenciada pela temperatura, sendo afetadas as taxas de crescimento bacteriano. A temperatura ótima para a nitrificação está na faixa de 30 a 36 °C, de acordo com Barnes & Bliss (1983).

Outros fatores que interferem na nitrificação e assumem caráter de grande importância são o tempo de retenção celular (θ_c), a concentração de N-amoniaco no meio e a relação DBO/NTK.

O tempo de retenção celular deve ser superior a um valor mínimo que é estabelecido em função da temperatura do líquido, pois as bactérias nitrificantes apresentam tempo de geração relativamente grande, que pode atingir cerca de 20 horas (NAVARRO *et al.*² apud CAMPOS, 1989).

Randall & Buth³, citados por Campos (1989), afirmam que pode ocorrer inibição da nitrificação quando há produção excessiva de nitritos ou de concentrações elevadas de N-amoniaco. O efeito inibidor é diretamente relacionado com as formas não ionizadas, que, por sua vez, dependem do pH. A inibição pelo gás amoníaco é mais

² NAVARRO, J.M.; BERTINI, D.; FAUP, G.M. (1984). Conservation de Nitrobacter sp por Congelation. *Techniques & Sciences Municipales*. v. 79, nº 4, p. 191-197.

³ RANDALL, C.W.; BUTH, D. (1984). Nitrite build – up in Activated Sludge Resulting from Combined Temperature and Toxicity effects. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 59, nº 9, p. 1045-1049.

acentuada em valor de pH superior a 8 e pelo ácido nitroso (HNO_2), em pH inferior a 7,5.

Barnes & Bliss (1983) relatam que as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são sensíveis a concentrações elevadas do seu próprio substrato e, mais ainda, ao substrato da outra.

Um dos fatores mais importantes na nitrificação trata-se da relação DBO/NTK, pois a presença da matéria orgânica estimula a competição que privilegia as bactérias heterotróficas em relação às nitrificantes.

Segundo dados apresentados por Metcalf & Eddy (1991), a fração de bactérias nitrificantes pode variar de 0,35 a 0,029, conforme é variada a relação DBO/NTK de 0,5 a 9.

As bactérias nitrificantes não chegam a sofrer as ações da toxicidade de metais pesados em concentrações inferiores a 20 mg/L. Entre os compostos que inibem esse processo há diversos que contêm nitrogênio e enxofre, tais como tiouréia, cianeto, fenol, anilinas e estricnina (COLLINS *et al.*, 1988).

A nitrificação é possível de ser realizada em sistemas de crescimento suspenso ou fixo a um suporte e ainda em estágio separado ou combinado com a oxidação carbonácea. Dentre os reatores de filme fixo, os filtros biológicos, os biodiscos rotativos e os biofiltros aerados submersos são utilizados para o processo de nitrificação e oxidação carbonácea.

Os sistemas de crescimento fixo tendem a ser mais resistentes a cargas de choque e, quando fechados, sua temperatura interior varia pouco, o que evita a diminuição de sua eficiência. Porém, esses sistemas podem ser sensíveis às altas cargas de N-amoniaco durante os picos do afluente (METCALF & EDDY, 1991).

Boller *et al.* (1994) fizeram um estudo de caso comparando diversas alternativas para a expansão de uma ETE visando a nitrificação terciária. As opções avaliadas foram: lodos ativados (de um e dois estágios), disco biológico, filtro biológico e três diferentes tipos de biofiltros (Biopur[®], Biostyr[®] e Biocarbone[®]).

A escolha da alternativa ideal, para esse caso, levou em consideração o potencial de nitrificação, o volume e a área dos reatores, a demanda energética para

bombeamento, recirculação e aeração para operação das unidades e para lavagem dos filtros.

Os resultados desse trabalho comprovaram que o potencial de nitrificação dos biofiltros foi superior a dos outros processos estudados. A área solicitada foi menor que para os demais tipos de reatores, no entanto a transferência de oxigênio foi baixa, e as vazões de ar requeridas elevaram os custos de operação quanto ao consumo de energia.

Gonçalves *et al.* (1993) utilizaram biofiltros aerados submersos de alta taxa do tipo Biostyr[®] e puderam verificar a elevada capacidade de nitrificação desse reator que produziu efluente com concentrações inferiores a 5 mg/L de NTK e 3 mg/L de N-amoniaco em mais de 95% dos casos, para cargas volumétricas variando entre 0,8 e 0,9 kg N-NH₄⁺/m³.dia.

Victoria (1993) estudou o processo de nitrificação do efluente de um reator UASB utilizando um filtro aeróbio de baixa taxa, com anéis de PVC como material de recheio. A autora concluiu que a concentração de N-amoniaco efluente do filtro biológico foi significativamente afetada pela carga aplicada e pela concentração afluente de N-amoniaco. Os valores de conversão de N-amoniaco variaram de 22 a 83%.

3.1.5. Biofilmes

Segundo Flemming (1993), o biofilme comporta-se como um agrupamento - de microrganismos e seus produtos extracelulares - ligado a uma superfície inerte resultante de um grande número de fenômenos físicos e biológicos. Os biofilmes são heterogêneos e constituídos essencialmente por água (79 a 95%) e polímeros extracelulares cuja função principal é manter as bactérias em seu habitat natural fornecendo aderência, coesão e integridade estrutural.

Bryers (1988) sugere que a formação do biofilme é resultado dos seguintes processos: deposição (transporte, aderência inicial, fixação e colonização), metabólicos (consumo de substrato, crescimento celular e replicação) e remoção de biofilme (predação, cisalhamento, abrasão e desprendimento).

Uma comunidade de biofilme inicia-se quando alguma superfície é exposta a ambiente aquoso composto por microrganismos e constituintes químicos. Estes microrganismos se associam à superfície, aderem e, então, fixam-se firmemente. Agora, os microrganismos dependerão do metabolismo e do crescimento nestas condições de superfície. As atividades metabólicas incluem o consumo de substrato, replicação celular e a síntese de exopolímeros. A partir daqui, forma-se um gel “matricial” do biofilme que atua como aprisionador de nutrientes e, em sistemas de cultura mista, atrai outros microrganismos para participarem da comunidade do biofilme. Eventualmente, a espessura do biofilme aumenta atingindo um estado de equilíbrio dinâmico, ou seja, a produção de novas células (filme) é contrabalanceada pelos processos que reduzem ou removem o biofilme (BRYERS, 1988).

O biofilme aeróbio pode se estratificar em filme aeróbio (camada externa do biofilme) e filme anaeróbio (camada mais interna do biofilme), pois à medida que o biofilme vai crescendo, dificulta-se a difusão do oxigênio até a camada mais interna (base). Desta forma, os microrganismos aeróbios presentes na camada anaeróbia podem eventualmente morrer e seus constituintes celulares tornam-se disponíveis para os organismos aeróbios facultativos e anaeróbios, complementando a fonte alimentar existente (ARAÚJO, 1995). A figura 3.4 representa o processo de tratamento em reatores aeróbios de biomassa fixa.

Figura 3. 4 – Esquema do biofilme em reatores aeróbios de filme fixo

[Fonte: adaptado de Pessoa & Jordão (1995)]

Segundo Campos (1989), a acumulação de massa celular, em um biofilme aderido, depende da velocidade de crescimento celular, do processo de endogenia e da perda por cisalhamento conseqüente das condições hidrodinâmicas do líquido que escoia junto ao biofilme.

3.2. Padrões para lançamento de efluentes

A necessidade de se manter a qualidade das águas dos corpos receptores exige a implantação de sistemas de tratamento de esgotos cada vez mais eficientes, com o objetivo de minimizar a carga de poluentes a ser lançada, atendendo, assim, aos padrões impostos pela legislação ambiental.

No Brasil, a legislação federal sobre a qualidade das águas, Resolução CONAMA Nº 20 de 18/06/86, atualmente em fase de reestruturação, é baseada em padrões de lançamento de efluentes e padrões de qualidade dos corpos d'água. Esta legislação dividiu as águas do território nacional em nove classes tendo em vista o uso específico da água. A tabela 3.3. apresenta um resumo dos usos preponderantes das classes relativas à água doce, em que a Classe Especial pressupõe os usos mais nobres, e a Classe 4, os menos nobres. As Classes 5 e 6 são relativas às águas salinas e as Classes 7 e 8 às águas salobras.

Tabela 3. 3 - Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA Nº 20, 18/06/86)

Uso	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento doméstico	x	x (a)	x (b)	x (b)	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	x				
Recreação de contato primário		x	X		
Proteção das comunidades aquáticas		x	X		
Irrigação		x (c)	x (d)	x (e)	
Aqüicultura		x	X		
Dessedentação de animais				x	

Uso	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Navegação					x
Harmonia paisagística					x
Uso menos exigentes					x

[Fonte: von Sperling (1996)]

Notas: (a) após tratamento simples; (b) após tratamento convencional; (c) hortaliças e frutas rentes ao solo; (d) hortaliças e plantas frutíferas; (e) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

A maioria dos corpos d'água receptores, no Brasil, enquadra-se na Classe 2, onde se destacam os parâmetros indicados na tabela 3.4, como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor.

Tabela 3. 4 - Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor (Classe 2)

Parâmetro	Valor limite no corpo receptor
DBO	≤ 5 mg/L
OD	≥ 5 mg/L
N-amoniacoal	$\leq 3^{(1)}$ mg N/L
Nitrato	≤ 10 mg N/L
Fósforo	$\leq 0,025$ mg P/L
Coliformes fecais	≤ 1.000 CF/100mL
Coliformes totais	≤ 5.000 CT/100mL

[Fonte: Resolução CONAMA Nº 20, 18/06/86]

Nota: (1) Para pH = 7 e temperatura de 20 °C, concentração máxima de amônia não ionizável.

Além de estabelecerem padrões para os corpos d'água, a Resolução CONAMA Nº 20/1986 também impõe a qualidade mínima a ser atendida por efluentes de qualquer fonte poluidora, para o lançamento em corpos d'água. Estes padrões são adotados pelos órgãos estaduais de Meio Ambiente, podendo ainda ser complementados ou até mesmo substituídos por padrões mais restritivos. Na tabela 3.5, são apresentados os padrões de lançamento de algumas legislações estaduais, assim como da legislação nacional.

Tabela 3. 5 - Padrões de lançamento de efluentes

Parâmetro	São Paulo (CETESB)	Minas Gerais (COPAM)	Vitória (COMDEMA)	Brasil (CONAMA)
DBO ₅ (mg/L)	60 ^(a)	60	-	-
DQO (mg/L)	-	90	200	-
SST (mg/L)	-	60	100	-
pH	5 - 9	6 - 9	-	5 - 9

[Fonte: adaptado de Bof (1999)]

Nota: (a) 60 mg/L ou 80% de remoção; (-) Padrões de lançamento não citados pela legislação ambiental.

Na Europa, até 2005, todas as estações de tratamento de esgotos projetadas para populações superiores a 100.000 habitantes deverão ser dotadas de sistemas de tratamento secundário. Os padrões de lançamento para tratamento secundário, estabelecidos pela Comunidade Econômica Européia (C.E.E.), em termos de SST, DBO₅ e DQO, encontram-se na tabela 3.6.

Tabela 3. 6 - Padrões estabelecidos pela C.E.E. para lançamento de efluentes originados de tratamento secundário

Parâmetro	Concentração Máxima	Eficiência Mínima (%)
SST	35 mg/L	90
DBO ₅	25 mg/L	70 - 90
DQO	125 mg/L	75

[Fonte: Agences de L'Eau (1993)]

Os efluentes dos reatores anaeróbios dificilmente se enquadram dentro dos limites impostos pela legislação ambiental. Assim, torna-se necessário, até mesmo obrigatório, o uso de unidades de pós-tratamento de forma a adaptá-los às normas ambientais.

3.3. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

3.3.1. Objetivos e exemplos

“Tendo em vista as limitações intrínsecas associadas aos sistemas anaeróbios, e levando-se em consideração a necessidade de se desenvolver alternativas mais adequadas à realidade brasileira, torna-se importante à inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados nos reatores anaeróbios” (CHERNICHARO *et al.*, 2001, p. 28).

Esta etapa objetiva apropriar o efluente anaeróbio aos padrões impostos pela legislação ambiental, não apenas a sua qualidade microbiológica, à luz dos riscos de saúde pública e das limitações impostas à sua utilização na agricultura, como também a qualidade em termos de matéria orgânica e nutrientes, em função dos danos ambientais possíveis de serem provocados devido ao lançamento “in natura” desses constituintes nos corpos receptores.

No Brasil, algumas instituições passaram a desenvolver pesquisas aplicadas considerando que a linha de tratamento *reatores anaeróbios/pós-tratamento* vem se constituindo na principal alternativa de tratamento de esgotos (CHERNICHARO *et al.*, 2001). Essas instituições dividiram as pesquisas em 19 temas diferentes, que podem ser agrupados em 8 modalidades de pós-tratamento, conforme tabela 3.7. Todos esses temas são relacionados ao tratamento de esgoto sanitário, proveniente de reatores anaeróbios, e pretendem remover a matéria orgânica remanescente, assim como, sólidos suspensos, nutrientes e microrganismos patogênicos.

Tabela 3. 7 - Modalidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios e temas de pesquisas abordadas no PROSAB – Edital 2.

Modalidades de Pós-Tratamento	Temas de Pesquisa
Pós-tratamento no solo	Vala de filtração Infiltração rápida Irrigação subsuperficial Escoamento superficial
Pós-tratamento em lagoas	Lagoa de polimento Lagoa de alta taxa de produção de algas
Pós-tratamento em reatores com biofilme	Filtro biológico percolador Biofiltro aerado submerso Leito fluidizado aeróbio Filtro anaeróbio Reator anaeróbio horizontal de leito fixo Reator anaeróbio de leito granular expandido
Pós-tratamento em reatores de lodos ativados	Sistema de lodos ativados convencional Sistema de reatores sequenciais em batelada
Pós-tratamento em sistemas de flotação	Microaeração e flotação Flotação por ar dissolvido
Pós-tratamento em sistemas de filtração	Filtração ascendente em leito de pedregulho
Pós-tratamento em sistemas de desinfecção	Fotoreator de ultravioleta
Pós-tratamento do biogás	Biofiltro de turfa

[Fonte: Chernicharo *et al.* (2001)]

A associação entre reatores anaeróbios e aeróbios é uma alternativa interessante para o tratamento de esgoto sanitário. Compacidade, economia de energia e redução significativa da produção de lodo estão entre as vantagens dessa associação, quando comparadas às estações de tratamento de esgotos convencionais (COLETTI *et al.*, 1997).

Esses benefícios são obtidos com o amortecimento mútuo das desvantagens dos dois processos. Entre elas, destacam-se, nos processos aeróbios, a produção de lodo e o gasto de energia e, nos anaeróbios, a baixa eficiência na remoção de nutrientes e a insuficiente remoção de matéria orgânica carbonácea.

3.3.2. Experiências associando reatores anaeróbios e aeróbios

Cynamon & Roque (1993) estudaram a aplicação de um sistema de tratamento de esgoto formado pela associação entre reatores anaeróbios e aeróbios, em escala piloto. A remoção média do sistema foi de 72% para DQO, 85% para DBO₅ e 32% para nitrogênio.

Belém (1996) trabalhou com um filtro biológico para o tratamento do efluente de um reator anaeróbio compartimentado que trata esgoto sanitário. Esse filtro possuía sistema de aeração forçada e brita como material suporte e foi operado com diferentes taxas de aplicação hidráulica. Nessa pesquisa, obteve-se eficiências médias de remoção de DBO₅, DQO e SSV de 73, 70 e 64% para taxa de 1,5 m³/m².dia, 59, 55 e 47 para taxa de 7,5 m³/m².dia, e 48, 40 e 28 para taxa de 13 m³/m².dia. O autor concluiu que o aumento da taxa de aplicação hidráulica influenciou na eficiência de remoção da matéria orgânica. Além disso, o filtro apresentou resultados razoáveis na conversão de N-amoniaco para as taxas adotadas.

Sousa (1996), estudando um sistema composto de um reator UASB seguido de dois reatores seqüenciais em batelada aeróbios alimentados por esgoto sintético à temperatura constante de 30°C, obteve remoção média de DQO, SSV, NTK e fósforo de 95, 96, 85, e 57%, respectivamente. Além disso, comprovou-se redução na produção de lodo e menor consumo de energia.

Catunda *et al.* (1993) propuseram o pós-tratamento para o efluente de um reator UASB utilizando lagoas de estabilização com o objetivo de remover nutrientes e patogênicos. Os autores observaram que o pré-tratamento eficiente na remoção de matéria orgânica, realizado pelo UASB, permite redução de até 65% na área necessária das lagoas para atingir redução de 99,99% de patógenos.

Coletti (1997) estudou o processo de lodos ativados para o pós-tratamento do efluente proveniente do mesmo reator anaeróbio compartimentado utilizado nesta pesquisa. A pesquisa desenvolveu-se com base em uma célula de aeração, em escala de laboratório, composta por quatro câmaras, que possuíam tanque de aeração e decantador secundário justapostos. Nessa pesquisa, os quatro reatores foram operados, simultaneamente, com respectivas idades de lodo de 5, 10, 15, 20 dias e TDH de 8 horas

durante 35 dias. Os reatores quando se encontravam estabilizados dinamicamente, apresentaram remoção superior a 95% para DBO_B , 87% para DQO_F e 95% para SST. Além disso, foi verificada remoção de fosfato de 28% e conversão de N-amoniacal até níveis de não serem detectados pelos métodos de análises utilizados.

Callado (2001) avaliou o desempenho de sistema composto de três reatores sequenciais em batelada, em escala de laboratório, formando um sistema anaeróbio/aeróbio/anaeróbio na remoção biológica de carbono e nitrogênio. O sistema foi operado em ciclos de 12 horas, com 8 L por batelada, tratando esgoto sintético. Os resultados obtidos mostraram que o sistema, quando devidamente operado, pode apresentar eficiente remoção de DQO e nitrogênio, produzindo efluente com concentrações inferiores a 60 mg/L de DQO e 4 mg/L de NTK.

Oliveira (1996) verificou a remoção de algas e nitrificação terciária de efluentes de lagoas de estabilização facultativas utilizando BFs. Sob carga orgânica volumétrica de 1,5 kg SST/ m^3 .dia, o sistema atingiu eficiência de 57% na remoção de algas, e produzindo efluente com concentração de SST de 33 mg/L e 0,6 mg N/L de N-amoniacal.

3.4. Biofiltro aerado submerso

Desde a década de 1970, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) tem sido objetivo de legislações ambientais bastante severas em vários países europeus. As ETEs já existentes, em sua maioria o sistema de lodos ativados, necessitariam obrigatoriamente passar por aumento de escala para atender a esses padrões ambientais, o que provocaria o incremento de custos e de disponibilidade de áreas. Buscando alternativas para esse problema, várias pesquisas foram realizadas nos últimos anos com o objetivo de desenvolver os processos de tratamento de alta taxa à base de filmes biológicos fixos. Estes tipos de reatores caracterizam-se pela compactidade, o aspecto modular, a rápida entrada em regime e a simplicidade operacional (GONÇALVES *et al.*, 1993).

Gonçalves (1996) afirma que, dentre os novos processos aeróbios com biomassa fixa, os biofiltros aerados submersos constituem-se no processo que obteve melhor desenvolvimento em nível industrial.

Na prática, o biofiltro aerado submerso é um reator de alta taxa, no qual o tratamento biológico do esgoto é realizado por microrganismos aderidos a um meio suporte inerte e completamente submerso. Esse reator tem como principal característica a superposição dos processos de eliminação biológica de poluentes e de filtração de partículas em suspensão no esgoto (GONÇALVES *et al.*, 1993).

Na literatura, várias são as denominações conferidas aos reatores com leito fixo e submerso, entre elas, as mais usadas são: *biological aerated filter*, *submerged filter*, *aerated submerged fixed film process*, *upflow biofiltration reactor*, *submerged bed reactor*, *submerged aerated biofilters* e *upflow biofilter*. Nesta pesquisa, adotou-se a denominação biofiltro aerado submerso (*submerged aerated biofilter*) ou simplesmente BF.

3.4.1. Características dos biofiltros

Gonçalves (1996) define o biofiltro aerado submerso como um tanque preenchido com algum tipo de material, poroso ou não, através do qual ar e esgoto escoam permanentemente. Em quase totalidade dos processos existentes, o meio suporte é mantido sobre total imersão pelo escoamento, o que caracteriza esses reatores como trifásicos.

A fase sólida é constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem sob a forma de biofilme. A fase líquida é composta pelo líquido em escoamento através do meio poroso. E a gasosa, formada pela aeração artificial e pelos gases produzidos nas atividades biológicas.

Outras características dos biofiltros que determinam os diferentes tipos existentes no mercado são: o sentido do escoamento, o tipo de material suporte, a aeração, as operações de lavagem e o consumo de energia (GONÇALVES, 1996).

3.4.1.1. Sentido do escoamento

O sentido do escoamento determina as principais características operacionais do BF, o qual influencia diretamente nos seguintes pontos: retenção de sólidos suspensos,

transferência gás-líquido, evolução da perda de carga hidráulica, método de lavagem (retro-lavagem), gastos energéticos e a produção de odores.

O escoamento de ar nos BFs é apenas viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. Assim, os BFs distinguem-se, quanto ao sentido do escoamento, em:

- (a) Reatores de escoamento ascendente (co-corrente), em que o esgoto e o ar circulam no mesmo sentido (Figura 3.5.a);
- (b) Reatores de escoamento descendente (contra-corrente), em que o esgoto e o ar circulam em sentido inverso (Figura 3.5.b).

Figura 3. 5 - Sentido do escoamento em biofiltros (a) co-corrente (b) contracorrente

[Fonte: Gonçalves (1996)]

As principais vantagens e desvantagens de cada uma destas opções são relacionadas a seguir:

✓ Capacidade de retenção de sólidos

A capacidade de retenção de sólidos está relacionada com a densidade (d) do leito filtrante, bem como com o sentido do escoamento. Para meio granular pesado ($d > 1$), essa capacidade é maior para o processo descendente, sendo maior para o processo ascendente quando o meio granular é leve ($d < 1$). Nestes casos, o escoamento ocorre no sentido da compressão do leito filtrante, conferindo-lhe grande capacidade de filtração. Por outro lado, nos processos ascendentes com meio suporte pesado ($d > 1$), o

escoamento co-corrente produz expansão do leito filtrante, permitindo retenção de sólidos suspensos mais bem distribuída ao longo da altura do reator.

✓ Evolução da perda de carga

A evolução da perda de carga está relacionada com a eficiência na remoção de sólidos suspensos, assim, ela evolui mais rapidamente em BF's descendentes com leito filtrante pesado e nos BF's ascendentes com leito flutuante.

✓ Comportamento hidráulico

Os processos descendentes (contra-corrente) podem favorecer a formação de bolhas de ar aprisionado no seio do meio granular (embolia). A desvantagem do processo ascendente estaria na possibilidade de má distribuição do afluente no meio granular, gerando curtos circuitos hidráulicos e queda no rendimento de depuração do BF.

✓ Demanda de aeração

Dados experimentais afirmam que a eficiência na transferência de oxigênio atinge no máximo 10%, tanto para reatores de escoamento ascendente, como para os reatores de escoamento descendente (CANLER & PERRET⁴ apud GONÇALVES, 1996).

✓ Detalhes construtivos

Nos processos descendentes, a tubulação de aeração só entra em contato com o esgoto tratado, sendo menos sujeita a entupimentos por sólidos presentes no esgoto decantado. Para o caso dos processos ascendentes, apenas o esgoto tratado entra em contato com o ar atmosférico, o que elimina problemas de odores.

⁴ CANLER, J.P.; PERRET, J.M. (1993). Biofiltres aérys: évaluation du procédé sur 12 unités industrielles. In Anais 2º International Conference Specializae on Biofilm reactors. Paris, France. p. 27-37.

3.4.1.2. Material suporte

O meio suporte deve cumprir duas funções nos BFs: servir de suporte para a fixação dos microrganismos e reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no esgoto. Os suportes mais utilizados são os materiais granulares naturais e sintéticos. A escolha do meio suporte deve atender ao compromisso entre a qualidade do efluente tratado e a frequência de lavagem, dentro de limites economicamente razoáveis.

Os materiais granulares de origem mineral são os mais utilizados nas ETEs em operação atualmente. Na Europa, grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos são os mais comuns, sendo o carvão ativado, os materiais arenosos, a pozolana, utilizados com menor frequência.

No Brasil, os primeiros BFs surgiram com enchimento combinado de brita e argila expandida. Mas, em função do custo deste último material, as novas ETEs possuem biofiltros quase que exclusivamente constituído por brita.

A utilização de materiais sintéticos intensificou-se no início dos anos de 1990, gerando novos processos com meio flutuante e estruturado. Os tipos de material sintético mais utilizados são: poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico.

No Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP, vem-se aplicando espumas de poliuretano como material de enchimento, obtendo-se resultados satisfatórios quanto à remoção de sólidos suspensos e à aderência de microrganismos.

3.4.1.3. Sistema de aeração

A maioria dos BFs dispõe de sistema direto de aeração artificial, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar. A escolha do modo de injeção de ar dependerá da configuração do escoamento a que o biofiltro for submetido, do tipo de esgoto a ser tratado, do meio suporte, das retro-lavagens e da eficiência no tratamento a ser atingida.

Outra opção é a utilização de câmara de saturação utilizada em sistemas de flotação. A câmara de saturação recebe e retém, por cerca de alguns minutos, o esgoto e o ar sob pressão superior à atmosférica, para que a solubilidade do ar no meio líquido seja consideravelmente aumentada.

Segundo Campos (1989), a estimativa da concentração de oxigênio pode ser feita segundo a equação 3.8:

$$C_{O_2} = C_{sat} [0,75 \times P - 0,25] \quad (3.8)$$

C_{O_2} : concentração de oxigênio, (mg/L);

C_{sat} : concentração de saturação de oxigênio a 1 atm, (mg/L);

P: pressão interna à câmara de saturação, (atm).

Na tabela 3.8, apresentam-se estimativas da concentração de oxigênio, supondo-se que a eficiência da câmara de saturação seja da ordem de 75%.

Tabela 3. 8 - Estimativa da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)

Pressão (atm)	Temperatura (°C)			
	15	20	25	30
2,0	11,6	10,5	9,6	8,8
2,5	15,1	13,6	12,4	11,4
3,0	18,6	16,7	15,3	14,0
3,5	22,0	19,9	18,2	16,6
4,0	25,5	23,0	21,0	19,2
4,5	29,0	26,2	23,9	21,9
$C_{sat}^{(a)}$	9,28	8,37	7,64	7,0

[Fonte: adaptado de Campos (1989)]

Nota: (a) Pressão atmosférica ao nível do mar (1 atm).

Sitônio (2001), em sua pesquisa, verificou que o sistema de aeração adotado – difusão de bolhas grossas através de pedras porosas – não foi eficiente quanto a distribuição do ar no interior do reator, formando caminhos preferenciais e zonas mortas. Além do mais, o oxigênio dissolvido fornecido não foi satisfatoriamente difundido para o interior do biofilme, o que foi constatado pela presença de organismos

anaeróbios semelhantes a *Methanosarcina*. Frente a esse problema, a autora sugeriu a utilização de uma câmara de saturação para melhor distribuir e difundir o oxigênio no interior do reator.

3.4.1.4. Operação de lavagem

Devido ao crescimento do biofilme, que envolve os grãos do leito filtrante, os BFs apresentam aumento de perda de carga e queda na qualidade do efluente após um período de filtração. Para controlar a colmatação do leito e garantir bom funcionamento, lavagens periódicas são realizadas com o objetivo de retirar o biofilme em excesso, que é descartado em forma de lodo de lavagem.

A quantidade de água de lavagem utilizada e o consumo de energia (bombas e ar) são dois fatores a serem considerados na configuração do procedimento de lavagem. Segundo Pujol *et al.* (1992), o volume de água necessária pode ser estimado em 3 vezes o volume do leito filtrante. No caso da associação de reatores UASB e BFs, a lavagem pode ser realizada de três em três dias, utilizando-se menos de 2% do volume de esgoto tratado no período de tempo entre duas lavagens consecutivas.

A operação de lavagem compreende a interrupção total do funcionamento do reator, devendo ser realizada nos horários de pequenas vazões afluentes à ETE. Após o corte de alimentação com esgoto, fortes descargas sequenciais de ar e água são realizadas para eliminar a biomassa fixa em excesso. Dependendo da qualidade do efluente, este pode ser utilizado nessa operação.

Hirakawa *et al.* (2001) utilizaram a seguinte seqüência de operações nas lavagens: (1) interrupção da alimentação do BF; (2) abertura do registro de ar para lavagem; (3) início do bombeamento de água no sentido contra-corrente, com taxa de lavagem de 81 m³/m².dia, após 2 minutos de revolvimento do leito apenas com ar; (4) fechamento do registro de ar e desligamento da bomba 12 minutos após o seu acionamento, (5) retomada do bombeamento do efluente do UASB para o BF. A água resultante da lavagem era acumulada em um tanque, de onde era bombeada para o UASB, à razão de 24 L/h. Esses autores utilizaram a perda de carga para indicar a necessidade de lavagem

do leito filtrante, a qual foi fixada em 0,40 m de acordo com testes realizados na fase inicial de operação do sistema.

Diferente destes autores, Sitônio (2001) determinou a frequência de lavagens em função do arraste de sólidos suspensos no efluente do BF.

3.4.1.5. Consumo de energia

O consumo de energia nos BFs é devido à aeração, no suprimento de ar, e ao bombeamento da água de lavagem. De acordo com Pujol *et al.* (1992), em estudo realizado em 12 ETEs francesas, as potências instaladas, por volume unitário de leito granular e por posto de consumo, foram em média 1.430 W/m³ para os BFs ascendentes. Esta potência se divide em 130 W/m³ para a aeração do processo, 600 W/m³ para aeração na lavagem e 700 W/m³ para as bombas de lavagem. Para os BFs descendentes, as potências instaladas foram em média 1.250 W/m³, sendo divididas em 300 W/m³ para a aeração do processo, 650 W/m³ para a aeração na lavagem e 300 W/m³ para as bombas de lavagem.

No Brasil, as ETEs associando UASB e BFs em operação no Espírito Santo apresentam consumo médio de energia de 2 Wh/habitante. Desta quantidade, 50% refere-se ao consumo de energia na aeração dos BFs. A outra metade corresponde à iluminação e às bombas de esgoto e lodo (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

3.4.2. Processos de depuração biológica nos BFs

Como nos demais reatores de biomassa fixa, os processos metabólicos de conversão no BF se desenvolvem no interior do biofilme. O transporte de substrato é realizado por difusão, inicialmente através do filme líquido na interface líquido-biofilme (Figura 3.6). Os produtos da reação de oxi-redução são transportados no sentido inverso ao escoamento de ar para a superfície externa do biofilme. Tanto o substrato doador quanto o receptor de elétrons devem penetrar no biofilme para que a reação bioquímica se processe.

Nos sistemas aeróbios, a velocidade de transferência de oxigênio para as células é o fator limitante, que determina a velocidade de conversão biológica. A disponibilidade de oxigênio depende da solubilidade e da transferência de massa, bem como da velocidade com que o oxigênio dissolvido é utilizado. Além do oxigênio, os processos de transporte, em reatores aeróbios de biomassa fixa, envolvem o N-amoniaco, além de nitrito e nitrato, produtos intermediário e final, respectivamente.

Figura 3. 6 - Processos envolvidos com o transporte e a degradação de substratos em biofilmes

[Fonte: Gonçalves (1996)]

3.4.3. Aplicações do biofiltro no tratamento de esgotos

Os primeiros biofiltros surgiram no início dos anos 1980 e foram concebidos para realizar a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica carbonácea em esgoto doméstico. Um exemplo típico do fluxograma de uma destas ETEs é apresentado na figura 3.7. Suas principais unidades componentes são: pré-tratamento (gradeamento grosseiro, gradeamento fino e desarenação), tratamento primário (decantadores convencionais ou lamelares) e tratamento secundário (BFs, no caso, com escoamento ascendente).

Nessa configuração, as duas fontes de geração de lodo são o decantador primário e a lavagem dos BFs. O lodo de lavagem geralmente é recolhido por um tanque de

estocagem e bombeado para clarificação no decantador primário, fora do horário de pico de vazões.

Figura 3. 7 - Fluxograma típico de uma ETE com BF de escoamento ascendente, para o tratamento a nível secundário

[Fonte: Chernicharo *et al.* (2001)]

Os BFs, inicialmente empregados para remoção de matéria orgânica, são atualmente empregados com diferentes objetivos: nitrificação secundária e terciária, nitrificação-desnitrificação, desfosfatação físico-química e biológica (GONÇALVES *et al.*, 1993). Algumas dessas experiências serão discriminadas a seguir.

Fuchu & Nakamura (1988) aplicaram a tecnologia do BF para o tratamento de efluentes provenientes de indústria de papel e de tinturaria. Para ambos os casos, foi alcançada remoção de DBO próxima a 90% e a concentração efluente final de SST foi menor que 10 mg/L.

Paffoni *et al.* (1989) utilizaram 4 unidades paralelas de BF para tratamento dos esgotos oriundos da cidade de Paris, com o objetivo de verificar a viabilidade do processo na remoção de matéria orgânica carbonácea e amônia. O efluente final apresentou valores de DBO e SST próximos de 5 mg/L. Com relação à oxidação da amônia, foi alcançada eficiência de 75%, para temperatura do esgoto variando entre 12 e 20 °C, e carga aplicada de 0,67 a 1,0 kg N-NH₄⁺/L.

Gonçalves *et al.* (1992) associaram o processo de nitrificação/desnitrificação à remoção físico-química do fósforo para o tratamento de esgotos procedentes da cidade francesa Rambouillet, 30.000 habitantes e 450 m³/dia de vazão. Com TDH de 3 horas e

temperatura de 15 °C, o efluente tratado apresentou concentração de DQO, N-amoniaco, nitrato e fósforo respectivamente iguais a: 70 mg/L, 2 mg N/L, 15 mg N/L e 2 mg P/L.

Rogalla *et al.* (1992) reportam a experiência da implantação do BF para o tratamento de esgoto do principado de Mônaco. Devido à topografia do local, o custo do tratamento dos esgotos fora do perímetro urbano seria altamente oneroso em termos de infra-estrutura e energia para sua aplicação. Optou-se, assim, pela implantação de uma ETE composta por floculador mecanizado, dois decantadores lamelares e onze unidades de BF, cada um com área superficial de 40 m² e altura de leito igual a 2 m. Essa ETE encontra-se no subsolo de um edifício comercial, no centro da cidade. Operada com TDH menor que 1 hora e carga volumétrica variando entre 5 e 10 kg DQO/m³.dia e vazão de 18.500 m³/dia, essa estação atingiu a seguinte qualidade para o seu afluente: DBO e SST menor que 20 mg/L e DQO menor que 90 mg/L.

Araújo (1996) avaliou a associação entre BF e decantador primário, quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrificação secundária, no tratamento de esgoto sanitário da região Metropolitana de Vitória (ES). Cargas orgânicas elevadas foram aplicadas durante a partida do reator, atingindo valores superiores a 6,0 kg DQO/m³.dia e 2,0 kg SST/m³.dia após a terceira semana de testes. O sistema entrou em regime, relativo à remoção de matéria orgânica, a partir do 60^o dia de operação do reator, apesar de ter produzido efluente com menos de 100 mg/L de DQO e 30 mg/L de SST logo na primeira semana. A nitrificação foi limitada pelas elevadas cargas de material carbonáceo, atingindo eficiência máxima de 39% a partir do 103^o dia de operação. Nesse trabalho, foi também concluído que a experiência de se expor o reator a condições de carga rigorosas não se mostrou adequada, o que foi comprovado pela instabilidade do reator nos primeiros 60 dias.

Motta (1995) operou durante oito meses um BF co-corrente no tratamento de esgoto sanitário proveniente do decantador primário da Estação de Tratamento de Esgotos da Penha (CEDAE-RJ). A unidade experimental empregada possuía seção quadrada (0,60 x 0,60 m) e altura de 2,60 m, comportando volume líquido de 840 L. Como material suporte, foram utilizadas placas de PVC corrugadas a 60° e volume total de 659 L, perfazendo área total para adesão microbiana de 91 m². O TDH do reator

variou de 4 a 2 horas e, para esses regimes operacionais, a vazão de ar que alimenta o reator foi reduzida do valor usual de 0,96 m³/h para 0,74 m³/h.

Nessa pesquisa, as remoções de DQO bruta, DQO solúvel e DBO estiveram compreendidas na faixa de 59 a 70%, 44 a 56% e 65 a 85%, respectivamente, para carga aplicada variando entre 1,90 e 4,62 kg DQO/m³.dia. Também foi alcançada remoção de NTK de 23% e remoção de coliformes totais de 95%.

A autora comparou esses resultados aos dos reatores lodos ativados e filtros biológicos, em escala real, já existentes na ETE: o BF apresentou eficiências superiores às dos filtros biológicos e inferiores às dos lodos ativados. Entretanto, o TDH do BF era bem inferior ao do tanque de aeração do lodos ativados.

Os BFs alcançaram alto desenvolvimento tecnológico nos últimos anos, tendo sido desenvolvidos vários protótipos que se encontram atualmente no mercado com diferentes estruturas e formas de operação (Tabela 3.9). Algumas das principais instalações em operação com esses reatores para o tratamento de esgoto sanitário estão apresentadas na tabela 3.10.

Tabela 3. 9 - Principais patentes industriais de BFs

Processo	Fabricante	País ^(a)	Escoamento ^(b)	Meio Suporte	Tipo de meio
Biocarbone	CGE/OTV	F	D	Xisto expandido	Granular d>1
Biostyr	CGE/OTV	F	A	Poliestireno	Granular flutuante
Biofor	Degrémont	F	A	Xisto expandido	Granular d>1
Biopur	Sulzer	CH	D	Poliestireno	Estruturado
BAF	Copa	GB	D/A	Plástico	Estruturado
CTX	Hodge Stetfield	GB	D/A	PVC	Estruturado
Stereau	Purac	F	A	Pedra	Granular d>1
Biobead	Brightwater Eng.	GB	A	Polipropileno ou polietileno	Granular flutuante
EMEM	EMEM	BR	A	Brita/argila expandida	Granular d>1
Sanevix	Sanevix	BR	A	brita	Granular d>1

[Fonte: Chernicharo *et al.* (2001)]

Nota: (a) F = França, GB = Grã-Bretanha, CH = Suíça, BR = Brasil; (b) D = descendente, A = ascendente.

Tabela 3. 10 - ETEs com BFs tratando esgoto sanitário

Localidade	País (a)	Capacidade (m ³ /dia)	Tipo de BF	Objetivo de qualidade (mg/L)			Ano de partida
				SST	DBO	Nutrientes	
Le Touquet	F	7.950	Biocarbone	30	20	-	1984
Metabief	F	2.300	Biofor	30	30	NTK, 10	1984
Bouc Bel Air	F	3.800	Biofor	30	30	NTK, 40	1987
Greoux Les Bains	F	4.000	Biofor	30	30	NTK, 40	1987
Perroy	CH	1.200	Biofor	30	30	-	1987
Perpignan	F	40.500	Biocarbone	20	15	-	1987
Le Crotoy	F	4.000	Biocarbone	30	20	-	1987
Orford	CA	1.700	Biocarbone	15	15	P, 0,5	1988
Gogolin	F	14.400	Stereau	20	15	NTK, 10	1989
Antibes	F	40.500	Biocarbone	30	30	-	1989
Mônaco	M	31.000	Biocarbone	15	20	-	1990
Villefranche	F	18.000	Biocarbone	30	30	-	1990
North Brierley	GB	10.000	Biocarbone	10	10	N-NH ₄ ⁺ , 5	1990
Nimes	F	70.000	Stereau	30	30	NTK, 10	1991
Sherbrooke	CA	5.800	Biocarbone	20	20	P, 0,8	1991
Sible Hedingham	GB	870	Biobead	25	10	N-NH ₃ , 5	1992
Moutiers	F	26.400	Stereau	30	30	-	1992
S. Jean d'Ilac	F	2.100	Biostyr	20	50	N-NH ₄ ⁺ , 5	1992
Plympton	GB	13.000	Biobead	20	10	N-NH ₃ , 5	1993
Cergy	F	45.000	Biostyr	30	30	N-NH ₄ ⁺ , 5	1993

[Fonte: Chernicharo *et al.* (2001)]

Nota: (a) F = França, GB = Grã-Bretanha, CH = Suíça, CA = Canadá, M = Mônaco.

Entre esses protótipos patenteados, as três principais marcas pesquisadas e comercializadas são o Biocarbone® (LACAMP *et al.*, 1993 e KLEIBER *et al.*, 1994), o Biostyr® (GONÇALVES *et al.*, 1993) e o Biofor® (PELADAN *et al.*, 1996; PUJOL *et al.*, 1996 e 1998).

O reator do tipo Biocarbone® foi concebido baseado na teoria dos filtros de areia rápidos utilizados para tratamento de água de abastecimento. O principal material usado para suporte consiste de xisto expandido com tamanho de partícula variável de acordo com o objetivo do tratamento.

Um exemplo desse tipo de unidade implantada em escala real é a ETE de Antibes situada na riviera francesa entre Nice e Canes (LACAMP *et al.*, 1993). A ETE foi implantada em 1991, no subsolo de um parque, sendo constituída de um decantador primário lamelar e um filtro aerado Biocarbone®. Para carga de aproximadamente 7 kg DQO/m³.dia foi obtida eficiência média de remoção de DQO de 60%.

Kleiber *et al.* (1994) avaliaram alguns parâmetros de operação em biofiltros aerados tipo Biocarbone[®]. Nesse trabalho, foram tomadas como base três unidades operando no tratamento de esgoto doméstico: Meyzieu (PE de 35.000), Perpignan (PE de 160.000) e Antibes (PE de 172.000). Foram obtidos os seguintes resultados: consumo de ar do processo variando de 15 a 20 Nm³ar/kg DQO_A; produção de lodo de 0,38 kg SST/kg DQO_R; energia consumida variando de 0,8 a 1,2 kWh/kg DQO_R; e eficiência de remoção de SST, DQO e DBO, respectivamente, de 87, 76, 87%, para carga aplicada de 5,17 kg DQO/m³.dia (Perpignan).

O reator tipo Biostyr[®] é dotado de um leito filtrante flutuante, constituído por esferas de poliestireno de densidade igual a 0,03, diâmetro entre 2 e 3 mm e superfície específica de 1050 m²/m³, mantido sob completa imersão por uma laje com difusores. A camada superior do leito é aerada e a inferior não possui aeração. O escoamento é ascendente no sentido da compressão do material suporte, contra a laje. O esquema desse reator é ilustrado pela figura 3.8.

Figura 3. 8 - Esquema do biofiltro Biostyr[®] (nitrificação/desnitrificação)

[Fonte: Gonçalves *et al.* (1993)]

Um exemplo de utilização do Biostyr[®] refere-se à estação de tratamento de esgotos St. Jean d'Illac (GONÇALVES *et al.*, 1993). Esta unidade é composta de gradeamento fino, remoção de areia e gordura, decantação primária em decantador lamelar, filtro tipo Biostyr[®] e tratamento de lodo. O processo biológico ocorre em cinco

biofiltros, cada um com área superficial de $16,25 \text{ m}^2$, altura da zona anóxica igual a 1 m e altura da zona aerada de 2 m. Essa estação encontra-se em operação desde outubro de 1990 e a qualidade do efluente é de 15 mg/L de SST, DBO menor que 15 mg/L e NTK menor que 20 mg/L.

O protótipo Biofor[®] é um biofiltro de escoamento ascendente que usa material granular denso como meio suporte. De acordo com Peladan *et al.* (1996), esse tipo de biofiltro tem sido selecionado por mais de oitenta municipalidades e indústrias para tratar suas águas residuárias. Os principais objetivos de tratamento envolvem a remoção de sólidos suspensos, carbono orgânico e nitrificação. A figura 3.9 apresenta um desenho esquemático desse reator.

Figura 3. 9 - Esquema do protótipo Biofor[®]

[Fonte: Pujol *et al.* (1996)]

O processo do Biofor[®] é baseado em quatro princípios (PUJOL *et al.*, 1996):

- ✓ uma camada única de Biolite[®], material suporte composto por partículas de argila expandida com densidade superior a 1, disponível em diferentes tamanhos e geometrias;
- ✓ sistema de distribuição ascendente de ar e líquido;
- ✓ sistema de aeração (Oxazur[®]), com regulação de vazão de ar;
- ✓ período entre duas lavagens consecutivas entre 24 e 48 horas.

Pujol *et al.* (1998) relataram que um BF tipo Biofor[®] atingiu altas taxas de nitrificação mesmo quando operado com TDH menor que 10 minutos, sem qualquer consequência negativa ao processo.

No Brasil, a importância da associação entre reatores anaeróbios e biofiltros é reconhecida por diversos pesquisadores. Essa associação mostra-se adequada para configuração de ETEs a serem implantadas em áreas densamente urbanizadas. Esta afirmação baseia-se na menor produção de lodo verificada pelo conjunto, na geração de efluente bastante mineralizado e clarificado e no menor gasto de energia na etapa aeróbia. A seguir, estão apresentadas algumas pesquisas relacionadas ao pós-tratamento de reatores anaeróbios utilizando-se biofiltro aerado submerso.

Collivignarelli *et al.* (1990) operaram sistema, em escala real, formado pela associação de reator UASB e BF, para o tratamento de esgoto doméstico. Nessa pesquisa, o sistema obteve, nos três primeiros meses, concentrações efluentes de DQO e DBO de 71 e 17 mg/L, o que corresponde a eficiências de remoção de 65 e 69%.

Chernicharo *et al.* (1996) associaram um reator UASB (400 L) a um BF (25 L) para o tratamento de esgoto predominantemente doméstico, com as seguintes características médias: 684 mg/L de DQO e 251 mg/L de SST. Os reatores UASB e BF foram monitorados com TDH, respectivamente, iguais a 6 horas e 30 minutos, durante aproximadamente 60 dias. Os resultados atingidos foram promissores: valores residuais de 54 mg/L de DQO e 9 mg/L de SST.

Araújo (1997) monitorou duas unidades, em escala piloto, constituídas por um reator UASB e um BF, operadas em série durante 246 dias. O reator anaeróbio, de volume útil igual a 46 L, foi confeccionado em PVC com 100 mm de diâmetro e altura de 4,6 m. O BF, de volume igual a 6,3 L, foi constituído por um tubo de acrílico transparente, com diâmetro de 100 mm e 1 m de altura. Como meio suporte do BF, para fixação dos microrganismos, foram utilizadas bilhas de poliestireno, de 3 mm de diâmetro, densidade de 0,04, porosidade de 33% e superfície específica igual a 1.200 m²/m³. Este sistema foi aplicado no tratamento de esgoto sanitário afluente à ETE de Jardim Camburi (Vitória – ES).

Os reatores UASB e BF foram submetidos, respectivamente, a cargas orgânicas variáveis entre 1 e 2 kg DQO/m³.dia e 4 e 6 kg DQO/m³.dia. O efluente final, correspondente ao efluente do BF, apresentou as seguintes características médias: SST

de 10 mg/L, DBO₅ de 9 mg/L e DQO de 38 mg/L. Com relação ao processo de nitrificação, a autora concluiu que o desempenho do BF foi deficiente devido, entre outros motivos, à toxicidade provocada pelo acúmulo de nitrito do reator que pode ter inibido o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Outras observações retiradas nessa pesquisa são: a produção específica de lodo no biofiltro foi de 0,37 kg SST/kg DQO_R; a rapidez de partida é uma característica positiva do BF; e o BF é um sistema de fácil operação.

Bof (1999), trabalhando com a unidade piloto descrita por Araújo (1997), avaliou os efeitos da recirculação do lodo de lavagem do BF para o interior do UASB, com vistas ao seu adensamento e digestão anaeróbia. Baixa produção de lodo foi obtida por essa associação, atingindo valores da ordem de 0,07 kg ST/kg DQO_R para o UASB e 0,27 kg ST/kg DQO_R para o BF. O lodo misto (anaeróbio + aeróbio digerido) chegou a concentrações superiores a 6% de ST e teor de STV de 60%. O lodo do BF, cujo percentual de STV/ST é da ordem de 80%, não prejudicou o desempenho do reator UASB, podendo ser freqüentemente recirculado para o mesmo. Além disso, o lodo aeróbio sofreu redução de até 13% no seu valor.

Nessa pesquisa, também foi verificado o potencial dessa associação para remoção de coliformes fecais. As médias geométricas encontradas indicaram concentrações de $7,5 \times 10^7$ NMP/100mL no esgoto bruto, $1,5 \times 10^7$ NMP/100mL para o efluente do UASB e $1,2 \times 10^6$ NMP/100mL para o BF. Esses resultados correspondem a eficiências de remoção de 79,3% para o UASB e 83,5% para o BF, resultando em eficiência global de 93,8%. Embora pareçam ser altos, esses valores são insuficientes para atender ao padrão da ordem de 10^3 NMP/100mL imposto pela Organização Mundial de Saúde, para se fazer uso do efluente em irrigações irrestritas.

Ainda relativo à inativação de coliformes fecais, Passamani *et al.* (1999), utilizando o conjunto UASB/Biofiltro, no tratamento de esgoto sanitário, observaram eficiências médias de remoção iguais a 84,3% no UASB, 93% no Biofiltro e 98,9% de remoção global. A partir destes valores verifica-se que o conjunto não é eficiente na remoção de coliformes fecais, pois se trata de reatores com pequenos tempos de detenção hidráulica. Em compensação, os autores verificaram que o conjunto é eficiente na remoção de ovos viáveis de helmintos, porque existe tendência de sedimentarem no

leito do UASB, ou de se adsorverem no biofilme do biofiltro sendo removidos durante a lavagem do mesmo.

Sitônio (2001) verificou o potencial de aplicação do biofiltro para o pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbico compartimentado. O reator foi construído em coluna de acrílico transparente com 1,30 m de altura e 100 mm de diâmetro e com volume útil de 7,2 L, sendo operado com TDH de 5 horas. Como suporte de imobilização celular, utilizou-se matrizes cúbicas de poliuretano. O sentido do escoamento de ar e líquido era ascendente (co-corrente). Essa pesquisa foi dividida em duas fases de acordo com a carga orgânica aplicada (Fase I: 0,99 a 1,87 kg DQO/m³.dia; Fase II: 0,26 a 0,88 kg DQO/m³.dia). Durante a primeira fase de operação, o BF atingiu eficiências médias de remoção de DQO e DBO₅ de 82 e 86%, respectivamente, e conversão de N-amoniaco de 81%, com concentração média efluente de 7,5 mg N/L. Na fase final de operação, o efluente produzido pelo BF apresentava concentrações médias de 30 mg/L de DQO_B e 21 mg/L de DBO. Entretanto, o processo de nitrificação nessa fase foi instável, com concentração efluente de 25,3 mg N/L.

Hirakawa *et al.* (2001) estudaram o emprego do BF no pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator UASB (604 L). O BF possuía altura útil de 3,40 m e diâmetro de 150 mm. O material empregado no leito foi argila expandida com diâmetro efetivo de 6,5 mm. O volume aparente do leito era de 31,7 L. O reator aeróbico foi alimentado com vazões de 15 L/h a 46 L/h, correspondentes a taxas de filtração de 0,85 m³/m².h a 2,6 m³/m².h. O ar para o processo de tratamento no BF foi fornecido com vazão suficiente para manter a concentração de OD acima de 3,0 mg/L no efluente final.

Os resultados obtidos demonstram que o desempenho do conjunto foi satisfatório, com 91% de eficiência média na remoção de DBO₅. Com relação ao BF, a eficiência na remoção de DQO variou de 21 a 94%, com valor médio de 63%, e a concentração final de DQO variou de 4 a 98 mg/L, com valor médio de 39 mg/L. Ao mesmo tempo, o sistema foi capaz de promover a conversão de N-amoniaco com concentrações efluentes inferiores a 5 mg/L.

Novas ETEs compactas, combinando reatores anaeróbios e aeróbios em série, têm sido objetivo de franco desenvolvimento tecnológico no Brasil (SILVA *et al.*, 2002).

Um exemplo destas estações é a tecnologia UASB+BF, desenvolvida a partir de 1996 pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Um desenho esquemático desta ETE está representado na figura 3.10.

Figura 3. 10 - Esquema da ETE compacta UASB+BF, configuração interna.

[Fonte: Silva *et al.* (2002)]

Os principais benefícios dessa estação compacta, indicados por Silva *et al.* (2002), são: compactidade, baixo custo de implantação, baixo consumo energético, simplicidade operacional, baixo impacto em ambientes urbanos, menor produção de lodo e facilidade de inserção em áreas restritas ou sensíveis a impactos em ambientes urbanos.

Nesse trabalho, estes autores verificaram o desempenho da estação compacta de Canivete-Linhares (ES), com capacidade para 5.000 habitantes, operada desde junho de 1999. A vazão nominal de projeto foi de 9,3 L/s, suportando picos de temporários máximos de 16,7 L/s. O biofiltro utilizado no pós-tratamento do efluente do UASB, possuía as seguintes características: área superficial de 8,4 m², altura útil de 2 m, volume de 16,8 m³ e potência instalada de 1,5 kW.

Britas comerciais tipos três, dois, um e zero foram utilizadas como meio suporte dos BFs. Os biofiltros ainda possuíam um sistema de aeração tipo Venturi, no qual uma bomba succionava o efluente aeróbio, captava ar nas imediações dos orifícios e injetava-os nas bases dos biofiltros. O ar era captado nas imediações dos principais pontos de

emissão de compostos odorantes (caixa de areia, elevatória, leito de secagem) e re-introduzido no biofiltro, constituindo num processo de biodesodorização. A lavagem dos BFs foi realizada, em média, a cada 2 dias.

O excelente desempenho da ETE pôde ser comprovado pelas eficiências obtidas, que correspondem a 94% para remoção de SST, 92 % para remoção de DBO_5 e 88% de DQO. O efluente final, com elevado nível de clarificação, atingiu médias de 15 mg/L para sólidos suspensos, 16 mg/L de DBO_5 e 66 mg/L de DQO.

Pôde-se observar nesta revisão bibliográfica, que a associação entre reatores anaeróbios e biofiltros pode ser uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias, devido a inúmeras vantagens apresentadas, como instalações compactas, operação estável e baixa produção de lodo quando comparada a ETEs convencionais. Por essas razões, resolveu-se verificar, nesta pesquisa, a potencialidade do BF no pós-tratamento de esgoto sanitário, previamente tratado em reator anaeróbio compartimentado, como forma de adequar as características do efluente as imposições da legislação ambiental.

4. Material e Métodos

Para atender à legislação ambiental em vigor, com relação aos padrões de emissão de efluentes e de qualidade dos corpos receptores, torna-se necessário, em algumas situações, utilizar-se processos aeróbios como uma alternativa para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Com esse objetivo, a presente pesquisa avaliou o comportamento do biofiltro aerado submerso, para o pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado, em duas etapas experimentais (Experimento I e II) diferenciadas, principalmente, pela escala do biofiltro empregado.

4.1. Sistema experimental de tratamento de esgoto sanitário

A pesquisa foi desenvolvida nas dependências do Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos (LTR) do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo (USP).

O sistema experimental era constituído, em ambas as etapas, por reator anaeróbio compartimentado piloto seguido por câmara de saturação e biofiltro aerado submerso. Durante a operação dos sistemas experimentais I e II, fazia-se, apenas, o monitoramento do processo ocorrido nos biofiltros, objetivo desta pesquisa.

De acordo com o fluxograma da figura 4.1, o esgoto sanitário, proveniente da rede coletora da cidade de São Carlos, foi tratado no reator anaeróbio compartimentado piloto, após ser submetido a tratamento preliminar. Utilizando-se bomba dosadora, parte de seu efluente foi recalçada para o sistema de pós-tratamento utilizado nesta pesquisa. Na câmara de saturação, o esgoto e o ar eram retidos sob pressão maior que a

atmosférica, aumentando-se a quantidade de ar dissolvido no líquido. Uma vez saturado com ar, o efluente passava para o biofiltro aerado submerso, onde se realizava o tratamento complementar. Então, o efluente final era descartado para rede coletora.

Figura 4. 1 - Fluxograma do sistema experimental de tratamento de esgoto sanitário

4.2. Substrato utilizado

O esgoto sanitário que alimentava o reator anaeróbio compartimentado piloto era proveniente da rede coletora pública de São Carlos e possuía as características apresentadas na tabela 4.1. Segundo Povinelli (1999), o bairro que abastecia esse reator pode ser considerado de classe média alta com poucos habitantes por m^2 e alto consumo, pois este tipo de consumidor possui equipamentos domésticos que consomem muita água. Deve-se destacar a presença das instalações do São Carlos Clube, que contribuiu para o abastecimento do reator anaeróbio compartimentado piloto, principalmente, durante os dias de limpeza. Esses fatores contribuíram para caracterização do esgoto que foi considerado bastante diluído.

Tabela 4. 1 - Características do esgoto sanitário bruto

Variável	Pesquisa		
	Nour (1996)	Povinelli ^(a) (1999)	Rêgo (2002)
pH	6,7 ± 0,2	6,8	7,1 a 8
AT ^(b) (mg CaCO ₃ /L)	109 ± 13	115	165 ± 25
DQO _B (mg/L)	433 ± 112	490	232 ± 115
DQO _F (mg/L)	169 ± 39	170	145 ± 83
DBO ₅ (mg/L)	224 ± 62	-	-
ST (mg/L)	530,5 ± 175,4	654	313 ± 56
SST (mg/L)	193,6 ± 46	203	85 ± 35
SSV (mg/L)	166,9 ± 55,5	174	60 ± 29
NTK (mg N/L)	36,1 ± 12,1	27,2	-
Fósforo total (mg P/L)	20,4 ± 4,3	-	-

Notas: (a) Valores médios obtidos na pesquisa; (b) Alcalinidade Total; (-) Análises não efetuadas.

O efluente do reator anaeróbio compartimentado foi utilizado como substrato (afluente) para o biofiltro aerado submerso, nas duas etapas experimentais deste trabalho. Algumas características do efluente, encontradas na literatura, estão apresentadas na tabela 4.2 e foram alcançadas para o reator anaeróbio piloto operado com TDH de 12 horas.

Tabela 4. 2 - Características do efluente do reator anaeróbio compartimentado piloto

Variável	Pesquisa	
	Povinelli ^(a) (1999)	Sitônio (2001)
pH	6,9	6,83 ± 0,2
AT ^(b) (mg CaCO ₃ /L)	167	171 ± 83
DQO _B (mg/L)	218	272 ± 57
DQO _F (mg/L)	107	174 ± 53
DBO ₅ (mg/L)	-	150 ± 63
ST (mg/L)	437	-
SST (mg/L)	64	54 ± 21,6
SSV (mg/L)	53	36,3 ± 20,3
NTK (mg N/L)	29,3	53,7 ± 4,8
Fósforo total (mg P/L)	-	7,66 ± 1,11

Notas: (a) Valores médios obtidos na pesquisa; (b) Alcalinidade Total; (-) Análises não efetuadas.

4.3. Reator anaeróbio compartimentado piloto

O reator anaeróbio compartimentado piloto (ABR piloto) foi construído em alvenaria armada e era dividido em quatro câmaras verticais, executadas em compensado naval tratado de 20 mm. Estes compartimentos ou câmaras eram interligados por tubulações que distribuíam o líquido de uma câmara para outra, funcionando como reatores em série, pois o efluente de uma servia como afluente de outra subsequente, o que pode ser observado pela figura 4.2.

A primeira e a segunda câmara com volumes iguais a $3,4 \text{ m}^3$ e a terceira com volume de $3,6 \text{ m}^3$ eram câmaras de reação, enquanto a quarta com volume de $0,6 \text{ m}^3$, onde se encontra um decantador de placas, funcionava como unidade de retenção de sólidos. Portanto, o volume total do reator era de 11 m^3 .

4.3.1. Operação e Amostragem

O reator anaeróbio piloto era utilizado para tratar esgoto sanitário, submetido a gradeamento preliminar, proveniente da rede coletora pública que passa pelo Campus da Escola de Engenharia de São Carlos - USP.

No início de 2001, o ABR piloto encontrava-se em operação com TDH de 12 horas, correspondentes a 900 L/h ($21,6 \text{ m}^3/\text{dia}$). Para essa vazão, foi verificado o arraste de sólidos, o que prejudicou a qualidade do efluente e a formação da manta de lodo no fundo de cada compartimento. Por isso, a partir de abril de 2001, o ABR piloto passou a ser operado com TDH de 24 horas, correspondentes à vazão de 450 L/h ($10,8 \text{ m}^3/\text{dia}$).

O efluente tratado no ABR piloto, substrato desta pesquisa, era recolhido após o decantador de placas, que se encontra na última câmara, através de tubulações perfuradas a 185 cm do fundo reator. Assim, não se fez necessária uma prévia remoção de sólidos do afluente ao BF, eliminando-se os decantadores primários, correspondentes do fluxograma de uma ETE com BF que realiza tratamento secundário.

Figura 4. 2 – Desenho esquemático do reator anaeróbio compartimentado piloto

[Fonte: Povinelli (1999)]

4.3.2. Manutenção

Importância também foi dada à manutenção do ABR piloto. Limpezas do sistema de gradeamento e do poço de sucção do sistema elevatório, a cada dois meses, foram realizadas devido ao acúmulo de sólidos prejudiciais ao funcionamento das bombas. Ainda, descartes dos sólidos retidos no decantador de placas foram realizados a cada 3 meses, evitando-se o arraste de sólidos que podem interferir na qualidade do efluente.

4.4. Sistema de aeração

Segundo Sitônio (2001), o sistema de aeração utilizado em sua pesquisa, difusão por pedra porosa com geração de bolhas grossas, apresentou problemas de caminhos preferenciais e zonas mortas no reator. Além disso, o ar introduzido no biofiltro não foi totalmente difundido para o interior do biofilme, fato constatado pela presença de organismos anaeróbios semelhantes à *Methanosarcina*.

Nesta pesquisa, uma câmara de saturação – semelhante as utilizadas em sistemas de flotação por ar dissolvido – foi desenvolvida como provável alternativa para resolver esses problemas hidrodinâmicos e de transferência de oxigênio no meio líquido. Com isso, procurou-se aumentar a difusão de oxigênio dissolvido para o interior do biofilme.

A câmara de saturação foi construída a partir de um tubo, de PVC rígido, de 1,6 m de altura e 5 mm de espessura e com seção circular de 90 mm de diâmetro interno (Figura 4.3). O volume líquido desta câmara de saturação era de 10,2 L.

Figura 4. 3 - Desenho esquemático da câmara de saturação

O fornecimento de ar foi assegurado por um compressor da marca SCHULZ, modelo MSV 10VL/200, com capacidade de 200 L. O ar era difundido, para o meio líquido, através de uma pedra porosa colada na tampa inferior da câmara de saturação, em sentido contra-corrente, ou seja, esgoto no sentido descendente. A pressão de trabalho interna à câmara de saturação foi mantida constante e igual a $3,5 \text{ kgf/cm}^2$, sendo controlada por uma válvula reguladora de pressão.

O excesso de ar foi controlado por um registro de agulha, de $1/4''$ de diâmetro de referência, instalado na tampa superior da câmara de saturação. Antes de utilizar esse registro de agulha, ventosas foram testadas sem sucesso, pois não apresentaram eficiente sistema de vedação, sendo o esgoto expelido junto com o ar em excesso.

Outros componentes importantes para o bom funcionamento da câmara de saturação foram: manômetro, válvula de segurança e registro de esfera colocado na tampa inferior, para esvaziar a câmara (limpeza). A figura 4.4 apresenta a foto da câmara de saturação e alguns de seus detalhes.

(1) câmara de saturação; (2) válvula reguladora de pressão com filtro e registro de agulha regulador da vazão de ar; (3) entrada do efluente anaeróbio; (4) saída para o biofiltro; (5) manômetro; (6) registro de agulha (1/4") controlador do ar em excesso; (7) válvula de segurança; (8) registro de esfera (1/2") para descarte do líquido; (9) registro de esfera (1/4")

Figura 4. 4 - Foto da câmara de saturação: (a) vista frontal; (b) vista da tampa superior; (c) vista da tampa inferior

A câmara de saturação deve receber e reter o líquido durante tempo suficiente para que a solubilidade do ar no meio líquido seja aumentada. No experimento I, o TDH da câmara de saturação foi de 3,4 horas, enquanto para o experimento II, o TDH diminuiu para 25,5 minutos. O TDH para câmara de saturação era em função da vazão afluyente ao biofiltro.

Inicialmente, a descarga de fundo na câmara de saturação era realizada apenas para o processo de lavagem do filtro. No entanto, foi verificado um acúmulo de sólidos em suspensão no interior da mesma o que poderia ocasionar no entupimento de

registros, conexões e mangueiras. Devido a esse possível problema, decidiu-se esvaziar a câmara de saturação uma vez por semana e, preferencialmente, aos sábados.

4.5. Plano Experimental

A pesquisa foi dividida em dois experimentos diferenciados, principalmente, pela escala do biofiltro utilizado. No primeiro, Experimento I, foi adaptado o biofiltro de escoamento ascendente construído por Sitônio (2001), em escala de bancada, com volume líquido de 9,45 L, para ser operado com TDH teórico de 3 horas, correspondentes a 3,15 L/h. Ainda nesta etapa, foi desenvolvida, construída e implantada ao sistema a câmara de saturação utilizada ao longo da pesquisa. O reator foi identificado pela abreviação BF₁.

Para o segundo, Experimento II, foi desenvolvido e construído um biofiltro (BF₂), em escala piloto, com volume líquido igual a 204 L e TDH teórico de 6 horas, correspondentes a 34 L/h. Ambos os sistemas foram formados basicamente por bomba dosadora, câmara de saturação e biofiltro de escoamento ascendente (Figura 4.5).

Figura 4. 5 - Esquema geral dos sistemas experimentais de pós-tratamento

4.6. Sistema experimental I

O experimento I iniciou-se com a concepção da câmara de saturação, necessária para o desenvolvimento da pesquisa, baseada nas câmaras de saturação utilizadas nos sistemas de flotação por ar dissolvido. Após a construção da câmara de saturação, ventosas e registros de agulha foram testados para eliminar o excesso de ar interior à câmara de saturação, sendo escolhidos os registros de agulha.

Uma vez montado o sistema experimental I, testes com água foram realizados para o ajuste da vazão de esgoto, da vazão de ar e da pressão interior à câmara de saturação, de acordo com as condições operacionais deste sistema. Após a etapa de testes, o BF_1 foi inoculado e posto em operação.

O sistema experimental I era formado por: bomba dosadora marca Guarujá, modelo FM 50-116-12, câmara de saturação (Item 4.4) e biofiltro aerado submerso BF_1 . A figura 4.6 apresenta uma foto da instalação experimental I e um detalhe da entrada do afluente no BF_1 .

(1) biofiltro BF_1 ; (2) câmara de saturação; (3) bomba dosadora; (4) inversor de frequência; (5) ponto para retirada do efluente anaeróbio; (6) registro de agulha (1/4") para controle da vazão afluente ao BF.

Figura 4. 6 - Foto da instalação experimental I: (a) vista frontal; (b) Detalhe da entrada do afluente do biofiltro BF_1

O biofiltro aerado submerso BF₁ foi construído a partir de uma coluna, em acrílico transparente, de 1,4 m de altura e seção circular de 100 mm de diâmetro. Espuma de poliuretano foi utilizada como suporte de imobilização celular, na forma de matrizes cúbicas de 10 mm de lado, aproximadamente. A altura do leito era de 80 cm e na parte superior foi colocada uma placa perfurada para garantir completa imersão do leito flutuante, não permitindo que este saísse juntamente com o efluente. Na parte inferior do BF₁ foi colocada uma camada de 20 cm de pedregulho, para melhor distribuir o afluente e para contenção do leito na hora da retro-lavagem, e que pode ter servido também como suporte para os microrganismos. Na figura 4.7, apresenta-se um detalhe esquemático do biofiltro BF₁ e a tabela 4.3 resume as principais características da unidade piloto.

Figura 4. 7 – Desenho esquemático do biofiltro BF₁

[Fonte: adaptado de Sitônio (2001)]

Tabela 4. 3 – Características do biofiltro BF₁

Característica	Biofiltro aerado submerso		
	Base cônica	Leito percolador I	Leito percolador II
Meio suporte	Pedregulho 19 a 25 mm		espuma
Diâmetro interno (mm)	45/100	100	100
Altura (cm)	10	20	80
Porosidade média ^(a) (%)	45	45	90
Volume (L)	0,26	1,57	6,28
Altura total (m)	1,4		
Altura líquida (m)	1,27		
Volume total (L)	10,47		
Volume líquido (L)	9,45		
Volume útil (L) ^(b)	7,82		

Nota: (a) Fonte: Sitônio (2001); (b) Cálculo do volume útil no apêndice A.

4.6.1. Inóculo utilizado para partida do BF₁

O BF₁ foi colocado em operação inoculando-o com lodo proveniente do sistema de tratamento, por lodos ativados, da indústria Faber-Castell (São Carlos), utilizado para o tratamento de resíduos industriais e sanitários. As características deste inóculo estão apresentadas na tabela 4.4.

Tabela 4. 4 – Características do inóculo do biofiltro BF₁

Variável	Unidade	
Peso específico aparente	g/mL	0,98
Umidade	%	96,9
Teor de sólidos	%	3,1
ST	g/kg	31,0
STF	g/kg	4,7
STV	g/kg	26,3

Antes de inocular o biofiltro, foi necessário adaptar o lodo às características do efluente anaeróbico. Para isso, 3 L do lodo, cerca de 48% do volume de espuma, e 1 L do efluente anaeróbico foram misturados em um recipiente plástico provido de aeração. Após 24 horas, os aeradores foram desligados e esperou-se 2 horas para sedimentação

do lodo e descarte do sobrenadante. Novamente, colocou-se 1 L do efluente anaeróbio no recipiente com lodo e foi religada a aeração por mais 24 horas. Este procedimento foi realizado por 4 dias, em que, por microscopia, foram observados os microrganismos predominantes no meio baseando-se em anotações da estimativa visual relativa. Considerou-se que o lodo estava aclimatado pela presença de uma comunidade biológica diversificada, caracterizada tanto pela presença de bactérias e protozoários flagelados, como pela presença de organismos que indicam etapas mais avançadas da estabilização de matéria orgânica – ciliados fixos e rotíferos.

Cerca de 6.300 mL de matrizes cúbicas de espuma de poliuretano, meio suporte do BF₁, foram misturados ao lodo aclimatado, em um recipiente, durante 24 horas sob aeração contínua. Após esse contato, as espumas foram transferidas para o reator e dada a partida.

4.6.2. Operação e controle

O biofiltro BF₁ começou a ser operado no dia 17 de agosto de 2001, com vazão afluente próxima a 1 L/h, correspondente a uma carga hidráulica de 3 m³/m².dia, para evitar o arraste do lodo recém aderido à espuma. Apenas no 4^o dia de operação, a vazão foi regulada para 3,15 L/h.

No dia 11 de dezembro de 2001, finalizou-se a operação do sistema experimental I e encerrou-se a coleta de dados, totalizando 117 dias de operação. A tabela 4.4 apresenta as características operacionais do sistema experimental I.

Tabela 4. 5 – Características operacionais do sistema experimental I

Variável	Unidade	
Vazão	L/h	3,15
TDH teórico (θ_T)	h	3
TDH (Leito de espuma)	h	2
Carga hidráulica	m ³ /m ² .dia	9,63
Carga volumétrica aplicada	kg DQO/m ³ .dia	2,26 ± 0,56
	kg DBO/m ³ .dia	1,29 ± 0,53
	kg NTK/m ³ .dia	0,51 ± 0,04
	kg SST/m ³ .dia	0,44 ± 0,32

A vazão de esgoto recalcado pela bomba dosadora, controlada pelo inversor de frequência, era pouco superior à vazão afluyente ao biofiltro e este líquido excedente saía da câmara de saturação junto com o ar em excesso, sendo estes direcionados por uma mangueira (1/4") para a rede coletora de esgoto.

A vazão afluyente ao BF₁ era calibrada três vezes ao dia sendo regulada pelo registro de agulha que se encontrava logo abaixo do reator (Figura 4.6). Este ajuste era feito a jusante do biofiltro, utilizando-se uma proveta graduada (250 mL) e um cronômetro. Para a vazão de 3,15 L/h, eram medidos 210 mL em 4 minutos.

Durante a operação do experimento I, o sistema foi paralisado duas vezes devido a problemas no compressor de ar. A espuma em uso no biofiltro foi colocada em um recipiente plástico junto ao efluente anaeróbico, que era diariamente trocado, e o ar foi fornecido por aeradores de aquários. Esse procedimento foi necessário para evitar a perda dos microrganismos aderidos à espuma e uma nova inoculação.

É importante ressaltar que a vazão de ar não foi quantificada para o experimento I. O seu controle foi realizado medindo-se a concentração de oxigênio dissolvido no efluente e, quando este valor era menor que 1 mg/L, aumentava-se a vazão de ar abrindo-se, um pouco, o registro de agulha acoplado à válvula reguladora de pressão (Figura 4.4).

4.6.3. Amostragem

Os pontos de coleta para avaliação do biofiltro BF₁ foram identificados da seguinte maneira (Figura 4.7):

A → afluyente ao biofiltro (efluente do reator anaeróbico), localizado após a quarta câmara do ABR piloto;

I10 → ponto intermediário do reator, localizado a 10 cm do topo da base cônica do BF₁;

I40 → ponto intermediário do reator, localizado a 40 cm do topo da base cônica do BF₁;

I60 → ponto intermediário do reator, localizado a 60 cm do topo da base cônica do BF₁;

I80 → ponto intermediário do reator, localizado a 80 cm do topo da base cônica do BF₁;

E → efluente do biofiltro, localizado a 117 cm do topo da base cônica do BF₁.

As amostras foram coletadas no início da manhã, entre 6 e 7 horas, retirando-se volume próximo a 2 L, o suficiente para permitir análises e exames em duplicata de cada variável. As análises e os exames eram realizados logo após a coleta, evitando-se a preservação das amostras. Apenas cerca de 100 mL, de cada amostra, era conservado na geladeira a 4 °C e pH abaixo de 3, pelo período de 2 a 3 dias, para as determinações de NTK, que eram realizadas apenas uma vez por semana.

Devido a alta concentração de oxigênio dissolvido e ao considerável tempo de detenção hidráulica, esporadicamente foram coletadas amostras à saída da câmara de saturação, no ponto intermediário I10, para verificar a sua influência no tratamento do efluente anaeróbico.

4.6.4. Análises e exames

O monitoramento do BF₁ foi baseado nas seguintes variáveis: temperatura, pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrito, nitrato, fosfato, DBO₅, DQO de amostra bruta e filtrada, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis e coliformes fecais e totais. Os métodos utilizados para determinação dessas variáveis estão apresentados na tabela 4.6, assim como a frequência adotada para cada análise ou exame.

As análises e exames foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

As concentrações de DQO, DBO, sólidos suspensos, sólidos totais, NTK, N-amoniacal, nitrato, fosfato total, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido foram determinadas segundo metodologias descritas pela 20ª Edição do Standard Methods for

Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). No entanto, faz-se necessário apresentar algumas considerações a respeito da determinação de certas variáveis.

A temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido das amostras foram determinadas, no próprio reator, com a utilização de uma sonda marca HORIBA, modelo D-25. O pH foi verificado utilizando-se pHmêtro marca HORIBA, modelo F-21.

As concentrações de alcalinidade total foram determinadas medindo-se o volume de ácido necessário para baixar o pH da amostra até 4,3.

As análises de DQO foram realizadas segundo método colorimétrico com digestão por refluxo fechado durante duas horas em bloco digestor da marca HACH. As leituras foram efetuadas no espectrofotômetro marca HACH, modelo DR-2000, no comprimento de onda de 620 nm, conforme descrito por APHA (1998). As amostras de DQO filtrada eram provenientes do líquido filtrado, em membrana com diâmetro dos poros de 1,2 μm , durante as análises de sólidos suspensos.

As concentrações de nitrogênio amoniacal foram determinadas pelo método de destilação, seguido por análise titulométrica, utilizando destilador da marca BÜCHI. Para determinar as concentrações de NTK, as amostras foram previamente digeridas em Bloco Digestor marca BÜCHI sendo, em seguida, destiladas conforme metodologia para determinação de nitrogênio amoniacal. Utilizando este método, foi permitido estimar as concentrações de nitrogênio orgânico, obtidas pela diferença entre NTK e N-amoniacal.

As concentrações de nitrato e nitrito foram determinadas adicionando-se 3 mL de suspensão de hidróxido de alumínio à amostra previamente filtrada em membrana com diâmetro dos poros de 0,45 μm . Esse procedimento foi empregado com a finalidade de diminuir a interferência da matéria orgânica durante as leitura que foram feitas em espectrofotômetro marca HACH, modelo DR-4000, no comprimento de onda de 543 nm para nitrito e 220 nm para nitrato. As análises de nitrito seguiram metodologia descrita por Mackereth *et al.* (1978).

As análises de fosfato total, expresso em $\text{mg P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, seguiram método colorimétrico com digestão com Persulfato de Potássio. A partir das concentrações de

fosfato total, calcularam-se as concentrações de fósforo total em mg P/L segundo a equação 4.1, baseada nas massas moleculares do fósforo (31) e do oxigênio (16).

$$\text{Concentração (mg P/L)} = 0,33 \text{ Concentração (mg PO}_4^{3-}\text{/L)} \quad (4.1)$$

Amostras do afluente e do efluente também foram coletadas para realização de exames microbiológicos. Utilizando método Colilert®, as concentrações de coliformes fecais e totais foram quantificadas. Devido a presença de uma grande quantidade destes microrganismos, foram feitas três diluições para cada amostra: 10^{-7} , 10^{-6} e 10^{-5} para o afluente, e 10^{-5} , 10^{-4} e 10^{-3} para o efluente. O valor representativo de uma amostra foi determinado pela média geométrica das diluições.

No final da operação do biofiltro BF₁, realizou-se um exame por microscopia óptica comum da biomassa aderida às amostras das espumas de poliuretano situadas na parte superior do biofiltro. A biomassa imobilizada foi despreendida da amostra de espuma, com o auxílio de uma pinça. Em seguida, preparou a lâmina, fixando a biomassa em ágar a 2%, levando finalmente para a observação em microscópio marca Olympus, modelo BH-2.

O exame microscópico foi realizado no Laboratório de Processos Biológicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

O aspecto quantitativo da biomassa aderida à amostra de espuma também foi determinado. Para isso, uma amostra de espuma foi colocada com esferas de vidro dentro de um frasco plástico sendo agitado por 15 minutos. Com auxílio de uma pinça, a amostra da espuma foi retirada do frasco e posta em uma cápsula de porcelana previamente pesada. Em seguida, esta cápsula foi colocada em uma estufa a 100 °C, sendo retirada, após 24 horas, para pesagem do peso seco. A diferença entre o peso seco e o peso da cápsula determinou o peso da espuma seca, em g.

A biomassa despreendida da espuma foi despejada em uma cápsula de peso conhecido e posta na estufa, para determinação dos sólidos totais, em g. Depois a cápsula foi levada à mufla para determinação dos sólidos totais voláteis, em g. A razão entre as quantidades de sólidos medidos (ST e STV) e o peso da espuma representa o peso de biomassa aderida à espuma, em g de ST ou STV por g de espuma.

Tabela 4. 6 – Métodos e frequências das análises e exames de monitoramento do biofiltro BF₁

Variável	Unidade	Método ou Instrumento	Biofiltro aerado submerso					
			A	I10	I40	I60	I80	E
Temperatura	°C	Termômetro	D	2S	2S	2S	2S	D
pH	-	Potenciométrico	D	2S	2S	2S	2S	D
OD	mg/L	Potenciométrico	D	2S	2S	2S	2S	D
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico	2S	-	-	-	-	2S
DQO _B	mg/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
DQO _F	mg/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
DBO ₅	mg/L	Winkler	Q	-	-	-	-	Q
NTK	mg N/L	Titulométrico	2S	-	-	-	-	2S
N-amoniacal	mg N/L	Titulométrico	2S	-	-	-	-	2S
Nitrito	mg N/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
Nitrato	mg N/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
Fosfato total	mg PO ₄ ³⁻ /L	Colorimétrico	S	-	-	-	-	S
ST	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
STF	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
STV	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SST	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SSF	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SSV	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
Coliformes	NMP/100mL	Colilert®	Q	-	-	-	-	Q

Notas: D: diária; Q: quinzenal; S: semanal; 2S: duas vezes por semana; 3S: três vezes por semana; (-) Análises e exames não efetuados.

4.6.5. Método de lavagem

A lavagem do BF₁ foi realizada com o objetivo de retirar o excesso de biomassa acumulada no meio suporte, reduzindo as perdas de carga hidráulica. A frequência da lavagem foi estimada em função da concentração de sólidos suspensos no efluente do BF, ou seja, quando ocorria aumento sensível desta concentração de sólidos. A sequência adotada para lavagem do BF₁ está enumerada a seguir:

1. Interromper fornecimento de ar e esgoto ao sistema;
2. Esvaziar a câmara de saturação e o reator;
3. Abrir o registro de ar;

4. Introduzir água de lavagem (30 L) pela parte superior do reator, recolhendo o lodo em excesso pela parte inferior;
5. Retomar o bombeamento de esgoto.

Durante o monitoramento do reator, foram realizadas 6 lavagens.

4.6.6. Manutenção

A manutenção do sistema experimental I foi constituída da limpeza das mangueiras, conexões e registros que entupiam facilmente devido ao acúmulo de sólidos. As mangueiras eram limpas uma vez por semana, enquanto as conexões e os registros eram limpos diariamente.

4.7. Sistema experimental II

A segunda etapa desta pesquisa, experimento II, teve início com a concepção e construção do biofiltro BF₂. Depois disso, a instalação experimental II foi implantada e, inicialmente, ensaios de estímulo e resposta com uso traçador foram realizados para verificar o comportamento hidrodinâmico do reator. Finalizando estes testes, o BF₂ foi inoculado e posto em operação.

O sistema experimental II, semelhante ao primeiro, era formado por: bomba dosadora marca BLOWAIR, modelo A-125N, câmara de saturação (Item 4.4) e biofiltro aerado submerso BF₂. Uma foto da instalação experimental II está apresentada na figura 4.8.

(1) biofiltro BF₂; (2) câmara de saturação; (3) bombas dosadora; (4) chave liga/desliga da bomba dosadora.

Figura 4. 8 – Foto da instalação experimental II

O biofiltro aerado submerso BF₂ foi construído a partir de uma coluna, em PVC rígido, de 2 m de altura, 10 mm de espessura e seção circular de 380 mm de diâmetro interno. Como meio suporte para imobilização de biomassa, foi utilizada espuma de poliuretano, na forma de matrizes cúbicas de 40 mm de lado, aproximadamente. A concepção deste reator seguiu os mesmos princípios utilizados para montagem do biofiltro BF₁: leito fixo e completamente submerso. Devido a alta altura do reator BF₂, foi decidido dividi-lo em cinco compartimentos sobrepostos, de alturas e funções diferentes, e integrados por flanges, o que facilitou a sua montagem e operação.

O base do reator, de 20 cm de altura, constituía-se de um fundo falso, onde se encontravam as conexões e registros para injeção do afluente e para descarte do lodo de lavagem. O segundo compartimento, de 20 cm de altura, foi preenchido com

pedregulho com a finalidade de melhorar a distribuição do afluente para as demais divisões sobrepostas. O terceiro e o quarto compartimentos, de 60 cm de altura cada, foram preenchidos com espuma de poliuretano, meio suporte para imobilização da biomassa. No quinto compartimento, o efluente final era armazenado e direcionado para a rede coletora.

O fundo dos quatro últimos compartimentos era constituído de uma placa perfurada que, além de garantir a completa imersão do leito, não permitia que este saísse juntamente com o efluente. Na tabela 4.7, apresentam-se as principais características deste reator, e as figuras 4.9 e 4.10 apresentam, respectivamente, desenho esquemático e fotografias do reator.

Tabela 4. 7 – Características do biofiltro BF₂

Característica	Compartimento			
	1	2	3 e 4	5
Meio suporte	-	Pedregulho 12,9 a 25 mm	espuma	-
Porosidade média ^(a) (%)	-	45	90	-
Diâmetro interno (mm)	380	380	380	380
Altura (cm)	20	20	60	40
Volume (L)	22,7	22,7	68	45,4
Altura total (m)	2			
Altura líquida (m)	1,8			
Volume total (L)	227			
Volume líquido (L)	204			
Volume útil (L) ^(b)	178			

Nota: (a) Fonte: Sitônio (2001); (b) Cálculo do volume útil no apêndice A.

Figura 4. 9 – Desenho esquemático do biofiltro BF₂

(1) registro de esfera (1/2") para manutenção do biofiltro; (2) registro de esfera (1/2") para descarga; (3) registro de agulha (1/2") para regulagem da vazão; (4) ponto de coleta do efluente.

Figura 4. 10 – Fotos de detalhes do biofiltro BF₂: (a) visor; (b) entrada do afluente; (c) placa perfurada; (d) saída do efluente

4.7.1. Inóculo utilizado para partida do BF₂

Semelhante à fase experimental I, o BF₂ foi posto em operação após ser inoculado com lodo proveniente do sistema de tratamento da indústria Faber-Castell (São Carlos). A tabela 4.8 apresenta as principais características deste lodo.

Tabela 4. 8 – Características do inóculo do biofiltro BF₂

Variável	Unidade	
ST	g/kg	9,97
STF	g/kg	4,25
STV	g/kg	5,73

Comparando as características dos inóculos utilizados durante as fases experimentais I e II (Tabelas 4.4 e 4.8), verifica-se que o da primeira etapa apresentou melhores características, quanto a quantidade de sólidos, e que o da segunda etapa apresentava-se diluído.

Após a coleta do lodo, exames microbiológicos foram utilizados para estimar a população dos microrganismos, sendo verificada a predominância de bactérias em suspensão e a baixa incidência de protozoários. Por isso, foi decidido aclimatar o lodo às características do substrato até que fosse verificada uma comunidade biológica mais diversificada.

Em dois recipientes, de 100 L de volume, foram misturados 20 L do lodo e 40 L do efluente anaeróbio sob aeração constante fornecida por aeradores de aquário. Após 24 horas, a aeração foi desligada e esperou-se 2 horas de sedimentação do lodo e retirada do sobrenadante. A seguir, colocou-se 20 L do substrato e a aeração foi ligada por mais um dia. Este método repetiu-se por mais 4 dias quando foi verificada a presença de ciliados móveis e amebas, entre outros microrganismos.

Cerca de 1.175 mg de matrizes de espuma de poliuretano foram colocados, em cada recipiente, junto com o lodo aclimatado, sob aeração constante, durante 24 horas, quando, então, foram transferidos para o BF₂ e dada a partida do sistema.

4.7.2. Operação e controle

Para evitar o arraste do lodo, o biofiltro BF₂ começou a ser operado, no dia 2 de novembro de 2002, com vazão afluyente próxima a 10 L/h, correspondente a uma carga hidráulica de 2 m³/m².dia. Somente no 4º dia de operação, a vazão foi regulada para 34 L/h.

No dia 20 de dezembro, foi encerrada a operação do reator, totalizando 47 dias de operação. A tabela 4.9 apresenta as principais características operacionais do sistema experimental II.

Tabela 4. 9 – Características operacionais do sistema experimental II

Variável	Unidade	
Vazão	L/h	34
TDH teórico (θ_T)	h	6
TDH (Leito de espuma)	h	4
Carga hidráulica	m ³ /m ² .dia	7,2
Carga volumétrica aplicada	kg DQO/m ³ .dia	1,00 ± 0,21
	kg DBO/m ³ .dia	0,66 ± 0,23
	kg NTK/m ³ .dia	0,18 ± 0,03
	kg SST/m ³ .dia	0,18 ± 0,09

O controle de vazão foi realizado de forma semelhante à fase experimental II, isto é, regulando-se a vazão da bomba dosadora para valor pouco superior à vazão afluyente ao biofiltro sendo o esgoto excedente expelido da câmara de saturação juntamente com o ar em excesso. A vazão afluyente ao biofiltro era calibrada, pelo menos, duas vezes por dia e regulada pelo registro de agulha que se encontrava abaixo do reator (Figura 4.10). Este ajuste também era feito a jusante do biofiltro e realizado com o auxílio de uma proveta graduada e um cronômetro. Para vazão de 34 L/h, eram medidos 1.700 mL em 3 minutos.

A vazão de ar foi calibrada durante os ensaios de hidrodinâmica, utilizando-se um rotâmetro para o valor de 800 L/h.

4.7.3. Amostragem

Os pontos de amostragem para avaliação do desempenho do biofiltro BF₂ foram identificados da seguinte forma (Figura 4.9):

A → afluente ao biofiltro (efluente do reator anaeróbio), localizado após a quarta câmara do ABR piloto;

P10 → ponto intermediário do reator, localizado a 10 cm do fundo do BF₂;

P30 → ponto intermediário do reator, localizado a 30 cm do fundo do BF₂;

P70 → ponto intermediário do reator, localizado a 70 cm do fundo do BF₂;

P130 → ponto intermediário do reator, localizado a 130 cm do fundo do BF₂;

E → efluente do biofiltro, localizado a 180 cm do fundo do BF₂.

O processo de coleta e conservação das amostras foi semelhante ao da primeira etapa.

4.7.4. Análises e exames

O BF₂ foi monitorado baseando-se nas seguintes variáveis: temperatura, pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrito, nitrato, fosfato, DBO₅, DQO de amostra bruta e filtrada, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis e coliformes fecais e totais. Da mesma maneira que a primeira etapa, essas variáveis foram determinadas segundo os mesmos métodos citados no item 4.6.4.

Os métodos utilizados para determinação dessas variáveis estão apresentados na tabela 4.10, assim como a frequência adotada para cada análise ou exame.

Os exames microbiológicos foram realizados segundo o mesmo procedimento do experimento I. Entretanto, as amostras de espuma foram duas vezes coletadas: uma no 18^o dia de operação e outra no último dia de operação. Estas amostras de espuma

eram retiradas do reator com o auxílio de uma pinça, após esvaziá-lo e aberto o visor apresentado na figura 4.10.

A quantificação da biomassa aderida à espuma foi feita para as amostras de espuma recolhidas no último dia de operação.

Tabela 4. 10 - Métodos e frequências das análises e exames de monitoramento do biofiltro BF₂

Variável	Unidade	Método ou Instrumento	Biofiltro aerado submerso					
			A	P10	P30	P70	P130	E
Temperatura	°C	Termômetro	D	-	-	-	-	D
pH	-	Potenciométrico	D	-	-	-	-	D
OD	mg/L	Potenciométrico	D	-	-	-	-	D
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico	3S	-	-	-	-	3S
DQO _B	mg/L	Espectrofotométrico	3S	-	-	-	-	3S
DQO _F	mg/L	Espectrofotométrico	3S	-	-	-	-	3S
DBO ₅	mg/L	Winkler	Q	-	-	-	-	Q
NTK	mg N/L	Titulométrico	2S	-	-	-	-	2S
N-amoniaco	mg N/L	Titulométrico	2S	-	-	-	-	2S
Nitrito	mg N/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
Nitrato	mg N/L	Espectrofotométrico	2S	-	-	-	-	2S
Fosfato total	mg PO ₄ ³⁻ /L	Colorimétrico	S	-	-	-	-	S
ST	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
STF	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
STV	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SST	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SSF	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
SSV	mg/L	Gravimétrico	2S	-	-	-	-	2S
Coliformes	NMP/100mL	Colilert®	Q	-	-	-	-	Q

Notas: D: diária; Q: quinzenal; S: semanal; 2S: duas vezes por semana; 3S: três vezes por semana; (-) Análise e exames não efetuados.

4.7.5. Método de lavagem e manutenção

O método de lavagem do BF₂ seguiu o mesmo roteiro adotado para o sistema experimental I. Entretanto, a água de lavagem foi injetada por uma mangueira colocada na parte superior do biofiltro durante 5 minutos.

Limpezas a cada dois dias dos registros, mangueiras e conexões foi a medida usada para manutenção do biofiltro.

4.7.6. Ensaio de hidrodinâmica

O comportamento hidrodinâmico do BF₂ foi estudado mediante o emprego da técnica de estímulo-resposta. Esta técnica consiste na injeção de uma certa quantidade massa de traçador no afluente do reator e medição de sua concentração ao longo do tempo à saída do mesmo.

O teste foi realizado com água de abastecimento e como traçador foi usado NaCl. Como estímulo, foi dada uma injeção, em forma de pulso, na base do reator, com o auxílio de uma seringa plástica de 50 mL de volume. Logo após a injeção, começava-se a leitura de condutividade, utilizando-se uma sonda, marca DIN-Vernier, conectada a uma calculadora científica, marca Texas Instruments TI-89 para aquisição *on-line* dos dados. O *software* de aquisição de dados utilizado foi o CHEMBIO da Vernier *Software & Technology*.

A quantidade de NaCl injetada no reator foi calculada em função do volume útil do reator, da concentração de pico de cloreto (Cl) e do volume de traçador injetado. Este cálculo foi realizado por diluição de soluções, conforme equação 4.2:

$$C_{M\grave{A}X} \times V_R = C_{Cl} \times V_T \quad (4.2)$$

$C_{M\grave{A}X}$: concentração de pico de cloreto, mg Cl/L;

V_R : volume útil do reator, L;

V_T : volume do traçador injetado, L;

C_{Cl} : concentração do traçador injetado.

Sendo V_R igual a 178 L, V_T igual ao volume da seringa, 0,05 L e adotando para $C_{M\grave{A}X}$ valor de 30 mg Cl/L, a concentração de cloreto calculada foi de 106.800 mg Cl/L (106,8 g Cl/L). Este valor foi desprezado devido a dificuldades em se dissolver o sal na água, o que poderia ocasionar na perda de massa do traçador durante os ensaios. Assim, decidiu-se adotar valor de 100 L como volume útil do reator e, para este valor, a

concentração de cloreto estimada foi de 60 g Cl/L. A massa total de cloreto adicionada pode ser estimada multiplicando-se sua concentração aplicada pelo volume da seringa, ou seja, 3.000 mg Cl.

Após isso, a massa de NaCl foi calculada em função da massa atômica dos elementos químicos Cl (35,5) e Na (23):

$$58,5 \text{ g NaCl} \rightarrow 35,5 \text{ g Cl}$$

$$C_{\text{NaCl}} \rightarrow 60 \text{ g/L Cl}$$

$$C_{\text{NaCl}} = 99 \text{ g NaCl/L}$$

O ensaio de hidrodinâmica foi realizado para tempo de detenção hidráulica teórico (θ_T) de 6 horas, correspondente a 34 L/h. O tempo de duração do ensaio foi programado em três vezes o tempo de detenção teórico, ou seja, 18 horas. O resumo das características do ensaio está apresentado na tabela 4.11.

Tabela 4. 11 – Resumo das características do ensaio de hidrodinâmica

Características do ensaio de hidrodinâmica	
Traçador utilizado	NaCl (Cloreto de sódio)
Forma de Injeção	Pulso
Volume de injeção	50 mL
Concentração do traçador	99 g NaCl/L
Peso molecular do cloreto de sódio	58,5
Massa de traçador adicionada	3.000 mg Cl
Duração do ensaio	18 horas
TDH	6 horas
Volume útil do reator	178 L

Após finalizado o ensaio, foi determinada a curva de concentração de cloreto (Cl) em função do tempo, que foi normalizada, obtendo-se a curva DTR: distribuição da idade de saída adimensional (E_θ) em função do tempo adimensional (θ), segundo as seguintes equações:

$$E_i = C_i / \sum (C_i \cdot \Delta t_i) \quad (4.3)$$

$$\theta_R = \sum (t_i \cdot E_i \cdot \Delta t_i) \quad (4.4)$$

$$\theta_i = t_i / \theta_R \quad (4.5)$$

$$E_{\theta_i} = \theta_i \cdot E_i \quad (4.6)$$

$$\sigma^2 = \sum (t_i^2 \cdot E_i \cdot \Delta t_i) \quad (4.7)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \sigma^2 / \theta_R \quad (4.8)$$

C_i : concentração do traçador no tempo i , [M].[L⁻³];

Δt_i : intervalo de tempo, [T];

E_i : distribuição da idade de saída no tempo i , [T⁻¹];

θ_R : tempo de residência médio, [T];

θ_i : tempo de residência médio adimensional;

σ^2 : variância dos pontos experimentais, [T²];

σ_{θ}^2 : variância adimensional.

[Fonte: adaptado Levenspiel (2000)]

A partir da curva normalizada, foram ajustados modelos matemáticos, uniparamétricos, de tanques de mistura completa em série (N-CSTR), de dispersão de pequena intensidade (DPI) e de dispersão de grande intensidade (DGI) considerando recipiente aberto, conforme descrito por Weber Jr. & Digiano (1996). As equações desses modelos são:

a) Modelo de reatores de mistura completa em série (N-CSTR)

$$E_{\theta} = \frac{N(N\theta)^{N-1}}{(N-1)!} \exp(-N\theta) \quad (4.9)$$

N : número de reatores de mistura completa em série, $(1/\sigma_{\theta}^2)$.

b) Dispersão de pequena intensidade

$$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/uL)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4(D/uL)}\right] \quad (4.10)$$

D: coeficiente de dispersão, $[L^2].[T^{-1}]$;

u: velocidade de escoamento da água no reator, $[L].[T^{-1}]$;

L: comprimento do reator ou distância percorrida pela água, $[L]$.

$$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\theta(D/uL)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta(D/uL)}\right] \quad (4.11)$$

$$D/uL = \sigma_{\theta}^2/2 \quad (4.12)$$

Dentre esses modelos propostos, o escolhido foi aquele que apresentou melhor correlação com os pontos experimentais.

Importância também foi dada a determinação da porcentagem de zona morta e caminhos preferenciais, determinada pela equação 4.13.

$$\phi (\%) = 1 - \theta_T/\theta_R \quad (4.13)$$

ϕ : porcentagem de zonas mortas e caminhos preferenciais.

4.8. Métodos de análise dos resultados

Os desempenhos dos biofiltros BF₁ e BF₂ foram avaliados com base nos parâmetros estatísticos seguintes:

- ✓ média (X): medida do valor central, pois representa os fenômenos pelos seus valores médios, em torno do qual tendem a concentrarem-se os dados;
- ✓ desvio padrão (DP): medida de dispersão ou o grau de concentração dos valores em torno da média, ou seja, desvio de cada valor em relação à média dos dados;
- ✓ máximo (X_{MÁX}): valor máximo do fenômeno dentro de uma série amostral;

- ✓ mínimo ($X_{\text{MÍN}}$): valor mínimo do fenômeno dentro de uma série amostral;
- ✓ n: números de pontos experimentais;
- ✓ percentis: valores que dividem os dados em 100 partes iguais.

Observação deve ser feita para as variáveis pH e coliformes fecais e totais: foram usadas médias geométricas como valor representativo da tendência central.

Estes parâmetros estatísticos, bem como, a elaboração de tabelas e gráficos foram realizados por meio do *software* Excel versão 2002.

5. Resultados e Discussão

Neste capítulo estão apresentados e discutidos os resultados decorrentes do monitoramento dos biofiltros BF₁ e BF₂ durante a pesquisa. Os dados estão apresentados em gráficos e em tabelas que contém seus valores médios, máximos, mínimos, desvios padrões e número de dados analisados, devido ao grande número de valores levantados.

Este capítulo foi dividido em dois itens referentes a cada sistema experimental descrito no capítulo anterior. Com relação aos dados experimentais, estes foram divididos conforme discriminação a seguir:

- ✓ temperatura e oxigênio dissolvido;
- ✓ pH e alcalinidade;
- ✓ remoção de matéria orgânica;
- ✓ remoção de sólidos;
- ✓ conversão de nitrogênio e remoção fósforo;
- ✓ inativação de coliformes;
- ✓ caracterização da biomassa aderida à espuma;
- ✓ ensaio de hidrodinâmica

5.1. Resultados e discussão do sistema experimental I

Como citado no item 4.6.3, ao longo da fase experimental I, foram coletadas amostras no ponto de amostragem I10, para a análise de DQO_B e sólidos totais voláteis

(STV), com o objetivo de se verificar a influência da câmara de saturação no tratamento do efluente anaeróbio. A tabela 5.1 apresenta os valores de DQO_B e STV, assim como a eficiência de remoção da câmara de saturação e a eficiência de remoção global relativa ao sistema experimental I. A figura 5.1 ilustra comparativo entre as eficiências da câmara de saturação e do reator BF_1 .

Tabela 5. 1 – Concentrações de DQO_B e sólidos totais voláteis no afluente (A), no efluente (E) e no ponto intermediário I10 do biofiltro BF_1

T. Op. (dias)	DQO_B					STV				
	A	I10	E	Ef.10 ^(a) (%)	Ef. (%)	A	I10	E	Ef.10 (%)	Ef. (%)
5	183	178	70	3	62	-	-	-	-	-
54	296	192	67	35	77	251	216	175	14	30
68	281	115	51	59	82	167	142	130	15	22
109	244	62	41	75	83	275	163	94	41	66
117	229	83	39	64	83	40	36	4	10	90

Notas: (a) Eficiência de remoção referente ao ponto de amostragem I10; (-) Análises não efetuadas.

Figura 5. 1 – Comparação entre as eficiências de remoção do biofiltro BF_1 e da câmara de saturação: (a) DQO_B ; (b) STV

De acordo com os dados experimentais apresentados na tabela 5.1, observa-se que a eficiência da câmara de saturação na remoção de DQO_B aumentou durante o tempo de operação do sistema experimental I, atingindo valor máximo de 75% com concentração de DQO_B de 62 mg/L no ponto intermediário I10 do BF_1 . Com relação aos valores de STV, pode-se observar que, no 109^o dia de operação do sistema

experimental I, a câmara de saturação foi responsável por 41% da remoção de STV, reduzindo a concentração de STV de 275 para 163 mg/L.

Diante desses valores, pode-se concluir que a câmara de saturação teve participação neste processo de tratamento e que isso, provavelmente, ocorreu devido ao acúmulo de sólidos (formação de flocos em suspensão), à alta concentração de oxigênio dissolvido em seu interior e ao TDH adotado de 3,4 horas. Portanto, os resultados de remoção de matéria orgânica, nutrientes, sólidos e coliformes foram analisados em relação ao sistema câmara de saturação/biofiltro BF₁.

5.1.1. Temperatura e oxigênio dissolvido

A tabela 5.2 apresenta os valores médios, desvios padrões, máximos, mínimos e o número de dados analisados para a temperatura (T) e a concentração de oxigênio dissolvido (OD).

Tabela 5. 2 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD), para afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

Variável	Parâmetro estatístico	Ponto de Amostragem					
		A	I10	I40	I60	I80	E
Temperatura (°C)	Média	26,5	26,8	26,7	26,5	26,8	25,2
	Mínimo	19,7	22,6	22,6	21,9	22,6	19,7
	Máximo	32,1	31,6	31,3	31,2	31,6	31,9
	DP	2,5	2,6	2,5	2,6	2,6	3,2
	n	62	24	24	24	24	62
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Média	-	10,53	4,67	3,89	3,42	1,79
	Mínimo	-	2,30	1,50	1,28	1,05	0,46
	Máximo	-	19,99	8,63	6,69	6,90	4,11
	DP	-	5,3	2,0	1,6	1,4	0,92
	n	-	24	24	24	24	62

Notas: (-) Análises não efetuadas; A: afluente; I10, I40, I60 e I80: pontos intermediários do reator, localizados a 10, 40, 60 e 80 cm do topo da base cônica, respectivamente; E: efluente.

De acordo com os dados apresentados na tabela 5.2, os valores da temperatura afluente ao BF₁ ficaram no intervalo de 19,7 a 32,1 °C com valor médio de 26,5 °C. Para o efluente, os valores da temperatura variaram de 19,7 a 31,9 °C com valor médio de 25,2 °C. As variações de temperatura no afluente e no efluente do biofiltro BF₁ podem ter sido influenciadas pela temperatura ambiente, que, para os meses de operação do reator, apresentou variações consideráveis. Isso pode ter ocorrido devido ao pequeno volume do reator, o que facilitou a transferência de calor. A variação da temperatura no afluente e no efluente do BF₁, durante o tempo de operação do reator, está apresentada na figura 5.2, que foi elaborada a partir da tabela B.1 no apêndice B.

Figura 5. 2 – Variação temporal da temperatura do biofiltro BF₁: (a) afluente; (b) efluente

Os valores médios da temperatura medidos nos pontos intermediários do BF₁, I10, I40, I60 e I80 foram de 26,8; 26,7; 26,5 e 26,8 °C, respectivamente, o que os enquadram na faixa mesófila. A figura 5.3 apresenta a variação da temperatura em relação à altura do biofiltro.

Figura 5. 3 – Variação da temperatura em relação à altura do biofiltro BF₁

Os valores medidos de oxigênio dissolvido no efluente do BF₁ variaram de 0,46 a 4,11 mg/L com valor médio de 1,79 mg/L. Durante esse monitoramento, foi observado que os sólidos suspensos contidos no afluente facilmente entupiam o registro de agulha que controlava a vazão afluente ao biofiltro. Diminuindo-se a vazão, conseqüentemente, diminuía-se a concentração de oxigênio dissolvido no efluente do reator.

A variação da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do BF₁ pode ser observada pela figura 5.4.a, que foi elaborada a partir da tabela B.1 no apêndice B. A figura 5.4.b apresenta a distribuição de frequência da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do reator BF₁. Aproximadamente 30% dos valores medidos de OD estiveram abaixo de 1 mg/L, enquanto 64% dos valores medidos estiveram entre 1

Figura 5. 4 – Concentração de oxigênio dissolvido no efluente do biofiltro BF₁: (a) variação temporal; (b) distribuição de frequência

A figura 5.5 apresenta o comportamento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura (h) do biofiltro.

Figura 5. 5 – Decaimento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura do biofiltro BF₁

O decaimento da concentração de oxigênio dissolvido, em relação à altura do BF₁, apresentou uma tendência logarítmica, cuja equação é:

$$OD = -3,5 \ln(h) + 18,3 \quad (5.1)$$

OD: oxigênio dissolvido, mg/L;

h: altura em relação ao topo da base cônica do biofiltro BF₁, cm.

5.1.2. pH e alcalinidade total

Os valores médios, máximos, mínimos, desvios padrões e número de dados analisados do pH e da alcalinidade total medidos durante o monitoramento do reator BF₁ estão apresentados na tabela 5.3. A figura 5.6 apresenta a variação do pH durante o tempo de operação do reator BF₁, enquanto a figura 5.7 exibe a variação do pH em relação à altura do biofiltro. A variação da alcalinidade durante o monitoramento do reator BF₁ pode ser observada na figura 5.8.

Tabela 5. 3 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis pH e alcalinidade total (AT), para o afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

Variável	Parâmetro estatístico	Ponto de Amostragem					
		A	I10	I40	I60	I80	E
pH	Média	6,74	7,11	6,81	6,75	6,72	6,91
	Mínimo	6,47	6,57	6,51	6,38	6,43	6,67
	Máximo	7,11	7,55	7,11	6,96	7,00	7,19
	n	62	24	24	24	24	62
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Média	191	-	-	-	-	157
	Mínimo	165	-	-	-	-	85
	Máximo	215	-	-	-	-	210
	DP	12	-	-	-	-	34
	n	24	-	-	-	-	24

Nota: (-) Análises não efetuadas.

Figura 5. 6 - Variação temporal do pH no biofiltro BF₁: (a) afluente (b) efluente

Figura 5. 7 – Variação do pH em relação a altura do biofiltro BF₁

Figura 5. 8 - Variação temporal da alcalinidade total no afluente e no efluente do biofiltro BF₁

Conforme se pode observar na figura 5.6, o comportamento do pH, tanto no afluente como no efluente do reator BF₁ não sofreu variações bruscas a ponto de comprometer o desempenho do reator.

Pela figura 5.7, observa-se que o valor do pH tem um pico para o ponto intermediário I10 e depois decresce com relação à altura do biofiltro, voltando a subir a partir do ponto intermediário I80. A queda do pH pode ser atribuída ao consumo de alcalinidade, enquanto a elevação do pH, detectada a partir do ponto intermediário I80, corresponde a contínua remoção do CO₂ do líquido, característico de processos aeróbios. Autores como Victoria (1993) e Belém (1996) também chegaram a esta conclusão.

A alcalinidade afluente ao BF₁ variou de 165 a 215 mg CaCO₃/L e teve valor médio de 191 mg CaCO₃/L. Para o efluente ao biofiltro, a alcalinidade variou de 85 a 210 mg CaCO₃/L com valor médio de 157 mg CaCO₃/L. Na figura 5.8 observa-se que para os 22^o, 47^o, 99^o e 109^o dias de operação ocorreu significativa redução na alcalinidade, devida, provavelmente, ao processo de nitrificação no qual ocorre redução na concentração do íon bicarbonato (HCO₃⁻) e aumento na concentração do ácido carbônico (H₂CO₃).

Segundo Barnes & Bliss (1983), entre outros autores citados na tabela 3.2, estima-se que para 1 mg de N-amoniaco oxidado, consomem cerca de 7 mg/L de

alcalinidade. Neste trabalho foi verificado o consumo médio de 8,28 mg de alcalinidade por 1 g de N-amoniaco oxidado.

5.1.3. Remoção de matéria orgânica

Nesta pesquisa, a matéria orgânica foi expressa em termos de DBO_5 e DQO. A tabela B.5, no apêndice B, apresenta os valores de DQO_B , DQO_F e DBO_5 medidos durante a operação do sistema experimental I, enquanto a tabela 5.4 apresenta um resumo estatístico destes dados. As figuras 5.9, 5.10 e 5.11 apresentam, respectivamente, as variações temporais de DBO_5 , DQO_B e DQO_F , bem como a variação da eficiência de remoção dessas variáveis.

Tabela 5. 4 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis DQO_B , DQO_F e DBO_5 , para o afluente e o efluente do sistema experimental I

Parâmetro estatístico	DQO_B (mg/L)			DQO_F (mg/L)			DBO_5 (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	243	49	78	106	40	61	138	22	81
Mínimo	118	30	47	75	22	42	52	14	62
Máximo	376	75	87	152	64	75	217	39	91
DP	61	12	10	18	10	11	57	7	10
n	25	25	25	25	25	25	9	9	9

Figura 5. 9 – Variação temporal da DBO_5 : (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de DBO_5

Figura 5.10 – Variação temporal da DQO_B: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de DQO_B

Figura 5.11 – Variação temporal da DQO_F: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção DQO_F

O efluente produzido pelo sistema experimental I manteve-se bastante estável durante o monitoramento do reator BF₁, mesmo com consideráveis variações nas concentrações de DBO₅, DQO_B e DQO_F afluente ao sistema. No efluente, as concentrações médias de DBO₅, DQO_B e DQO_F foram, respectivamente, de 22, 49 e 40 mg/L. É importante ressaltar que esses valores enquadram-se nos padrões de emissão de despejos estabelecidos pela Comunidade Econômica Européia e pelo Estado de São Paulo, apresentados no item 3.2.

De acordo com as figuras 5.9.b e 5.10.b pode-se observar que as eficiências de remoção, relativas a DBO₅ e DQO_B, estabilizaram-se a partir do 20^o dia de operação. No entanto, uma estabilização na eficiência de remoção de DQO_F não pode ser observada. Os valores médios de eficiência de remoção para DBO₅, DQO_B e DQO_F foram de 81; 78 e 61%, respectivamente.

A figura 5.12 mostra a frequência de distribuição dos resultados de DBO_5 e DQO_B do efluente do sistema experimental I. Em relação a DBO_5 , todos os valores obtidos atendem ao padrão de lançamento do Estado de São Paulo (CETESB) de 60 mg/L. Entretanto, para o padrão imposto pela Comunidade Econômica Européia, de 25 mg/L de DBO_5 , cerca de 75% dos valores medidos para o efluente atendem a esta legislação.

Para DQO_B efluente ao sistema experimental I, todos os valores medidos atendem aos padrões do Estado de Minas Gerais (90 mg/L de DQO) e da Comunidade Econômica Européia (125 mg/L de DQO). A legislação ambiental do Estado de São Paulo não faz referência a um valor padrão para DQO.

Figura 5. 12 – Distribuição de frequência da concentração de matéria orgânica efluente ao sistema experimental I: (a) DBO_5 ; (b) DQO_B

O resultado dos valores da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$, da carga orgânica volumétrica aplicada (COV_A) e removida (COV_R), relativos ao sistema experimental I, encontram-se na tabela B.6 no apêndice B. A tabela 5.5 apresenta um resumo destes dados.

Tabela 5. 5 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ e às cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV_A) e removidas (COV_R), para o sistema experimental I

P.E. ⁽¹⁾	$\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$		COV_A		COV_R	
	A	E	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$
Média	0,62	0,45	2,26	1,29	1,81	1,08
$X_{\text{MÍN}}$	0,41	0,36	1,10	0,48	0,52	0,30
$X_{\text{MÁX}}$	0,81	0,62	3,51	2,02	2,81	1,69
DP	0,13	0,09	0,56	0,53	0,55	0,51
n	9	9	25	9	25	9

Nota: (1) Parâmetro estatístico.

Os resultados da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ mostram que, em média, 62% da DQO_B afluente e 45% da DQO_B efluente ao sistema experimental I eram biodegradáveis. É importante destacar que quanto mais próximo da unidade, mais biodegradável pode ser considerada a amostra. A figura 5.13 mostra a variação desta relação durante o tempo de operação do reator BF_1 .

Figura 5. 13 – Variação temporal da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ no afluente e no efluente do sistema experimental I

O sistema experimental I foi submetido à carga orgânica volumétrica média de 2,26 kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$ e 1,29 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$, resultando em carga orgânica volumétrica removida média de 1,81 kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$ e 1,08 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$. Na figura 5.14 estão apresentadas as correlações entre as cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV_A) e removidas (COV_R), em termos de DBO_5 e DQO_B . Estas correlações

são representadas pelas equações 5.2 e 5.3, respectivamente, para cargas em termos de DBO_5 e DQO_B .

Figura 5. 14 – Correlação entre carga orgânica volumétrica aplicada e removida para o sistema experimental I: (a) DBO_5 ; (b) DQO_B

$$\text{COV}_R = 0,95 \text{ COV}_A - 0,15 \text{ (kg DBO}_5\text{/m}^3\text{.dia)} \quad (5.2)$$

$$\text{COV}_R = 0,96 \text{ COV}_A - 0,37 \text{ (kg DQO}_B\text{/m}^3\text{.dia)} \quad (5.3)$$

O coeficiente angular da reta ajustada aos pontos experimentais expressa a taxa média de remoção de matéria orgânica que, para o sistema experimental I, foram: 0,95 kg DBO_5 removida/kg de DBO_5 aplicada e 0,96 kg de DQO_B removida/ DQO_B aplicada. Araújo (1997) define esse coeficiente angular como a máxima eficiência de remoção obtida.

Pode-se ainda observar pela figura 5.14 que as declividades das retas ajustadas aos pontos experimentais são próximas da declividade da reta que apresenta taxa ideal, ou seja, carga orgânica removida igual a carga orgânica aplicada. Através desta aproximação, pode-se concluir que o sistema experimental I apresentou elevada eficiência quanto à remoção de matéria orgânica.

5.1.4. Remoção de sólidos

Os valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos

voláteis (SSV) medidos, durante o monitoramento do sistema experimental I, estão apresentados nas tabelas B.10 e B.11 no apêndice B. Nas tabelas 5.6 e 5.7, encontram-se resumos estatísticos destes dados.

Tabela 5. 6 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis ST, STF e STV, para o afluente e o efluente do sistema experimental I

Parâmetro estatístico	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	321	215	38	144	90	36	195	125	36
Mínimo	40	4	10	43	25	13	87	36	3
Máximo	449	327	90	261	165	84	281	206	63
DP	81	74	17	55	45	20	64	51	20
n	24	24	24	14	14	14	14	14	13

Tabela 5. 7 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis SST, SSF e SSV, para o afluente e o efluente do sistema experimental I

Parâmetro estatístico	SST (mg/L)			SSF (mg/L)			SSV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	48	6	84	10	1	75	47	6	86
Mínimo	10	1	49	2	1	38	9	1	52
Máximo	164	22	98	20	2	95	144	11	98
DP	34	5	14	6	0,3	21	34	4	14
n	24	24	24	14	9	9	14	9	9

A evolução dos sólidos totais (ST), dos sólidos totais voláteis (STV), dos sólidos suspensos totais (SST) e dos sólidos suspensos voláteis (SSV) está apresentada nas figuras 5.15, 5.16 5.17 e 5.18.

Figura 5.15 – Variação temporal dos sólidos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de ST

Figura 5.16 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de STV

Figura 5.17 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de SST

Figura 5. 18 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de SSV

Durante todo monitoramento do sistema experimental I, o efluente do BF₁ apresentou aparência clarificada. A concentração média de sólidos totais e sólidos suspensos totais nesse efluente foi de 215 e 6 mg/L, respectivamente. Com relação à concentração de sólidos totais voláteis e sólidos suspensos voláteis, as concentrações médias no efluente foram de 125 e 6 mg/L.

Como observado nas figura 5.17.a e 5.18.a, o comportamento da concentração de SST e SSV efluente ao sistema experimental I foi semelhante, permanecendo estável mesmo com variações bruscas do afluente.

A remoção média de sólidos totais e sólidos totais voláteis durante a fase experimental I foi de 38 e 36%. Referente aos sólidos suspensos, as eficiências de remoção médias para sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foram, respectivamente, iguais a 84 e 86%. Comportamento semelhante foi observado por Sitônio (2001) que obteve eficiência de remoção de 75% para SST e 89% para SSV. Essa boa eficiência de remoção de sólidos pode ser atribuída ao uso da espuma de poliuretano que possuiu alta porosidade, o que facilita a retenção de sólidos.

A figura 5.19 mostra a distribuição de frequência dos resultados de SST do efluente do sistema experimental I. Todos os valores de SST efluente ao biofiltro BF₁ atendem aos padrões de lançamento de SST do Estado de Minas Gerais (60 mg/L de SST) e da Comunidade Econômica Européia (35 mg/L de SST), o que comprova a eficiência do sistema experimental I quanto à remoção de sólidos suspensos. A CETESB não faz referência a padrões de lançamento para concentrações de SST.

Figura 5. 19 - Distribuição de frequência da concentração de sólidos suspensos totais efluente ao sistema experimental I

Os valores calculados das relações STV/ST e SSV/SST , da carga de sólidos volumétrica aplicada (CSV_A) e removida (CSV_R), relativos ao sistema experimental I, encontram-se na tabela B.12 no apêndice B. A tabela 5.8 apresenta um resumo destes dados.

Tabela 5. 8 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às relações STV/ST e SSV/SST , às cargas de sólidos volumétricas aplicadas (CSV_A) e removidas (CSV_R), para o sistema experimental I

P.E.	STV/ST		SSV/SST		CSV_A		CSV_R	
	A	E	A	E	$\frac{kg}{m^3 \cdot dia}$	$\frac{kg}{m^3 \cdot dia}$	$\frac{kg}{m^3 \cdot dia}$	$\frac{kg}{m^3 \cdot dia}$
Média	0,57	0,57	0,81	0,74	2,990	0,443	1,077	0,387
$X_{MÍN}$	0,25	0,25	0,60	0,44	0,373	0,093	0,336	0,078
$X_{MÁX}$	0,87	0,87	0,97	0,92	4,185	1,525	1,137	1,421
DP	0,17	0,21	0,11	0,18	0,752	0,315	0,114	0,303
n	14	14	14	9	24	24	24	24

Os resultados das relações STV/ST e SSV/SST mostram predominância de sólidos voláteis sobre os sólidos fixos, chegando a 87% de STV e 97% de SSV no afluente do biofiltro, e 87% de STV e 92% SSV no efluente. A figura 5.20 mostra a evolução dessas relações durante a fase experimental I.

Figura 5. 20 – Variação temporal das relações STV/ST e SSV/SST , para o sistema experimental I: (a) STV/ST ; (b) SSV/SST

O sistema experimental I foi submetido à carga de sólidos volumétrica média de $2,99 \text{ kg ST/m}^3 \cdot \text{dia}$ e $0,44 \text{ kg SST/m}^3 \cdot \text{dia}$, resultando em carga de sólidos volumétrica removida média de $1,08 \text{ kg ST/m}^3 \cdot \text{dia}$ e $0,39 \text{ kg SST/m}^3 \cdot \text{dia}$. Na figura 5.21, está apresentada a correlação entre a cargas de sólidos volumétricas aplicadas (CSV_A) e removidas (CSV_R), em termos de SST. Esta correlação é descrita pela equação 5.4.

Figura 5. 21 - Correlação entre CSV_A e CSV_R no sistema experimental I

$$CSV_R = 0,95 CSV_A - 0,034 \text{ (kg SST/m}^3 \cdot \text{dia)} \quad (5.4)$$

A taxa média de remoção de sólidos suspensos foi de $0,95 \text{ kg SST removido/kg}$ de SST aplicado. Pode-se ainda observar na figura 5.21 que a declividade da reta ajustada aos pontos experimentais é próxima da declividade da reta que apresenta taxa ideal, isto

5.1.5. Conversão de nitrogênio e remoção de fósforo

As cargas nitrogenadas volumétricas aplicadas ao sistema experimental I variaram de 0,43 a 0,57 kg NTK/m³.dia e de 0,30 a 0,39 kg N-amoniaco/m³.dia, resultando em eficiências médias de remoção de 20,9% para NTK e 12,7% para N-amoniaco, com picos de 42,2 e 49,1%, respectivamente. A tabela 5.9 apresenta os valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados para o afluente e efluente do BF₁. A evolução das concentrações de NTK, N-amoniaco e N-orgânico, durante a fase experimental I, está ilustrada nas figuras 5.22, 5.23 e 5.24.

Tabela 5. 9 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis NTK, N-amoniacal e N-orgânico, para o afluente e o efluente do sistema experimental I

[illegible]

Figura 5.22 – Variação temporal de NTK: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de NTK

Figura 5.23 - Variação temporal de N-amoniaco: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de N-amoniaco

Figura 5.24 - Variação temporal de N-orgânico: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de N-orgânico

A ocorrência do processo de nitrificação no sistema experimental I foi bastante instável, devido, provavelmente, à instabilidade do mecanismo de aeração causada pelos

entupimentos do registro de agulha que levaram a constantes diminuições na concentração de oxigênio dissolvido no interior do reator. A concentração afluenta e a carga aplicada de N-amoniaco, possivelmente, afetaram a eficiência de conversão de N-amoniaco, pois, como afirmado por Campos (1989) e Sitônio (2001), os microrganismos nitrificantes são sensíveis a concentrações elevadas de seu próprio substrato.

A tabela 5.10 apresenta os valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados da concentração de nitrito e nitrato afluenta e efluente ao sistema experimental I, bem como os valores de NTK consumido e de nitrogênio oxidado.

Tabela 5. 10 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis nitrito e nitrato, para o afluenta e o efluente do sistema experimental I, e ao NTK consumido e ao nitrogênio oxidado

Parâmetro estatístico	Nitrito (mg N/L)		Nitrato (mg N/L)		NTKc (mgN/L)	N-Oxidado (mg NO _x /L)
	A	E	A	E		
Média	0,041	1,677	4,57	4,88	11,32	6,56
Mínimo	0,009	0,030	2,41	1,71	3,23	1,89
Máximo	0,078	5,840	7,13	10,41	20,42	14,55
DP	0,022	1,599	1,26	2,33	4,82	3,62
n	24	24	24	24	24	24

As concentrações de nitrito no efluente variaram de 0,03 a 5,84 mg N/L, havendo alguns picos de elevação que indicam períodos de instabilidade no reator. Este fato acontece quando são aplicadas altas carga de N-amoniaco e ocorre acúmulo de nitrito. Segundo autores como Barnes & Bliss (1983), Araújo (1997) e Mendonça (2002), o acúmulo de nitrito é prejudicial para o processo de nitrificação, uma vez que bactérias oxidadoras de nitrito são sensíveis a concentrações elevadas do seu próprio substrato. Sob essas condições, as concentração de nitrato variaram de 1,71 a 10,41 mg N/L.

As variações na concentração de nitrito e nitrato estão apresentadas nas figuras 5. 25 e 5.26.

Figura 5. 25 – Variação temporal de nitrito afluente e efluente ao sistema experimental I

Figura 5. 26 – Variação temporal de nitrato afluente e efluente ao sistema experimental I

A concentração média de nitrogênio oxidado foi de 6,56 mg N/L, enquanto a concentração média de nitrogênio total consumido foi de 11,32 mg N/L. Isto indica que apenas uma parte do nitrogênio consumido foi convertida para as formas oxidadas e que o restante pode ter sido removido por assimilação biológica e por um possível processo de nitrificação e desnitrificação em um mesmo biofilme, fenômeno observado por Campos (1989) e Lopes (1999). Isto, provavelmente, ocorreu devido a dificuldade de penetração de oxigênio dissolvido nas camadas mais interiores do biofilme, gerando o processo de anaerobiose.

Durante os exames microbiológicos, foi detectada a presença de microrganismos filamentosos relacionados ao gênero *Beggiatoa* e *Thiothrix* que, segundo Williams & Unz (1985) e Jenkins *et al.* (1993), desenvolvem-se em ambientes de baixa concentração de oxigênio dissolvido e altos níveis de sulfeto, o que pode indicar que o

oxigênio dissolvido não estava penetrando totalmente no biofilme formado no meio suporte.

Os valores de fósforo total medidos durante o monitoramento do sistema experimental I encontram-se na tabela B.13 no apêndice B. A tabela 5.11 apresenta um resumo estatístico destes dados e a figura 5.27 a ilustra evolução desta variável durante o funcionamento do reator BF₁.

Tabela 5. 11 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à variável fósforo total, para o afluente e o efluente do sistema experimental I

Parâmetro estatístico	Fósforo Total (mg P/L)		
	A	E	Ef.(%)
Média	6,01	5,48	9,69
Mínimo	2,70	2,09	-2,13
Máximo	8,11	8,28	33,35
DP	1,38	1,57	10,41
n	12	12	12

Figura 5. 27 - Variação temporal de Fósforo Total: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental I; (b) eficiência de remoção de fósforo total

O sistema de pós-tratamento I não apresentou boa eficiência de remoção de fósforo. A máxima eficiência de remoção determinada foi de 33,35% para o 96^o dia de operação. No 64^o dia de operação, a concentração de fósforo efluente foi maior que a do afluente. Segundo Sitônio (2001), isto pode ocorrer devido ao arraste de lodo

biológico, uma vez que a remoção de fósforo é promovida pela assimilação do mesmo pelos microrganismos presentes no biofilme.

5.1.6. Inativação de coliformes totais e fecais

Além de visar a remoção de matéria orgânica e de compostos nitrogenados, os sistemas de tratamento de esgotos devem promover a remoção de agentes patogênicos, que impõem riscos tanto à comunidade aquática como à saúde pública.

A concentração média de coliformes totais medida no afluente ao sistema experimental I foi de $6,68 \times 10^6$ NMP/100mL, enquanto para o efluente a concentração média foi de $7,05 \times 10^4$ NMP/100mL. Os resultados correspondem a eficiência média de remoção de 95,69%. Quanto a remoção de coliformes fecais, o afluente apresentou concentração média de $5,16 \times 10^6$ NMP/100mL e para o efluente a concentração foi de $1,05 \times 10^5$ NMP/100mL. Estes resultados correspondem a eficiência média de remoção de 95,67%. Os valores de coliformes medidos encontram-se na tabela B.4 no apêndice B.

Os resultados de 95,69 e 95,67% não significam que o efluente possa ser considerado desinfetado devido a concentração obtida no efluente ser considerada alta.

A Organização Mundial de Saúde Pública estabelece o padrão de 10^3 NMP/100mL, quando se pretende fazer o uso deste efluente em irrigações irrestritas. Para atingir este valor padrão, seriam necessárias eficiências de remoção da ordem de 99,99%. A limitação de reatores de alta taxa, como o biofiltro aerado submerso, está associada aos baixos tempos de detenção hidráulica que prejudicam o processo de desinfecção. O atendimento a essa norma pode ser alcançado através da inclusão de processos como lagoas de maturação ou infiltração no solo ou de uma etapa de desinfecção (cloração, ozonização ou radiação ultravioleta). Assim, o biofiltro BF₁ não produziu um efluente bacteriologicamente seguro, sendo necessário associá-lo a uma unidade de desinfecção.

A figura 5.28 apresenta a variação da relação $-\log C_E/C_A$ durante o tempo de operação do reator BF₁, em que C_A é a concentração de coliformes afluente e C_E é a concentração de coliformes efluente.

Figura 5.28 – Variação da relação $-\log (C_E/C_A)$ durante o tempo de operação do sistema experimental I: (a) Coliformes Totais; (b) Coliformes Fecais

5.1.7. Caracterização da biomassa aderida à espuma de poliuretano

O exame microscópico serviu para identificar qualitativamente os principais tipos de microrganismos presentes na biomassa aderida nas espumas de poliuretano, situadas na parte superior do BF₁. Devido a configuração do reator, não foi possível coletar amostras de espumas em regiões inferiores. As morfologias foram identificadas comparando-se com as descritas por Williams & Unz (1985), Vazoller *et al.* (1992) e Jenkins *et al.* (1993).

Segundo Vazoller *et al.* (1992), a boa qualidade do efluente, quanto a remoção de matéria orgânica, pode ser comprovada pela presença de microrganismos que indicam boas condições de depuração, como ciliados fixos pedunculados, semelhantes a *Vorticella* (Figura 5.29) e carapaças de amebas, semelhante a *Amoeba* (Figura 5.30). Também foi observada a presença de protozoários flagelados, ciliados livres e fungos.

Como citado no item 5.1.5, foram observados alguns tipos de microrganismos filamentosos, como *Beggiatoa* e *Thiothrix*, figuras 5.31 e 5.32, que, segundo Williams & Unz (1985) e Jenkins *et al.* (1993), caracterizam ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido.

A comunidade de microrganismos observada durante o exame microbiológico está descrita na tabela 5.12.

Figura 5. 29 – Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF₁, aumento 1.25x200 – ciliados fixos pedunculados, semelhante a *Vorticella*

Figura 5. 30 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF₁, aumento 1.25x200 – ameba com carapaça, semelhante a *Arælla*, e bacilos em suspensão

Figura 5. 31 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF₁, aumento 1.25x200 – microrganismo filamentoso, semelhante a *Beggiatoa* e protozoário flagelado

Figura 5. 32 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano no final de operação do reator BF₁, aumento 1.25x200 – microrganismo filamentoso, semelhante a *Thiothrix*

Tabela 5. 12 – Principais microrganismos observados no biofiltro BF₁ no último dia de operação

Grupo funcional	Morfologia	Espécie	Frequência
Bactérias	Cocos	-	oo
	Bacilos	Com inclusão	●
		<i>Nitrobacter</i>	●
		<i>Nitrossomonas</i>	●
		-	ooo
	Filamentos	<i>Beggiatoa</i>	oo
<i>Thiothrix</i>		oo	
Protozoários	Ciliados fixos	<i>Vorticella</i>	oo
	Ciliados livres	-	o
	Flagelados	-	o
	Ameba	<i>Arcella</i>	oo
Fungos	-	-	o
Metazoários	Rotíferos	-	●

Nota: (-) não identificado; (o) frequência baixa; (oo) frequência média; (ooo) frequência alta; (●) ausência.

A quantidade de biomassa aderida à espuma no final de operação também foi determinada e os valores médios encontrados foram de 22 mg ST/g de espuma e 19 mg STV/g de espuma.

5.2. Resultados e discussões do sistema experimental II

Na segunda etapa desta pesquisa, foi monitorado um biofiltro aerado submerso com volume útil de 178 L e TDH de 6 horas durante 47 dias. Este experimento foi marcado pelo arraste do lodo do inóculo no 9^o dia de operação do biofiltro durante a primeira retro-lavagem. Este fato ocorreu quando o biofiltro BF₂ já apresentava eficiência de remoção de DQO_B próxima a 70%, passando, em seguida, para uma eficiência abaixo de 30%.

Diante dessa situação, foi decidido não inocular o BF₂ novamente e operá-lo sob esta condição para verificar se, em tempo curto de operação, o reator conseguia

melhorar as condições de eficiência de remoção, ou até mesmo se o reator entrou em regime permanente.

Semelhante à primeira etapa, foram observados problemas de entupimento do registro de agulha, abaixo do biofiltro, pelo arraste de sólidos suspensos, o que provocou variações na vazão e, conseqüentemente, na concentração de oxigênio dissolvido no efluente.

A câmara de saturação foi operada com TDH de 25,5 minutos, não sendo verificada influência significativa no processo de tratamento do efluente anaeróbio.

5.2.1. Temperatura e oxigênio dissolvido

A tabela 5.13 apresenta os valores médios, mínimos, máximos e número de dados analisados para a temperatura (T) e a concentração de oxigênio dissolvido (OD).

Tabela 5. 13 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD), para o afluente e o efluente do biofiltro BF₂

Variável	Parâmetro estatístico	Pontos de amostragem					
		A	P10	P30	P70	P130	E
Temperatura (°C)	Média	24,5	25,8	25,9	26,2	26,1	24,3
	Mínimo	20,8	25,1	25,2	25,2	25,3	21,1
	Máximo	28,6	26,6	26,6	26,6	27,1	29,7
	DP	2,2	0,65	0,61	0,77	0,77	2,4
	n	33	4	4	4	4	33
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Média	-	7,4	5,9	3,9	3,0	2,01
	Mínimo	-	5,6	4,1	2,4	2,5	0,68
	Máximo	-	8,5	7,5	5,5	3,7	4,57
	DP	-	1,36	1,45	1,28	0,50	0,99
	n	-	4	4	4	4	33

Notas: (-) Análises não efetuadas; A: afluente; P10, P30, P70, P130: pontos intermediários do reator, localizados a 10, 30, 70 e 130 cm do fundo do BF₂; E: efluente.

Os valores da temperatura afluente ao biofiltro variaram de 20,8 a 28,6 °C, enquanto para o efluente a temperatura oscilou de 21,1 a 29,7. Os valores médios de temperatura para o afluente e efluente foram iguais a 24,5 e 24,3 °C. A temperatura interna ao reator variou de 25,1 a 27,1 °C. Todos os valores de temperatura medidos encontram-se dentro da faixa mesófila.

A figura 5.33 apresenta a evolução da temperatura no afluente e no efluente do reator BF₂ durante a fase experimental II, enquanto a figura 5.34 ilustra a variação da temperatura em relação à altura deste reator.

Figura 5. 33 – Variação da temperatura no biofiltro BF₂: (a) afluente; (b) efluente

Figura 5. 34 – Variação da temperatura em relação à altura do biofiltro BF₂

Os valores da concentração de oxigênio dissolvido, medidos no efluente do BF₂, variaram de 0,68 a 4,57 mg/L com média de 2,01 mg/L. Como dito anteriormente, foram observados entupimentos do registro de agulha que controlava a vazão afluente ao biofiltro, prejudicando a difusão de oxigênio dissolvido para o interior do reator. A variação da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do biofiltro pode ser

observada pela figura 5.35.a, enquanto a figura 5.35.b apresenta a distribuição de frequência.

Aproximadamente 10% das concentrações de oxigênio dissolvido medidas no efluente do reator BF₂ ficaram abaixo de 1 mg/L, enquanto 74% estiveram entre 1 e 3 mg/L.

Figura 5. 35 – Variação temporal do oxigênio dissolvido: (a) concentração no efluente do biofiltro BF₂; (b) distribuição de frequência do OD efluente

A figura 5.36 apresenta o comportamento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura (h) do biofiltro BF₂.

Figura 5. 36 – Decaimento da concentração de oxigênio dissolvido em relação à altura do biofiltro BF₂

O decaimento da concentração de oxigênio dissolvido, em relação à altura do BF₂, apresentou tendência logarítmica semelhante a determinada na fase experimental I. A equação 5.6 representa esta tendência.

$$OD = -1,86 \ln(h) + 11,91 \quad (5.5)$$

OD: oxigênio dissolvido, mg/L;

h: altura em relação à base do biofiltro BF₂, cm.

5.2.2. pH e alcalinidade total

Os valores médios, máximos, mínimos, desvios padrões e número de dados do pH e alcalinidade total medidos durante o monitoramento do biofiltro BF₂ estão apresentados na tabela 5.14. As figuras 5.37 e 5.38 apresentam as variações do pH e da alcalinidade total durante o tempo de operação do BF₂.

Tabela 5. 14 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis pH e alcalinidade total (AT), para o afluente e efluente do BF₂

Parâmetro estatístico	pH		AT (mg CaCO ₃ /L)	
	A	E	A	E
Média	7,17	7,27	180	172
Mínimo	6,84	7,01	132	115
Máximo	7,53	7,65	231	221
DP			27	29
n	33	33	19	19

Figura 5. 37 - Variação temporal do pH do biofiltro BF₂: (a) afluente; (b) efluente

As variações de pH foram de 6,84 a 7,53 para o afluente e de 7,01 a 7,65 para o efluente. A alcalinidade total variou de 132 a 231 mg CaCO_3/L para o afluente e de 115 a 221 mg CaCO_3/L para o efluente. Durante o monitoramento do biofiltro BF_2 não foram observadas reduções significativas do pH e da alcalinidade que indicassem a ocorrência do processo de nitrificação.

Figura 5. 38 – Variação temporal da alcalinidade total no afluente e no efluente do biofiltro BF_2

5.2.3. Remoção de matéria orgânica

Durante a operação do sistema experimental II, as cargas orgânicas volumétricas aplicadas foram em média de 0,66 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ e 1 kg $\text{DQO}_\text{B}/\text{m}^3.\text{dia}$ e resultaram em eficiências médias de remoção de 64 e 49% para a DBO_5 e DQO_B , respectivamente, e de 45% para DQO_F . As cargas orgânicas aplicadas ao sistema experimental II foram inferiores às aplicadas ao sistema experimental I. Provável explicação para esse fato foram as chuvas ocorridas durante o curto tempo de operação do reator BF_2 , que diluíram o afluente ao sistema de tratamento, uma característica do esgoto sanitário da cidade de São Carlos.

Durante o monitoramento do sistema experimental II, as concentrações médias de DBO_5 , DQO_B e DQO_F efluente ao biofiltro foram de 49, 98 e 70 mg/L, superiores aos determinados na fase experimental I.

A tabela 5.15 apresenta um resumo estatístico das concentrações de DBO_5 , DQO_B e DQO_F afluente e efluente ao reator BF_2 . Enquanto as figuras 5.39, 5.40 e 5.41

ilustram, respectivamente, as variações temporais da DBO_5 , DQO_B e DQO_F , elaboradas a partir da tabela C.5 no apêndice C.

Tabela 5. 15 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis DQO_B , DQO_F e DBO_5 , para o afluente e o efluente do sistema experimental II

Parâmetro estatístico	DQO_B			DQO_F			DBO_5		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	194	98	49	127	70	45	129	49	64
Mínimo	120	46	25	73	31	26	68	19	57
Máximo	264	160	68	199	120	78	186	76	72
DP	42	32	13	29	25	14	45	23	6
n	19	19	19	19	19	19	5	5	5

Figura 5. 39 - Variação temporal da DBO_5 : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF_2 ; (b) eficiência de remoção de DBO_5

Figura 5. 40 - Variação temporal da DQO_B : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF_2 ; (b) eficiência de remoção de DQO_B

Figura 5. 41 - Variação temporal da DQO_F : (a) concentração no afluente e no efluente do biofiltro BF_2 ; (b) eficiência de remoção DQO_F

A eficiência de remoção de DBO_5 permaneceu aproximadamente constante durante a operação do biofiltro BF_2 , o que pode ser justificado pelo fato da DBO_5 afluente e efluente apresentarem comportamento similar (Figura 5.39.a). Com relação ao comportamento da DQO_B e da DQO_F destaca-se que, a partir do 9º dia de operação, as eficiências de remoção tiveram uma significativa redução: de 68 para 25% com relação a DQO_B e de 60 para 32% com relação a DQO_F , devido ao arraste do lodo do inóculo durante a primeira retro-lavagem.

Pelos resultados obtidos quanto a remoção de matéria orgânica, pode-se concluir que, até o último dia de operação, o reator BF_2 não entrou em regime permanente, devido, provavelmente, à perda de lodo durante a primeira retro-lavagem e às cargas orgânicas volumétricas muito baixas aplicadas ao sistema experimental II que dificultaram o crescimento dos microrganismos.

Trabalhando com um biofiltro aerado submerso sob carga orgânica volumétrica média de $3,4 \text{ kg } DQO_B/\text{m}^3.\text{dia}$, Gonçalves *et al.* (1997) afirmaram que o reator apresentou rapidez de entrada em regime permanente – terceira semana de operação – compensando a lenta aclimação do UASB.

A tabela 5.16 apresenta um resumo dos resultados da relação DBO_5/DQO_B , bem como das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas no BF_2 .

Tabela 5. 16 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ e às cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV_A) e removidas (COV_R), para o sistema experimental II

P.E.	$\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$		COV_A		COV_R	
	A	E	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$
Média	0,74	0,55	1,00	0,66	0,49	0,41
$X_{\text{MÍN}}$	0,57	0,41	0,62	0,35	0,21	0,25
$X_{\text{MÁX}}$	0,87	0,74	1,36	0,96	0,89	0,57
DP	0,12	0,13	0,21	0,23	0,18	0,11
n	5	5	19	5	19	5

Os valores da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ mostram que 74% da DQO_B afluente e 55% da DQO_B efluente ao sistema experimental II eram biodegradáveis. A figura 5.42 apresenta a variação da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ durante o tempo de operação do reator BF_2 .

Figura 5. 42 - Variação temporal da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ no afluente e no efluente do sistema experimental II

A figura 5.43.a apresenta uma comparação dos valores de DBO_5 efluente ao biofiltro BF_2 com os padrões de lançamento do Estado de São Paulo (60 mg/L) e da Comunidade Econômica Européia (25 mg/L), enquanto a figura 5.43.b mostra uma comparação entre os valores de DQO_B efluente com os padrões de lançamento impostos pelo Estado de Minas Gerais (90 mg/L) e pela Comunidade Econômica Européia (125 mg/L). É importante ressaltar que a CETESB não faz referência a um padrão de DQO .

Figura 5. 43 - Distribuição de frequência da concentração de matéria orgânica efluente ao sistema experimental II: (a) DBO₅; (b) DQO_B

Até o último dia de operação do biofiltro BF₂, três dos cinco valores da DBO₅ efluente medidos durante a operação do reator BF₂ estiveram abaixo do padrão lançamento de 60 mg/L imposto pela CETESB, enquanto apenas um destes valores enquadrou-se no padrão de lançamento de 25 mg/L estabelecido pela Comunidade Econômica Européia.

Conforme pode ser observado na figura 5.43.b, 39% dos valores de DQO_B medidos no efluente do biofiltro BF₂ estiveram abaixo do padrão de lançamento de 90 mg/L imposto pela COPAM (Minas Gerais), enquanto 83% destes valores se enquadraram no padrão de lançamento de 125 mg/L estabelecido pela Comunidade Econômica Européia.

5.2.4. Remoção de sólidos

Os valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) medidos, durante o monitoramento do sistema experimental II, estão apresentados nas tabelas C.11 e C.12 no apêndice C. As tabelas 5.17 e 5.18 apresentam um resumo estatístico destes dados.

Tabela 5. 17 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis ST, STF e STV, para o afluente e o efluente do sistema experimental II

Parâmetro estatístico	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	285	243	17	139	130	19	178	151	20
Mínimo	32	25	1	14	20	1	34	112	4
Máximo	521	442	39	322	271	76	262	180	34
DP	118	106	11	88	85	25	60	24	10
n	19	17	17	14	10	8	14	9	7

Tabela 5. 18 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis SST, SSF e SSV, para o afluente e o efluente do sistema experimental II

Parâmetro estatístico	SST (mg/L)			SSF (mg/L)			SSV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
Média	34	19	51	8	3	62	29	22	36
Mínimo	2	1	31	3	1	31	9	8	18
Máximo	78	41	95	17	8	92	42	40	55
DP	17	11	19	4	2	25	11	10	17
n	19	17	17	9	9	7	9	8	5

A evolução dos sólidos totais (ST), dos sólidos totais voláteis (STV), dos sólidos suspensos totais (SST) e dos sólidos suspensos voláteis (SSV) está mostrada nas figuras 5.44, 5.45, 5.46 e 5.47.

Figura 5. 44 - Variação temporal dos sólidos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de ST

Figura 5. 45 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de STV

Figura 5. 46 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de SST

Figura 5. 47 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de SSV

Durante o monitoramento do sistema experimental II, o efluente do biofiltro BF₂ apresentou concentração média de sólidos totais e sólidos suspensos totais de 243 e

19 mg/L, respectivamente. Com relação à concentração de sólidos totais voláteis e sólidos suspensos voláteis, as concentrações médias no efluente foram de 178 e 22 mg/L.

A figura 5.48 mostra a distribuição de frequência dos resultados de SST do efluente do sistema experimental II. Todos os valores medidos de SST atendem aos padrões de emissão do Estado de Minas Gerais (60 mg/L de SST) e 94% destes valores enquadram-se no padrão de lançamento da Comunidade Econômica Européia (35 mg/L de SST), o que comprova a eficiência do sistema quanto à remoção de sólidos suspensos, principalmente, devido à alta porosidade da espuma de poliuretano utilizada como meio suporte. A CETESB não faz referência a um padrão de lançamento para sólidos suspensos totais.

Figura 5. 48 – Distribuição de frequência da concentração de sólidos suspensos totais efluente ao sistema experimental II

5.2.5. Conversão de nitrogênio e remoção de fósforo

Os valores da concentração de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico encontram-se na tabela C.7, enquanto as concentrações de nitrito e nitrato encontram-se na tabela C.8 no apêndice C. A tabela 5.19 apresenta um resumo estatístico destes dados medidos.

As figuras 5.49, 5.50, 5.51, 5.52 e 5.53 apresentam a evolução das variáveis NTK, N-amoniacoal, N-orgânico, nitrito e nitrato durante a operação do biofiltro BF₂.

Tabela 5. 19 – Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos às variáveis NTK, N-amoniacal, N-orgânico, nítrito e nitrato, para o afluente e efluente do biofiltro sistema experimental II.

Variável	Parâmetro estatístico	Ponto de Amostragem	
		Afluente	Efluente
NTK (mg N/L)	Média	35,5	31,3
	Mínimo	24,2	19,5
	Máximo	46,0	43,9
	DP	6,4	6,5
	n	14	14
N-amoniacal (mg N/L)	Média	28,1	26,2
	Mínimo	19,9	18,4
	Máximo	40,7	39,0
	DP	6,5	6,1
	n	14	14
N-orgânico (mg N/L)	Média	7,4	5,1
	Mínimo	4,3	1,1
	Máximo	11,3	9,0
	DP	2,4	2,3
	n	14	14
Nítrito (mg N/L)	Média	0,011	0,229
	Mínimo	0,002	0,000
	Máximo	0,035	1,238
	DP	0,011	0,426
	n	14	14
Nitrato (mg N/L)	Média	2,87	1,97
	Mínimo	1,30	1,22
	Máximo	4,66	3,96
	DP	0,83	0,80
	n	14	14

Figura 5. 49 - Variação temporal de NTK: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de NTK

Figura 5. 50 - Variação temporal de N-amoniaco: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de N-amoniaco

Figura 5. 51 - Variação temporal de N-orgânico: (a) concentração no afluente e no efluente do sistema experimental II; (b) eficiência de remoção de N-orgânico

Figura 5. 52 - Variação temporal de nitrito afluente e efluente ao sistema experimental II

Figura 5. 53 - Variação temporal de nitrato afluente e efluente ao sistema experimental II

A ocorrência do processo de nitrificação no biofiltro BF₂ foi pequena, não ocorrendo durante a maior parte do tempo de operação, devido: à elevada relação DBO₅/NTK, que, em algumas situações, foi superior a 6, ou ao acúmulo de nitrito que pode inibir as bactérias oxidadoras de nitrito. Outra ocorrência que, possivelmente, tenha prejudicado o processo de nitrificação foi a instabilidade do mecanismo de aeração causada pelos constantes entupimentos do registro de agulha que levaram a diminuições da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do biofiltro BF₂, fato também ocorrido durante o monitoramento do sistema experimental I.

Durante o exame microbiológico realizado no 47^o dia de operação, foi detectada a presença de microrganismos filamentosos relacionados ao gênero *Beggiatoa* que, segundo Williams & Unz (1985) e Jenkins *et al.* (1993), desenvolvem-se em ambientes de baixa concentração de oxigênio dissolvido e altos níveis de sulfeto, o que pode indicar o processo de anaerobiose.

A concentração de N-amoniaco afluente ao biofiltro BF₂ variou de 19,9 a 40,7 mg N/L com valor médio de 28 mg N/L, enquanto a concentração efluente variou de 18,4 a 39 mg N/L com valor médio de 26,2 mg N/L. A eficiência máxima de conversão de N- amoniaco foi de 16%.

As máximas concentrações de nitrito e nitrato, mediadas no efluente do biofiltro BF₂ foram, respectivamente, iguais a 1,24 mg N/L e 4,67 mg N/L.

Os valores de fósforo total medidos durante o monitoramento do sistema experimental II encontram-se na tabela C.10 no apêndice C. A tabela 5.20 apresenta um resumo estatístico desses dados e a figura 5.54 ilustra a evolução desta variável durante o monitoramento do reator BF₂.

Semelhante a etapa 1, o sistema experimental II não apresentou boa eficiência de remoção de fósforo. Pode-se observar pela tabela 5.19 que na maioria dos valores medidos, a concentração de fósforo efluente foi maior que a do afluente. Isto provavelmente ocorreu devido ao arraste de lodo biológico, visto que a remoção de fósforo é promovida pela assimilação do mesmo pelos microrganismos presentes no biofilme.

Tabela 5. 20 - Valores médios, mínimos, máximos, desvios padrões e número de dados analisados estatisticamente relativos à variável fósforo total, para o afluente e o efluente do sistema experimental II

Parâmetro estatístico	Fósforo Total (mg P/L)		
	A	E	Ef.(%)
Média	6,15	6,23	-1,44
Mínimo	5,54	5,34	-5,29
Máximo	6,70	7,00	4,77
DP	0,49	0,56	4,05
n	7	7	7

Figura 5. 54 - Variação temporal da concentração de fósforo total no afluente e no efluente do sistema experimental II

5.2.6. Inativação de coliformes totais e fecais

A concentração média de coliformes totais medida no afluente do biofiltro BF₂ foi de $1,80 \times 10^7$ NMP/100mL, enquanto para o efluente a concentração média foi de $3,02 \times 10^6$ NMP/100mL. Este resultado corresponde a eficiência média de remoção próxima de 74,46%. Quanto a remoção de coliformes fecais, o afluente apresentou concentração média de $1,64 \times 10^6$ NMP/100mL e para o efluente a concentração foi de $6,39 \times 10^4$ NMP/100mL. Este resultado corresponde a eficiência média de remoção próxima a 78,73%. Os valores de coliformes encontram-se na tabela C.4 no apêndice C. Os valores de 74,46 e 78,73% não significam que o efluente possa ser considerado desinfetado visto a concentração obtida no efluente ser considerada alta.

Para atingir a recomendação da Organização Mundial de Saúde Pública de 10^3 NMP/100mL, quando se pretende fazer o uso deste efluente em irrigações irrestritas, seriam necessárias eficiências de remoção da ordem de 99,99%. Para isso, torna-se necessária a inclusão de uma etapa de desinfecção.

A figura 5.55 apresenta a variação da relação $-\log C_E/C_A$ durante o tempo de operação do reator BF₂, em que C_A é a concentração de coliformes afluente e C_E é a concentração de coliformes efluente.

Figura 5. 55 - Variação da relação $-\log (C_E/C_A)$ durante o tempo de operação do sistema experimental II: (a) Coliformes Totais; (b) Coliformes Fecais

5.2.7. Caracterização da biomassa aderida à espuma de poliuretano

Durante a fase experimental II, foram coletas duas amostras de espumas de poliuretano para caracterização da biomassa aderida. A primeira coleta foi realizada no 18^o dia de operação do biofiltro BF₂ e a segunda foi realizada no último dia de operação. Para ambos os dias, as amostras foram retiradas através da abertura do visor a 70 e 130 cm do fundo do biofiltro.

Para amostra de espuma retirada a 70 cm do fundo do reator, no 18^o dia de operação, foi observada a presença de organismos que, segundo Vazoller *et al.* (1992), indicam boas condições de depuração: carapaça de ameba, semelhante a *Aurelia* (Figura 5.56); ciliados fixos, semelhantes a *Vorticella* (Figura 5.57) e protozoários flagelados (Figura 5.58). Não foi observada a presença de microrganismos filamentosos, que caracterizam ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido.

Na amostra de espuma retirada a 130 cm do fundo do reator, foram observados organismos como: carapaças de ameba, protozoários flagelados e ciliados fixos semelhantes a *Podophrya* (Figura 5.59), que de acordo com König & Alcântara (1999), ocorrem em estações pouco carregadas.

As amostras coletadas no último dia de operação nos pontos de amostragem a 70 e 130 cm do fundo do reator indicaram a presença de microrganismos filamentosos semelhantes a *Beggiatoa* e *Thiothrix*, bem como a presença de bacilos com inclusão (Figura 5.60), que, segundo Jenkins *et al.* (1993), oxidam o sulfeto a enxofre. Também foram observados ciliados fixos, semelhantes a *Colpidium campylum* (Figura 5.61); protozoários flagelados (Figura 5.62) e carapaças de ameba, semelhante a *Aurelia*.

A tabela 5.21 apresenta aos principais microrganismos observados durante os dois exames microscópicos realizados durante a fase experimental II.

Figura 5. 56 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF_2 no 18^o dia de operação, aumento 1.5x100 – ameba com carapaça, semelhante a *Arvella*

Figura 5. 57 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF_2 no 18^o dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo pedunculado, semelhante a *Vorticella*

Figura 5. 58 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF_2 no 18^o dia de operação, aumento 1.25x200 – protozoário flagelado e cistos de protozoários

Figura 5. 59 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 130 cm do fundo do reator BF_2 no 18^o dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo semelhante a *Podophrya*

Figura 5. 60 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF₂ no último dia de operação, aumento 1.25x200 – organismo filamentososo semelhante a *Thiothrix* e bacilos com inclusão

Figura 5. 61 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 130 cm do fundo do reator BF₂ no último dia de operação, aumento 1.25x200 – ciliado fixo semelhante a *Colpidium campylum*

Figura 5. 62 - Fotografia de microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma de poliuretano coletada a 70 cm do fundo do reator BF₂ no último dia de operação, aumento 1.5x1000 – protozoário flagelado

Tabela 5. 21 - Principais microrganismos observados no biofiltro BF₂

Grupo funcional	Morfologia	Espécie	Tempo de operação e ponto de amostragem			
			18 ^o dia		47 ^o dia	
			P70	P130	P70	P130
Bactérias	Cocos	-	○	○	○	○
	Bacilos	Com inclusão	●	●	○○	○○
		<i>Nitrobacter</i>	●	●	●	●
		<i>Nitrossomonas</i>	●	●	●	●
		-	○	○	○	○
	Filamentos	<i>Beggiatoa</i>	●	●	○○○	○○○
<i>Thiothrix</i>		●	●	○○○	○○○	
Protozoários	Ciliados fixos	<i>Vorticella</i>	○	○	○	○
		<i>Podophrya</i>	●	○	●	○
		<i>Colpidium campylum</i>	●	●	○	○
	Ciliados livres	-	●	●	○	○
	Flagelados	-	○○○	○○○	○	○
	Ameba	<i>Amoeba</i>	○	○	●	○
Fungos	-	-	○	○	○	○
Metazoários	Rotíferos	-	●	●	●	●

Nota: (-) não identificado; (○) frequência baixa; (○○) frequência média; (○○○) frequência alta; (●) ausência.

A quantidade de biomassa aderida à espuma no final de operação também foi determinada e os valores médios encontrados foram de 8 mg STV/g de espuma e 7 mg STV/g de espuma para amostra recolhida a 70 cm do fundo do reator. Com relação à amostra recolhida a 130 cm do fundo do reator, foi determinada a relação de 5 mg STV/g de espuma e 4 mg STV/g de espuma. É importante observar que a quantidade de biomassa aderida à espuma de poliuretano do BF₂ foi inferior à do BF₁, item 5.1.7, e que a baixa eficiência na remoção de matéria orgânica obtida pelo experimento II pode estar associada a essa menor quantidade de microrganismos aderidos.

5.2.8. Ensaio de hidrodinâmica

A análise da condição de mistura da fase líquida do reator BF₂ foi realizada a partir dos resultados obtidos com o teste de estímulo e resposta, descrito no item 4.7.6. Os valores da concentração do traçador (NaCl) à saída do reator, do tempo de residência médio adimensional (θ) e da distribuição da idade de saída (E_{θ}) estão apresentados na tabela D.1 no apêndice D. A figura 5.63 apresenta a curva experimental da concentração de traçador em função do tempo.

Figura 5. 63 – Curva experimental da concentração de cloreto em função do tempo

Na figura 5.63, nota-se que o comportamento da concentração do traçador no decorrer do tempo apresenta característica típica de um reator de fluxo não ideal quando aplicada uma dose instantânea do traçador, ou seja, a concentração de cloreto aumentou até atingir um pico, quando voltou a diminuir com o tempo.

O ponto de pico corresponde ao tempo médio de detenção hidráulica (θ_R) e, observado a figura 5.63, percebe-se que ocorreu um adiantamento na resposta, isto é, o pico aconteceu antes do tempo previsto de 6 horas, devido a presença de zonas mortas e caminhos preferenciais.

A tabela 5.22 apresenta os parâmetros obtidos no ensaio de hidrodinâmica e com o ajuste aos modelos experimentais.

Tabela 5. 22 – Parâmetros hidrodinâmicos obtidos no biofiltro BF₂

Tempo de retenção hidráulica teórico	
θ_T	6 h
Parâmetros hidrodinâmicos	
Tempo médio de retenção hidráulica (θ_R)	4,86 h
Variância dos pontos experimentais (σ^2)	3,72 h ²
Variância adimensional (σ_{θ}^2)	0,16
Massa recuperada	2.364 mg Cl
Porcentagem de massa recuperada	78,8%
Porcentagem de volume morto e caminhos preferenciais	19%
Número de dispersão (D/uL)	0,08
Número de tanques em série (N)	6
Coeficientes de correlação (R^2)	
Tanques de mistura completa (N-CSTR)	0,96
Dispersão de pequena intensidade (DPI)	0,86
Dispersão de grande intensidade (DPI)	0,81

Com base nos dados apresentados na tabela 5.22, observa-se que o valor do tempo médio de detenção hidráulica obtido experimentalmente (4,86 horas) foi inferior ao tempo de retenção hidráulica aplicado (6 horas), indicando a ocorrência de zonas mortas e caminhos preferenciais, que representou 19% do volume do reator.

Entre os modelos ajustados, o que apresentou melhor correlação com os pontos experimentais foi o modelo de tanques de mistura completa em série com coeficiente de

correlação linear (R^2) igual a 0,96. Assim, considera-se que o escoamento do biofiltro BF₂ pode ser representado por 6 reatores de mistura completa em série. A figura 5.64 apresenta a curva DTR para TDH de 6 horas, obtida pela normalização dos dados experimentais (E_θ) em função do tempo adimensional (θ) e modelos ajustados: tanques de mistura completa em série (N-CSTR), dispersão de pequena intensidade (DPI) e dispersão de grande intensidade (DGI). As figuras 5.65 a 5.67 apresentam uma comparação entre os dados experimentais e os modelos ajustados.

Figura 5. 64 – Curva DTR e modelos ajustados para tempo de detenção hidráulica de 6 horas

Figura 5. 65 – Comparação da curva teórica do modelo de tanques de mistura completa em série com os dados experimentais

Figura 5. 66 - Comparação da curva teórica do modelo de dispersão de pequena intensidade com os dados experimentais

Figura 5. 67 - Comparação da curva teórica do modelo de dispersão de grande intensidade com os dados experimentais

6. Conclusões

O presente trabalho avaliou o desempenho do biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado. Com base nos resultados fornecidos por análises, exames e ensaios ao longo do período experimental, pode-se chegar as seguintes conclusões:

Câmara de saturação

- ✓ elevados tempos de detenção hidráulica na câmara de saturação podem levar a um pré-tratamento do afluente, devido, possivelmente, ao acúmulo de sólidos e à alta concentração de oxigênio dissolvido (oxidação pelo OD);
- ✓ a câmara de saturação mostrou-se eficiente quanto ao processo de saturação de oxigênio, pois as amostras coletadas no ponto intermediário I10 do biofiltro BF₁ e no ponto intermediário P10 do reator BF₂ apresentaram concentração média de oxigênio dissolvidos iguais a 10,53 e 7,40 mg/L;

Sistema experimental I

- ✓ o pH comportou-se de forma estável, mesmo quando aconteceu diminuição na concentração de alcalinidade, não comprometendo o funcionamento do reator BF₁;
- ✓ o consumo de alcalinidade médio calculado foi de 8,28 g de alcalinidade por 1 g de N-amoniaco oxidado, valor próximo dos encontrados na literatura (Tabela 3.2);

- ✓ a concentração de oxigênio dissolvido efluente ao biofiltro BF₁ foi influenciada pela variação da vazão afluente ao reator, pois foi observado que diminuindo essa vazão, reduzia-se a concentração de oxigênio dissolvido no efluente;
- ✓ a concentração de oxigênio dissolvido no interior do reator BF₁ apresentou decaimento com tendência logarítmica ($OD = -3,5 \ln(h) + 18,3$);
- ✓ a presença de microrganismos filamentosos, como *Beggiatoa* e *Thiothrix* é um possível indicador do processo de anaerobiose que acontece em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido;
- ✓ a matéria orgânica remanescente do reator anaeróbio compartimentado piloto foi considerada biodegradável com valor médio da relação DBO₅/DQO_B igual 62%;
- ✓ o sistema experimental I mostrou-se eficiente quanto a remoção de matéria orgânica atingindo eficiências médias de remoção próximas a 78, 61 e 81%, respectivamente, em relação a DQO_B, DQO_F e DBO₅;
- ✓ as concentrações médias de DQO_B, DQO_F e DBO₅ efluente ao sistema experimental I foram de 49, 40 e 22 mg/L, atendendo aos padrões de lançamento impostos pela legislação do Estado de São Paulo (CETESB), Minas Gerais (COPAM) e pela Comunidade Econômica Européia;
- ✓ o efluente do BF₁ apresentou-se bastante clarificado com concentrações médias de SST inferiores a 20 mg/L em 96% dos valores medidos;
- ✓ a frequência de retro-lavagens foi de 1 lavagem a cada 20 dias, intervalo de tempo bastante alto quando comparado a outros intervalos reportados na literatura: 1 lavagem a cada 7 dias, Sitônio (2001) e 1 lavagem a cada 2 dias, Gonçalves *et al.* (1997). Isso provavelmente ocorreu devido ao acúmulo de sólidos na câmara de saturação, diminuindo a concentração de sólidos afluente ao biofiltro BF₁, e a eficiência da espuma de poliuretano quanto a retenção de sólidos suspensos;
- ✓ a ocorrência do processo de nitrificação no sistema experimental I foi pequena e instável, devido às variações de oxigênio dissolvido no interior do reator ocasionadas pelo entupimento do registro de agulha, às concentrações de N-amoniacal afluente ao sistema em torno de 37 mg/L e ao acúmulo de nitrito;

- ✓ foram obtidas eficiências médias de remoção de 20,9% para NTK e 12,7% para N-amoniacal, com picos de 42,2 e 49,1%;
- ✓ o acúmulo de nitrito pode ter inibido o processo de nitratação, pois as bactérias *Nitrobacter* são sensíveis a concentrações elevadas do seu próprio substrato. Fato semelhante verificado por Barnes & Bliss (1983), Araújo (1997) e Mendonça (2002);
- ✓ a concentração de nitrato no efluente variou de 1,71 a 10,41 mg N/L, valores inferiores aos encontrados na literatura;
- ✓ a diferença entre a quantidade de NTK consumido e a quantidade de nitrogênio oxidado pode ser atribuída ao processo de nitrificação e desnitrificação em um mesmo biofilme;
- ✓ o sistema experimental I não mostrou ser eficiente quanto a remoção de fósforo total, atingindo eficiência média de remoção de 33,35%;
- ✓ embora tenha se mostrado bastante eficiente quanto a remoção de matéria orgânica, o biofiltro aerado submerso não produziu um efluente bacteriologicamente seguro, sendo necessária a inclusão de um sistema de desinfecção após o biofiltro. Isto se deve, possivelmente, aos baixos TDH adotados para os reatores de alta taxa;
- ✓ a quantidade de biomassa aderida à espuma no final de operação do sistema experimental I apresentou valores médios de 22 mg ST/g de espuma e 19 mg STV/g de espuma;

Sistema experimental II

- ✓ a temperatura e o pH do biofiltro BF₂ comportaram-se de forma estável, não ocorrendo variações que pudessem interferir no processo de tratamento;
- ✓ não foi verificado o consumo de alcalinidade que pudesse caracterizar a ocorrência do processo de nitrificação;
- ✓ semelhante ao ocorrido no sistema experimental I, a concentração de oxigênio dissolvido efluente ao biofiltro foi influenciada pela variação da vazão afluenta ao

- reator, reduzindo-se a medida que o registro de agulha entupia-se, devido ao acúmulo de sólidos em suspensão;
- ✓ a concentração de oxigênio dissolvido no interior do reator BF₂ apresentou decaimento semelhante ao do biofiltro BF₁ com tendência logarítmica ($OD = -1,86 \ln(h) + 11,91$);
 - ✓ o arraste do lodo do inóculo, durante a primeira retro-lavagem, prejudicou o rendimento do biofiltro BF₂. A eficiência de remoção de DQO_B caiu de 70% para 30%;
 - ✓ as baixas cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao biofiltro BF₂ ($0,66 \pm 0,23 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ e $1,00 \pm 0,21 \text{ kg DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$) impediram o desenvolvimento dos microrganismos;
 - ✓ durante os 47 dias de operação do reator BF₂ não foi possível observar se o mesmo entrou em regime permanente;
 - ✓ as concentrações médias de DBO₅, DQO_B e DQO_F efluente ao biofiltro BF₂ foram de 49, 98 e 70 mg/L, valores superiores às concentrações produzidas pelo sistema experimental I;
 - ✓ embora não tenha apresentado boa eficiência de remoção de matéria orgânica, quando comparado ao sistema experimental I, o biofiltro BF₂ produziu um efluente com concentração média de SST igual a 19 mg/L que atende ao padrão de lançamento imposto pela Comunidade Econômica Européia e pelo Estado de Minas Gerais. Tal fato comprova a eficiência da espuma de poliuretano da retenção de sólidos suspensos;
 - ✓ a ocorrência do processo de nitrificação no biofiltro BF₂ foi praticamente nula devido: à elevada relação DBO₅/NTK, que, em algumas situações, foi superior a 6, ou ao acúmulo de nitrito que é prejudicial ao processo de nitrificação. Outra ocorrência que, possivelmente, tenha prejudicado o processo de nitrificação foi a instabilidade do mecanismo de aeração causada pelos constantes entupimentos do registro de agulha que levaram a diminuições da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do biofiltro BF₂;

- ✓ foi verificada a presença de microrganismos filamentosos semelhantes a *Beggiatoa* e *Thiothrix*, bem como a presença de bacilos com inclusão, que, segundo Jenkins *et al.* (1993), oxidam o sulfeto a enxofre e caracterizam ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido;
- ✓ semelhante ao ocorrido na fase experimental I, o biofiltro BF₂ não produziu um efluente bacteriologicamente seguro, sendo necessária uma unidade de desinfecção para isso;
- ✓ a população de microrganismos observada para os dois pontos de coleta, 70 e 130 cm do fundo do reator, foram semelhantes e caracterizadas pela presença de carapaças de ameba, semelhantes à *Arcella*, protozoários flagelados e ciliados fixos pedunculados, semelhantes à *Vorticella*;
- ✓ A quantidade de biomassa aderida à espuma no final de operação foi de: 8 mg ST/g de espuma e 7 mg STV/g de espuma para amostra recolhida a 70 cm do fundo do reator; e de 5 mg ST/g de espuma e 4 mg STV/g de espuma para amostra recolhida a 130 cm;
- ✓ o traçador cloreto de sódio (NaCl) foi adequado à realização do ensaio estímulo-resposta, quando utilizada água de abastecimento como meio líquido;
- ✓ o tempo médio de retenção hidráulica foi de 4,86 horas e inferior ao tempo de detenção hidráulica teórico aplicado de 6 horas, indicando a presença de zonas mortas e caminhos preferenciais (19%);
- ✓ o escoamento do biofiltro BF₂ pode ser representado por 6 reatores de mistura completa em série, pois o modelo N-CSTR apresentou melhor correlação com os dados experimentais.

7. Recomendações

Com base na experiência adquirida durante o monitoramento dos sistemas de tratamento e na avaliação dos resultados, pode-se chegar as seguintes recomendações:

- ✓ utilizar uma válvula redutora de pressão em substituição ao registro de agulha que controlava a vazão afluentes ao biofiltro;
- ✓ testar novos tipos de ventosas para expulsar o ar em excesso da câmara de saturação;
- ✓ colocar recheio na câmara de saturação para aumentar a eficiência de difusão do oxigênio no meio líquido;
- ✓ utilizar oxigênio puro para aumentar a concentração de oxigênio dissolvido;
- ✓ introduzir ponto de aeração intermediário no biofiltro BF₂;
- ✓ verificar a durabilidade da espuma de poliuretano quando utilizada como suporte para imobilização de biomassa;
- ✓ estudar o processo de aderência dos microrganismos à espuma de poliuretano;
- ✓ analisar a composição do gás produzido durante o tratamento, para verificar se está ocorrendo processo de anaerobiose;
- ✓ operar o sistema anaeróbio/aeróbio e verificar a eficiência global desse sistema quanto a remoção de matéria orgânica, nitrogenada e de sólidos;
- ✓ operar o reator BF₂ sem adição prévia de inóculo ao meio suporte, como forma de avaliar o tempo de partida do reator;
- ✓ otimizar a vazão de ar e do tempo de detenção hidráulica do reator BF₂;

- ✓ realizar de ensaios de transferência e de consumo de oxigênio dissolvido no interior do biofiltro;
- ✓ determinar variáveis de projeto como o coeficiente de produção celular (Y) e o tempo de retenção de sólidos (θ_c);
- ✓ estudar a cinética de remoção de matéria orgânica e de nitrificação, para melhor entender os processos que ocorrem no biofiltro;
- ✓ misturar esgoto bruto ao efluente anaeróbio para aumentar a carga orgânica aplicada ao sistema, quando esta for consideravelmente baixa, permitindo, assim, acelerar o crescimento dos microrganismos;
- ✓ quantificar o consumo de energia pelo sistema de pós-tratamento;
- ✓ mudar a configuração do reator BF_2 , para diminuir a porcentagem de zonas mortas e caminhos preferenciais, adotando: fundo falso com 20 cm de altura, 60 cm de espuma de poliuretano, 20 cm sem material de enchimento e 60 cm de espuma de poliuretano;
- ✓ aumentar a altura do biofiltro BF_2 com a finalidade de melhorar a eficiência do sistema quanto a conversão de nitrogênio amoniacal;
- ✓ determinar os parâmetros hidrodinâmicos utilizando esgoto sanitário como meio líquido.

Referências Bibliográficas

- AGENCES DE L'EAU (1993). Reduction de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux usées urbaines. Etude Inter Agence, nº 3, p. 27.
- ANTONIE, R.L. (1976). *Fixed biological surfaces – Wastewater Treatment*. CRC Press. Flórida, EUA. 200p.
- APHA, AWWA; WPCF (1998). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 20th. Ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- ARAÚJO, J.C. (1995). *Caracterização e Evolução do Biofilme em Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado Alimentado com Esgoto Sanitário Sintético*. São Carlos. 158p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ARAÚJO, M.G. (1996). *Estudo do desempenho de um biofiltro aerado submerso na oxidação de matéria orgânica carbonácea e nitrificação secundária de esgoto sanitário da região Metropolitana de Vitória (ES)*. Vitória. 118p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- ARAÚJO, V.L. de (1997). *Estudo da associação em série de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e um biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário*. Vitória. 134p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- ARCEIVALA, S.J. (1981). *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker Inc.
- BARNES, D.; BLISS, P. (1983). *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. London, E.&F.N.Spon.

- BELÉM, B.D. do (1996). *Pós-Tratamento de Efluente de Esgoto Sanitário através de Filtro Biológico com Taxas Variáveis*. São Carlos. 101p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BOF, V.S. (1999). *Desempenho de um sistema formado pela associação em série de um reator UASB e um Biofiltro Aerado Submerso tratando esgoto sanitário sob condições dinâmicas de cargas e retorno de lodo aeróbio para o UASB*. Vitória. 124p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- BOLLER, M.; GUJER, W.; TSCHUI, M. (1994). Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Water Science and Technology*, v. 29, p. 1-11.
- BRANCO, S.M. (1986). *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. CETESB/ASCETESB, 640p.
- BRYERS, J. D. (1988). *Modeling Biofilm Accumulation*. In: Bazin, J.B. & Drossen, J. F. (Eds) *Physiological Models in Microbiology*. v. II, cap. 11, p. 109-144. CRC Press.
- CALADO, N.H. (2001). *Reatores seqüenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbioan/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes*. São Carlos. 227p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R. (1989). *Remoção de DQO e de nitrogênio em um sistema de três reatores biológicos de filme fixo em série*. São Carlos. 177p. Tese (Livre-docência) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R. (1994). *Alternativas para Tratamento de Esgotos - Pré-Tratamento de Águas para Abastecimento*. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, Americana, Brasil.
- CAMPOS, J.R. et al. (1999). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro - RJ. ABES - Projeto PROSAB.
- CATUNDA, P.F.C.; VAN HAANDEL, A.C.; HIDALGO, N.D.; (1993). Pós-tratamento em lagoas de estabilização de esgoto digerido anaerobicamente. In: *Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES, Natal-RN. p. 468-482.

- CETESB (1993) *Legislação Federal: Controle da Poluição Ambiental (Atualizado até fevereiro de 1993)*. São Paulo. 243p.
- COLETTI, F.J. (1997). *Pós-Tratamento por Lodos Ativados de Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado no Tratamento de Esgoto Sanitário*. São Carlos. 300p. 2v. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- COLETTI, F. J., POVINELLI, J.; DANIEL, L. A. (1997). Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbicos de tratamento de esgoto sanitário. In: Anais do Simpósio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale. SIDISA, Ravello – Itália. p. 305 – 312.
- COLLINS, A.G.; CLARKSON, W.W.; URONA, M. (1988). Fixed Film Biological Nitrification of a strong Industrial Waste. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 60, nº 4, p. 499-504.
- COLLIVIGNARELLI, C.; URBINI, G.; FARNETI, A.; BARBARESI, U. (1990). Anaerobic-aerobic treatment of municipal wastewater with full-scale upflow anaerobic sludge blanket and attached biofilm reactor. *Water Science and Technology*, v. 22, nº 12, p. 475-482.
- COMDEMA (1997). Código Municipal do Meio Ambiente. Lei municipal nº 4438.
- COPAM (1986). Deliberação Normativa COPAM Nº 10 de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências. Minas Gerais.
- CHERNICHARO, C.A.L.; ARAÚJO, V.L.; GONÇALVES, R.F. (1996). Estudos sobre o pós-tratamento de reatores UASB através de biofiltros aerados submersos. In: Anais do XXV Congresso Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental (AIDIS). México, Tomo I, v. 1, p. 360-367.
- CHERNICHARO, C.A.L. (2001). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro – RJ. ABES – Projeto PROSAB2.
- CYNAMON, S.E.; ROQUE, O.C. da C. (1993). Tratamento anaeróbio-aeróbio de esgotos sanitários em valos. In: Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Natal-RN. p. 398-412.

- FLEMING, H.C. (1993). Biofilms and Environmental Protection. *Water Science and Technology*, v. 27, nº 7-8, p. 1-10.
- FUCHU, Y.; NAKAMURA, M. (1988). Application of biological aerated filter process to industrial wastewater treatment. In: Anais do 61st Annual Conference. Dallas, Texas, U.S.A.
- GONÇALVES, R.F.; SAMMUT, F.; ROGALLA, F. (1992). High rate biofilters: simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal. In: Chemical Water and Wastewater Treatment II – 5th Gothenburg Symposium. R. Klute and H.H. Hahn Eds. New York. p. 357-372.
- GONÇALVES, R.F.; ZEGHAL, S.; SAMMUT, F.; ROGALLA, F. (1993). Remoção de Nutrientes de Águas Residuárias através de Biofiltros Submersos de Alta Taxa. In: Anais do 17^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Natal-RN. p. 3-20.
- GONÇALVES, R.F. (1996). Aspectos teóricos e práticos do tratamento de esgoto sanitário em biofiltros aerados com leito granular submerso. Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal do Espírito Santo.
- GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. (1997). Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário através da Associação em Série de Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos. In: Anais do 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Foz do Iguaçu-PR. p. 450-459.
- GRADY, C.P.L.; LIM, H.C. (1981). *Biological wastewater treatment: theory and applications*. M. Dekker, New York, 963p.
- HARPER, S.R.; POHLAND, F.G. (1986). Recent Developments in Hydrogen Management during Anaerobic Biological Wastewater Treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. XXVIII, p. 585-602.
- HIRAKAWA, C.; PIVELI, R.P.; ALEM SOBRINHO, P. (2001). Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reator UASB – Estudo em escala piloto com Esgoto Sanitário. In: Anais eletrônicos do 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, João Pessoa – PB.

- HORAN, N.J. (1990). *Biological wastewater treatment systems: theory and operation*. John Wiley & Sons, Chichester – England, 310p.
- JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G.T. (1993) *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. 2nd ed., USA: Library of Congress Cataloging in Publication date. 193p.
- JUDKINS, J.F.; ANDERSON, G.A. (1992). Using denitrification for pH control. *Water Environmental & Technology*. February, p. 62-65.
- KLEIBER, B.; ROUDON, G.; BIGOT, B.; SIBONY, J. (1993). Assessment of Aerated Biofiltration at Industrial Scale. *Water Science and Technology*, v. 29, p. 197-208.
- KONIG, A.M.; ALCÂNTARA, R.L. (1999). *Biologia de lodos ativados*. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande – PB.
- LACAMP, B.; HANSEN, F.; PENILLARD, P.; ROGALLA, F. (1993). Wastewater Nutrient Removal with Advanced Biofilm Reactor. *Water Science and Technology*, v. 27, p. 263-276.
- LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A.F.M., HOBMA, S.W.; DE ZEEUM, W.E.; KLAPWIJC, A. (1980). Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, p. 699-734.
- LEVENSPIEL, O. (2000). *Engenharia das Reações Químicas*. Edgard Blücher, 3^a ed., 563p. São Paulo.
- LOPES, D. D. (1999). *Tratamento de esgoto sanitário empregando reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio em série*. São Carlos. 272p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, n^o 36, cap. VI, p. 77-72.
- MENDONÇA, S.R. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. 1.^a ed. Mc Graw – Hill Interamericana, Bogotá, 370p.

- MENDONÇA, L.C. (2002). *Microbiologia e Cinética de Sistema de Lodos Ativados como Pós-tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido*. São Carlos. 219p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Mc Graw – Hill, 3ª ed., 1334p.
- MOTTA, S.L. (1995). *Tratamento de Esgoto Doméstico em Bio-Reator Aeróbio de Leito Fixo Submerso*. Rio de Janeiro. 117p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE.
- NOUR, E.A.A. (1996). *Tratamento de Esgoto Sanitário empregando-se Reator Anaeróbio Compartimentado*. São Carlos. 148p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, F.F. (1996). *Remoção de algas e nitrificação terciária de efluente de lagoas de estabilização através de biofiltro aerado de leito submerso*. Vitória. 135p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- PAFFONI, C.; GOUSAILLES, M. ROGALLA, F.; GILLES, P. (1989). Aerated biofilters for nitrification and effluent polishing. In: Anais do 62nd Conference São Francisco, Califórnia.
- PASSAMANI, F.R.F. *et al.* (1999). Remoção de coliformes fecais e patógenos em um conjunto UASB-BF tratando esgoto sanitário. In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Rio de Janeiro – RJ. p. 394-400.
- PELADAN, J.G.; LEMMEL, H.; PUJOL, R. (1996). High nitrification rate with upflow biofiltration. *Water Science and Technology*, v. 34, n^o 1/2, p. 347-353.
- PESSÔA, C.A.; JORDÃO, E. P. (1995). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3ª Ed. Rio de Janeiro, ABES.
- POVINELLI, S.C.S. (1999). *Cinética, Hidrodinâmica e Biomassa em Reator Anaeróbio Compartimentado Alimentado com Esgoto Sanitário*. São Carlos. 137p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- PUJOL, R.; CANLER, J.P.; IWEMA, A. (1992). Biological Aerated Filters: an attractive and alternative biological process. *Water Science and Technology*, v. 26, nº 3/4, p. 693-702.
- PUJOL, R.; LEMMEL, H.; GOUSAILLES, M.; VERDY, B. (1996). Nitrification Capacities with an Upflow Biofiltration Reactor. In: 3rd Specialized Conference on Biofilms Reactors, 28-30/august, Copenhagen, Denmark.
- PUJOL, R.; LEMMEL, H.; GOUSAILLES, M. (1998). A keypoint of nitrification in an up-flow biofiltration reactor. *Water Science and Technology*, v. 38, p. 43-49.
- RÊGO, V.M.S. (2002). *Estudo da atividade biológica das células imobilizadas em um reator anaeróbio tratando esgoto sanitário*. São Carlos. 113p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- Resolução CONAMA, nº. 20 de 18 de junho de 1986. Estabelecimento de classificação de águas doces, salobras e salinas do território nacional. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 de julho. Seção I, p. 113356-60.
- ROGALLA, F.; SIBONY, J. (1992). Biocarbene Aerated Filters – Ten Years After: Past, Present and Plenty of Potential. *Water Science and Technology*, v. 26, p. 2043-2048.
- ROGALLA, F. MEUNIER, G.; PENILLARD, P.; OWEN, M. (1992). Biocarbene aerated filters - Ten Years After: Past, Present and Plenty of Potential. *Water Environmental Federation*. 65th Annual Conference & Exposition, New Orleans, Louisiana.
- ROJAS, J.A.R. (1999). *Tratamiento de aguas residuales: teoria y principios de diseño*. 1.^a ed., Editora Escuela Colombiana de Ingeniería, Santafé de Bogotá, 1232p.
- SILVA, S.M.C.P. da (1993). *Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios*. São Paulo. 472p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- SILVA, G.M. da; WANKE, R.; SANT'ANA, T.D.; PEGORRETI, J.M.; GONÇALVES, R.F. (2002). Pequenas Estações “Anaeróbio-Aeróbio” de alta taxa para tratamento secundário de esgoto sanitário no Brasil. In: Anais eletrônicos do

- XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS, Cancún – México.
- SOUSA, J.T. de (1996). *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação*. São Carlos. 258p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SITÔNIO, C. P. (2001). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando biofiltro aerado submerso*. São Carlos. 105p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TAVARES, C.R.G.; RUSSO, C.; SANT'ANNA JR, G.L. (1994). Aerobic treatment of wastewater in a three-phase fluidized-bed bioreactor: a comparison of two types of polymeric supports. *Environmental Technology*, v. 5, p. 687-693.
- U.S. EPA (1976). U.S. Environmental Protection Agency. *Process design manual for nitrogen control*.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. (1994). *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons, 222p.
- VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. (1999). *O comportamento de sistema de lodo ativado*. Campina Grande - PB, 488p.
- VAZOLLER, R.F.; GARCIA, M.A.R.; GARCIA Jr, A.D.; DA CONCEIÇÃO NETO, J. (1992). *Microbiologia de lodos ativados*. Série Manuais. São Paulo, CETESB.
- VICTORIA, J.A.R. (1993). *Nitrificação de efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em filtro aeróbio*. 117p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- VIEIRA, L.G.T.; FAZOLO, A; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1997). Desenvolvimento de reator aeróbio radial de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio. In: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de artigos técnicos*. 1.^a ed. ABES, Rio de Janeiro, v. 1. p. 135-142.
- VON SPERLING, M. (1996). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, v. 1, 243p.

- WEBER Jr., W.; DIGIANO, F.A. (1996). *Process Dynamics in Environmental Systems*. John Wiley & Sons. New York, 943p.
- WILLIAMS, T.M. & UNZ, R.F. (1985). Filamentous sulfur bacteria of activated sludge: characterization of *Thiothrix*, *Beggiatoa* and Eikelboom type 021N strains. *Applied and Environmental Microbiology*, v.49, n^o 4, p. 887-898.

APÊNDICE A - Cálculos utilizados nesta pesquisa

1. Definições:

- Altura total (H): diferença entre a cota superior e inferior do reator;
- Altura líquida (H_L): diferença entre a cota de nível máximo de esgoto e a cota inferior;
- Área superficial (A_s): seção circular do reator;
- Volume total (V): volume do reator vazio e relativo à altura total;
- Volume líquido (V_L): volume do reator vazio e relativo à altura líquida;
- Volume útil (V_U): volume do reator com material suporte levando-se em consideração a porosidade média do leito;
- Volume de material suporte: soma dos volumes de espuma e pedra;

2. Tempo de detenção hidráulica teórico (θ_T):

$$\theta_T = \frac{V_L (L)}{Q (L/h)}$$

3. Eficiência de remoção (Ef.%):

$$Ef.(%) = \frac{(\text{Concentração Afluente} - \text{Concentração Efluente})}{\text{Concentração Afluente}} \cdot 100$$

4. Carga Hidráulica (CH):

$$CH = \frac{Q (m^3/dia)}{A_s (m^2)}$$

5. Carga Volumétrica (CV):

$$CV = \frac{\text{Concentração (kg/m}^3\text{)} \cdot \text{Vazão (m}^3\text{/dia)}}{\text{Volume de material suporte (m}^3\text{)}}$$

6. Volume útil

$$\text{Volume útil} = \sum (\text{Volume} \times \text{porosidade do leito})$$

$$V_{BF1} = (0,26) \times 0,45 + (1,57) \times 0,45 + (6,28) \times 0,90 + (1,34) \times 1 = 7,82 \text{ L}$$

$$V_{BF2} = (22,7) \times 1 + (22,7) \times 0,45 + (68,05) \times 0,90 \times 2 + (22,7) \times 1 = 178 \text{ L}$$

APÊNDICE B - Resultados do sistema experimental I

Tabela B. 1 – Valores da temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	T (°C)						OD (mg/L)					
	A	I10	I40	I60	I80	E	A	I10	I40	I60	I80	E
0	21,6					22,3						3,64
4	23,4					26,7						2,98
5	22,6	22,6	22,6	22,7	22,8	19,7		5,57	2,47	2,02	2,15	1,40
6	21,4					20,1						1,95
7	19,7	22,8	22,7	21,9	23,8	19,9		14,83	3,36	3,53	4,12	2,41
8	23,7					22,8						1,56
11	27,8	27,2	29,3	29,0	29,1	28,3		15,92	6,48	4,06	3,98	2,11
12	24,2					26,4						0,94
13	26,1					22,2						0,88
14	24,9	24,9	24,9	24,3	24,0	26,0		19,99	8,63	6,31	4,20	2,53
15	22,1					21,1						0,87
18	27,7					26,4						1,68
19	26,9	26,9	26,9	27,0	27,0	25,5		10,69	3,63	4,30	4,81	3,14
20	27,1					26,4						2,10
21	29,4					28,1						1,95
22	23,3	27,0	26,7	24,8	28,9	23,3		14,83	3,36	3,53	4,12	2,48
40	24,8	25,1	25,1	24,8	24,3	21,3		16,19	8,03	6,39	4,64	2,19
41	29,9					24,8						1,54
42	28,4					22,2						0,84
43	25,4	27,3	27,3	27,7	27,8	26,0		16,71	5,16	3,38	3,69	2,72
46	24,4					21,0						0,62
47	25,4	27,3	27,3	27,7	27,8	26,0		13,89	3,03	2,51	3,18	2,83
48	26,7					24,1						1,41
49	24,7					21,9						1,98
50	26,1	27,1	27,2	26,9	27,3	26,9		10,66	6,49	4,94	3,86	2,13
53	29,8					28,6						0,86
54	28,1	26,5	26,2	27,1	27,2	26,8		10,05	4,95	6,69	6,90	3,25
55	29,7					31,9						3,84
56	32,1	26,2	27,3	25,9	26,6	27,4		19,99	7,78	6,14	4,99	4,11
60	29,5					26,8						2,56
61	27,4	27,4	27,3	27,1	27,2	25,9		9,85	4,66	3,58	2,55	1,39
62	24,1					23,4						1,58

Continuação:

Tabela B.1 - Valores da temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	Temperatura (°C)						Oxigênio Dissolvido (mg/L)					
	A	I10	I40	I60	I80	E	A	I10	I40	I60	I80	E
63	29,9					23,5						3,65
64	26,5	23,9	23,5	23,4	23,5	21,1		15,69	7,24	6,55	4,35	2,65
67	23,4					19,8						1,58
68	26,6	31,4	26,6	27,7	28	26,8		5,92	2,81	2,17	2,03	1,11
69	24,5					24,6						0,68
70	23,8					24,1						0,88
71	25,7	24,3	24,3	24,2	24,3	22,3		6,33	3,51	2,35	1,39	0,89
74	28,6	31,6	31,3	31,2	31,6	31,3		3,69	1,5	1,28	1,05	0,46
75	25,9					28,7						0,77
85	27,6	30,5	30,4	30,4	30,4	29,9		4,96	4,12	3,65	2,68	1,57
88	26,8					23,4						1,64
89	26,7	25,6	25,6	25,3	25,1	22,3		5,68	3,94	2,66	2,78	1,49
90	29,7					26,1						1,76
95	26,8					24,5						1,24
96	28,7	30,2	30,1	30,2	30,6	28,7		6,98	4,35	3,96	2,55	1,21
97	28,8					29,4						0,57
98	27,8					29,7						1,66
99	29,7	27,6	27,6	27,6	27,5	26,1		10,65	6,54	4,66	3,54	2,30
102	28,4					29,7						1,52
103	28,1					28,6						0,98
104	27,9					29,1						0,74
105	24,7	23,9	23,9	22,8	22,6	21,9		3,50	2,86	2,54	2,22	0,96
106	26,1					22,3						0,57
109	25,5					21,4						1,24
110	25,7					25,8						1,68
111	29,1					27,1						2,79
112	25,6	25,4	25,4	25,6	25,1	23,2		2,30	2,1	1,96	1,54	0,92
113	27,8					24,4						1,15
116	29,4					29,6						3,57
117	30,1	30,9	30,8	30,8	30,7	29,7		7,95	5,18	4,26	4,65	2,33

Tabela B. 2 – Valores de pH e alcalinidade total (AT) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	pH						AT (mgCaCO ₃ /L)	
	A	I10	I40	I60	I80	E	A	E
0	6,73					6,84		
4	6,61					6,92		
5	6,66	6,99	6,73	6,69	6,64	6,91		
6	6,74					6,95		
7	6,76	7,55	6,80	6,89	6,59	6,95	186	163
8	6,68					7,01		
11	6,63	7,35	7,10	6,74	6,56	6,67	185	165
12	6,98					6,88		
13	6,74					6,87		
14	6,83	7,23	6,87	6,65	6,65	6,83	195	160
15	6,75					6,96		
18	6,88					7,04		
19	6,74	6,57	6,54	6,46	6,45	6,85	184	152
20	6,73					7,01		
21	6,81					7,06		
22	6,55	7,55	6,80	6,89	6,59	6,83	192	121
40	6,64	7,24	6,55	6,38	6,81	6,79	198	188
41	6,57					6,97		
42	6,78					6,81		
43	6,83	7,33	6,79	6,65	6,59	6,85	205	179
46	6,66					6,71		
47	6,70	6,86	6,51	6,45	6,56	6,74	195	120
48	6,57					6,82		
49	6,81					7,06		
50	6,56	7,05	6,87	6,62	6,72	6,88	198	160
53	6,48					6,79		
54	6,68	7,05	6,57	6,45	6,43	6,88	180	175
55	6,94					7,09		
56	6,87	7,28	6,83	6,73	6,64	7,05	185	183
60	7,04					6,98		
61	7,11	7,09	6,89	6,77	6,75	6,84	200	195
62	6,89					6,97		

Continuação:

Tabela B.2 - Valores de pH e alcalinidade total (AT) no afluente, efluente e pontos intermediários do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	pH						AT (mgCaCO ₃ /L)	
	A	I10	I40	I60	I80	E	A	E
63	6,85					6,94		
64	7,09	7,25	7,11	6,94	7,00	7,14	210	190
67	6,84					6,92		
68	6,67	6,93	6,84	6,79	6,75	6,79	210	200
69	6,69					6,99		
70	6,57					6,75		
71	6,76	7,03	6,84	6,96	6,77	6,82	215	210
74	6,47	7,09	6,69	6,89	6,74	6,92	175	165
75	6,49					6,91		
85	6,59	7,16	6,79	6,88	6,87	6,97	185	155
88	6,75					6,92		
89	6,87	7,06	6,98	6,84	6,72	6,96	190	145
90	6,88					6,98		
95	6,77					6,84		
96	6,91	7,15	6,87	6,94	6,88	6,98	180	115
97	6,76					6,87		
98	6,67					7,05		
99	6,95	7,21	7,02	6,88	6,94	6,93	165	95
102	6,87					6,87		
103	6,74					6,96		
104	6,62					6,74		
105	6,58	6,77	6,75	6,94	6,88	6,80	180	110
106	6,49					6,87		
109	6,67					6,77	185	85
110	6,75					6,84		
111	6,95					6,96		
112	6,61	6,73	6,77	6,89	6,84	6,86	190	155
113	6,74					6,83		
116	6,87					7,19		
117	6,67	7,12	6,86	6,79	6,84	6,99	195	170

Tabela B. 3 – Valores médios, mínimos e máximos das variáveis temperatura, OD, pH e AT no afluente e efluente do biofiltro BF₁

Variável	T(°C)		OD (mg/L)		pH		AT (mgCaCO ₃ /L)	
	A	E	A	E	A	E	A	E
Média	26,5	25,2		1,79	6,74	6,91	191	157
Mínimo	19,7	19,7		0,46	6,47	6,67	165	85
Máximo	32,1	31,9		4,11	7,11	7,19	215	210
DP	2,5	3,2		0,92			12	34
n	62	62		62	62	62	24	24

Tabela B. 4 – Valores de coliformes totais e fecais no afluente e efluente do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	Coliformes Totais (NMP/100mL)			Coliformes Fecais (NMP/100mL)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
19	1,34E+07	6,87E+05	94,87	5,17E+07	1,62E+06	96,87
40	5,55E+06	6,64E+04	98,80	2,35E+06	4,66E+04	98,01
54	2,89E+07	2,52E+05	99,13	5,09E+06	5,65E+04	98,89
89	1,39E+06	2,53E+05	81,77	9,58E+05	1,75E+05	81,75
105	1,88E+06	7,51E+03	99,60	6,83E+06	5,87E+04	99,14
117	1,58E+07	5,62E+03	99,96	4,66E+06	2,99E+04	99,36
Média	6,68E+06	7,05E+04	95,69	5,16E+06	1,05E+05	95,67
Mínimo	1,39E+06	5,62E+03	81,77	9,58E+05	2,99E+04	81,75
Máximo	2,89E+07	6,87E+05	99,96	5,17E+07	1,62E+06	99,36
n	6	6	6	6	6	6

Tabela B. 5 – Valores de DQO_B , DQO_F e DBO_5 afluente e efluente ao biofiltro BF₁[illegible]

Tabela B. 6 – Valores da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ e das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas no BF_1 , em termos de DQO_B e DBO_5 , e

T.Op. (dias)	$\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$		COV_A		COV_R	
	A	E	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$
5	0,46	0,40	1,71	0,78	1,05	0,52
7			1,10		0,52	
11	0,41	0,37	1,17	0,48	0,67	0,30
14			1,64		1,21	
19	0,53	0,44	1,58	0,84	1,21	0,68
22			1,74		1,40	
40	0,67	0,43	2,05	1,37	1,53	1,15
43			2,48		1,90	
47			2,62		2,09	
50			3,51		2,81	
54	0,73	0,58	2,76	2,02	2,13	1,66
56			2,54		2,19	
61			2,93		2,53	
64			2,98		2,45	
68	0,81	0,62	2,32	1,88	2,00	1,69
71			2,13		1,86	
74			2,41		2,07	
85			2,42		1,95	
89	0,71	0,38	2,39	1,71	1,95	1,54
96			2,71		2,22	
99			2,62		2,14	
105	0,57	0,50	1,89	1,08	1,54	0,90
109			2,27		1,89	
112			2,48		2,14	
117	0,66	0,36	2,13	1,40	1,77	1,27
Média	0,62	0,45	2,26	1,29	1,81	1,08
$X_{\text{MÍN}}$	0,41	0,36	1,10	0,48	0,52	0,30
$X_{\text{MÁX}}$	0,81	0,62	3,51	2,02	2,81	1,69
DP	0,13	0,09	0,56	0,53	0,55	0,51
n	9	9	25	9	25	9

Tabela B. 8 – Valores de nitrito e nitrato no afluente e efluente do biofiltro BF₁ e NTK consumido e N-oxidado (nitrito+nitrato)

T.Op. (dias)	Nitrito (mg N/L)		Nitrato (mg N/L)		NTKc (mgN/L)	N-Oxidado (mg NO _x /L)
	A	E	A	E		
7	0,018	0,415	4,19	2,61	7,39	3,03
11	0,056	0,998	3,65	4,00	12,94	4,99
14	0,022	0,063	2,41	4,68	14,52	4,74
19	0,015	1,985	3,66	5,66	13,67	7,64
22	0,036	1,654	2,99	7,60	12,74	9,25
40	0,046	0,090	4,88	3,66	11,75	3,75
43	0,011	1,369	5,88	4,67	7,11	6,04
47	0,039	0,920	3,62	5,82	10,68	6,74
50	0,078	0,885	4,96	3,26	8,84	4,14
54	0,049	0,565	5,58	2,99	8,90	3,55
56	0,030	0,467	5,09	2,53	4,19	2,99
61	0,057	1,526	7,13	3,99	14,11	5,52
64	0,066	1,866	5,89	4,96	13,43	6,82
68	0,033	0,030	5,68	2,08	7,53	2,11
71	0,075	0,098	4,88	2,55	5,73	2,64
74	0,020	0,187	3,75	1,71	3,23	1,89
85	0,046	0,999	2,70	4,55	12,00	5,55
89	0,078	1,699	3,55	5,63	14,32	7,32
96	0,009	3,570	2,54	7,32	15,94	10,89
99	0,074	5,840	6,05	8,71	20,42	14,55
105	0,024	4,112	4,82	8,99	19,35	13,10
109	0,032	2,776	5,79	10,41	19,54	13,19
112	0,036	3,820	5,48	5,70	8,60	9,52
117	0,029	4,318	4,53	3,18	4,84	7,50
Média	0,041	1,677	4,57	4,88	11,32	6,56
Mínimo	0,009	0,030	2,41	1,71	3,23	1,89
Máximo	0,078	5,840	7,13	10,41	20,42	14,55
DP	0,022	1,599	1,26	2,33	4,82	3,62
n	24	24	24	24	24	24

Tabela B. 9 – Valores das relações DBO_5/NTK e $\text{N-amoniaco}/\text{NTK}$ no afluente e efluente do BF_1 , e das cargas nitrogenadas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de NTK e N-amoniaco

T.Op. (dias)	DBO_5/NTK		$\text{N-amoniaco}/\text{NTK}$		CNV_A		CNV_R	
	A	E	A	E	kg N- $\text{NTK}/\text{m}^3.\text{dia}$	kg N- $\text{NH}_3/\text{m}^3.\text{dia}$	kg N- $\text{NTK}/\text{m}^3.\text{dia}$	kg N- $\text{NH}_3/\text{m}^3.\text{dia}$
7			0,72	0,80	0,507	0,363	0,069	0,012
11	0,96	0,43	0,67	0,81	0,518	0,350	0,121	0,027
14			0,73	0,87	0,511	0,373	0,135	0,045
19	1,64	0,42	0,75	0,88	0,493	0,370	0,127	0,048
22			0,84	0,89	0,462	0,387	0,119	0,082
40	2,97	0,65	0,69	0,85	0,535	0,369	0,110	0,009
43			0,74	0,76	0,531	0,393	0,066	0,041
47			0,63	0,65	0,558	0,354	0,100	0,055
50			0,60	0,67	0,516	0,312	0,082	0,021
54	3,92	0,84	0,68	0,80	0,477	0,322	0,083	0,007
56			0,61	0,66	0,485	0,298	0,039	0,003
61			0,66	0,87	0,536	0,355	0,132	0,004
64			0,67	0,81	0,553	0,369	0,125	0,025
68	3,41	0,46	0,69	0,76	0,511	0,352	0,070	0,015
71			0,73	0,79	0,454	0,331	0,053	0,013
74			0,73	0,71	0,426	0,312	0,030	0,031
85			0,68	0,75	0,500	0,340	0,112	0,049
89	3,41	0,43	0,57	0,63	0,531	0,303	0,133	0,053
96			0,68	0,73	0,480	0,328	0,149	0,084
99			0,70	0,87	0,451	0,314	0,190	0,089
105	2,40	0,68	0,67	0,74	0,476	0,321	0,180	0,103
109			0,66	0,51	0,547	0,362	0,182	0,178
112			0,64	0,67	0,571	0,368	0,080	0,038
117	2,45	0,27	0,69	0,71	0,486	0,333	0,045	0,020
Média	2,64	0,52	0,69	0,76	0,505	0,345	0,106	0,044
$X_{\text{MÍN}}$	0,96	0,27	0,57	0,51	0,426	0,298	0,030	0,003
$X_{\text{MÁX}}$	3,92	0,84	0,84	0,89	0,571	0,393	0,190	0,178
DP	0,99	0,18	0,05	0,09	0,037	0,027	0,045	0,040
n	8	8	24	24	24	24	24	24

Tabela B. 10 – Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente e efluente do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
7	258	45	83						
11	273	192	30	128	52	59	145	140	3
14	315	245	22						
19	381	221	42						
22	343	184	46	99	71	28	244	113	54
40	390	242	38						
43	433	231	47	171	133	22	262	98	63
47	349	239	31	261			88		
50	371	268	28	152	68	55	219	200	9
54	336	230	32	85	55	35	251	175	30
56	343	245	29	191	165	14	152	80	47
61	257	143	44	170	107	37	87	36	59
64	359	241	33						
68	339	194	43	155	25	84	184	169	8
71	328	177	46	177	101	43	151	76	50
74	244	220	10		151			69	
85	286	191	33						
89	333	204	39	93	81	13	240	123	49
96	362	213	41	109	78	28	253	135	47
99	347	276	20	180	146	19	167	130	22
105	237	155	35						
109	449	327	27						
112	324	237	27	43	31	28	281	206	27
117	40	4	90						
Média	321	215	38	144	90	36	195	125	36
Mínimo	40	4	10	43	25	13	87	36	3
Máximo	449	327	90	261	165	84	281	206	63
DP	81	74	17	55	45	20	64	51	20
n	24	24	24	14	14	14	14	14	13

Tabela B. 11 – Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	SST (mg/L)			SSF (mg/L)			SSV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
7	10	1	95						
11	13	1	90	3			10		
14	14	5	61						
19	16	3	81						
22	11	2	79	2	1	38	9	1	86
40	17	8	51						
43	14	2	87						
47	64	11	83	2	1	50	62	10	84
50	164	11	93	20	1	95	144	10	93
54	32	11	66	11	1	91	21	10	52
56	52	12	77	3	1	63	49	11	78
61	41	3	93	4	1	71	37	2	95
64	40	4	91						
68	55	5	91						
71	87	10	89	15			72		
74	66	1	98	12			54		
85	50	2	95						
89	60	5	92	17	2	88	43	3	93
96	59	14	77						
99	44	22	49	18			26		
105	29	2	93	9			20		
109	55	2	97	11	1	91	44	1	98
112	75	4	95	10	1	90	65	3	96
117	74	3	96						
Média	48	6	84	10	1	75	47	6	86
Mínimo	10	1	49	2	1	38	9	1	52
Máximo	164	22	98	20	2	95	144	11	98
DP	34	5	14	6	0,3	21	34	4	14
n	24	24	24	14	9	9	14	9	9

Tabela B. 12 – Valores das relações STV/ST e SSV/SST, e das cargas de sólidos volumétricas aplicadas e removidas no biofiltro BF₁, em termos de ST e SST

T.Op. (dias)	STV/ST		SSV/SST		CSV _A		CSV _R	
	A	E	A	E	kg ST/m ³ .dia	kg SST/m ³ .dia	kg ST/m ³ .dia	kg SST/m ³ .dia
7					2,408	0,093	1,989	0,089
11	0,53	0,73	0,79		2,545	0,121	0,755	0,109
14					2,936	0,127	0,653	0,078
19					3,552	0,150	1,491	0,121
22	0,71	0,61	0,85	0,56	3,197	0,103	1,482	0,081
40					3,636	0,158	1,380	0,081
43	0,61	0,42			4,036	0,133	1,883	0,115
47	0,25		0,97	0,91	3,251	0,597	1,023	0,497
50	0,59	0,75	0,88	0,91	3,458	1,525	0,960	1,421
54	0,75	0,76	0,65	0,91	3,132	0,298	0,988	0,196
56	0,44	0,33	0,95	0,92	3,197	0,485	0,914	0,373
61	0,34	0,25	0,91	0,67	2,396	0,378	1,063	0,350
64					3,347	0,372	1,100	0,339
68	0,54	0,87			3,160	0,515	1,352	0,467
71	0,46	0,43	0,83		3,058	0,811	1,408	0,718
74		0,31	0,81		2,275	0,613	0,224	0,603
85					2,666	0,462	0,886	0,440
89	0,72	0,60	0,72	0,60	3,104	0,561	1,203	0,515
96	0,70	0,63			3,375	0,551	1,389	0,423
99	0,48	0,47	0,60		3,235	0,408	0,662	0,201
105			0,70		2,209	0,273	0,764	0,254
109			0,80	0,44	4,185	0,508	1,137	0,491
112	0,87	0,87	0,87	0,74	3,020	0,695	0,811	0,660
117					0,373	0,690	0,336	0,662
Média	0,57	0,57	0,81	0,74	2,990	0,443	1,077	0,387
X _{MÍN}	0,25	0,25	0,60	0,44	0,373	0,093	0,336	0,078
X _{MÁX}	0,87	0,87	0,97	0,92	4,185	1,525	1,137	1,421
DP	0,17	0,21	0,11	0,18	0,752	0,315	0,114	0,303
n	14	14	14	9	24	24	24	24

Tabela B. 13 – Valores de fosfato total e fósforo total no afluente e efluente do biofiltro BF₁

T.Op. (dias)	Fosfato Total (mg PO ₄ ⁻³ /L)		Fósforo Total (mg P/L)	
	A	E	A	E
7	8,27	6,39	2,70	2,09
14	20,55	18,68	6,71	6,09
19	17,23	16,89	5,62	5,51
40	18,48	17,91	6,03	5,85
50	16,32	16,11	5,33	5,26
56	18,75	16,25	6,12	5,30
64	24,84	25,37	8,11	8,28
89	24,64	23,50	8,04	7,67
96	18,99	12,65	6,20	4,13
105	17,52	14,45	5,72	4,71
109	18,30	16,75	5,97	5,47
117	16,98	16,49	5,54	5,38
Média	18,41	16,79	6,01	5,48
Mínimo	8,27	6,39	2,70	2,09
Máximo	24,84	25,37	8,11	8,28
DP	4,23	4,81	1,38	1,57
n	12	12	12	12

APÊNDICE C - Resultados do sistema experimental II

Tabela C. 1 – Valores da temperatura (T), pH e alcalinidade total (AT) no afluente e efluente do biofiltro BF₂, e de oxigênio dissolvido (OD) no efluente

T.Op. (dias)	T (°C)		pH		OD (mg/L)	AT (mg CaCO ₃ /L)	
	A	E	A	E	E	A	E
1	28,6	27,9	7,18	7,11	2,61		
4	27,2	28,1	7,12	7,14	3,12	181	163
5	21,0	22,3	7,24	7,58	3,18	158	152
6	22,4	21,9	7,14	7,16	2,33		
7	21,3	22,1	7,10	7,40	4,57	175	155
10	25,6	24,3	7,53	7,61	1,49	160	158
11	23,7	22,7	7,34	7,24	1,12		
12	22,1	23,2	7,16	7,09	0,98	150	136
13	23,1	21,6	7,12	7,43	1,21	146	138
14	21,9	22,9	7,21	7,44	0,68		
17	24,9	25,2	7,30	7,22	0,88	203	200
18	26,6	27,4	6,94	7,15	2,13		
19	24,1	24,9	7,02	7,05	1,54	150	149
20	23,4	21,7	7,09	7,01	2,07		
21	25,3	24,5	7,05	7,14	1,36	191	188
24	26,8	25,3	7,35	7,21	1,67		
25	24,2	23,6	7,44	7,54	2,21	209	201
26	27,1	28,3	7,11	7,29	1,36		
27	24,7	24,8	7,53	7,65	1,12	207	206
28	22,0	21,3	7,16	7,18	1,22		
31	24,0	23,0	7,25	7,42	2,19	231	221
32	21,8	22,7	7,18	7,26	3,01		
33	24,6	23,3	6,84	7,40	3,18	219	209
34	28,1	29,7	6,94	7,02	0,76		
35	26,1	26,2	7,12	7,41	1,39	180	177
38	22,5	22,5	7,06	7,28	1,47	195	193
39	20,8	21,1	6,99	7,12	2,10		
40	22,9	21,7	7,27	7,35	4,31	181	176
41	26,7	28,1	7,11	7,17	2,44		
42	26,3	26,3	7,16	7,26	2,32	177	160
45	24,9	25,3	7,24	7,14	1,22	183	174
46	27,4	21,3	7,19	7,22	1,67		
47	25,2	25,3	7,13	7,18	3,54	132	115

Tabela C. 2 – Valores da média, mínimo e máximo das variáveis temperatura, pH, OD e AT no afluente e efluente do biofiltro BF₂

	T (°C)		pH		OD (mg/L)	AT (mg CaCO ₃ /L)	
Média	24,5	24,3	7,17	7,27	2,01	180	172
Mínimo	20,8	21,1	6,84	7,01	0,68	132	115
Máximo	28,6	29,7	7,53	7,65	4,57	231	221
DP	2,2	2,4	-	-	0,99	27	29
n	33	33	33	33	33	19	19

Tabela C. 3 – Valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido no afluente, efluente e pontos intermediários do BF₂

T. Op. (dias)		10		18		35		45	
Ponto de Coleta	Altura (cm)	T (°C)	OD (mg/L)	T (°C)	OD (mg/L)	T (°C)	OD (mg/L)	T (°C)	OD (mg/L)
A	0	25,6	-	24,9	-	26,1	-	24,9	-
P10	10	25,5	5,58	26,6	7,19	26,0	8,50	25,1	8,38
P30	30	25,6	5,59	26,6	4,09	26,1	7,47	25,2	6,62
P70	70	26,0	2,38	26,6	3,90	26,0	5,52	25,2	3,88
P130	130	25,7	2,48	27,1	2,90	26,1	3,09	25,3	3,69
E	180	24,3	1,49	25,2	2,13	26,2	1,39	25,3	1,22

Tabela C. 4 – Valores de coliformes totais e fecais no afluente e efluente do BF₂

T.Op. (dias)	Coliformes Totais (NMP/100mL)			Coliformes Fecais (NMP/100mL)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
12	1,79E+07	8,86E+06	50,59	1,69E+06	1,36E+06	19,72
25	1,35E+07	1,89E+06	86,00	1,77E+06	3,59E+04	97,97
38	1,13E+06	4,10E+05	63,61	4,12E+05	8,60E+03	97,91
45	3,95E+07	9,37E+05	97,63	5,78E+06	3,96E+04	99,31
Média	1,80E+07	3,02E+06	74,46	1,64E+06	6,39E+04	78,73
Mínimo	1,13E+06	4,10E+05	50,59	4,12E+05	8,60E+03	19,72
Máximo	3,95E+07	8,86E+06	97,63	5,78E+06	1,36E+06	99,31
n	4	4	4	4	4	4

Tabela C. 6 – Valores da relação $\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$ e das cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de DQO_B e DBO_5

T.Op. (dias)	$\text{DBO}_5/\text{DQO}_B$		COV_A		COV_R	
	A	E	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DQO}_B/\text{m}^3.\text{dia}$	kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$
4	0,82	0,62	0,77	0,63	0,42	0,41
5			0,81		0,51	
7			0,89		0,61	
10			0,83		0,21	
12			1,05		0,42	
13			1,16		0,60	
17			1,21		0,39	
19	0,77	0,56	1,24	0,96	0,55	0,57
21			1,33		0,53	
25			0,91		0,34	
27	0,87	0,74	0,92	0,80	0,45	0,45
31			0,90		0,34	
33	0,68	0,44	0,84	0,57	0,38	0,37
35			1,00		0,48	
38			0,78		0,28	
40			1,29		0,84	
42			1,36		0,89	
45			1,01		0,68	
47	0,57	0,41	0,62	0,35	0,38	0,25
Média	0,74	0,55	1,00	0,66	0,49	0,41
$X_{\text{MÍN}}$	0,57	0,41	0,62	0,35	0,21	0,25
$X_{\text{MÁX}}$	0,87	0,74	1,36	0,96	0,89	0,57
DP	0,12	0,13	0,21	0,23	0,18	0,11
n	5	5	19	5	19	5

Tabela C. 7 – Valores de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico no afluente e no efluente do biofiltro BF₂

T.Op. (dias)	NTK (mg N/L)			N-amoniacoal (mg N/L)			N-orgânico (mg N/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
4	31,1	26,2	15,8	24,8	21,8	12,1	6,3	4,4	30,2
5	29,0	26,2	9,7	24,6	24,1	2,0	4,4	2,1	52,3
10	33,5	30,7	8,4	25,5	26,4	-3,5	8,0	4,3	46,3
13	33,2	27,6	16,9	21,9	20,3	7,3	11,3	7,3	35,4
17	31,6	26,3	16,8	22,1	19,8	10,5	9,5	6,5	31,7
19	29,8	27,8	6,7	22,7	22,3	1,8	7,1	5,5	22,5
25	34,2	28,3	17,2	23,8	22,2	6,6	10,4	6,1	41,3
27	42,7	37,5	12,1	36,1	34,2	5,3	6,6	3,3	49,6
31	46,0	43,9	4,6	40,7	39,0	4,2	5,3	4,9	7,5
35	38,4	35,1	8,6	30,3	29,2	3,6	8,1	5,9	27,2
38	39,5	35,4	10,3	35,2	32,8	6,8	4,3	2,6	39,1
42	39,9	36,4	8,8	30,3	27,4	9,7	9,6	9,0	5,9
45	44,0	37,6	14,4	34,9	29,3	16,0	9,1	8,3	8,3
47	24,2	19,5	19,4	19,9	18,4	7,5	4,3	1,1	74,4
Média	35,5	31,3	12,1	28,1	26,2	6,4	7,4	5,1	33,7
Mínimo	24,2	19,5	4,6	19,9	18,4	-3,5	4,3	1,1	5,9
Máximo	46,0	43,9	19,4	40,7	39,0	16,0	11,3	9,0	74,4
DP	6,4	6,5	4,6	6,5	6,1	4,9	2,4	2,3	19,2
n	14	14	14	14	14	14	14	14	14

Tabela C. 8 – Valores de nitrito e nitrato no afluente e efluente do biofiltro BF₂, e NTK consumido e N-oxidado (nitrito + nitrato)

T.Op. (dias)	Nitrito (mg N/L)		Nitrato (mg N/L)		NTKc (mg N/L)	N-Oxidado (mg NO _x /L)
	A	E	A	E		
4	0,006	0,019	2,90	1,67	4,90	1,69
5	0,013	0,015	3,69	1,34	2,80	1,36
10	0,002	0,000	1,30	1,44	2,80	1,44
13	0,035	0,004	3,38	1,32	5,60	1,32
17	0,002	0,154	2,99	2,62	5,32	2,77
19	0,004	0,008	2,09	1,90	2,00	1,91
25	0,013	0,887	3,25	2,69	5,88	3,58
27	0,007	0,002	2,35	1,22	5,15	1,22
31	0,008	0,007	2,60	2,44	2,10	2,45
35	0,009	0,006	2,32	1,47	3,30	1,48
38	0,007	0,002	2,32	1,46	4,07	1,47
42	0,005	0,001	2,66	1,35	3,51	1,36
45	0,034	1,238	4,66	3,96	6,35	5,20
47	0,007	0,865	3,68	2,68	4,70	3,55
Média	0,011	0,229	2,87	1,97	4,18	2,20
Mínimo	0,002	0,000	1,30	1,22	2,00	1,22
Máximo	0,035	1,238	4,66	3,96	6,35	5,20
DP	0,011	0,426	0,83	0,80	1,43	1,19
n	14	14	14	14	14	14

Tabela C. 9 – Valores das relações DBO₅/NTK e N-amoniacoal/NTK no afluente e efluente do BF₂, e das cargas nitrogenadas volumétricas aplicadas e removidas, em termos de NTK e N-amoniacoal

T.Op. (dias)	DBO ₅ /NTK		N-amoniacoal/NTK		CNV _A		CNV _R	
	A	E	A	E	kg N- NTK/m ³ . dia	kg N- NH ₃ /m ³ . dia	kg N- NTK/m ³ . dia	kg N- NH ₃ /m ³ . dia
4	3,95	1,64	0,80	0,83	0,160	0,135	0,025	0,128
5			0,85	0,92	0,149	0,135	0,014	0,126
10			0,76	0,86	0,172	0,158	0,014	0,131
13			0,66	0,74	0,171	0,142	0,029	0,113
17			0,70	0,75	0,162	0,135	0,027	0,114
19	6,24	2,73	0,76	0,80	0,153	0,143	0,010	0,117
25			0,70	0,78	0,176	0,146	0,030	0,122
27	3,63	1,79	0,85	0,91	0,219	0,193	0,026	0,186
31			0,88	0,89	0,237	0,226	0,011	0,209
35			0,79	0,83	0,197	0,180	0,017	0,156
38			0,89	0,93	0,203	0,182	0,021	0,181
42			0,76	0,75	0,205	0,187	0,018	0,156
45			0,79	0,78	0,226	0,193	0,033	0,179
47	2,81	0,97	0,82	0,94	0,124	0,100	0,024	0,102
Média	4,16	1,78	0,79	0,84	0,183	0,161	0,021	0,144
X _{MIN}	2,81	0,97	0,66	0,74	0,124	0,100	0,010	0,102
X _{MAX}	6,24	2,73	0,89	0,94	0,237	0,226	0,033	0,209
DP	1,47	0,73	0,07	0,07	0,033	0,033	0,007	0,033
n	4	4	14	14	14	14	14	14

Tabela C. 10 – Valores de fosfato total e fósforo total no afluente e efluente do BF₂

T.Op. (dias)	Fosfato Total (mg PO ₄ ⁻³ /L)		Fósforo Total (mg P/L)	
	A	E	A	E
4	17,06	17,96	5,57	5,86
13	16,98	16,38	5,54	5,34
21	19,95	19,00	6,51	6,20
27	20,42	20,87	6,66	6,81
31	20,53	21,47	6,70	7,00
38	18,55	19,40	6,05	6,33
45	18,35	18,68	5,99	6,10
Média	18,83	19,11	6,15	6,23
Mínimo	16,98	16,38	5,54	5,34
Máximo	20,53	21,47	6,70	7,00
DP	1,50	1,72	0,49	0,56
n	7	7	7	7

Tabela C. 11 – Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente e efluente do biofiltro BF₂

T.Op. (dias)	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
4	47	45	3						
5	32	25	22						
7	389	325	16	221			168		
10	211			177			34		
12	317	259	18	149	147	1	169	112	34
13	297	180	39	89	22	76	208	158	24
17	314	252	20		84			168	
19	521	442	15	322	271	16	199	172	14
21	309	283	8	48			262		
25	312	270	13	72			240		
27	300	264	12	148	129	12	152	135	12
31	338	328	3	207	202	2	132	126	4
33	289	286	1	186	174	6	103		
35	222			25			196		
38	210	178	15	14			196		
40	259	185	29	78	50	36	181	135	25
42	461	379	18	211	199	6	250	180	28
45	365	226	38						
47	223	194	13		20			174	
Média	285	243	17	139	130	19	178	151	20
Mínimo	32	25	1	14	20	1	34	112	4
Máximo	521	442	39	322	271	76	262	180	34
DP	118	106	11	88	85	25	60	24	10
n	19	17	17	14	10	8	14	9	7

Tabela C. 12 - Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente do biofiltro BF₂

T.Op. (dias)	SST (mg/L)			SSF (mg/L)			SSV (mg/L)		
	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)	A	E	Ef.(%)
4	2								
5	12	1	95						
7	27	15	44	17	1	92	9		
10	30	21	31		6			15	
12	78	41	47		1			40	
13	46	26	43	7			39		
17	45	28	36	11	8	31	34	21	
19	50	34	31	8	2	71	42	32	24
21	58	26	55						
25	38	12	68						
27	30	15	51						
31	27								
33	23	12	49	7	5	36	17	8	55
35	28	17	38	5			23		
38	26	10	61						
40	38	18	53	4	2	51	34	16	53
42	40	24	38	11	1	92	29	24	18
45	36	24	33	3	1	63	33	23	31
47	18	2	91						
Média	34	19	51	8	3	62	29	22	36
Mínimo	2	1	31	3	1	31	9	8	18
Máximo	78	41	95	17	8	92	42	40	55
DP	17	11	19	4	2	25	11	10	17
n	19	17	17	9	9	7	9	8	5

Tabela C. 13 - Valores das relações STV/ST e SSV/SST, e das cargas de sólidos volumétricas aplicadas e removidas no biofiltro BF₂, em termos de ST e SST

T.Op. (dias)	STV/ST		SSV/SST		CSV _A		CSV _R	
	A	E	A	E	kg ST/m ³ .dia	kg SST/m ³ .dia	kg ST/m ³ .dia	kg SST/m ³ .dia
4					0,240	0,008	0,007	
5					0,165	0,062	0,036	0,058
7	0,43		0,35		1,998	0,137	0,326	0,060
10	0,16			0,73	1,085	0,154		0,048
12	0,53	0,43		0,97	1,632	0,401	0,298	0,189
13	0,70	0,88	0,85		1,525	0,237	0,600	0,103
17		0,67	0,75	0,73	1,615	0,230	0,319	0,084
19	0,38	0,39	0,84	0,93	2,678	0,257	0,403	0,080
21	0,85				1,590	0,299	0,134	0,163
25	0,77				1,602	0,194	0,214	0,131
27	0,51	0,51			1,543	0,154	0,186	0,079
31	0,39	0,38			1,740	0,141	0,051	
33	0,36		0,70	0,62	1,485	0,121	0,012	0,059
35	0,89		0,82		1,141	0,144		0,055
38	0,93				1,080	0,136	0,165	0,083
40	0,70	0,73	0,89	0,89	1,332	0,195	0,380	0,103
42	0,54	0,47	0,72	0,96	2,370	0,204	0,422	0,078
45			0,93	0,96	1,877	0,185	0,715	0,062
47		0,90			1,147	0,090	0,149	0,082
Média	0,58	0,60	0,76	0,85	1,465	0,176	0,260	0,089
X _{MÍN}	0,16	0,38	0,35	0,62	0,165	0,008	0,007	0,048
X _{MÁX}	0,93	0,90	0,93	0,97	2,678	0,401	0,715	0,189
DP	0,23	0,20	0,17	0,14	0,607	0,088	0,203	0,039
n	14	9	9	8	19	19	17	17

APÊNDICE D - Resultados do ensaio de hidrodinâmica

Tabela D. 1 – Resultados do ensaio de hidrodinâmica

Tempo (minutos)	C _i (mg Cl/L)	θ	E _θ	Tempo (minutos)	C _i (mg Cl/L)	θ	E _θ
0	0	0,000	0,0000	136,8	8,90	0,469	0,6226
3,6	0,00	0,012	0,0000	140,4	8,90	0,481	0,6226
7,2	0,00	0,025	0,0000	144	10,39	0,494	0,6745
10,8	0,00	0,037	0,0000	147,6	10,39	0,506	0,7264
14,4	0,00	0,049	0,0000	151,2	10,39	0,518	0,7264
18	0,00	0,062	0,0000	154,8	10,39	0,531	0,7264
21,6	0,00	0,074	0,0000	158,4	10,39	0,543	0,7264
25,2	0,00	0,086	0,0000	162	11,87	0,555	0,7783
28,8	0,00	0,099	0,0000	165,6	11,87	0,568	0,8302
32,4	0,00	0,111	0,0000	169,2	11,87	0,580	0,8302
36	0,00	0,123	0,0000	172,8	11,87	0,592	0,8302
39,6	0,00	0,136	0,0000	176,4	13,36	0,605	0,8820
43,2	0,00	0,148	0,0000	180	13,36	0,617	0,9339
46,8	0,00	0,160	0,0000	183,6	11,87	0,629	0,8820
50,4	0,00	0,173	0,0000	187,2	13,36	0,642	0,8820
54	0,00	0,185	0,0000	190,8	13,36	0,654	0,9339
57,6	0,00	0,197	0,0000	194,4	13,36	0,666	0,9339
61,2	0,00	0,210	0,0000	198	13,36	0,679	0,9339
64,8	0,00	0,222	0,0000	201,6	13,36	0,691	0,9339
68,4	0,00	0,234	0,0000	205,2	13,36	0,703	0,9339
72	1,48	0,247	0,0519	208,8	13,36	0,716	0,9339
75,6	1,48	0,259	0,1038	212,4	13,36	0,728	0,9339
79,2	1,48	0,271	0,1038	216	13,36	0,740	0,9339
82,8	1,48	0,284	0,1038	219,6	13,36	0,753	0,9339
86,4	2,97	0,296	0,1557	223,2	13,36	0,765	0,9339
90	2,97	0,308	0,2075	226,8	13,36	0,777	0,9339
93,6	2,97	0,321	0,2075	230,4	13,36	0,790	0,9339
97,2	4,45	0,333	0,2594	234	13,36	0,802	0,9339
100,8	4,45	0,345	0,3113	237,6	13,36	0,814	0,9339
104,4	4,45	0,358	0,3113	241,2	13,36	0,827	0,9339
108	5,94	0,370	0,3632	244,8	13,36	0,839	0,9339
111,6	5,94	0,383	0,4151	248,4	13,36	0,851	0,9339
115,2	5,94	0,395	0,4151	252	13,36	0,864	0,9339
118,8	7,42	0,407	0,4670	255,6	13,36	0,876	0,9339
122,4	7,42	0,420	0,5188	259,2	13,36	0,888	0,9339
126	7,42	0,432	0,5188	262,8	13,36	0,901	0,9339
129,6	8,90	0,444	0,5707	266,4	13,36	0,913	0,9339
133,2	8,90	0,457	0,6226	270	13,36	0,925	0,9339

Continuação: Tabela D. 1 – Resultados do ensaio de hidrodinâmica

Tempo (minutos)	C _i (mg Cl/L)	θ	E ₀	Tempo (minutos)	C _i (mg Cl/L)	θ	E ₀
273,6	13,36	0,938	0,9339	410,4	7,42	1,407	0,5188
277,2	11,87	0,950	0,8820	414	7,42	1,419	0,5188
280,8	13,36	0,962	0,8820	417,6	7,42	1,431	0,5188
284,4	11,87	0,975	0,8820	421,2	7,42	1,444	0,5188
288	11,87	0,987	0,8302	424,8	7,42	1,456	0,5188
291,6	11,87	0,999	0,8302	428,4	7,42	1,468	0,5188
295,2	11,87	1,012	0,8302	432	5,94	1,481	0,4670
298,8	11,87	1,024	0,8302	435,6	5,94	1,493	0,4151
302,4	11,87	1,036	0,8302	439,2	5,94	1,505	0,4151
306	11,87	1,049	0,8302	442,8	5,94	1,518	0,4151
309,6	11,87	1,061	0,8302	446,4	5,94	1,530	0,4151
313,2	11,87	1,073	0,8302	450	5,94	1,542	0,4151
316,8	11,87	1,086	0,8302	453,6	5,94	1,555	0,4151
320,4	11,87	1,098	0,8302	457,2	5,94	1,567	0,4151
324	11,87	1,111	0,8302	460,8	5,94	1,579	0,4151
327,6	10,39	1,123	0,7783	464,4	4,45	1,592	0,3632
331,2	10,39	1,135	0,7264	468	4,45	1,604	0,3113
334,8	10,39	1,148	0,7264	471,6	4,45	1,616	0,3113
338,4	10,39	1,160	0,7264	475,2	4,45	1,629	0,3113
342	10,39	1,172	0,7264	478,8	4,45	1,641	0,3113
345,6	10,39	1,185	0,7264	482,4	4,45	1,653	0,3113
349,2	10,39	1,197	0,7264	486	4,45	1,666	0,3113
352,8	10,39	1,209	0,7264	489,6	4,45	1,678	0,3113
356,4	10,39	1,222	0,7264	493,2	4,45	1,690	0,3113
360	8,90	1,234	0,6745	496,8	4,45	1,703	0,3113
363,6	8,90	1,246	0,6226	500,4	2,97	1,715	0,2594
367,2	8,90	1,259	0,6226	504	2,97	1,727	0,2075
370,8	8,90	1,271	0,6226	507,6	2,97	1,740	0,2075
374,4	8,90	1,283	0,6226	511,2	2,97	1,752	0,2075
378	8,90	1,296	0,6226	514,8	2,97	1,764	0,2075
381,6	8,90	1,308	0,6226	518,4	2,97	1,777	0,2075
385,2	8,90	1,320	0,6226	522	2,97	1,789	0,2075
388,8	8,90	1,333	0,6226	525,6	2,97	1,801	0,2075
392,4	8,90	1,345	0,6226	529,2	2,97	1,814	0,2075
396	8,90	1,357	0,6226	532,8	2,97	1,826	0,2075
399,6	7,42	1,370	0,5707	536,4	2,97	1,839	0,2075
403,2	7,42	1,382	0,5188	540	2,97	1,851	0,2075
406,8	7,42	1,394	0,5188	543,6	2,97	1,863	0,2075

Continuação: Tabela D. 1 – Resultados do ensaio de hidrodinâmica

Tempo (minutos)	C _i (mg Cl ⁻ /L)	θ	E _θ
547,2	1,48	1,876	0,1557
550,8	1,48	1,888	0,1038
554,4	1,48	1,900	0,1038
558	1,48	1,913	0,1038
561,6	1,48	1,925	0,104
565,2	1,48	1,937	0,1038
568,8	1,48	1,950	0,1038
572,4	1,48	1,962	0,1038
576	1,48	1,974	0,1038
579,6	1,48	1,987	0,1038
583,2	1,48	1,999	0,1038
586,8	1,48	2,011	0,1038
590,4	1,48	2,024	0,1038
594	1,48	2,036	0,1038
597,6	0,00	2,048	0,0519
601,2	0,00	2,061	0,0000
604,8	0,00	2,073	0,0000