

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO •
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

5

APRIMORAMENTO DE UM BIOFLITRO AERADO SUBMERSO
EMPREGADO NO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE REATOR
ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO.

Engenheiro Civil **ORLANDO DE CARVALHO JUNIOR**
Mestrando

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço: 07/10/04
Ass.: *Leandro Corioli*

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.

Prof. Tit. Dr. **JURANDYR POVINELLI**
Orientador



São Carlos

2004

DEDALUS - Acervo - EESC



FOLHA DE JULGAMENTO


Candidato: Engenheiro **ORLANDO DE CARVALHO JÚNIOR**

Dissertação defendida e julgada em 07/04-2004 perante a Comissão Julgadora:



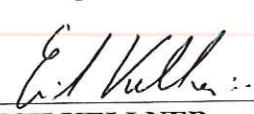
Prof. Tit. **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO



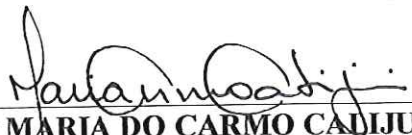
Profa. Dra. **MARIA BERNADETE AMANCIO VARESCHE SILVA**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado



Dr. **ERICH KELLNER**
(Serviço Autônomo de Água e Esgoto /SAAE – São Carlos)

APROVADO



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

“Os jovens se cansam e se fatigam, e os moços de exaustos caem, mas os que esperam no SENHOR renovam as suas forças, sobem com asas como águias, correm e não se cansam, caminham e não se fatigam” *Isaias 40:30-31*.

Este trabalho é dedicado ao
Senhor Jesus e à minha
amada esposa Karin;
amigos fiéis em todos os
momentos.

Agradecimentos...

a Deus, em primeiro lugar, pelo dom da vida e constante apoio nas horas difíceis;
à minha amada esposa Karin, pelo encorajamento, amor e carinho doados diariamente;
ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela concessão da Bolsa de Mestrado;
à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento deste trabalho através do processo N° 01/06953-2;
ao Professor Jurandyr Povinelli por honrar-me com sua orientação;
ao Professor Luiz Antonio Daniel pela bondade e apoio concedidos ao longo do desenvolvimento dessa pesquisa;
ao Professor Dib Gebara por me encorajar a seguir a carreira acadêmica;
ao Professor Milton Dall'aglio Sobrinho, por me incentivar a vir para EESC- USP;
à professora Ruth de Gouvêa Duarte pelo apoio técnico prestado na elaboração da desta dissertação;
aos técnicos do Laboratório de Saneamento Júlio, Paulo, Cidinha e a estagiária Juliana;
à Doutora Eloiza Pozzi Gianotti pela ajuda prestada durante os exames microbiológicos;
aos profissionais do Laboratório de Processos Biológicos: Elizabeth de Mattos Moraes, Maria Ângela T. Adorno e Fábio A. Shinaglia;
a todos os funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento especialmente à Rose, pela alegria e atenção constantes; as secretárias Sá e Pavi; a Roberto Bérغامo pelo apoio Técnico prestado;
aos meus pais Orlando e Fátima;
as minhas amadas irmãs, Érika, Fabíola e Fabiana
aos meus sogros Francisca e José Luiz, pelo apoio e carinho que dispensam comigo;
aos meus cunhados Kátia, Júnior, Keila e André
aos amigos Saulo A. Godoi, Viviane Esse, Heloísa Spazapan, Madson Potti, Anelise Belão, Lik, Simone, Elen Morales;
ao amigo Leonardo V. SOARES pelo apoio prestado no início do trabalho;
aos amigos que encontrei aqui na EESC: Sandra Maintinger, Denise Góes Santos, Leonardo Damasceno, Wesley Góes, Danielli Granado, Luciana Hespanholo, Daniel, Cáscia Suassuna “D. Cassita”, Monique Salgado, Edson M. Tisuhako, Alexandre Botari,
e a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS.....	vii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	viii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
1- INTRODUÇÃO.....	1
2- OBJETIVOS.....	3
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1- Microbiologia aplicada ao tratamento de esgoto sanitário	4
3.1.1 Biofilme em reatores de crescimento aderido ou imobilizado.....	5
3.2 Reator anaeróbio compartimentado (RAC).....	7
3.3- Combinação de Sistemas aeróbio/ anaeróbio para pós-tratamento de esgoto sanitário	8
3.4- Biofiltro Aeróbio Submerso.....	10
3.4.1- Experiências do uso de BFs.....	11
3.5 Padrões da legislação ambiental para lançamento de efluentes.....	14
4- MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
4.1- Reator Anaeróbio Compartimento.....	19
4.2- Biofiltro Aeróbio Submerso.....	21
4.3- Sistema de aeração.....	25
4.4- Partida do BF.....	27
4.5- Monitoramento.....	28
4.6. Lavagem do leito e produção de lodo.....	29
4.7 Exames Microbiológicos.....	30
5- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
5.1 Temperatura e oxigênio dissolvido.....	31
5.1.1 Oxigênio Dissolvido.....	32
5.1.1.1 Problemas operacionais da câmara de aeração durante a fase I.....	33
5.1.2 Temperatura.....	35
5.2 Alcalinidade Total e pH.....	36

5.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	38
5.4 Demanda Biouímica de Oxigênio (DBO).....	43
5.5 Remoção de Sólidos.....	45
5.6 Lavagem do leito e produção de lodo.....	51
5.7 Conversão de Nitrogênio Amoniacal e Remoção de Fósforo.....	54
5.8 Exames microbiológicos.....	58
6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	64
7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68
APÊNDICE A.....	72
ANEXO A.....	74

Lista de Figuras

Figura 3.1- Esquema de um Biofilme.....	06
Figura 3.2- Combinação de reator anaeróbio compartimentado e Filtro Aeróbio.....	09
Figura 3.3- Esquema da associação UASB + BF.....	12
Figura 4.1- Fluxograma das fases do período experimental.....	18
Figura 4.2-Esquema do Reator Anaeróbio Compartimentado.....	20
Figura 4.3- Desenhos esquemáticos dos sistemas experimentais das fases I e II e do utilizado por Soares (2003).....	22
Figura 4.4- Foto da instalação do BF utilizado por Soares (2003).....	23
Figura 4.5- Foto da instalação do BF utilizado nessa pesquisa.....	24
Figura 4.6- Esquema da Câmara de Saturação utilizada por Soares (2003).....	25
Figura 5.1- Variação das concentrações de OD nas duas fases de operação do BF.....	32
Figura 5.2- Variação espacial das concentrações de OD ao longo do BF na fase II.....	34
Figura 5.3 – Variação de temperatura do esgoto afluente ao BF durante as duas fases de operação.....	35
Figura 5.4 – Variação de temperatura do afluente pós-tratado do BF durante as duas fases de operação.....	35
Figura 5.5 – Variação da alcalinidade nas duas fases de operação do BF.....	36
Figura 5.6 – Variação do pH nas duas fases de operação do BF.....	37
Figura 5.7- Variação de DQObruta nas duas fases de operação do BF.....	39
Figura 5.8- Variação de DQOfiltrada nas duas fases de operação do BF.....	40

Figura 5.9 – Correlação entre COV_a e COV_r de DQO_{bruta} (FaseI).....	40
Figura 5.10 – Correlação entre COV_a e COV_r de DQO_{bruta} (FaseII).....	41
Figura 5.11 – Correlação entre COV_a e COV_r de $DQO_{filtrada}$ (FaseII).....	41
Figura 5.12 – Valores da DQO_{bruta} efluente da Fase II comparados ao padrão de lançamento da COPAM – MG.....	42
Figura 5.13- Variação de DBO_5 nas duas fases de operação do BF.....	44
Figura 5.14 – Correlação entre COV_a e COV_r de DBO_5 (FaseII).....	44
Figura 5.15 – Valores da DBO_5 efluente da Fase II comparados ao padrão de lançamento da CETESB.....	45
Figura 5.16- Variação de ST nas duas fases de operação do BF.....	46
Figura 5.17- Variação de STV nas duas fases de operação do BF.....	47
Figura 5.18- Variação de SST nas duas fases de operação do BF.....	47
Figura 5.19- Variação de SSV nas duas fases de operação do BF.....	47
Figura 5.20 – Valores de SST efluente das Fases I e II comparados ao padrão de lançamento da COPAM-MG.....	50
Figura 5.21- Concentrações de ST, STF e STV no lodo descartado do BF durante as lavagens do leito.....	53
Figuras 5.22- Variação de NTK nas duas fases de operação do BF.....	56
Figura 5.23- Variação de N-amoniaco nas duas fases de operação do BF.....	56
Figura 5.24- Variação de nitrito nas duas fases de operação do BF.....	57
Figura 5.25- Variação de nitrato nas duas fases de operação do BF.....	57
Figura 5.26- Variação de fósforo total nas duas fases de operação do BF.....	58
Figura 5.27- Fotografia por microscopia óptica comum do lodo inoculado na partida do BF, aumento 1,5 x 50 – microorganismos ciliados fixos semelhantes a <i>Epystilis</i> sp..	59
Figura 5.28- Fotografia por microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase I de operação do BF, aumento 1,5 x 1000 – bacilos não fluorescentes com extremidades arredondadas.....	60
Figura 5.29- Fotografia por microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase I de operação do BF, aumento 1,0 x 40 – microrganismo filamentosos semelhante à <i>Beggiatoa</i> sp.....	60
Figura 5.30- Fotografia por microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF, aumento 1,5 x 50 – microrganismos semelhante à <i>Paramecium</i> sp.....	61

Figura 5.31- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF: microrganismo filamentoso semelhante à <i>Beggiatoa</i> sp.....	61
Figura 5.32- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF: Metazoário.....	62
Figura 5.33- Fotografia por microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF, aumento 1,0 x 1,0: Nematóide.....	62
Figura 5.34- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF, aumento 1,0 x 5,0: microorganismos ciliados fixos semelhantes a <i>Epystilis</i> sp.....	63

Lista de Tabelas

Tabela 3.1- Classificação dos corpos d'água e respectivos usos preponderantes de acordo com a Resolução CONAMA nº 20 de 18 de Junho de 1986.....	16
Tabela 3.2- Valores máximos admissíveis de determinadas substancias para lançamento nos corpos d'água.....	17
Tabela 3.3 – Padrões de emissão de efluentes de alguns estados brasileiros.....	17
Tabela 4.1- Características do efluente do reator anaeróbio compartimentado.....	19
Tabela 4.2- Principais características do BF utilizado por Soares (2003).....	23
Tabela 4.3- Principais características do BF utilizado nessa pesquisa.....	24
Tabela 4.4- Característica do lodo utilizado.....	27
Tabela 4.5- Parâmetros adotados para monitoramento do desempenho de Biofiltro Aerado Submerso aplicado no pós-tratamento de efluente anaeróbio.....	28
Tabela 5.1- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros temperatura e oxigênio dissolvido durante as fases I e II.....	31
Tabela 5.2 - Valores médios, máximos e mínimos e o número de dados analisados (n) do parâmetro oxigênio dissolvido ao longo do BF durante a fase II do período de investigações.....	34
Tabela 5.3- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros alcalinidade total e pH durante as fases I e II.....	36
Tabela 5.4- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros DQO_{bruta} , COV_a , COV_r e respectiva eficiência de remoção (E%) durante as fases I e II.....	38
Tabela 5.5- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros $DQO_{filtrada}$, COV_{af} , COV_{rf} respectiva eficiência de remoção (E%) durante a fase II.....	38
Tabela 5.6- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros DBO_5 , COV_a , COV_r , relação DBO_5/DQO_{bruta} e respectiva eficiência de remoção (E%) durante as fase I e II.....	43

Tabela 5.7 – Valores médios, mínimos, máximos de (n) dados analisados dos parâmetros ST, STV, STF nas duas fases de operação do BF.....	45
Tabela 5.8 – Valores médios, mínimos, máximos de (n) dados analisados dos parâmetros SST, SSV, SSF nas duas fases de operação do BF.....	46
Tabela 5.9- Valores médios, mínimos e máximos das relações STV/ST e SSV/SST e das cargas volumétrica de sólidos aplicadas (CSV_a) e removidas (CSV_r).....	49
Tabela 5.10- Caracterização do lodo gerado nas lavagens do leito do BF em termos de sólidos totais e suspensos.....	51
Tabela 5.11- Valores médios, mínimos, máximos dos parâmetros SSD, SSV/SST e STV/ST de (n) dados analisados nas Fases I e II; Estimativa da Biomassa aderida.....	52
Tabela 5.12- Valores médios, máximos, mínimos e o número (n) de dados analisados dos parâmetros: NTK, N-amoniaco, N-orgânico e relação N-amoniaco ($N-NH_3$)/ NTK.....	54
Tabela 5.13- valores de NTK, N-amoniaco, N-orgânico, nitrito, nitrato, NTK consumido, nitrogênio oxidado e relação N-amoniaco ($N-NH_3$) / NTK na Fase II durante a operação com TDH de 12 horas.....	55
Tabela 5.14- Valores médios, mínimos, máximos e o número de dados analisados (n) do parâmetro fósforo total.....	58
Tabela A1- Valores da temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.....	75
Tabela A2- Valores do pH e alcalinidade total afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.....	76
Tabela A3- Valores da DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$ afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.....	77
Tabela A4- Valores da COV_{bruta} e $COV_{filtrada}$ aplicada e removida do BF durante as fases I e II.....	78
Tabela A5- Valores da DBO_5 afluente e efluente, das cargas orgânicas aplicada e removida e da relação DBO_5/DQO_{bruta} durante as fases I e II.....	79
Tabela A6- Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) observados durante as fases I e II.....	80
Tabela A7- Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) observados durante as fases I e II.....	81
Tabela A8- Valores das relações STV/ST e SSV/SST e das cargas orgânicas aplicadas e removidas no BF em termos de ST e SST durante as fases I e II.....	82

Tabela A9- Valores de NTK, N-amoniacoal, N-orgânico e respectivas eficiências de remoções observadas durante as fases I e II.....	83
Tabela A10- Valores da relação N-amoniacoal/ NTK, Nitrito, Nitrato, N-oxidado, NTK _{consumido} afluente e efluente do BF, respectivamente, observados durante as fases I e II.....	84
Tabela A11- Valores das concentrações de fosfato total afluente e efluente ao BF, respectivamente, observados durante as fases I e II.....	85

Lista de Abreviaturas e Siglas

RAC:	Reator Anaeróbio Compartimentado
BF:	Biofiltro aerado submerso.
CETESB:	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
COPAM:	Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO ₅ :	Demanda bioquímica de oxigênio após 5 dias de incubação a 20°C
DQO _b :	Demanda química de oxigênio para amostra bruta
DQO _f :	Demanda química de oxigênio para amostra filtrada
ETE:	Estação de tratamento de esgoto
E (%):	Eficiência
TDH:	Tempo de detenção hidráulica
OD.:	Oxigênio Dissolvido
pH:	Potencial hidrogeniônico
Op.:	Tempo de operação do BF
UASB:	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i> - reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo.

Lista de Símbolos

COV _a :	Carga orgânica volumétrica aplicada, [M]*[L ⁻³]*[T ⁻¹]
COV _{af} :	Carga orgânica volumétrica aplicada filtrada, [M]*[L ⁻³]*[T ⁻¹]
COV _{rf} :	Carga orgânica volumétrica removida filtrada, [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]
AT:	Alcalinidade Total, [M]*[L ⁻³]
DBO ₅ :	Demanda Bioquímica de oxigênio (5º dia a 20°C), [M]*[L ⁻³]
DQO _b :	Demanda Química de oxigênio para amostra bruta [M]*[L ⁻³]
DQO _f :	Demanda Química de oxigênio para amostra filtrada [M]*[L ⁻³]
N- amoniacal:	Nitrogênio Amoniacal, [M]*[L ⁻³]
N-NH ₃ :	Nitrogênio Amoniacal na forma gás amoníaco, [M]*[L ⁻³]
N-orgânico:	Nitrogênio orgânico, [M]*[L ⁻³]
NTK:	Nitrogênio Total de Kjeldahl, [M]*[L ⁻³]
OD:	Oxigênio Dissolvido, [M]*[L ⁻³]
NTK _c :	Nitrogênio Total de Kjeldahl consumido [M]*[L ⁻³]
ST:	Sólidos totais, [M]*[L ⁻³]
STF:	Sólidos totais fixos, [M]*[L ⁻³]
STV:	Sólidos totais voláteis, [M]*[L ⁻³]
SST:	Sólidos suspensos totais, [M]*[L ⁻³]
SSF:	Sólidos suspensos fixos, [M]*[L ⁻³]
SSV:	Sólidos suspensos voláteis, [M]*[L ⁻³]
SSD:	Sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff, [M]*[L ⁻³]

Resumo

CARVALHO JR., O. (2004). *Aprimoramento de um Biofiltro Aerado Submerso empregado no pós-tratamento do efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado*. São Carlos, 2004, 103p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O principal objeto desta pesquisa foi aprimorar a eficiência de remoção de DQO, DBO, SST e conversão de nitrogênio amoniacal de Biofiltro Aerado Submerso (BF), aplicado no pós-tratamento do efluente de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC). O BF, em escala piloto, foi construído em tubos de PVC, com 0,40m de diâmetro externo e volume útil de 190,6 L. Para a imobilização celular foram utilizadas, como material suporte, matrizes cúbicas de espuma de poliuretano, em um período total de operação de 180 dias e tempos de detenção hidráulica de 6, 4 e 12 horas, respectivamente. O trabalho de investigação foi dividido em duas fases: na fase I o BF operou por 55 dias com TDH de 6 horas, para a transferência de OD para o sistema foi utilizada uma câmara de saturação não pressurizada; na fase II, o BF operou por 28 dias com TDH de 6 horas; por 30 dias com TDH de 4 horas e no período restante por 67 dias com TDH de 12 horas. Nessa fase a câmara de saturação foi inicialmente removida por não atender à demanda de OD necessária para manter condições aeróbias no interior do BF; foi injetado ar comprimido diretamente no sistema. Foram alcançadas eficiências médias de remoção de DQO_b, DBO_b e SST; na fase I 32,4%, 39,2% e 62% com concentrações médias no efluente bruto de 143,7 mg DQO_b/L, 101,2 mg DBO_b/L e 25,1 mg SST/L, respectivamente. Nessa fase, não foi detectada eficiência de conversão de nitrogênio amoniacal. Na fase II, operando com TDH de 6 horas, o BF alcançou eficiências médias de remoção de DQO_b, DBO_b e SST de 74%, 85% e 85% com concentrações médias no efluente bruto de 63 mg DQO_b/L, 15mg DBO_b/L e 13 mg SST/L, respectivamente. Nesse período também não foi detectado processo de

nitrificação. Para TDH de 4 horas, as eficiências média de remoção de DQO_b, DBO_b e SST foram 77%, 70% e 71%, com concentrações médias no efluente bruto de 57 mg DQO_b/L, 27mg DBO_b/L e 17 mg SST/L, respectivamente. Durante esse período também não ocorreu conversão de nitrogênio amoniacal. Na fase final, em que o BF operou com TDH de 12 horas, foram encontradas eficiências médias de remoção de DQO_b, DBO_b e SST de 83%, 73% e 86% com concentrações médias no efluente bruto de 42 mg DQO_b/L, 36mg DBO_b/L e 9 mg SST/L, respectivamente. Nesse período a eficiência média de conversão de nitrogênio amoniacal foi de 57,8% com concentração média de 10 mg N-amoniacal/L no efluente bruto. A espuma de poliuretano foi adequada para imobilização da biomassa aeróbia, porém, a lavagem do leito foi dificultada pela mesma devido à sua alta capacidade de absorção. A injeção direta de ar no sistema resultou em considerável aumento da eficiência, produzindo efluente bastante clarificado.

Palavras-chave: pós-tratamento, reator anaeróbio compartimentado, biofiltro aerado submerso, esgoto sanitário.

Abstract

CARVALHO JR., O. (2004). *Improvement of submerged aerated biofilter used in the effluent post-treatment of an Anaerobic Baffed reactor*. São Carlos, 2004, 103p. M. Sc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The main object of this research was the removal efficiency improvement of COD, BOD, TSS and ammonia nitrogen conversion in a Submerged Aerated Biofilter (BF), used in the effluent post-treatment of an *Anaerobic Baffed reactor* (ABR). The BF, was built in pilot scale by PVC tubes with 0,40m of external diameter and useful volume of 190,6 L. Cubic matrices of polyurethane foam with were used as support for cellular immobilization in an operation period of 180 days with HDT of 6, 4 and 12 hours, respectively. The investigations period was shared in two phases: BF in the phase I operated for 55 days with HDT of 6 hours and the oxygen transferring was done using a chamber not pressured; BF in the phase II operated for 28 days with HDT of 6 hours, 30 days with HDT of 4 hours and on the rest of the investigation period (67 days) with HDT of 12 hours. In this phase the chamber was initially removed due to not attending the DO demand necessary to keep aerobic condition into the BF and, compressed air was directly injected at the system. The removal averages efficiencies of COD_r, BOD_r and SST in the phase I were 32,4%, 39,2% and 62% with average concentrations in the raw effluent of 146 mg COD_r/L, 101,2 mg BOD_r/L and 25,1 mg TSS/L, respectively. Ammonia nitrogen conversion efficiency wasn't detected in this. In the phase II, operating with HDT of 6hours, BF reached averages efficiencies of COD_r, BOD_r and SST of 74%, 85% and 85% with averages concentrations in the raw effluent of 63 mg COD_r/L, 15mg BOD_r/L and 13 mg TSS/L, respectively. Nitrification process wasn't detected in this period too. For HDT of 4 hours, the removal averages efficiencies of COD_r, BOD_r and SST were 77%, 70% and 71% with average concentrations in the raw

effluent of 57 mg COD_r/L, 27mg BOD_r/L and 17 mg TSS/L, respectively. During this period ammonia nitrogen conversion also not occurred. In the ending phase, where BF operated with HDT of 12 hours, removal averages efficiencies found of COD_r, BOD_r and SST were 83%, 73% and 86% with averages concentrations in the raw effluent of 42 mg COD_r/L, 36mg BOD_r/L and 9 mg TSS/L, respectively. In this period the ammonia nitrogen conversion medium efficiency was 57,8% with medium concentration in the raw effluent of 10 mg N-ammonia/L. The polyurethane foam was appropriated for aerobic biomass immobilization however the bed washing was harmed by the same one due to its high absorption capacity. The direct air injection into the system resulted in a considerable efficiency increase producing a sufficiently clearly effluent.

Keywords: post-treatment, anaerobic baffed reactor, submerged aerated biofilter, domestic wastewater. .

1. Introdução

As biotecnologias para tratamento de esgoto efetuam o processo de autodepuração em um sistema controlado, reator, em menores escalas temporal e espacial. Duas dessas merecem destaque: a aeróbia e a anaeróbia. Essa última, para sistemas bem projetados, apresenta certas vantagens quando comparada à primeira: menor consumo energético; redução de cerca de 10% nos custos de tratamento e disposição de lodo; maior resistência às cargas tóxicas (SPEECE, 1996). Quando empregada no tratamento de esgoto sanitário, por exemplo, essa tecnologia produz efluente passível de pós-tratamento por não se enquadrar nos padrões de lançamento da legislação ambiental, por exemplo, a resolução CONAMA nº 20 de junho de 1986.

VAN HANDEL & LETTINGA (1994) como alternativas para pós-tratamento de efluentes anaeróbios, apontam unidades de tratamento físico-químico e sistemas aeróbios.

Segundo CAMPOS *et al.* (1999), o uso combinado dos processos anaeróbio e aeróbio, possui grande potencial em pós-tratamento para remoção da carga orgânica remanescente, resultando modelos mais compactos.

VON SPERLING, (1997) aponta outras vantagens dessa combinação: maior simplicidade operacional, menor consumo de produtos químicos para desidratação do lodo, reduções de 50% na produção de lodo e no consumo de energia com aeradores - uma vez que cerca de 70% da DBO é normalmente removida pelo sistema anaeróbio, o consumo de OD será apenas na remoção da carga orgânica remanescente.

Segundo CHERNICHARO, (2001) na atualidade, os biofiltros aerados com leito filtrante são excelente alternativa de pós-tratamento para biotecnologia anaeróbia dando origem a sistemas mais compactos. Geralmente, assemelham-se aos filtros biológicos possuindo meio suporte para fixação dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica remanescente e um sistema responsável pelo fornecimento de oxigênio aos mesmos.

GONSALVES, et. al. (1999) para tratamento de esgoto doméstico com recirculação do lodo de lavagem, analisaram o desempenho de biofiltros aerados submersos aplicados no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio UASB, conseguindo-se eficiências de remoção de 95% e 88% de SS, $DBO_{5,20}$ e DQO, respectivamente. Essa associação também revelou haver produção de lodo 30% menor quando comparada à sistemas europeus que empregam os BFs como unidades de tratamento secundário.

Foi também estuda a aplicação de BF, escala piloto, no pós-tratamento do efluente de UASB visando enquadrá-lo na legislação ambiental do Estado de São Paulo. O desempenho médio de remoção de $DBO_{5,20}$ foi 91%, além de promover, durante determinado período de operação, conversão de nitrogênio amoniacal com concentrações inferiores a $5\text{mg N-NH}_4/\text{L}$ no efluente final. (HIRAKAWA et. al, 2001).

SOARES (2003) investigou o desempenho de dois BFs, diferenciados principalmente pela escala, utilizados no pós-tratamento de efluente anaeróbio. O autor propôs a instalação de uma câmara de saturação, semelhante às usadas em sistemas de flotação por ar dissolvido, para aumentar a concentração de OD dentro do biofiltro. Porém, o potencial de pós-tratamento do BF construído em escala piloto não foi totalmente explorado tornando-o objeto de investigação dessa pesquisa que foi dividida em duas fases. Na primeira, a câmara de saturação foi despressurizada, funcionando como um compartimento de aeração, na tentativa de se transferir oxigênio gasoso para a fase líquida fazendo com que o esgoto afluente ao BF tivesse OD em concentração suficiente para manter condições aeróbias dentro do biofiltro. Após 55 dias de operação essa câmara foi desativada por não atender a demanda de OD necessária para manter condições aeróbias no interior do BF e ar foi injetado diretamente no sistema. Portanto, a fase II consistiu na investigação do desempenho desse BF com injeção direta de ar ao sistema. O experimento foi conduzido no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos da EESC/USP, num período total de investigações de 180 dias. Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano foram utilizadas para imobilização celular.

2. Objetivos

O principal objetivo dessa pesquisa foi aprimorar a eficiência de remoção de DQO, DBO, SST e conversão de nitrogênio amoniacal em biofiltro aerado submerso (BF) empregado no pós-tratamento do efluente proveniente de um reator anaeróbio compartimentado (RAC), usado para tratar esgoto sanitário. Também fez parte das investigações a quantificação do lodo descartado, que variou em função das lavagens do leito e da frequência com que essas foram realizadas. Para que os objetivos explicitados acima fossem alcançados, o trabalho experimental foi realizado nas seguintes etapas:

- Modificações na câmara de saturação para que a mesma operasse despressurizada, aqui denominada câmara de aeração;
- Operação do BF com tempo de detenção hidráulica de 6 horas para avaliar a eficiência do processo de nitrificação, bem como remoção de DQO, DBO e SST, com a câmara de aeração (Fase I);
- Operação do BF com tempos de detenção hidráulica de 6, 4 e 12 horas para avaliar a eficiência do processo de nitrificação, bem como remoção de DQO, DBO e SST, sem uso da câmara de aeração(Fase II).
- Identificação dos parâmetros analisados do esgoto pós-tratado, quanto ao enquadramento aos padrões da legislação ambiental.

3. Revisão Bibliográfica

3.1- Microbiologia aplicada ao tratamento de esgoto sanitário.

É de extrema importância compreender os mecanismos envolvidos no metabolismo microbiano, para otimização de estações de tratamento de esgoto sanitário que utilizam biotecnologias. Os principais microrganismos envolvidos no tratamento de águas residuárias são: bactérias, fungos, protozoários e vermes. Dentre eles, as bactérias possuem grande representatividade na estabilização de compostos presentes no esgoto sanitário. (VON SPERLING, 1996).

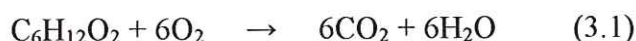
As bactérias são basicamente compostas por 80% de água e 20% de material seco do qual 90% é matéria orgânica e 10% inorgânica. Os elementos químicos que as compõe são basicamente: Carbono (50%), Oxigênio(20%), Nitrogênio(14%), Hidrogênio (8%) e Fósforo (3%). Para suas atividades metabólicas é, pois de extrema importância a disponibilidade, nos meios em que elas se encontram, de fontes desses elementos. (METCALF & EDDY, 1991).

O processo para obtenção de energia, realizado por bactérias para desempenharem atividades básicas como reprodução, locomoção e transporte de nutrientes é denominado anabolismo ou biossíntese. Como os nutrientes as fontes de energia também podem são obtidas do meio ambiente; dois tipos de energia são utilizados: a luminosa e a química. Embora muitos organismos obtenham energia da luz - fotossíntese - a maior parte dos microrganismos o fazem a partir da quebra de compostos químicos – quimiossíntese. Esse processo de quebra e liberação de energia é chamado catabolismo (MADIGAN *et al.*, 1996)

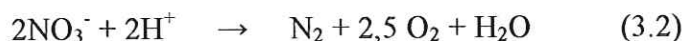
Para o metabolismo bacteriano, são necessárias fontes de carbono, energia e nutrientes como: nitrogênio, fósforo, enxofre, magnésio, e cálcio. São denominadas quimioautótrofas (exemplo: bactérias nitrificantes) por terem como fonte de carbono e energia, CO₂ e matéria inorgânica, respectivamente, e quimioheterotróficas por utilizarem matéria orgânica como precursor para as duas fontes.

Quanto ao tipo de respiração que realizam, as bactérias podem ser classificadas como aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Aeróbias quando o aceptor final na cadeia de elétrons é o oxigênio; anóxicas quando o aceptor final é nitrato NO_3^- (processo denominado desnitrificação); e anaeróbias quando o aceptor é sulfato (SO_4^{2-}) ou dióxido de carbono (CO_2) tendo como resultado final produção de sulfeto (H_2S) e metano (CH_4) respectivamente. Para geração de energia as principais reações que ocorrem em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias são (MADIGAN *et al*, 1996):

- Condições aeróbias



- Condições anóxicas: redução de nitratos (desnitrificação)



- Condições anaeróbias: redução de sulfatos (dessulfatação)



- Condições anaeróbias: redução de CO_2 (metanogenese hidrogenotrófica)



- Condições anaeróbias: metanogenese acetotrófica.



As bactérias aeróbias são as que se reproduzem mais rapidamente por utilizarem um agente oxidante que produz alta quantidade de energia. Daí a problemática dos processos aeróbios - seu rápido crescimento bacteriano - gerando altas quantidades de biomassa (lodo) nas estações de tratamento e resíduo sólido passível de tratamento. Esse problema não é tão grave nos demais tipos de respiração, pois o agente oxidante utilizado libera menos energia resultando num crescimento mais lento.

3.1.1 Biofilme em reatores de crescimento aderido ou imobilizado

Reatores de crescimento aderido são aqueles em que é utilizado um material inerte para conferir ao sistema área superficial para aderência e colonização dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico da água residuária. A vantagem desses reatores é o aumento do tempo de retenção celular resultando em modelos mais eficientes e compactos. Normalmente são utilizados para remover matéria orgânica bem

como para alcançar nitrificação (conversão de amônia a nitrato). Dentre os diversos processos de tratamento de crescimento aderido, podemos citar os filtros anaeróbios, os filtros biológicos, os reatores de filme fixo nitrificante e os biofiltros aerados submersos (METCALF & EDDY, 1991).

Biofilme é o resultado da aderência de sucessivas colônias de microrganismos ao material suporte, que vão se sobrepondo umas às outras formando uma película - um filme. Nesse filme são estabelecidos gradientes de concentração dos substratos utilizados pelos microrganismos e trocas com o meio líquido de subprodutos metabolizados. O mecanismo de aderência se dá pela produção de polímeros extracelulares e é influenciado por interações célula-célula e pela composição do meio.

A Figura 3.1 ilustra um esquema da seção transversal de um biofilme:

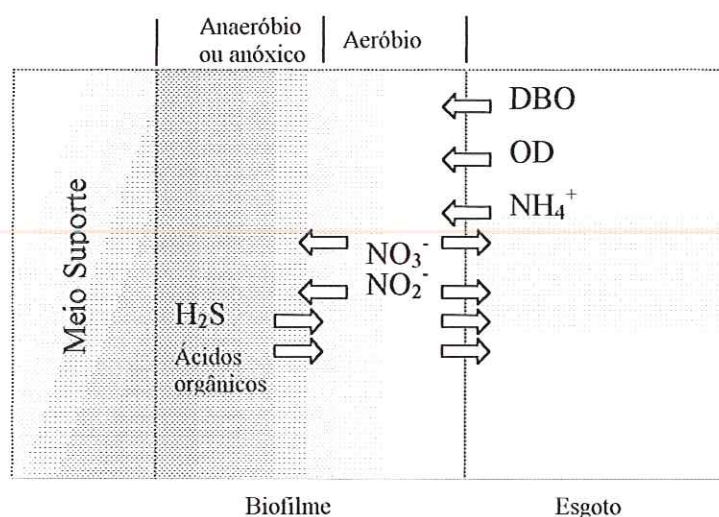


Figura 3.1- Esquema de um Biofilme
Fonte: (Adaptado de Von Sperling, 1996)

Em um biofiltro aerado submerso, por exemplo, o biofilme pode aparecer estratificado (anaeróbio, anóxico e aeróbio) como apresentado na Figura 3.1. Isso se deve ao aumento da espessura do biofilme que dificulta a passagem de OD das camadas mais externas para as mais internas do meio suporte. Na região aeróbia do biofilme, o nitrogênio amoniacal (NH_4^+) poderá ser convertido a nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-), os quais podem ser reduzidos na camada anóxica. Sob condições anaeróbias poderá ocorrer produção de ácidos orgânicos e redução de sulfatos. Nas regiões mais internas de um biofilme espesso (zona anaeróbia - próxima ao meio suporte) o substrato pode não mais atender à demanda necessária para a sobrevivência

dos microrganismos o que os leva à endogenia podendo causar o desprendimento de partes da biomassa.

A tensão de cisalhamento, oriunda do escoamento também pode ser fator regulador do crescimento do biofilme. Se esse crescimento não for controlado, ocorrerá acúmulo de lodo no leito resultando em um aumento de perda de carga do sistema e queda da eficiência do tratamento, devido ao arraste de sólidos para o efluente.

3.2- Reator Anaeróbio Compartimentado

Segundo NOUR (1996) o reator anaeróbio compartimentado (RAC), é uma boa alternativa para o tratamento de efluentes sanitários que usam o mesmo princípio de reatores anaeróbios de manta de lodo como, por exemplo, o UASB. O RAC é constituído de câmaras, compartimentos, que promovem a passagem do esgoto por regiões de densa biomassa, a chamada manta de lodo, sempre no sentido ascendente. Isso faz com que o esgoto afluente tenha maior tempo de contato com os microrganismos melhorando a eficiência do tratamento anaeróbio. Em sua pesquisa, o autor utilizou um RAC de 11 m³ de volume constituído de três câmaras de volumes iguais e uma quarta com filtro para retenção de sólidos. Aplicado ao tratamento de esgoto sanitário e operando com tempos de detenção hidráulica de 12 e 8 horas, esse reator alcançou eficiências médias de remoção de DBO e DQO de 70% e 60%, respectivamente.

BARBER (1999) afirma que os reatores anaeróbios compartimentados apresentam uma série de vantagens no tratamento de esgoto sanitário, quando comparados com outras configurações mais convencionais como o UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) e os filtros anaeróbios. Ele cita como vantagens: maior resistência a choques de cargas orgânicas, hidráulicas e tóxicas, maior tempo de retenção celular, menor produção de lodo, habilidade em separar parcialmente as diversas fases do catabolismo anaeróbio e maior resistência a variações de pH e temperatura. As características físicas do reator também permitem importantes modificações como, a inserção, em uma das câmaras, de um sistema aeróbio para pós-tratamento evitando, assim, unidades subseqüentes na estação reduzindo os custos de implantação.

CLARETO (1997) utilizou um reator anaeróbio compartimentado para tratamento de líquidos percolados de aterro sanitário com DQO de 60.000 mg/L. Esse RAC, em escala de bancada (10L) era constituído por quatro câmaras em série com chicanas e sedimentadores para retenção da manta de lodo. A eficiência de remoção de DQO para TDH de 8 e 5 dias, foi de 97% e 80%, respectivamente. O efluente final, porém, requeria de pós-tratamento para remoção da matéria orgânica recalcitrante.

3.3- Combinação de sistemas aeróbio/anaeróbio para pós-tratamento de esgoto sanitário.

Aplicado no tratamento de esgoto sanitário, os processos anaeróbios alcançam cerca de 70% de remoção de matéria orgânica necessitando de unidades de pós-tratamento para que seu efluente possa ser lançado aos corpos d'água.

Os processos aeróbios têm reconhecida eficiência no tratamento de esgoto sanitário; porém com desvantagens como alta produção de lodo e grande dispêndio de energia elétrica para fornecimento de OD ao meio líquido.

O emprego de processos aeróbios como unidades de pós-tratamento para remoção da fração orgânica e nitrogenada remanescente de efluentes anaeróbios, tem sido objeto de pesquisa de diversos autores (CAMPOS, 1989), (VICTORIA, 1993), (COLETTI, 1997), (PENETRA, 1998), (GONÇALVES, 2000), (SITÔNIO, 2001), (COSTA, 2002) e (SOARES, 2003).

MARCHETTO (2001) objetivando a remoção de nutrientes, investigou o desempenho de um sistema aeróbio com aeração contínua (etapa I) e intermitente (etapa II) aplicado no pós-tratamento de dois reatores anaeróbios, um compartimentado e outro de leito fluidificado. Na etapa I, a autora operou um reator de 11,5 l, aeração contínua e TDH de 14 horas, no qual foram alcançadas 40% de conversão de NTK e 45% de N-Amoniacal para uma carga volumétrica de 0,12kg de NTK/m³d. Na etapa II, ela operou um reator de 100 L, TDH de 6 horas, aeração intermitente (2h com aeração e 2h sem aeração) e com sistema de flotação na saída, resultando na conversão global de 72% a 84% de NTK e até 92% de remoção de fosfato.

CARVALHO (2003) investigou o desempenho de uma unidade de flotação por ar dissolvido de alta taxa (FADAT) utilizada no pós-tratamento de efluente de um reator anaeróbio de leito expandido (RALEx) com vazão de 10 m³/h, dosagem de cloreto

férrico (coagulante) de 70 mg/L, gradiente médio de velocidade de floculação de $80s^{-1}$ e 8,1 g de ar/m³. Foram alcançadas as seguintes eficiências de remoção: 84% de turbidez, 73% de DQO e 67% de SST.

BODÍK *et. al.* (2003) estudaram o desempenho, no pós-tratamento de esgoto sanitário, de dois sistemas anaeróbio-aeróbio para conversão de nitrogênio amoniacal sob variações de temperatura ao longo do período de operação. Cada um dos sistemas investigados era formado, seqüencialmente, por um sedimentador primário para retenção de parte dos sólidos suspensos do esgoto afluente, um reator anaeróbio compartimentado de quatro câmaras para tratamento secundário, um reator aeróbio de leito fixo, para pós-tratamento do efluente anaeróbio e um sedimentador secundário com recirculação de lodo para o reator compartimentado. Os sistemas foram diferenciados pelas dimensões do material suporte utilizado (tubos de plástico para o reator compartimentado e fibras de polipropileno para o filtro aeróbio) e pela partida, sendo somente um deles inoculado com lodo anaeróbio. A Figura 3.2 ilustra o esquema experimental utilizado. Após um ano de investigações os autores constataram eficiências de remoção de DQO, DBO e SST entre 79-83%, 93 – 94% e 81-90%, respectivamente. Ambos sistemas, revelaram intensa atividade nitrificante ao longo de todo período de operação com eficiência de conversão de nitrogênio amoniacal que variou entre 46-87% e desnitrificação parcial.

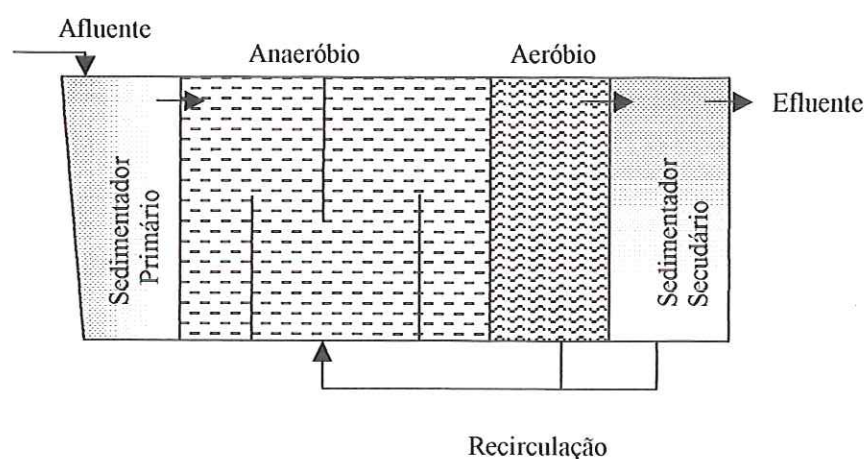


Figura 3.2- Combinação de reator anaeróbio compartimentado e Filtro Aeróbio.
Fonte: Adaptado BODÍK *et. al.* (2003)

3.4- Biofiltro Aeróbio Submerso

O BF é um reator aeróbio no qual a remoção e a transformação de compostos presentes em uma determinada água residuária, se dá pela passagem do efluente através de um material inerte. Esse material promoverá a retenção de sólidos suspensos e servirá como suporte para fixação e colonização de microrganismos. Estes últimos, em suas atividades metabólicas, utilizarão esses sólidos e compostos solúveis reduzindo-os a formas mais simples. BF é, pois, um filtro que retém certos compostos da água residuária por meio de uma barreira física e biológica.

A concepção da maioria dos BFs atuais é a de um tanque preenchido com material poroso - brita, xisto expandido, matrizes de poliestireno, matrizes de poliuretano - através do qual entram em contato esgoto e ar. Os BFs necessitam periódicas lavagens de seus leitos filtrantes para retirada do excesso de biomassa acumulada nos interstícios.

Segundo CHERNICHARO (2001) os pontos-chaves dessa biotecnologia são:

a) Sentido do escoamento ar-água, diretamente relacionado à retenção de sólidos suspensos, transferência de OD à fase líquida, evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e produção de odores. As possibilidades para esse escoamento são: co-corrente (fluxo de ar e líquido ascendentes) e contra-corrente (fluxo de líquido descendente e ar ascendente). Os processos geralmente são caracterizados de acordo com o sentido do escoamento: ascendente ou descendente. Cada uma dessas opções apresenta vantagens e desvantagens como relacionadas a seguir:

- capacidade de retenção de sólidos: Para meio granular pesado ($d > 1$) nos processos descendentes, ou meio flutuante nos ascendentes, a capacidade de captura de sólidos suspensos é maior, pois a compressão do leito filtrante causada pelo escoamento aumenta a capacidade de filtração. Nos processos de fluxo ascendente com meio suporte pesado o escoamento causa expansão do leito produzindo uniforme distribuição de sólidos suspensos ao longo da altura do BF;
- comportamento hidrodinâmico: os processos descendentes podem favorecer o aprisionamento de ar em determinadas regiões do leito filtrante. Os processos

ascendentes podem favorecer má distribuição do esgoto afluyente causando curtos circuitos no BF prejudicando sua eficiência;

- evolução da perda de carga: A evolução da perda de carga é maior nos processos descendentes com meio granulares pesados e ascendentes com meio flutuante. Os processos com meio granular estruturado apresentam menor evolução de perda de carga devido a menor retenção de sólidos suspensos.

b) Escolha de adequado material suporte para remoção de sólidos suspensos, fixação dos microrganismos, características suficientes para facilitar a lavagem do leito e resistência à abrasão.

c) Dispositivo de aeração suficiente para atender às demandas do sistema.

d) Periodicidade na lavagem do leito, essencial para controle da colmatção progressiva do leito pelo acúmulo de sólidos suspensos retidos. Os intervalos entre uma lavagem e outra depende das características do esgoto tratado, da natureza da biomassa fixa, da carga aplicada e da granulometria do material suporte.

e) Consumo de energia para aeração, lavagem do leito e bombeamento da água de lavagem.

3.4.1 Experiências no uso de BFs

CANZIANI *et. al.* (1999) investigaram o desempenho da combinação de biofiltros aeróbios submersos utilizados para conversão de nitrogênio amoniacal de esgoto sanitário. Esse sistema era formado por dois BFs ligados em série e intermediados por um sedimentador que removia sólidos suspensos produzidos pelo primeiro biofiltro. No primeiro BF era promovida a remoção da fração orgânica carbonácea do esgoto afluyente ao sistema, enquanto no segundo, após o sedimentador, havia nitrificação. A taxa média de nitrificação à temperatura de 20°C foi 0,84 g NH₄⁺-N m⁻².d. Como material suporte foram utilizadas esferas de PVC com áreas superficiais de 140 a 230 m² para o primeiro biofiltro e de 230 a 400 m² para o segundo. Essa combinação de biofiltros não necessitava lavagens periódicas do leito, resultando uma configuração com maior facilidade operacional.

GONÇALVES, *et. al.*(1998) analisaram o desempenho de um BF associado ao reator anaeróbio do tipo UASB, usado para tratamento secundário de esgoto sanitário. O BF foi construído em acrílico, com 100mm de diâmetro, altura de 0,8m, volume de 6,3L com meio suporte constituído por esferas de poliestireno com 3mm de diâmetro com superfície específica de $1200\text{m}^2/\text{m}^3$, o qual se encontrava totalmente submerso. O escoamento se dava no sentido co-corrente e, a cada três dias, eram realizadas lavagens periódicas do leito com altas quantidades de ar que promovia agitação e desprendimento da biomassa em excesso. Esses autores constataram eficiência de remoção no efluente final, de 95% de SS e DBO_5 e 88% de DQO com produção de lodo 30% menor que nas configurações europeias; concluíram ser promissora a associação UASB + BF para tratamento de esgoto sanitário no Brasil. A figura 3.3 ilustra o esquema experimental utilizado.

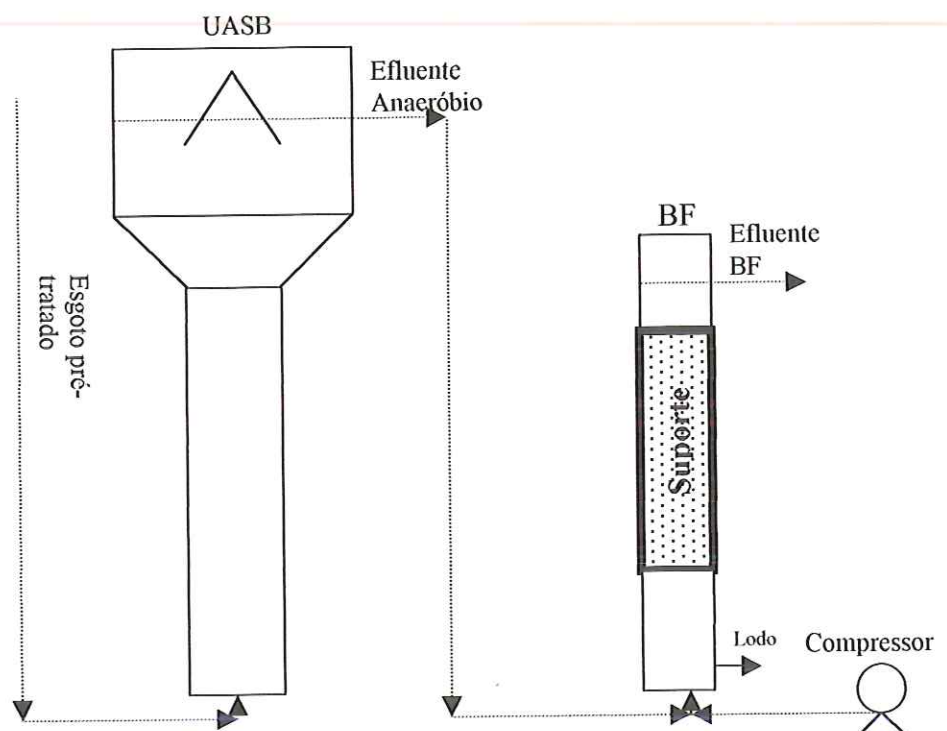


Figura 3.3- Esquema da associação UASB + BF.
[Fonte: Adaptado GONÇALVES (1998)]

O BF, se associado a sistemas anaeróbios para pós-tratamento, pode promover nitrificação, na fase aeróbia, e desnitrificação, na fase anóxica. A primeira fase é favorecida pelo fato da carga orgânica oriunda de sistemas anaeróbios ser suficiente para garantir a predominância de microrganismos autotróficos nitrificantes.

POLANCO (2000) verificou altas taxas de nitrificação, em BF com 2,5 m de altura, volume de 42 L, utilizando pozzolana com 3mm de diâmetro como meio suporte, para DQO afluente de até 200mg/L. O autor também verificou que, para valores maiores, houve queda na eficiência de nitrificação devida à competição entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos.

SITÔNIO (2001) investigou o desempenho de um BF, em escala bancada, volume útil de 7,2 L, 1,3m de altura, TDH de 5horas usando, como material suporte, brita e espuma de poliuretano (matrizes de 100x60mm). Esse BF foi utilizado no pós-tratamento de reator anaeróbio compartimentado (RAC) com 11m³ de volume, usado para tratamento de esgoto sanitário. O material suporte empregado mostrou-se adequado para formação de biofilme e remoção de sólidos em suspensão, dada sua grande capacidade de absorção. O efluente final revelou excelente qualidade com remoções de 82% a 86% de DQO e DBO₅ brutas, respectivamente, e nitrificação parcial. A autora atribuiu a baixa eficiência na nitrificação à variações na carga de nitrogênio amoniacal que inibiriam o metabolismo das bactérias nitrificantes. Essa baixa remoção de nitrogênio amoniacal, segundo a pesquisadora, pode ser atribuída à ineficiência do sistema de aeração, pois as bactérias nitrificantes são exigentes em OD

SOARES (2003), utilizando o BF anterior e empregando os mesmos materiais suporte, propôs melhorias na hidrodinâmica bem como na transferência de OD adotando uma câmara de saturação comumente usada nos sistemas de flotação por ar dissolvido. Sua pesquisa foi dividida em duas etapas: na primeira, denominada Bf₁, o autor utilizou o biofiltro usado por SITÔNIO (2001) e na segunda, denominada Bf₂, um BF com mesma configuração, porém em uma escala maior.

O Bf₁ foi operado durante 117 dias com TDH de 3h com eficiências médias de remoção de DQO_B, DBO₅ e SST de 78%, 81% e 84%, respectivamente, e 49% de nitrificação. Esta última foi prejudicada devido às variações de OD no interior do BF em virtude das interrupções feitas para limpeza de um registro de agulha na entrada do mesmo. Esse registro, por controlar a pressão interna na câmara, entupia diariamente

causando variações na vazão afluente ao BF. O Bf₂, que foi operado durante 47 dias com TDH de 6 horas, volume útil de 178 L, 2m de altura e preenchido com matrizes cúbicas de poliuretano de 4cm de aresta, apresentou eficiências médias de remoção de DQO_B, DBO₅ e SST de 49%, 64% e 51%, respectivamente. O autor atribuiu essa baixa eficiência à lavagem do leito efetuada no início da operação que carrou a biomassa ativa para fora do sistema. Talvez essa não seja a melhor justificativa porque, como a espuma de poliuretano é de difícil lavagem, pode ter ocorrido grande acúmulo de biomassa nas camadas mais inferiores do BF consumindo todo OD disponível no sistema, causando a morte dos microrganismos localizados na parte mais superior prejudicando a eficiência do biofiltro. SOARES (2003) que visava adequar seu efluente de seus BFs aos padrões da legislação ambiental, também se referiu à necessidade de unidades de desinfecção.

3.5 Padrões da legislação ambiental para lançamento de efluentes

A lei Federal nº 9433 de 8 de Janeiro de 1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989 sob os seguintes fundamentos, objetivos e instrumentos:

Artigo 1º - Fundamentos

- I- A água é um bem de domínio público;
- II- A água é um recurso natural limitado dotado de valor econômico;
- III- em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
- IV- A gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- V- Bacia hidrográfica e a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI- A gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Artigo 2º - Objetivos

- I- Assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;
- II- A utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;
- III- A prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrente do uso inadequado dos recursos naturais.

Artigo 5º - Instrumentos

- I- Os Planos de Recursos Hídricos;
- II- O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água,
- III- A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV- A cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V- A compensação a municípios;
- VI- O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

A resolução CONAMA nº 20 de 18 de Junho de 1986, como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, visa o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo usos preponderantes. Esse enquadramento não está necessariamente baseado nas condições atuais desses corpos, mas nos níveis de qualidade que esses deveriam possuir para atender às necessidades das comunidades. As águas foram divididas em nove classes entre as doces (classes: especial a quatro), salobras (classe: cinco e seis) e salinas (classe: sete e oito). A Tabela 3.1 ilustra um resumo das classes com seus respectivos usos preponderantes.

Tabela 3.1- Classificação dos corpos d'água e respectivos usos preponderantes de acordo com a Resolução CONAMA nº 20 de 18 de Junho de 1986.

Uso	Classe								
	Especial	1	2	3	4	5	6	7	8
Abastecimento Doméstico	(i)	(ii)	(iii)	(iii)					
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas									
Recreação de contato primário							(vii)		(vii)
Proteção das comunidades aquáticas									
Irrigação		(iv)	(v)	(vi)					
Aqüicultura									
Dessedentação de animais									
Navegação							(viii)		(viii)
Harmonia Paisagística									
Usos Menos Exigentes									

(i) Sem prévia ou com simples desinfecção; (ii) Após tratamento simplificado; (iii) Após tratamento convencional; (iv) hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que crescem rente ao solo e que sejam ingeridas cruas e sem remoção de película; (v) hortaliças e plantas frutíferas; (vi) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; (vii) Contato Secundário; (viii) Comercial.

Os padrões para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora que direta ou indiretamente podem ser despejados nos corpos d'água estão enunciados no artigo 21º dessa mesma resolução, apresentados a seguir:

- a) pH entre 5 a 9;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e) óleos e graxas:
 - óleos minerais até 20 mg/l
 - óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/l;
- f) ausência de materiais flutuantes;

g) os valores máximos admissíveis de determinadas substâncias estão na Tabela 3.2 a seguir:

Tabela 3.2- Valores máximos admissíveis de determinadas substâncias para lançamento nos corpos d'água.

Substância	Concentração	Substância	Concentração
Amônia:	5,0 mg/l N	Mercúrio:	0,01 mg/l Hg
Arsênio total:	0,5 mg/l As	Níquel:	2,0 mg/l Ni
Bário:	5,0 mg/l Ba	Prata:	0,1 mg/l Ag
Boro:	5,0 mg/l B	Selênio:	0,05 mg/l Se
Cádmio:	0,2 mg/l Cd	Sulfetos:	1,0 mg/l S
Cianetos:	0,2 mg/l CN	Sulfito:	1,0 mg/l SO ₃
Chumbo:	0,5 mg/l Pb	Zinco:	5,0 mg/l Zn
Cobre:	1,0 mg/l Cu	Compostos organofosforados e carbonatos totais:	1,0 mg/l em Paration
Cromo hexavalente:	0,5 mg/l Cr	Sulfeto de carbono:	1,0 mg/l
Cromo trivalente:	2,0 mg/l Cr	Tricloroeteno:	1,0 mg/l
Estanho:	4,0 mg/l Sn	Clorofórmio :	1,0 mg/l
Índice de fenóis:	0,5 mg/l C ₆ H ₅ OH	Tetracloroeto de Carbono:	1,0 mg/l
Ferro solúvel:	15,0 mg/l Fe	Dicloroeteno:	1,0 mg/l
Fluoretos:	10,0 mg/l F	Compostos organoclorados não listados acima (pesticidas, solventes, etc):	0,05 mg/l
Manganês solúvel:	1,0 mg/l Mn	*	*

(*) Outras substâncias em concentrações que poderiam ser prejudiciais: de acordo com limites a serem fixados pelo CONAMA.

Fonte: Resolução CONAMA nº 20, 18/06/86.

A Tabela 3.3 a seguir ilustra alguns padrões de lançamento de efluentes de alguns estados brasileiros por seus respectivos órgãos ambientais.

Tabela 3.3 – Padrões de emissão de efluentes de alguns estados brasileiros.

Parâmetro	São Paulo (CESTEB)	Vitória (CONDEMA)	Minas Gerais (COPAM)
DBO ₅ (mg/L)	60 ⁽ⁱ⁾	-	60
DQO (mg/L)	-	200	90
SST (mg/L)	-	100	60
pH	5-9		6-9

Nota: (i) 60 mg/L ou 80% de remoção.

Fonte: adaptado de SOARES (2003)]

4. Materiais e Métodos

Este capítulo apresenta a metodologia e os materiais empregados para investigar o desempenho de biofiltro aeróbio submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado. O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos da Escola de Engenharia de São Carlos-USP. O conjunto experimental era composto basicamente por: unidade de tratamento primário com gradeamento simples, poço de sucção, casa de bombas para recalque de esgoto à unidade de tratamento secundário, reator anaeróbio compartimentado, bomba dosadora para alimentação da unidade de tratamento terciário e biofiltro aerado submerso. O experimento foi dividido em duas fases. Na primeira (fase I), foi utilizada uma câmara de aeração para fornecer OD ao BF; na segunda, (fase II), foi injetado ar diretamente no sistema. A figura 4.1 apresenta os fluxogramas das duas fases do período experimental.

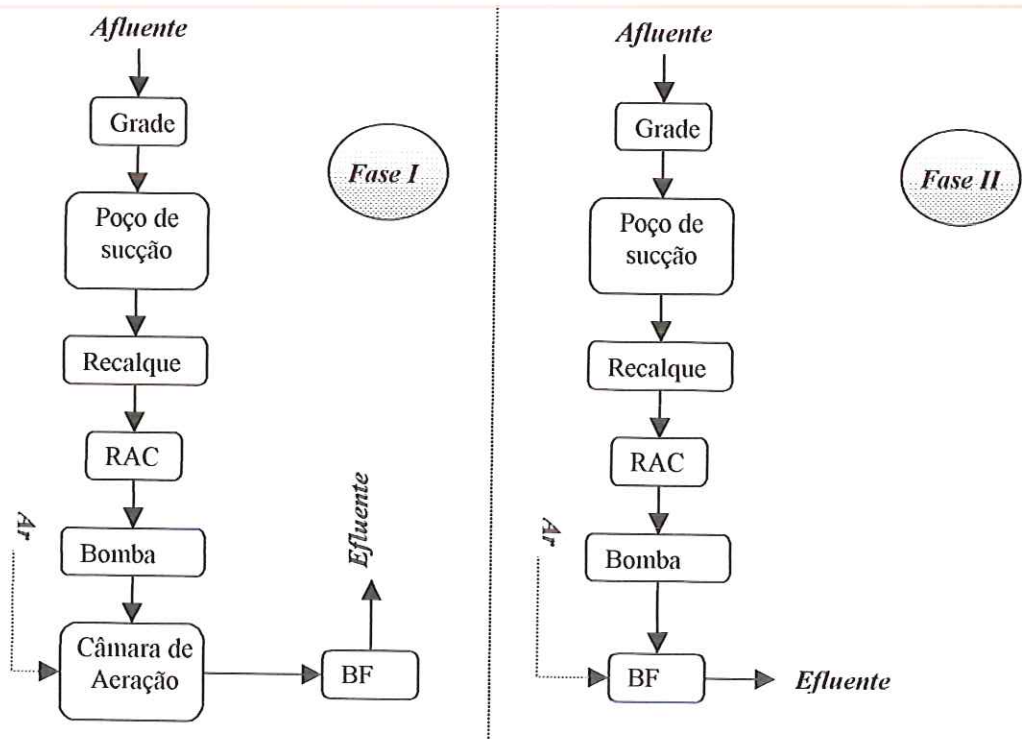


Figura 4.1- Fluxograma das fases do período experimental.

4.1 Reator Anaeróbio compartimentado.

Um Reator Anaeróbio Compartimentado está em operação no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento (EESC-USP) e tem sido utilizado em várias pesquisas por diversos investigadores tais como: NOUR (1996) e POVINELLI (1999). Esses pesquisadores constataram que o efluente do referido reator, não se enquadra nos padrões exigidos, para lançamento, necessitando pós-tratamento.

O RAC, utilizado nesta pesquisa, Figura 4.2, possui volume total de 11 m³ e quatro câmaras com volumes de 3,6 m³ (primeira e segunda), 3,4m³ (terceira), e 0,6 m³ (quarta). O tanque principal e as câmaras foram construídos em alvenaria armada. Essas câmaras funcionam em série e são interligadas por tubulações que distribuem o esgoto de uma para outra. Na quarta, foi construído um decantador de placas para retenção dos sólidos (POVINELLI 1999). O esgoto, oriundo da rede pública coletora local, passa por um gradeamento simples, é acumulado em um poço de onde é recalado para o RAC. A vazão afluente é medida por um vertedor triangular. Durante aproximadamente 100 dias de operação do BF, o RAC operou com TDH de 38 horas ($Q = 0,29 \text{ m}^3/\text{h}$) e no período restante de investigações (80 dias) com TDH de 12 horas ($Q = 0,91 \text{ m}^3/\text{h}$). Para manutenção do RAC são necessárias limpezas periódicas do poço de sucção e revezamento semanal entre as duas bombas do sistema de recalque. A Tabela 4.1 apresenta algumas características do efluente produzido pelo RAC.

Tabela 4.1- Características do efluente do reator anaeróbio compartimentado.

Parâmetro	Sitônio (2001)	SOARES (2003)
pH	6,83 ± 0,2	6,91 ^(a)
AT (mg CaCO ₃ / L)	171 ± 83	191 ± 12
DQO _b (mg/L)	272 ± 57	243 ± 61
DQO _f (mg/L)	174 ± 53	106 ± 18
DBO ₅ (mg/L)	150 ± 63	138 ± 57
ST (mg/L)	-	321 ± 81
SST (mg/L)	54 ± 21,6	48 ± 34
SSV (mg/L)	36,3 ± 20,3	47 ± 34
NTK (mg/L)	53,7 ± 4,8	54,2 ± 4
Fósforo total (mg P/L)	7,66 ± 1,11	6,01 ± 1,38

Nota: (a) valor médio

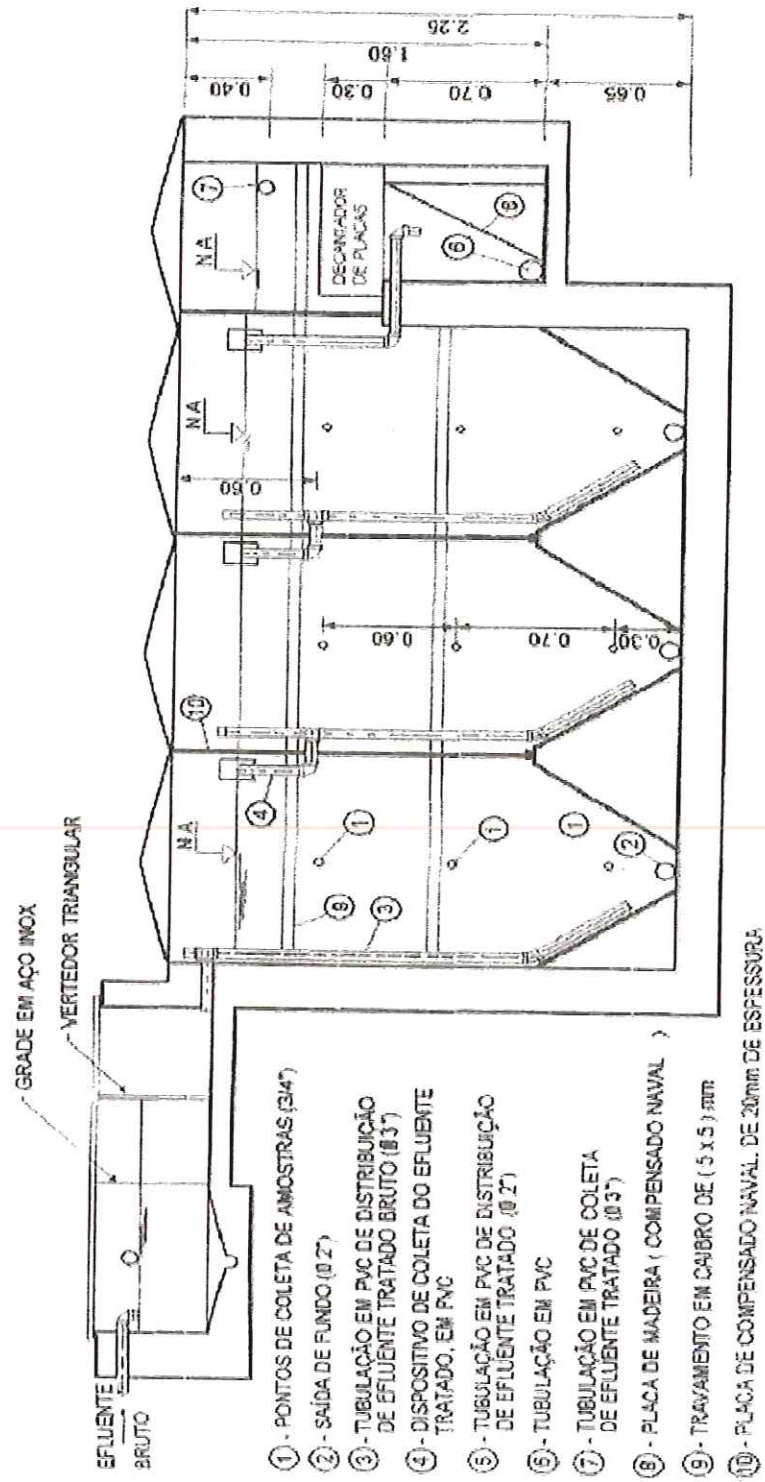


Figura 4.2-Esquema do Reator Anaeróbio Compartimentado.

Fonte: (POVINELLI, 1999)

4.2. Biofiltro Aerado Submerso

O BF, de fluxo ascendente, foi executado em tubos de PVC, com diâmetro interno de 38 cm e parede com 1,0 cm de espessura. Foi dividido em cinco módulos: dois com 20 cm de altura, dois com 60 cm e um com 40 cm. Esses módulos formam uma única estrutura com 200 cm de altura por meio de junção de flanges com 4 cm de largura e 2cm de espessura. Na base de cada um dos módulos há uma placa de PVC perfurada, com poros de 6 mm de diâmetro, para passagem do efluente ao longo do BF e para retenção do material suporte. O BF foi construído sobre uma base metálica com 40cm de altura a fim de se criar um fundo falso para instalação do registro de descarte de lodo e pontos de amostragem. No meio dos dois módulos maiores (60 cm) há um visor em acrílico para eventuais retiradas de material suporte durante a operação do BF. Para imobilização celular, foram empregadas matrizes cúbicas de espuma de poliuretano com 4 cm de aresta preenchendo os dois maiores módulos com 820 unidades cada. Pontos de amostragem, para quantificação de OD ao longo do BF, encontram-se no meio de cada módulo e foram nomeados P₁, P₂, P₃, P₄, e P₅ correspondentes aos módulos M₁, M₂, M₃, M₄ e M₅. Esses pontos de amostragem localizavam-se, tomando-se como referencia zero a base do BF, a 10, 40, 80, 120 e 180 centímetros de altura, respectivamente Durante a Fase I desta pesquisa, foi utilizada uma câmara de aeração constituída por um tubo de PVC de 90mm de diâmetro interno, 1,6 m de comprimento, 5 mm de espessura, com volume líquido de 10,2 L. Em pesquisa anteriormente, efetuada por SOARES (2003), essa câmara havia sido pressurizada funcionando como uma câmara de saturação semelhante às usadas por sistemas de flotação por ar dissolvido. A finalidade de se empregar uma câmara de aeração era promover a transferência de oxigênio gasoso para o efluente oriundo do RAC, antes que ele entrasse no BF. Na Fase II, essa câmara de aeração foi desativada, e o ar por difusores no interior do BF. O efluente anaeróbio era levado aos sistemas experimentais por meio de uma bomba dosadora marca BLOWAIR, modelo A-125N. Nesta pesquisa, a disposição dos módulos na montagem do BF foi executada de maneira diferente daquela empregada por SOARES (2003), na tentativa de serem atenuados possíveis problemas de ordem hidrodinâmica como caminhos preferenciais e zonas mortas A Figura 4.3 apresenta o desenho esquemático dos sistemas experimentais utilizados em ambas as fases desta pesquisa, bem como o esquema utilizado por SOARES (2003).

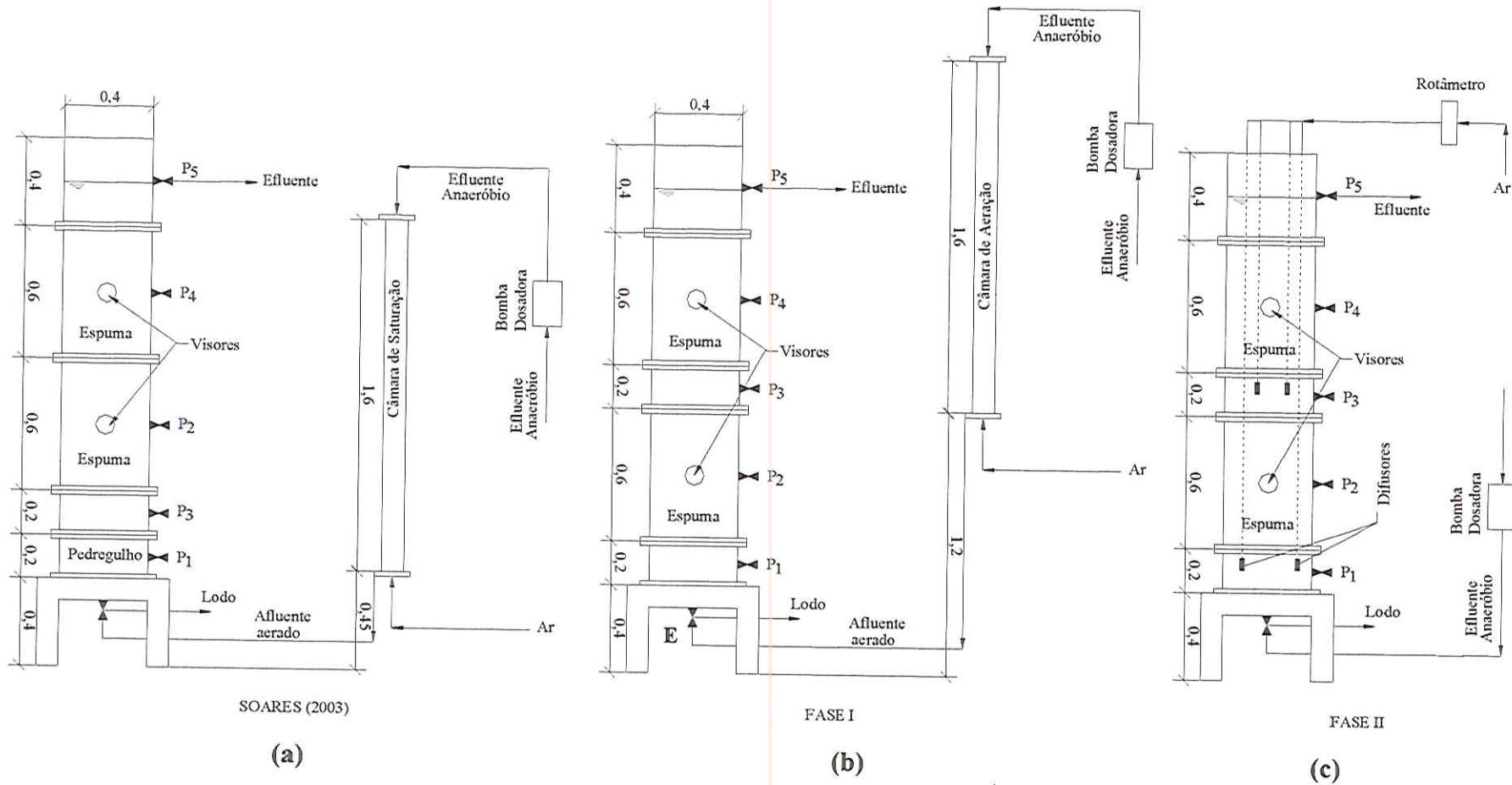


Figura 4.3- (a) Desenho esquemático do sistema usado por SOARES (2003); (b) e (c) desenhos esquemáticos dos sistemas experimentais das fases I e II desta pesquisa.

A Tabela 4.2 e a Figura 4.4 ilustram as principais características do BF utilizado por SOARES (2003).

Tabela 4.2- Principais características do BF utilizado por SOARES (2003)

Características	Módulos			
	1	3	2 e 4	5
Meio Suporte	-	Pedregulho 12,9 a 25 mm	Espuma	-
Porosidade média ⁽ⁱ⁾ %	-	-	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 (L)	1,8			
Volume Total (L)	227			
Volume Líquido (L)	204			
Volume Útil (L) ⁽ⁱⁱ⁾	178			

Nota: (i) Fonte: SOARES (2003); (ii) Cálculo do volume útil apêndice A.

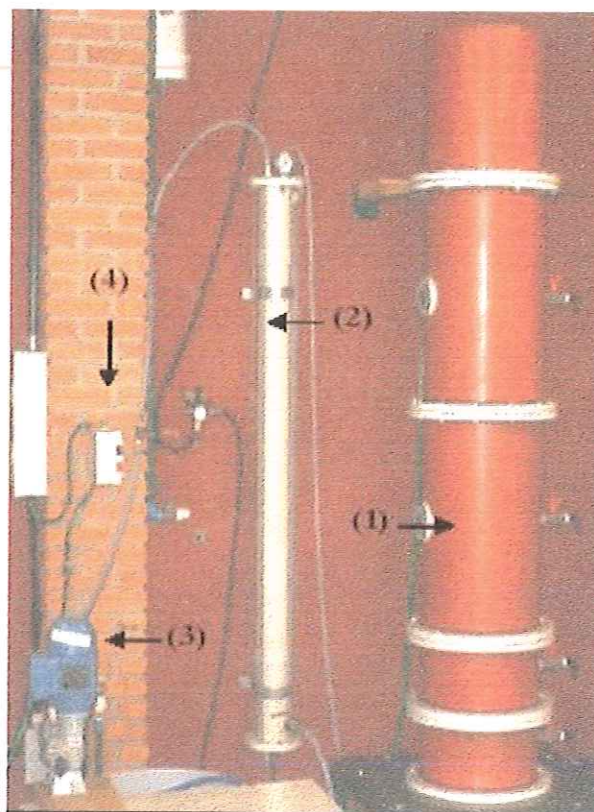


Figura 4.4- Foto da instalação do BF utilizado por SOARES (2003)
Fonte: SOARES (2003)

(1) BF; (2) Câmara de Saturação; (3) Bomba dosador; (4) Chave liga/ desliga da bomba dosadora.

A Tabela 4.3 e a Figura 4.5 ilustram as principais características do BF utilizado nesta pesquisa.

Tabela 4.3- Principais características do BF utilizado nessa pesquisa.

Características	Módulos			
	1	3	2 e 4	5
Meio Suporte	-	-	Espuma	-
Porosidade média ⁽ⁱ⁾ %	-	-	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 (L)	1,8			
Volume Total (L)	227			
Volume Líquido (L)	204			
Volume Útil (L)	190,6			

Nota : (i) Fonte: SOARES (2003)

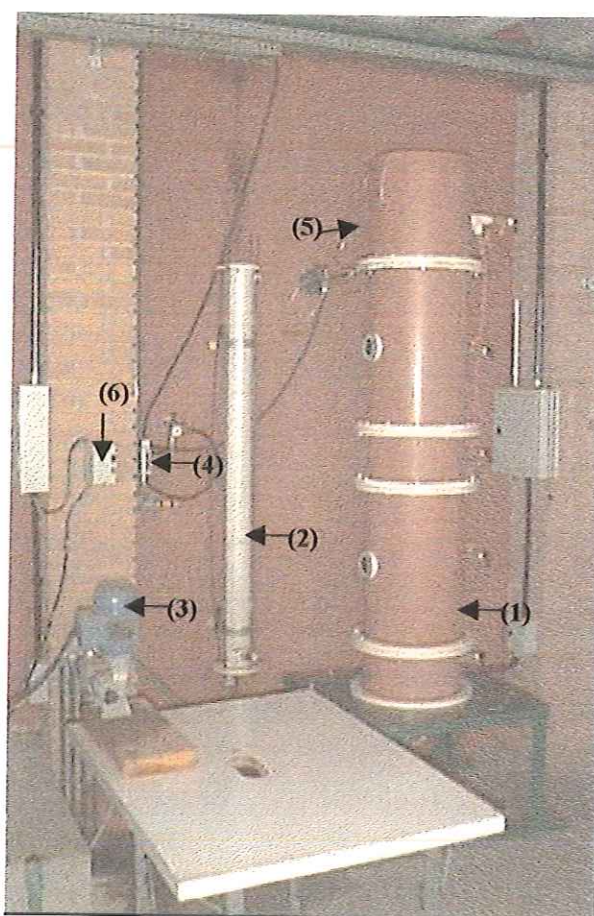


Figura 4.5- Foto da instalação do BF utilizado nessa pesquisa.

Nota: (*) Nesta foto a câmara de aeração já estava desativada

(1) BF; (2) Câmara de aeração^(*); (3) Bomba dosadora; (4) Rotâmetro; (5) Entrada de ar (6) Chave liga/desliga da bomba dosadora

4.3 Sistema de Aeração

Nas configurações convencionais de BF, a injeção de ar é feita diretamente no interior do sistema promovendo a transferência de oxigênio gasoso para a fase líquida. Sitônio (2001) refere que, devido a essa injeção, aconteceram problemas como zonas mortas e caminhos preferenciais. SOARES (2003), então, propôs a transferência de oxigênio para a fase líquida externa ao sistema por meio de uma câmara de saturação semelhante às usadas por sistemas de flotação por ar dissolvido na linha de alimentação do BF. Assim, o esgoto afluente ao BF ganharia OD antes de entrar no sistema eliminando os problemas da injeção direta de ar. O efluente anaeróbio proveniente do RAC era bombeado para a parte superior da câmara de saturação entrando em contato com pequenas bolhas de ar produzidas por um difusor na base da mesma. A pressão interna da câmara era mantida em $3,5 \text{ kgf} / \text{cm}^2$ e o tempo de contato entre ar e esgoto era de 25,5 minutos. Esse tempo de contato era função do TDH estabelecido para operação do BF.

A Figura 4.6 apresenta um desenho esquemático dessa câmara de saturação.

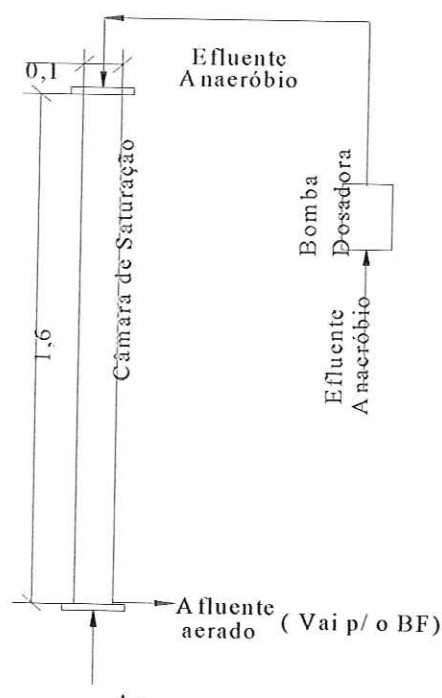


Figura 4.6- Esquema da Câmara de Saturação utilizada por
Fonte: SOARES (2003)

A pressão interna da câmara era controlada por um registro de agulha localizado na base do BF. O efluente anaeróbio, depois de ganhar OD, seguia para o biofiltro passando por esse registro.

Um dos problemas operacionais apontados por SOARES (2003) era a manutenção diária que precisava ser dada no registro de agulha porque, devido à sua pequena abertura para manter a pressão interna da câmara, ficava obstruído pelo acúmulo de sólidos.

Em uma escala real a pressurização dessa câmara não seria economicamente viável por necessitar alto consumo de energia elétrica optando-se assim, por despressurizá-la nesta pesquisa. A câmara despressurizada funcionaria, então, como um compartimento para transferência de oxigênio gasoso para a fase líquida sendo denominada câmara de aeração. O plano era erguê-la o suficiente para que o efluente do RAC depois de ganhar OD seguisse para o BF por gravidade. Para isso sua base foi elevada a 1,20 m do solo. A fase I dessa pesquisa compreendeu, assim, às investigações desse sistema para pós-tratamento utilizando-se essa câmara de aeração na linha de alimentação do BF. O registro de agulha foi removido eliminando, assim, o inconveniente operacional apontado pela pesquisa anterior. Após várias tentativas de se utilizar à câmara despressurizada, a concentração de OD no interior do BF ainda era nula, prevalecendo condições anaeróbias.

Após 55 dias de operação do BF, essa câmara foi desativada. O efluente anaeróbio passou a entrar pela base do biofiltro e para fornecimento de OD era injetado ar comprimido diretamente no sistema, como nos BFs convencionais.

Com essas características, teve início a segunda fase de investigação dessa pesquisa. Quatro difusores foram dispostos ao longo BF, dois no módulo M₁ e dois no M₃ (Figura 4.3). Um rotâmetro da marca Omel, modelo P foi instalado na linha de alimentação de ar para quantificar a vazão necessária para manter, no BF, condições aeróbias suficientes para o bom desempenho do sistema. As vazões de ar utilizadas foram de 1000 e 1200 L/h de ar comprimido à uma pressão de 0,1 kgf/cm².

$$\frac{m^3}{s} \cdot \frac{N}{m^2}$$

4.4 Partida do BF

No início de Agosto de 2003 o BF foi posto em operação utilizando-se, como inoculo, lodo aeróbio de um sistema de lodos ativados proveniente da ETE Flores, da cidade de Rio Claro. Foram utilizados 40 L de lodo cujas características principais encontram-se na Tabela 4.4.

Tabela 4.4- Características do lodo utilizado.

Parâmetro	Unidade	Quantidade
SST	g / L	20,7
SSF	g / L	8,3
SSV	g / L	12,4
ST	g / L	20,7
STF	g / L	7,8
STV	g / L	12,9

O lodo antes de ser inoculado no BF, passou por processo de aclimação ao substrato (efluente anaeróbio). Em dois recipientes de 100 L foram adicionados 20 L de lodo, 40L do substrato, 120 matrizes de espuma de poliuretano e dois aeradores para agitação e fornecimento de OD ao meio.

Após 24 horas, os aeradores foram desligados, aguardou-se 2 horas para sedimentação do lodo e, então, retirou-se o sobrenadante, adicionou-se mais 40 L de substrato; o mesmo procedimento foi realizado durante 3 dias.

Antes de inocular o BF, foram feitos exames microbiológicos do lodo, os quais mostraram grande variedade de microrganismos, e em considerável concentração. O lodo aclimatado de um dos recipientes foi inoculado no módulo M₂ misturado-o com 700 unidades de material suporte.

O mesmo procedimento foi feito com o módulo M₄ utilizando-se lodo do outro recipiente e, então, deu-se início à operação do BF com TDH de 12 horas (64L/h). Esse TDH teve a finalidade de evitar o carreamento dos microrganismos para fora do sistema. O biofiltro operou por aproximadamente 20 dias sob essas condições (pequena vazão afluente).

4.5. Monitoramento

Após a inoculação teve início a primeira fase desta pesquisa na qual o BF operou durante os 20 primeiros dias com TDH de 12 horas (15,8 L/h) para formação e crescimento da biomassa aderida ao material suporte. Após esse período, o sistema passou a operar com TDH de 6 horas (31,7 L/h) por mais 35 dias. A partir de então teve início a segunda fase de investigações na qual o BF operou com TDHs de 6 horas durante 28 dias e 4 horas (47,6 L/h) 30 dias. O período restante de operação (67 dias), foi dedicado à investigações da atividade nitrificante na qual o sistema operou com TDH de 12 horas.

O período total de investigações foi 180 dias no qual objetivou melhorar o desempenho do BF quanto a remoção das matérias orgânicas carbonácea e nitrogenada, quantificar a produção de lodo oriundo da lavagem do leito e os intervalos em que essas eram realizadas. As amostras para análises semanais foram coletadas na entrada (**ponto E**) e na saída do BF (**ponto P₅**), respectivamente (Figura 4.3-(b)).

As análises efetuadas encontram-se na Tabela 4.4 e todos os procedimentos analíticos foram adotados segundo *STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER* (APHA, 1995).

Tabela 4.5- Parâmetros adotados para monitoramento do desempenho de Biofiltro Aerado Submerso aplicado no pós-tratamento de efluente anaeróbio.

Parâmetros	Unidades	Métodos	Frequências
Temperatura	°C	Potenciométrico	Semanal
pH	-	Potenciométrico	Semanal
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico	Semanal
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Oxímetro	Semanal
Nitrogênio Total de Kjeldahl	mg/L	Titulométrico	Semanal
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	Titulométrico	Semanal
Nitrito	mg/L	Espectrofotométrico	Semanal
Nitrato	mg/L	Espectrofotométrico	Semanal
DBO Bruta e Filtrada	mg/L	WINKLER	Semanal
Fósforo Total	mg/L	Colorimétrico	Quinzenal
DQO Bruta e Filtrada	mg/L	Espectrofotométrico	Semanal
Sólidos Totais (Fixos e Voláteis)	mg/L	Gravimétrico	Semanal
Sólidos Suspensos (Fixos e Voláteis)	mg/L	Gravimétrico	Semanal

4.6. Lavagem do leito e produção de lodo

Na Fase I a produção do lodo e os intervalos de tempo entre as lavagens do leito do BF não foram regularmente quantificados devido ao fato de a câmara de aeração não atender à necessária demanda de OD para que fossem estabelecidas condições aeróbias, ao longo de todo o sistema. Essa deficiência da câmara impediu que o BF entrasse em equilíbrio dinâmico aparente, impossibilitando que fosse estabelecido um intervalo de tempo regular, entre as lavagens do leito e as respectivas quantificações do lodo produzido, para que os microrganismos não fossem arrastados do sistema.

Na segunda fase da pesquisa onde o BF operou com TDH de 6 horas, o sistema entrou rapidamente em equilíbrio dinâmico aparente e a lavagem do leito pode ser efetuada semanalmente. Como nesse período não foi observada atividade nitrificante, concluiu-se que a lavagem do leito talvez pudesse estar prejudicando a colonização dos microrganismos nitrificantes que seriam carregados para fora do sistema. Assim, quando o BF passou a operar com TDH de 4 horas, a lavagem do leito e a quantificação do lodo produzido passaram a ser realizadas quinzenalmente.

Procedimento para lavagem do leito do BF e quantificação do lodo descartado está descrito a seguir:

- a) Desligar a bomba de alimentação do BF;
- b) Aumentar a vazão de ar para 2000 L/h aproximadamente;
- c) Aguardar aproximadamente 1 minuto para que parte da biomassa em excesso se desprenda dos interstícios existentes no leito;
- d) Interromper a vazão de ar e abrir o registro de saída do BF localizado no ponto **E** para drenagem do sistema (Figura 4.3- **(b)**);
- e) Armazenar o volume descartado;
- f) Injetar água de abastecimento (com alta pressão de rede) em todos os pontos de amostragem (Volume total de 20 L aproximadamente);
- g) Armazenar a água de lavagem juntamente com o volume descartado do BF e quantificá-los;
- h) Religar a bomba de alimentação

Durante o período final de investigações da fase II (122 dias), no qual o BF operou com TDH de 12 horas, a lavagem do leito não foi efetuada na tentativa de melhorar o desempenho do BF na nitrificação. Nesse período, uma descarga da metade do volume útil do BF foi realizada, mensalmente, para remoção do lodo em excesso acumulado principalmente nos compartimentos inferiores do BF.

À cada lavagem do leito ou descarga do lodo em excesso, uma amostra era retirada do volume total que era armazenado e ensaios de sólidos totais, suspensos e sedimentáveis eram realizados para quantificação da produção de lodo.

4.7 Exames Microbiológicos

Ao longo do período de operação do BF, no Laboratório de Processos Biológicos (LPB), foram realizados exames microbiológicos por microscopia ótica comum, para caracterizar os microrganismos presentes e, assim, identificar em que estágio de depuração o efluente do BF se encontrava.

Para esses exames, as amostras foram coletadas através dos visores de acrílico localizados nas laterais do BF no momento da drenagem do processo de lavagem do leito. Os visores eram retirados para coleta do material suporte em cada um dos compartimentos do BF. As amostras eram colocadas num recipiente com água e com o auxílio de um bastão de vidro a espuma era macerada para que o lodo aderido se desprendesse dos interstícios da espuma. Aguardava-se que o lodo desprendido sedimentasse, e uma gota do sedimento era colocada sobre uma lâmina de vidro, coberta por uma lamínula e então a amostra estava pronta para a microscopia.

5. Resultados e Discussão

Neste capítulo serão apresentados os resultados do monitoramento relativo ao desempenho do BF no pós-tratamento de efluente anaeróbico do RAC, nas duas fases de operação. Os valores dos parâmetros monitorados estão apresentados na Tabela 4.5 e as análises laboratoriais foram conduzidas no Laboratório de Saneamento da EESC – USP. Os resultados obtidos foram elaborados em tabelas e gráficos através de planilha eletrônica Excel da Microsoft. As tabelas com todos resultados obtidos nas duas fases de operação do BF encontram-se no ANEXO A.

5.1 Temperatura e oxigênio dissolvido

A Tabela 5.1 apresenta os valores médios, máximos, mínimos e número de dados analisados (n) dos parâmetros temperatura e oxigênio dissolvido durante as fases I e II do período de investigações do desempenho do BF no pós-tratamento do efluente do RAC.

Tabela 5.1- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros temperatura e oxigênio dissolvido durante as fases I e II.

Fase I	Temperatura (°C)		OD (mg / L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Média	20,6	20,5	4,8	0,6
Mínimo	16,9	16,9	0,0	0,0
Máximo	25,0	24,4	7,7	2,5
n	12,0	12,0	17,0	17,0
Fase II	Temperatura (°C)		OD (mg / L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Média	23,0	22,8	0,0	4,1
Mínimo	20,0	19,9	0,0	1,5
Máximo	25,3	25,5	0,0	5,2
n	14	14	15	15

5.1.1 Oxigênio Dissolvido

Na Tabela 5.1 vê-se que, na Fase I, as concentrações de OD no esgoto afluente ao BF variaram entre 0 - 7,7 mg/L. Nesta fase o efluente do RAC passava pela câmara de aeração para ganhar OD e seguia para o BF. Porém, para que os níveis de OD na saída da câmara (entrada do BF) fossem próximos a 5 mg/L, era necessário que a vazão de ar na câmara fosse cada vez maior.

Nessa câmara, formava-se uma biomassa que, além de consumir OD, gerava sobrecarga orgânica afluente ao BF. Essa biomassa, arrastada para o sistema, ficava acumulada no compartimento mais inferior do biofiltro consumindo todo OD e prejudicando a aeração nos demais compartimentos do reator. Com o tempo a quantidade de OD fornecido pela câmara de aeração, não era suficiente para manter condições aeróbias no BF tornando-o anóxico com concentrações de OD iguais a zero na vazão efluente do BF em quase todo período de investigações da primeira fase.

Na Fase II a concentração de OD no afluente ao BF, foi sempre zero uma vez que o efluente do RAC entrava no sistema sem passar pela câmara de aeração. Nessa fase, em que ar foi injetado dentro do BF, prevaleceram condições aeróbias no sistema com concentrações de OD no efluente do biofiltro variando entre 1,5 - 5,2 mg/L.

A Figura 5.1 apresenta as variações das concentrações de OD do esgoto afluente ao BF e do efluente pós-tratado nas duas fases de operação do sistema.

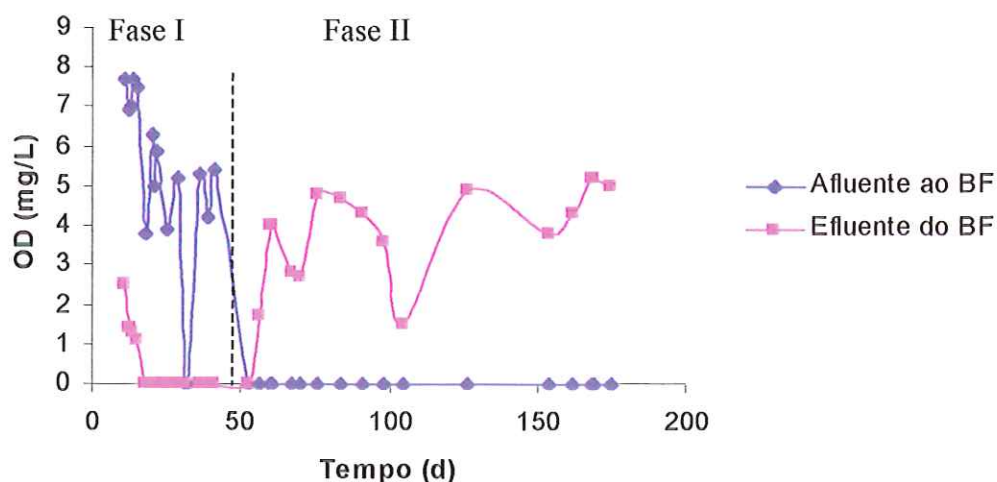


Figura 5.1 – Variação das concentrações de OD nas duas fases de operação do BF.

5.1.1.1 Problemas operacionais da câmara de aeração durante a fase I

Além da biomassa, formada no interior da câmara de aeração, provocar sobrecarga orgânica no BF, foram encontrados outros problemas operacionais durante as investigações de sua eficiência em atender a demanda de OD necessária para manter condições aeróbias dentro do biofiltro. Problemas operacionais encontrados:

- a) Geração de espuma e aerossóis, devidos à agitação da coluna d'água no interior da câmara, promovida pela injeção de ar comprimido.
- b) Oscilações da vazão afluyente ao BF proveniente da diferença de pressão gerada na base da câmara onde se localizava o difusor e a saída do esgoto aerado para o BF. Essas oscilações também geravam aumento da altura da lâmina d'água na câmara causando transbordamentos. Esse problema era ainda mais grave quando aplicadas maiores vazões de ar.
- c) Para maiores vazões de esgoto afluyente à câmara de aeração, as concentrações de OD na entrada do BF ficavam bem menores, pois o tempo de contato entre ar e efluente anaeróbio não era suficiente para que houvesse transferência de oxigênio para o meio líquido. Ademais, para que os problemas mencionados no item b não se agravassem, a vazão de ar não podia ser aumentada.

5.1.1.2 Variação das concentrações de OD ao longo BF.

Na fase II de operação do BF, em que o sistema operou com TDH de 12 horas, foram realizados monitoramentos das concentrações de OD ao longo do reator, para caracterizar o comportamento da transferência de oxigênio para a fase líquida, após a injeção direta de ar.

A Tabela 5.2 apresenta os valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados do parâmetro oxigênio dissolvido ao longo do BF durante essa fase. As amostras, conforme Figura 4.3, foram coletadas nos pontos P₁ a P₅.

A Figura 5.2 apresenta as variações de concentração de OD ao longo do BF, durante esse período comparando às concentrações observadas ao final da fase I. Observa-se, nessa figura, que logo após a injeção direta de ar no sistema, as concentrações de OD aumentaram em todos os módulos prevalecendo, portanto, condições aeróbias no interior do BF. A vazão de ar utilizada foi de 1000 L/h.

Tabela 5.2 - Valores médios, máximos e mínimos e o número de dados analisados (n) do parâmetro oxigênio dissolvido ao longo do BF durante a fase II do período de investigações.

Pontos Parâmetro	P ₁ OD(mg/L)	P ₂ OD(mg/L)	P ₃ OD(mg/L)	P ₄ OD(mg/L)	P ₅ OD(mg/L)
Média	0,16	1,6	3,3	4,2	4,8
Mínimo	0	0	2,3	2,9	3,8
Máximo	1,1	2,8	3,9	4,9	5,7
n	8	8	8	8	8

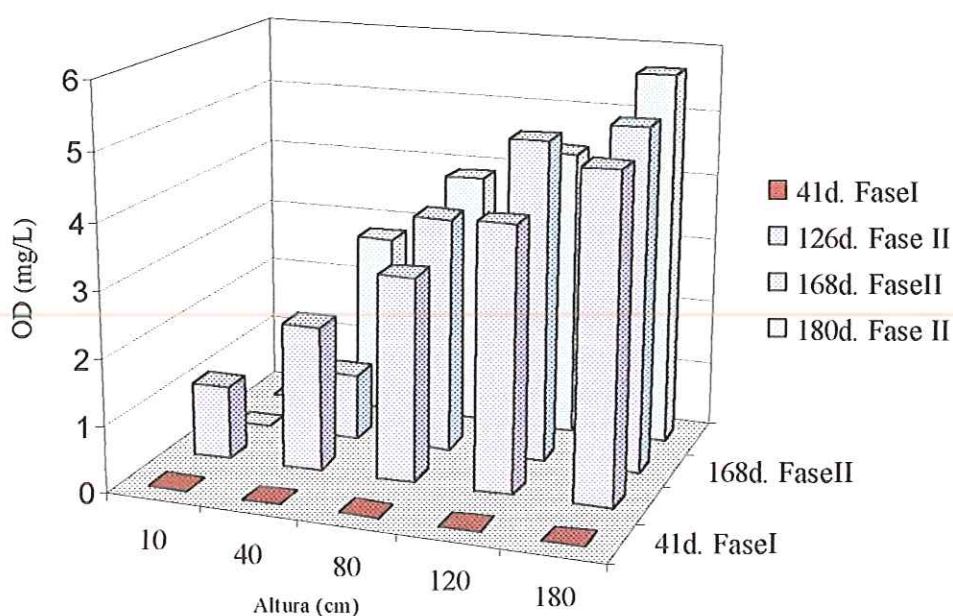


Figura 5.2- Variação espacial das concentrações de OD ao longo do BF na fase II.

As concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos P₅, P₄, P₃, P₂ e P₁ variaram entre 3,8 - 5,7, 2,9 - 4,9, 2,3 - 3,9, 0 - 2,8, e 0 - 1,1 mg/L, respectivamente. Nos módulos M₃, M₄ e M₅, as concentrações de OD estiveram relacionadas à injeção de ar promovida por quatro difusores dispostos ao longo do BF, enquanto que nos módulos inferiores (M₁ e M₂) essas concentrações foram influenciadas pela injeção de ar de apenas dois desses difusores.

5.1.2 Temperatura

Como observado na Tabela 5.1, nas duas fases de operação do sistema, as temperaturas do afluente e do efluente do BF não apresentaram grandes variações entre si. Na fase I a temperatura do esgoto afluente variou entre 16,9 e 25 °C, e do efluente pós-tratado entre 16,9 e 24,4°C.

Na fase II as variações de temperatura para esgoto afluente e efluente do BF foram de 20 e 25,3 °C e 19,9 e 25,5°C, respectivamente. As Figuras 5.2 e 5.3 apresentam as variações de temperatura do afluente e efluente do BF, respectivamente.

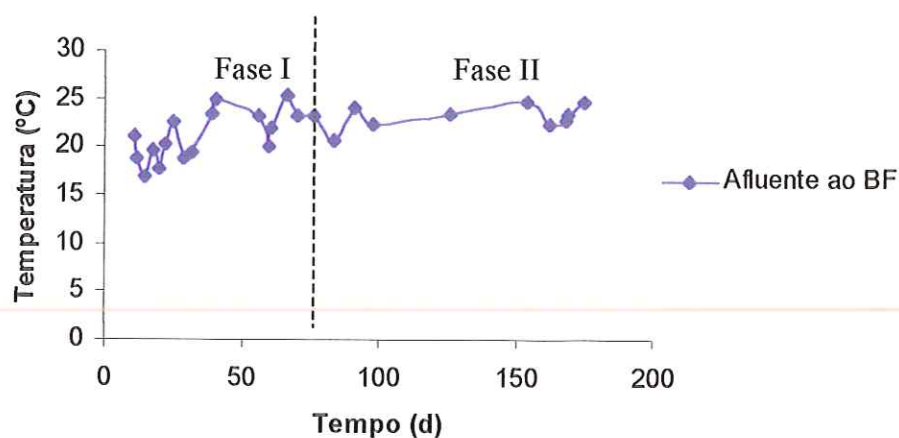


Figura 5.3 – Variação de temperatura do esgoto afluente ao BF durante as duas fases de operação.

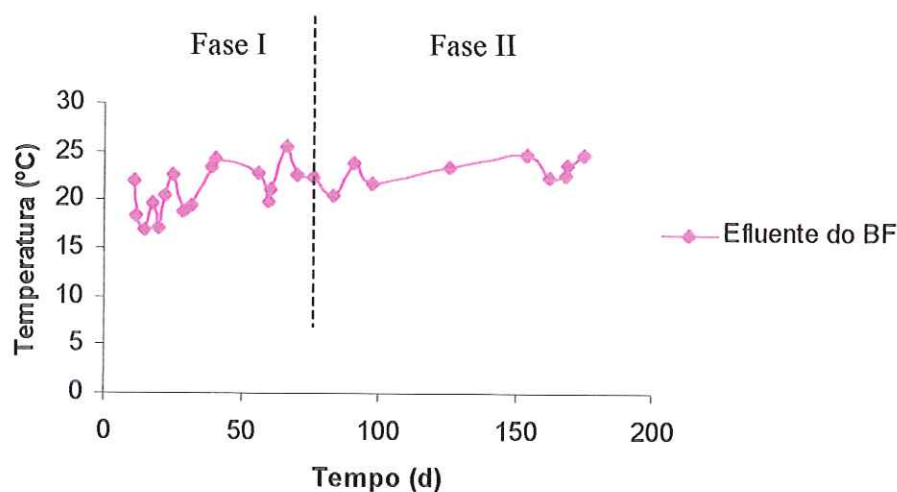


Figura 5.4 – Variação de temperatura do afluente pós-tratado do BF durante as duas fases de operação.

5.2 Alcalinidade Total e pH

A Tabela 5.3 apresenta os valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros alcalinidade total e pH, durante as fases I e II do período de investigações do desempenho do BF no pós-tratamento do efluente do RAC. As Figuras 5.5 e 5.6 apresentam as variações da alcalinidade e do pH no afluente e efluente do BF, respectivamente, durante o período total de investigações desta pesquisa.

Tabela 5.3- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros alcalinidade total e pH durante as fases I e II.

Fase I	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Média	143,8	149,0	7,6	7,4
Mínimo	105,8	110,9	6,9	7,0
Máximo	204,0	208,3	7,9	7,7
n	6	6	10	10
Fase II	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Média	170,4	122,8	7,0	7,2
Mínimo	115,3	28,6	6,8	6,5
Máximo	222,0	198,7	7,5	7,4
n	12	12	12	12

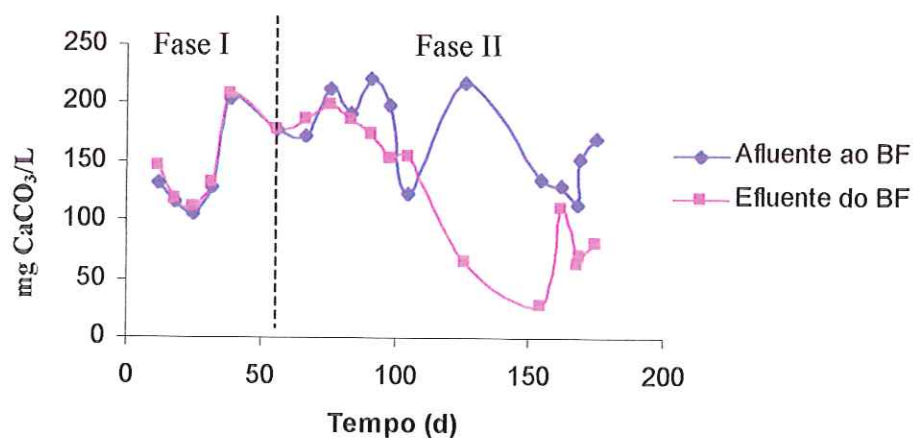


Figura 5.5 – Variação da alcalinidade nas duas fases de operação do BF

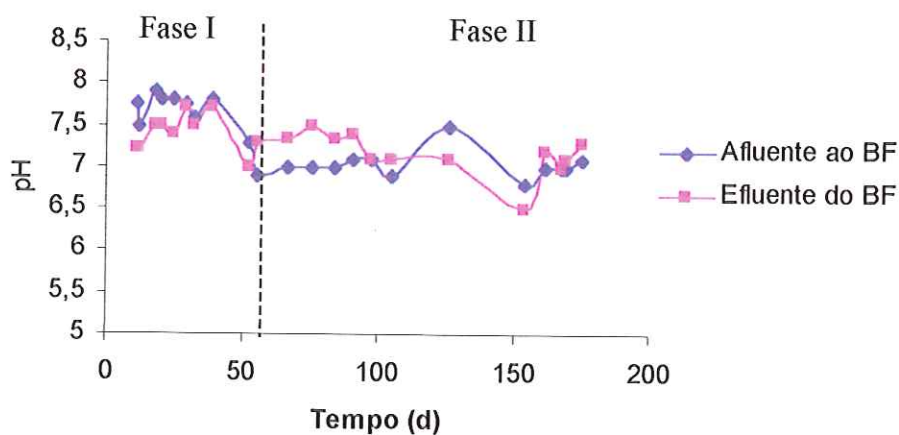


Figura 5.6 – Variação do pH nas duas fases de operação do BF

A Tabela 5.2 mostra que a alcalinidade dos esgotos, afluente e efluente do BF, na fase I não sofreu variações consideráveis com valores máximos e mínimos entre 204 – 208,3 mg CaCO_3/L e 105,8 – 110,9 mg CaCO_3/L , respectivamente. Essa afirmação é corroborada pela Figura 5.5, na qual as curvas de variação de alcalinidade são coincidentes confirmando que, nessa fase, não estava ocorrendo nitrificação. Na segunda fase de investigações os valores máximos e mínimos da alcalinidade dos esgotos afluente e efluente ao sistema variaram entre 222 – 198,7 mg CaCO_3/L e 115,3 – 28,6 mg CaCO_3/L , respectivamente, revelando consumo de alcalinidade como consequência da atividade nitrificante. Esse consumo é confirmado pelo comportamento das curvas da Figura 5.5 na fase II.

Na Tabela 5.2 observa-se também, que nas duas fases de operação, os valores do pH do afluente e efluente do BF não apresentaram grandes variações entre si.

Na fase I o pH dos esgotos afluente e efluente variou entre 7,9 – 7,7 e 6,9 – 7,0 para valores máximos e mínimos, respectivamente.

Na fase II esses valores variaram entre 7,5 – 7,4 e 6,8 – 6,5, respectivamente, revelando que a capacidade tampão do sistema foi suficiente para atender à demanda do consumo de alcalinidade.

5.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As Tabela 5.4 e 5.5 apresentam, respectivamente, os valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros DQO_{bruta} , carga orgânica volumétrica aplicada (COV_a), carga orgânica volumétrica removida (COV_r), $DQO_{filtrada}$, COV_{af} , COV_{rf} e eficiência de remoção (E%) durante as fases I e II do período de investigações do desempenho do BF no pós-tratamento do efluente do RAC.

Tabela 5.4- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros DQO_{bruta} , COV_a , COV_r e respectiva eficiência de remoção (E%) durante as fases I e II.

Fase I	DQO_{bruta} (mg/L)		$COV_a^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	$COV_r^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	E%
	Afluente	Efluente			
Média	232,2	143,7	0,8	0,34	32,4
Mínimo	140,2	108,1	0,3	0,02	8,5
Máximo	373,2	171,2	1,5	0,89	61,4
n	9	9	9	9	9
Fase II	DQO_{bruta} (mg/L)		$COV_a^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	$COV_r^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	E%
	Afluente	Efluente			
Média	243,5	53,7	0,9	0,69	78,1
Mínimo	187,0	20,0	0,4	0,34	52,2
Máximo	302,8	134,0	1,7	1,33	90,6
n	16	16	16	16	16

Nota: (*). Cálculo: APÊNDICE A

Tabela 5.5- Valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros $DQO_{filtrada}$, COV_{af} , COV_{rf} respectiva eficiência de remoção (E%) durante a fase II.

Fase I	$DQO_{filtrada}$ (mg/L)		$COV_{af}^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	$COV_{rf}^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	E%
	Afluente	Efluente			
Média	163,4	146,7	0,51	0,08	15,2
Mínimo	130,0	107,0	0,26	0,01	2,2
Máximo	185,3	193,9	0,71	0,27	37,3
n	9	9	7	7	9
Fase II	DQO (mg/L)		$COV_{af}^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	$COV_{rf}^{(*)}$ (kg DQO/m ³ d)	E%
	Afluente	Efluente			
Média	162,6	51,3	0,61	0,41	68,4
Mínimo	115,6	25,9	0,28	0,17	46,0
Máximo	207,0	107,4	1,19	0,68	82,1
n	16	16			16

Nota: (*). Cálculo: APÊNDICE A.

Conforme mostram as tabelas 5.4 e 5.5, na primeira fase da pesquisa, as eficiências de remoção DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$ variam entre 8,5 – 61,2% e 2,2 e 37,3%, respectivamente, verificando-se o baixo rendimento do sistema na estabilização da matéria orgânica carbonácea devido às condições anaeróbias que se estabeleceram no BF frente a ineficácia da câmara de aeração.

Na fase II, onde ar era diretamente injetado no sistema, as eficiências de remoção de DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$ variaram entre 52,2 – 90,6% e 46 – 82,1%, respectivamente, revelando aumento significativo do desempenho do BF após a modificação do sistema de aeração.

Na fase I, para carga orgânica volumétrica média aplicada de 0,8 kg de DQO_{bruta}/m^3d , foi removida 0,34 kg de DQO_{bruta}/m^3d . Na segunda fase, para maior carga orgânica volumétrica média aplicada de 0,9 kg de DQO_{bruta}/m^3d , a eficiência de remoção superou em 50% a primeira fase com 0,69 kg de DQO_{bruta}/m^3d de carga orgânica volumétrica média removida. As Figuras 5.7, e 5.8 apresentam, respectivamente, as variações de DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$, nas fases I e II de operação do BF.

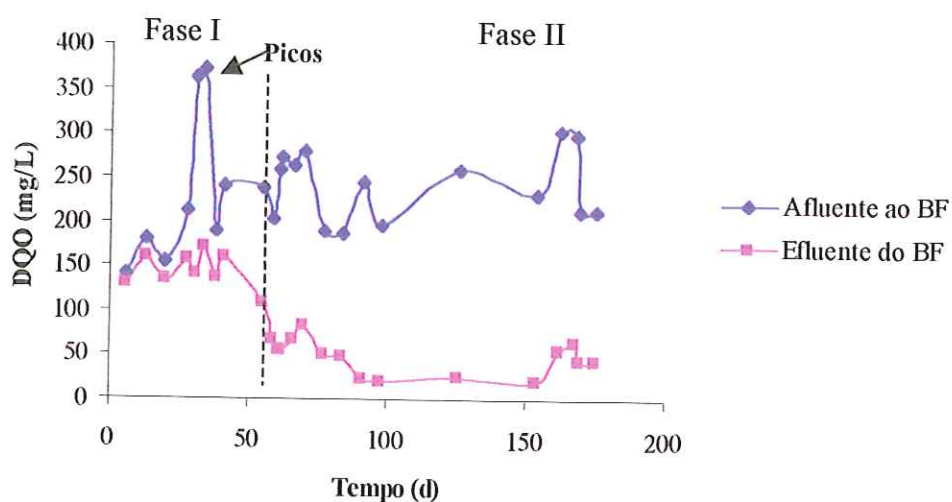


Figura 5.7- Variação de DQO_{bruta} nas duas fases de operação do BF.

Os picos observados na DQO_{bruta} afluente na Fase I, são reflexos das sobrecargas orgânicas na entrada do BF decorrentes dos problemas do sistema de aeração usado inicialmente. Nessa fase, a eficiência de remoção de DQO_{bruta} do sistema foi atribuída à alta capacidade de retenção de sólidos do material suporte utilizado, uma vez que

predominavam condições anaeróbias no interior do BF. Nessa fase para DQO_{bruta} média afluyente de 232,2 mg/L, a DQO_{bruta} média efluente foi 143,7 mg/L. As curvas da $DQO_{filtrada}$ (Figura 5.8) ilustram atenuação desses picos na fase I corroborando a afirmação de que a eficiência de remoção observada no sistema era devida à retenção de sólidos por parte do material suporte utilizado no BF.

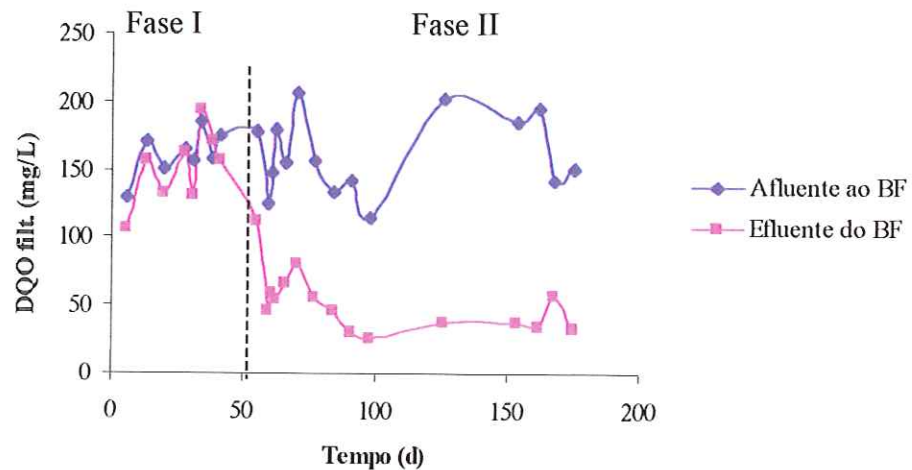


Figura 5.8- Curvas da variação de $DQO_{filtrada}$ nas duas fases de operação do BF.

Observa-se pela depleção das curvas de DQO efluente das Figuras 5.7 e 5.8 que, após a injeção direta de ar no interior do BF houve um aumento significativo na eficiência de remoção da matéria orgânica carbonácea remanescente do reator anaeróbio compartimentado. As correlações entre as cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas de DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$ nas fases I e II de operação do BF encontram-se, respectivamente, nas Figuras 5.9, 5.10 e 5.11.

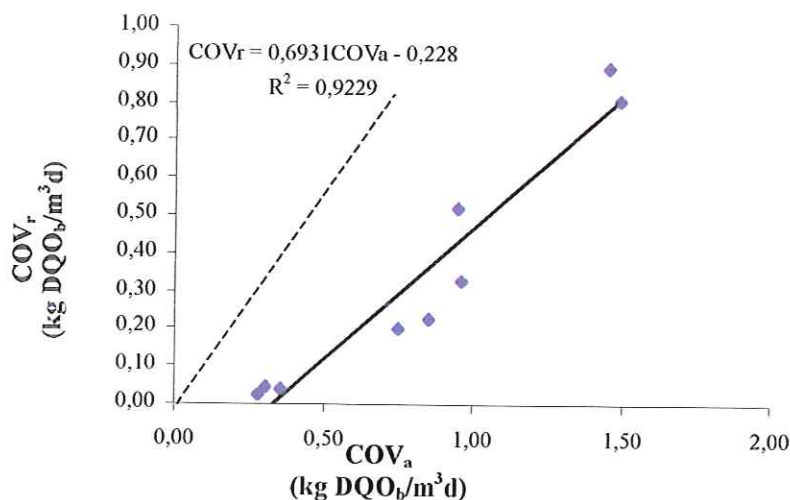


Figura 5.9 – Correlação entre COV_a e COV_r de DQO_{bruta} (Fase I)

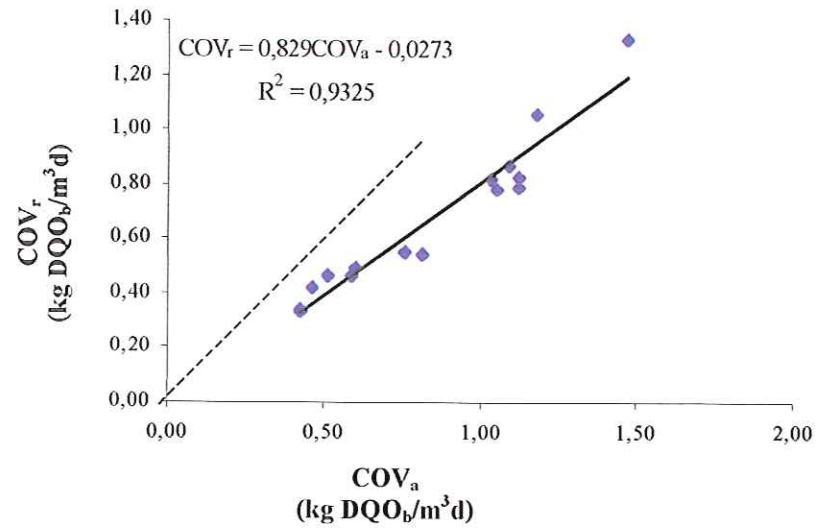


Figura 5.10 – Correlação entre COV_a e COV_r de DQO_{bruta} (FaseII)

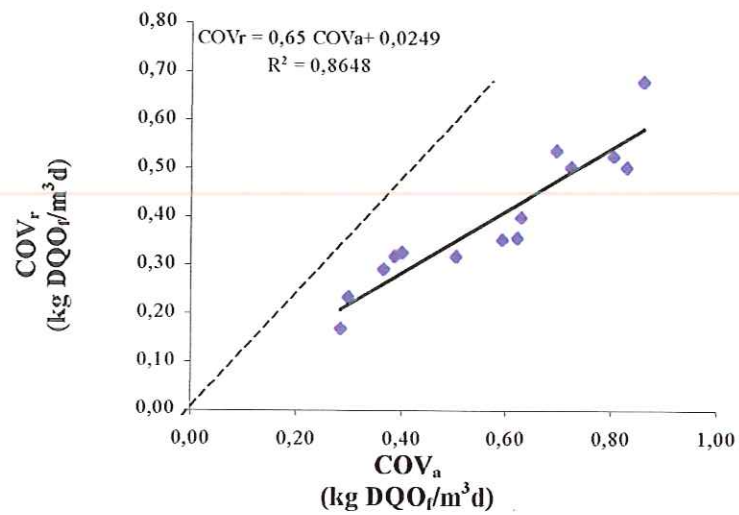


Figura 5.11 – Correlação entre COV_a e COV_r de $DQO_{filtrada}$ (FaseII)

Nas fases I e II, as taxas médias de remoção de matéria orgânica, expressas pelos coeficientes dos pontos ajustados às retas das Figuras 5.9 e 5.10 foram, respectivamente: 0,69 e 0,83 kg de DQO_{bruta} removida/ kg de DQO_{bruta} . Nota-se que após a injeção direta de ar no BF houve aumento dessa taxa de remoção.

Na Fase II, essa taxa foi de 0,65 kg de $DQO_{filtrada}$ removida/ kg de $DQO_{filtrada}$ aplicada revelando que parte da eficiência de remoção da DQO_{bruta} encontrada nessa fase resultou da alta capacidade de retenção de sólidos no leito do BF.

As retas tracejadas referem-se à taxa de remoção ideal, na qual a carga orgânica aplicada seria igual à removida. Nota-se que as retas ajustadas aos pontos das figuras 5.10 e 5.11, foram as que mais se aproximaram da reta de remoção ideal, confirmando o melhor desempenho do BF, no tocante à estabilização da matéria orgânica carbonácea, na Fase II. Quanto aos padrões de lançamento de efluentes, nota -se que das 16 amostras analisadas na segunda fase, 15 estiveram abaixo da concentração de DQO_{bruta} estabelecida pela COPAM – MG (90 mg/L) e como ilustrado na Figura 5.12.

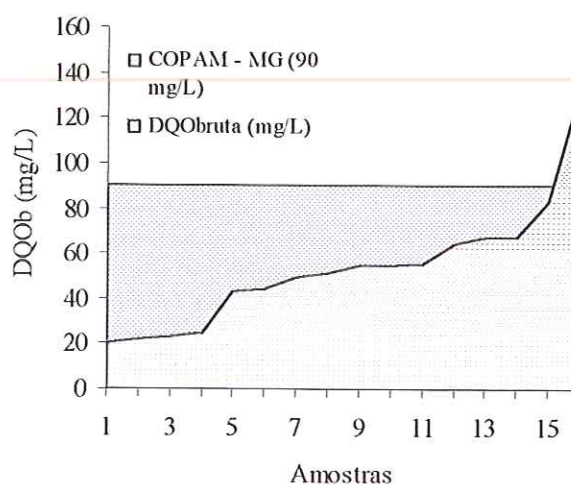


Figura 5.12 – Valores da DQO_{bruta} efluente da Fase II comparados ao padrão de lançamento da COPAM - MG

5.4 Demanda Biouímica de Oxigênio (DBO)

A Tabela 5.6 apresenta, respectivamente, os valores médios, máximos, mínimos e o número de dados analisados (n) dos parâmetros DBO₅, COV_a, COV_r, relação DBO₅/DQO_{bruta} e eficiência de remoção (E%), durante as fases I e II do período de investigações do desempenho do BF no pós-tratamento do efluente do RAC.

Tabela 5.6- Valores médios, máximos, mínimos e número de dados analisados (n) dos parâmetros DBO₅, COV_a, COV_r, relação DBO₅/DQO_{bruta} e respectiva eficiência de remoção (E%) durante as fase I e II .

Fase I	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ /DQO _{bruta}	DBO ₅ /DQO _{bruta}	COV _a ^(*) (1)	COV _r ^(*) (1)	E%
	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente			
Méd.	142,4	101,2	0,8	0,7	0,4	0,19	39,3
Mín.	81,0	50,0	0,3	0,3	0,31	0,05	15,3
Máx.	199,0	145,0	1,3	1,1	0,63	0,43	68,2
n	4	4	4	4	4	4	4
Fase II	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ /DQO _{bruta}	DBO ₅ /DQO _{bruta}	COV _a ^(*) (1)	COV _r ^(*) (1)	E%
	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente			
Méd.	111,2	26,2	0,5	0,6	0,48	0,36	74,6
Mín.	47,0	11,0	0,3	0,1	0,25	0,14	48,9
Máx.	158,0	52,0	0,7	1,6	0,95	0,73	89,6
n	10	10	10	10	10	10	10

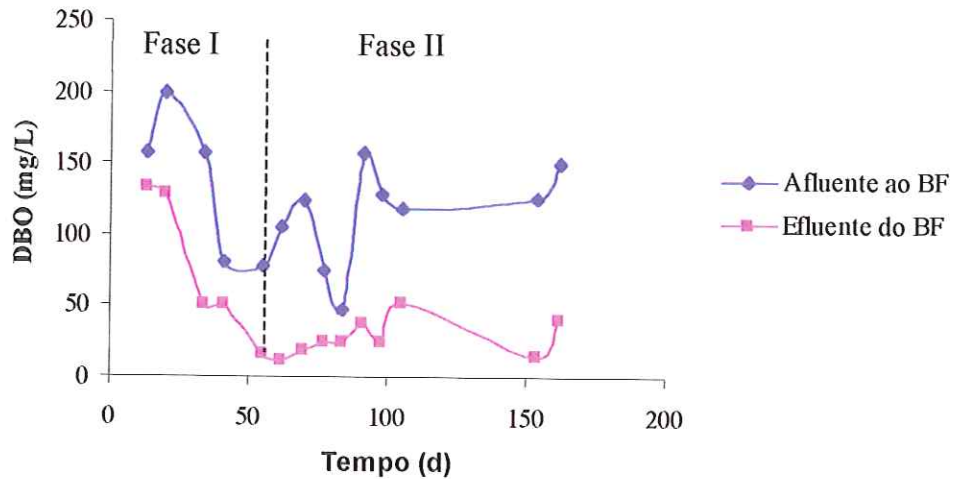
Nota: (*). Cálculo: APÊNDICE A; (1) unidade: kg DBO₅/m³d

Na Tabela 5.6, observa-se que, na primeira fase do experimento, a eficiência média de remoção de DBO₅ foi em média de 39,3%, enquanto que na segunda fase, esse valor passou para 74,6% comprovando, que após as modificações efetuadas na fase II, houve melhor desempenho do BF na remoção da matéria orgânica biodegradável.

Os valores médios da relação DBO₅/DQO_{bruta} mostraram, respectivamente, que 80% e 70% da DQO_{bruta} afluyente e efluente ao sistema eram biologicamente degradáveis na fase I. Na fase II, a parcela biodegradável foi 50% da DQO_{bruta} afluyente e 60% da DQO_{bruta} efluente ao BF.

A Figura 5.13 ilustra o comportamento da DBO₅ afluyente e efluente ao BF durante as duas fases de operação. Nota-se que a partir do 55º dia de operação do BF (início da Fase II) o sistema começou a apresentar melhor desempenho na remoção de

DBO₅. O comportamento levemente ascendente da curva de variação da DBO₅ efluente no trecho entre os 75° e 105° dias, reflete o aumento de biomassa em excesso arrastada para fora do sistema pois nesse período, onde o BF operava com TDH de 4 horas, foi realizada apenas uma lavagem do leito filtrante.



Figuras 5.13- Variação de DBO₅ nas duas fases de operação do BF.

A taxa média de remoção de matéria orgânica de DBO₅, fornecida pelo coeficiente angular da reta ajustada aos pontos da Figura 5.15, foi 0,75 kg de DBO₅ removida /kg de DBO₅ aplicada na segunda fase de operação do BF.

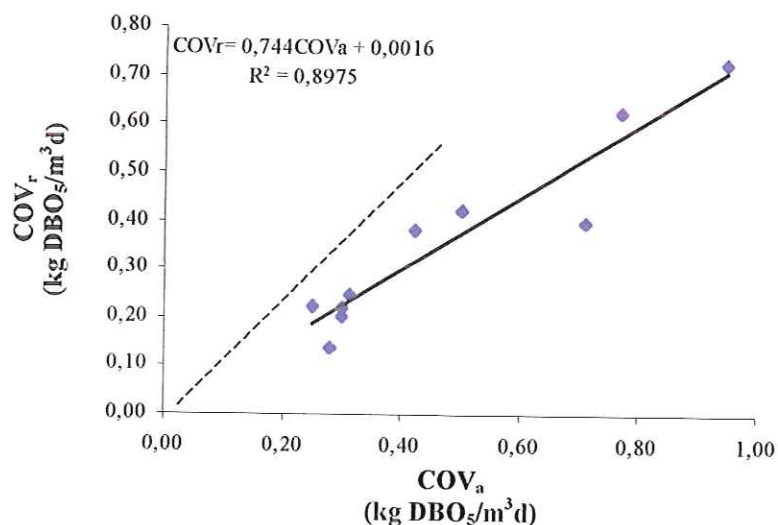


Figura 5.14 – Correlação entre COV_a e COV_r de DBO₅ (FaseII)

Todas as amostras analisadas na segunda fase de operação do BF enquadraram-se ao padrão de lançamento da CETESB em DBO₅ conforme ilustrado na Figura 5.15.

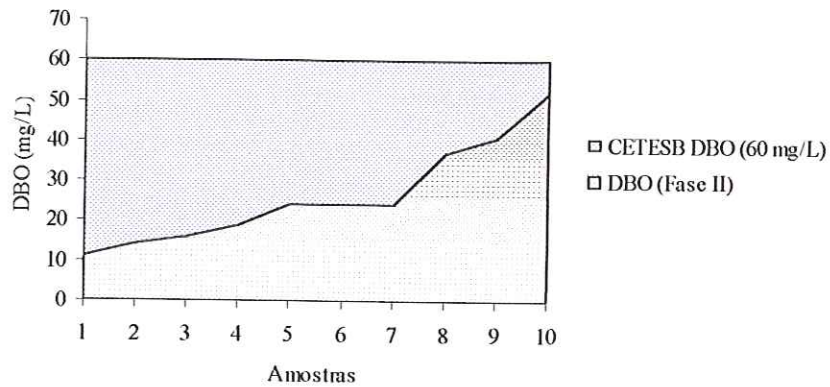


Figura 5.15 – Valores da DBO₅ efluente da Fase II comparados ao padrão de lançamento da CETESB.

5.5 Remoção de Sólidos

As Tabelas 5.7 e 5.8 apresentam, respectivamente, os valores médios, mínimos, máximos e número de dados analisados (n) dos parâmetros: sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos totais fixos (STF), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) monitorados durante as fases I e II no período total de investigações do desempenho do BF no pós-tratamento do efluente do RAC.

Tabela 5.7 – Valores médios, mínimos, máximos de (n) dados analisados dos parâmetros ST, STV, STF nas duas fases de operação do BF.

Fase	Afluente (mg/L)			Efluente (mg/L)			Eficiência (%)		
	ST	STF	STV	ST	STF	STV	ST	STF	STV
I									
Méd.	280,5	123,5	156,9	258,9	138,3	120,6	18,7	*	61,3
Mín.	226,0	81,2	107,0	193,0	87,5	68,0	9,9	*	37,3
Máx.	374,0	153,0	221,0	310,0	161,0	222,5	33,2	*	86,4
n	8	8	8	8	8	8	5	*	6
II									
Méd.	308,5	159,6	148,9	232,0	142,5	89,5	24,5	24,5	40,8
Mín.	267,0	126,0	99,0	194,0	129,0	35,0	10,0	10,0	2,2
Máx.	363,0	212,0	221,0	316,0	159,0	187,0	44,6	44,6	70,9
n	8	8	8	8	8	8	8	8	8

Nota: (*) Valores negativos

Tabela 5.8 – Valores médios, mínimos, máximos de (n) dados analisados dos parâmetros SST, SSV, SSF nas duas fases de operação do BF.

Fase I	Afluente (mg/L)			Efluente (mg/L)			Eficiência (%)		
	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV
Méd.	97,8	9,7	88,0	25,1	1,6	23,5	62,0	65,2	61,3
Mín.	32,0	2,0	29,0	12,0	0,5	11,5	38,8	40,0	37,3
Máx.	308,0	32,0	276,0	38,7	3,0	37,5	87,4	96,1	86,4
n	8	8	8	8	8	8	8	8	8

Fase II	Afluente (mg/L)			Efluente (mg/L)			Eficiência (%)		
	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV
Méd.	71,8	5,9	65,8	14,8	1,3	13,5	77,5	73,4	77,6
Mín.	44,0	2,0	38,7	7,0	0,5	6,0	33,3	33,3	33,3
Máx.	128,0	12,0	116,0	40,0	4,0	36,0	91,4	93,3	91,4
n	8	8	8	8	8	8	8	8	8

As Figuras 5.16, 5.17, 5.18 e 5.19 apresentam, respectivamente, o comportamento das curvas de variação de ST, STV, SST e SSV afluente e efluente ao BF durante as duas fases de operação do sistema.

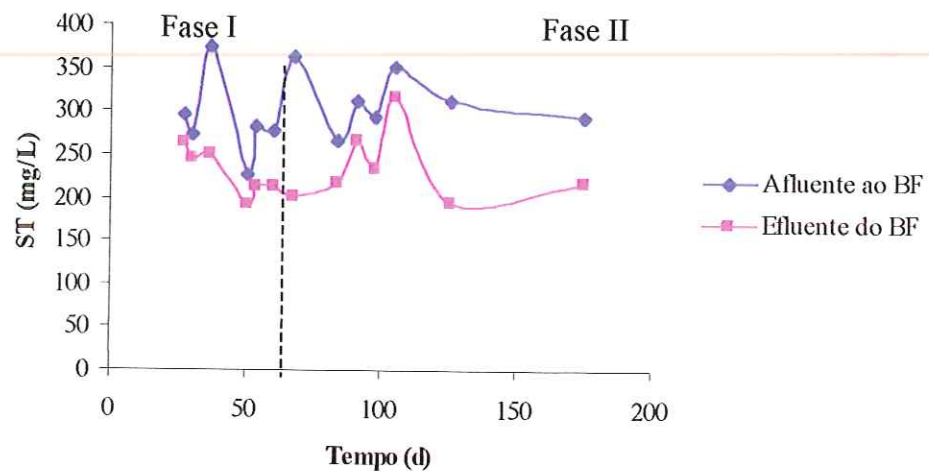


Figura 5.16- Variação de ST nas duas fases de operação do BF.

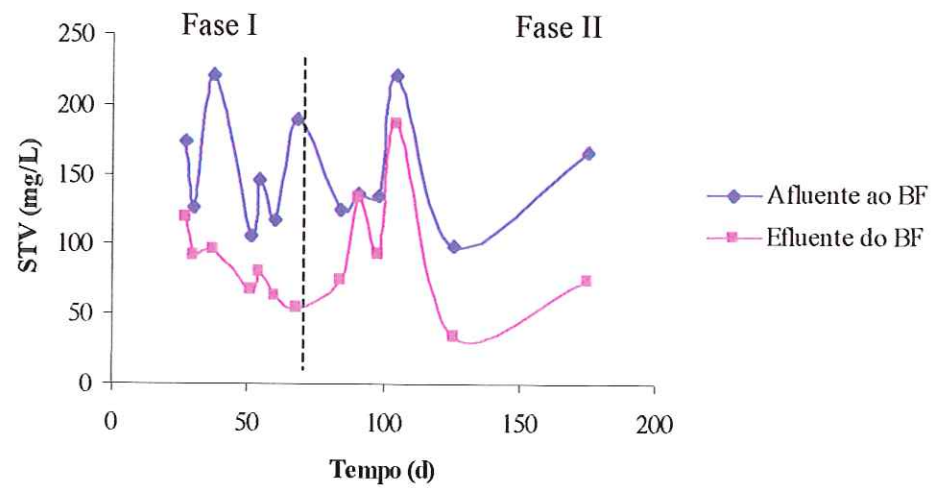


Figura 5.17- Variação de STV nas duas fases de operação do BF.

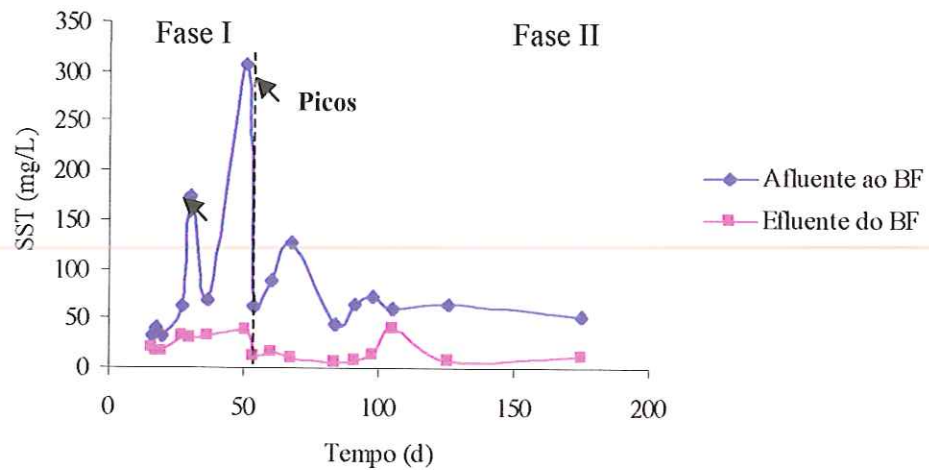
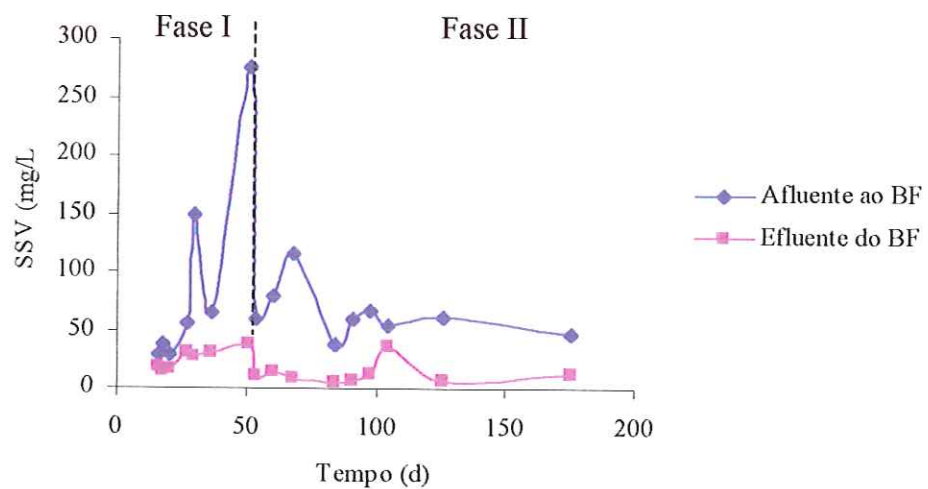


Figura 5.18- Variação de SST nas duas fases de operação do BF.



Figuras 5.19- Variação de SSV nas duas fases de operação do BF.

Na Tabela 5.8, observa-se que na fase I as eficiências médias de remoção de SST e SSV foram de 62% e 61,3%, respectivamente, com concentrações médias de 25,1 mg/L e 23,5 mg/L de SST e SSV efluentes ao BF, para concentrações médias afluentes de 97,8 mg/L e 88 mg/L. Essa eficiência é justificada pela alta capacidade absorção do material suporte utilizado. Ainda nessa fase, para concentrações médias afluentes ao BF de ST e STV de 280,5 mg/L e 156,9 mg/L, respectivamente, as concentrações efluentes médias foram de 258,9 mg/L de ST e 120,6 mg/L de STV.

Na fase II as eficiências médias de remoção de SST e SSV foram 77,5% e 77,6%, respectivamente, com concentrações médias de 14,8 mg/L e 13,5 mg/L de SST e SSV efluentes ao BF, para concentrações médias afluentes de 71,8 mg/L e 65,8mg/L. Esse aumento de eficiência de remoção de sólidos suspensos pode ser atribuído à melhoria do sistema de aeração efetuado na segunda fase.

Os resultados de remoção de SST e SSV nas duas fases de operação do BF foram melhores que os encontrados por SOARES (2003) que obteve eficiências médias de remoção de 51% de SST e 36 % de SSV.

O efluente do BF apresentou-se mais clarificado na segunda fase de operação do sistema com concentração média de SST de 14,8 mg/L. A alta capacidade de retenção de sólidos suspensos contribuiu significativamente para esse resultado, pois, ao longo do período de operação do BF, foram efetuadas poucas lavagens do leito, podendo acarretar em aumento de SST no efluente do sistema.

Os picos observados na curva de variação de SST afluente ao BF na Figura 5.18 foram causados pela sobrecarga orgânica na entrada do BF na Fase I. Observa-se que, após a injeção direta de ar, Fase II, os picos dessa curva foram atenuados. A variação de SST do efluente do BF, ao longo de todo o período de investigações, apresentou comportamento mais discreto em virtude da alta capacidade de retenção de sólidos suspensos pelo material suporte utilizado. Esse mesmo comportamento foi observado na curva da Figura 5.13.

A Tabela 5.9 apresenta valores médios, mínimos, máximos e o número de dados analisados (n) das relações STV/ST e SSV/ SST e das cargas volumétricas de sólidos aplicadas (CSV_a) e removidas (CSV_r), ao longo de todo período de investigações do BF.

Tabela 5.9- Valores médios, mínimos e máximos das relações STV/ST e SSV/SST e das cargas volumétrica de sólidos aplicadas (CSV_a) e removidas (CSV_r).

Fase I	CSV_a		CSV_r		STV/ST		SSV/SST	
	kg ST/ m^3d	kg SST/ m^3d	kg ST/ m^3d	kg SST/ m^3d	A	E	A	E
Méd.	1,16	0,36	0,23	0,28	0,56	0,45	0,91	0,93
Mín.	0,90	0,06	0,11	0,02	0,46	0,35	0,86	0,90
Máx.	1,50	1,23	0,50	1,08	0,69	0,72	0,97	0,97
N	5	8	5	8	8	8	8	8
Fase II	CSV_a		CSV_r		STV/ST		SSV/SST	
	kg ST/ m^3d	kg SST/ m^3d	kg ST/ m^3d	kg SST/ m^3d	A	E	A	E
Méd.	1,39	0,32	0,31	0,25	0,48	0,37	0,92	0,91
Mín.	0,58	0,10	0,15	0,08	0,32	0,18	0,88	0,86
Máx.	2,11	0,51	0,65	0,47	0,63	0,59	0,97	0,96
N	8	8	8	8	8	8	8	8

Nota: A (afluente); E (efluente)

Na Fase I, para carga volumétrica média de sólidos em suspensão de 0,36 kg de SST/ m^3d , a carga volumétrica média removida foi de 0,28 kg de SST/ m^3d e para uma carga volumétrica média de sólidos totais de 1,16 kg de ST/ m^3d a parcela removida foi em média de 0,23 kg de ST/ m^3d .

Na Fase II, a remoção média de sólidos suspensos foi 0,25 kg de SST/ m^3d , para carga volumétrica média aplicada de 0,32 kg de SST/ m^3d e para carga volumétrica média de sólidos totais de 1,39 kg de ST/ m^3d a remoção em média foi 0,31 kg de ST/ m^3d . Nota-se que, nas duas fases de operação, o sistema apresentou melhor desempenho na remoção de sólidos suspensos do que de sólidos totais. Esse desempenho é resultado da capacidade de retenção de sólidos suspensos da espuma de poliuretano.

Nas duas fases da pesquisa a relação SSV/SST revelou, em média, 90% de predominância de sólidos voláteis (material orgânico biodegradável ou não).

Na Fase I, a relação STV/ST, revelou que em média 56% e 45% de sólidos totais afluentes e efluentes ao BF, respectivamente, eram voláteis. Na Fase II, essa relação mostrou que a parcela volátil dos sólidos totais afluentes e efluentes ao BF foi de 48% e 37%, respectivamente. Em ambas as fases, a parcela de sólidos totais fixos apresentou maior representatividade.

A Figura 5.20 revela que todas as amostras analisadas para SST nas duas fases de operação do BF enquadraram-se ao padrão de lançamento da COPAM –MG (60mg/L). Essa eficiência está relacionada à capacidade de retenção de sólidos suspensos da espuma de poliuretano.

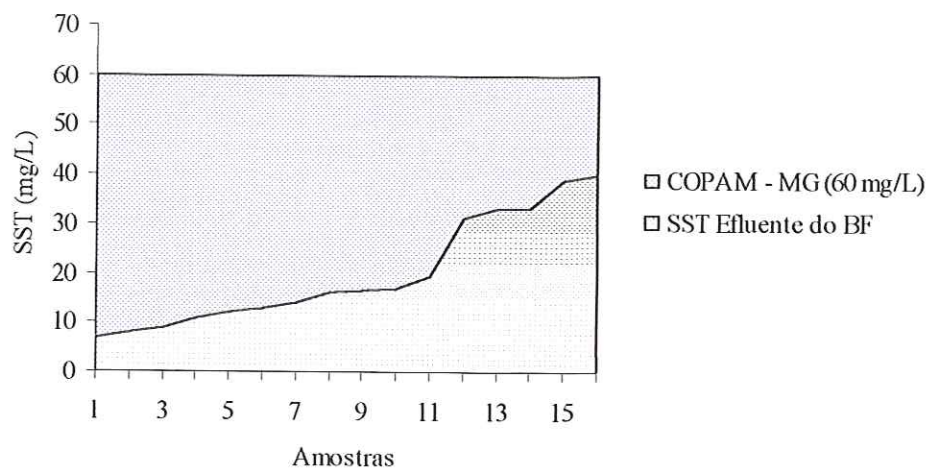


Figura 5.20 – Valores de SST efluente das Fases I e II comparados ao padrão de lançamento da COPAM-MG.

5.6 Lavagem do leite e produção de lodo

Os intervalos de tempo entre lavagens do leite do BF, o volume descartado e a respectiva quantidade de lodo produzida pelo sistema com suas principais características, encontram-se na Tabela 5.10.

Tabela 5.10- Caracterização do lodo gerado nas lavagens do leite do BF em termos de sólidos totais e suspensos.

Fase	Tempo de oper. (d)	Intervalo entre lavagens(*)	Descartado (L)	TDH (horas)	ST (g)	STF (g)	STV (g)
I	22	22	176	6	80,85	32,01	48,84
	30	8	95	6	25,60	13,44	12,16
	34	4	240	6	81,84	31,92	49,92
	39	5	197	6	87,17	35,56	51,61
II	65	26	194	6	66,35	27,94	38,41
	72	7	196	6	67,62	33,52	34,10
	79	7	196	4	51,16	24,70	26,46
	105	26	196	4	93,59	34,89	58,70
	169	64	100	12	22,20	8,25	13,95
	180	11	176	12	223,87	64,42	159,46
Méd.		18	177		80,03	30,66	49,36
Mín.		4	95		22,20	8,25	12,16
Máx.		64	240		223,87	64,42	159,46
(n)		10	10		10	10	10
Fase	Tempo de oper. (d)	Intervalo entre lavagens(*)	Descartado (L)	TDH (horas)	SST (g)	SSF (g)	SSV (g)
I	22	22	176	6	32,03	8,80	23,23
	30	8	95	6	3,76	0,47	3,29
	34	4	240	6	38,88	2,40	36,48
	39	5	197	6	46,49	6,30	40,19
II	65	26	194	6	29,10	2,72	26,38
	72	7	196	6	26,26	0,00	26,26
	79	7	196	4	16,46	2,74	13,72
	105	26	196	4	38,42	4,31	34,10
	169	64	100	12	19,80	2,20	17,60
	180	11	176	12	155,23	34,85	120,38
Méd.		18	177		40,64	6,48	34,16
Mín.		4	95		3,76	0,00	3,29
Máx.		64	240		155,23	34,85	120,38
(n)		10	10		10	10	10

Nota: Cálculo do lodo descartado, ANEXO A; (*) intervalo em dias.

As quantidades médias de lodo geradas nas duas fases de operação do BF de ST, STV, SST e SSV foram de 80.03, 49.36, 40.16 e 36.14 gramas, respectivamente, para um intervalo médio entre lavagens de 18 dias. Essas lavagens foram efetuadas em intervalos irregulares de tempo para se encontrar com que frequência as quais deveriam ser feitas para que o sistema apresentasse atividade nitrificante.

Segundo SEDLAK (1991), dependendo da carga orgânica aplicada, sistemas que promovem remoção de matérias orgânicas nitrogenada e carbonácea podem apresentar a predominância dos microrganismos heterotróficos sobre os autotróficos. Isso se deve ao fato de as bactérias nitrificantes serem quimioautótrofas e crescerem mais lentamente que as heterotróficas. Por isso, as lavagens do leito do BF foram criteriosamente efetuadas para que a biomassa responsável pela nitrificação não fosse afetada e arrastada para fora do biofiltro, se a carga orgânica aplicada estivesse sendo um fator inibidor.

Verificou-se que a quantidade de lodo gerada nas lavagens do leito era função não só do intervalo de tempo, mas, também, do volume descartado durante a operação.

Os valores médios, mínimos, máximos de (n) dados analisados dos parâmetros sólidos sedimentáveis (SSD), STV/ST e SSV/SST do lodo gerado nas lavagens do leito do BF e as características da biomassa aderida ao suporte encontram-se na Tabela 5.11.

Tabela 5.11- Valores médios, mínimos, máximos dos parâmetros SSD, SSV/SST e STV/ST de (n) dados analisados nas Fases I e II; Estimativa da Biomassa aderida.

Fases I e II	Intervalo entre lavagens ^(*)	Descartado (L)	STV/ST	SSV/SST	SSD (ml/L)
Méd.	18	177	0,58	0,87	14,84
Mín.	4	95	0,47	0,73	0,40
Máx.	64	240	0,71	1,00	53,00
N	10	10	10	10	10

Biomassa Aderida					
Módulos	ST (g/unid. ¹)	STF (kg) (g/unid. ¹)	STV (g/unid. ¹)	STV/ST (g/unid. ¹)	Total Aderido ² (Kg)
M ₄	0,74	0,17	0,56	0,77	0,60
M ₂	0,53	0,12	0,41	0,77	0,43

Nota: (*) intervalo em dias; (1) unidade de material suporte; (2) Estimativa do total de lodo aderido no leito do BF em termos de ST.

A relação SSV/ SST mostrou predominância de 87% de sólidos suspensos voláteis (material orgânico biodegradável ou não) no lodo descartado nas lavagens do leito do BF ao longo de todo período de operação. A parcela volátil de sólidos totais, segundo a relação STV/ST foi de 58% revelando grande quantidade de sólidos totais fixos no lodo descartado. A concentração média de sólidos sedimentáveis do lodo descartado foi de 14,84 ml/L com variações entre 0,40 e 53,0 ml/L. Essas variações dependiam do intervalo entre as lavagens e da produção de biomassa no interior do BF.

As amostras coletadas nos módulos M_2 e M_4 no final da operação do BF revelaram, através da relação STV/ST, que 77% da biomassa aderida ao suporte era predominantemente de sólidos totais voláteis. A estimativa do total de biomassa aderida nesses módulos foi, respectivamente, de 0,43 e 0,60 quilos considerando que cada um foi preenchido com 820 unidades de matrizes cúbicas de poliuretano.

Observa-se que no módulo mais inferior (M_2) a quantidade de lodo aderida foi menor, pois este recebia a contribuição de somente dois dos quatro difusores de ar dispostos ao longo do BF.

A Figura 5.21 apresenta as variações das concentrações de ST, STF e STV no lodo descartado do BF durante as lavagens efetuadas a longo do período de operação.

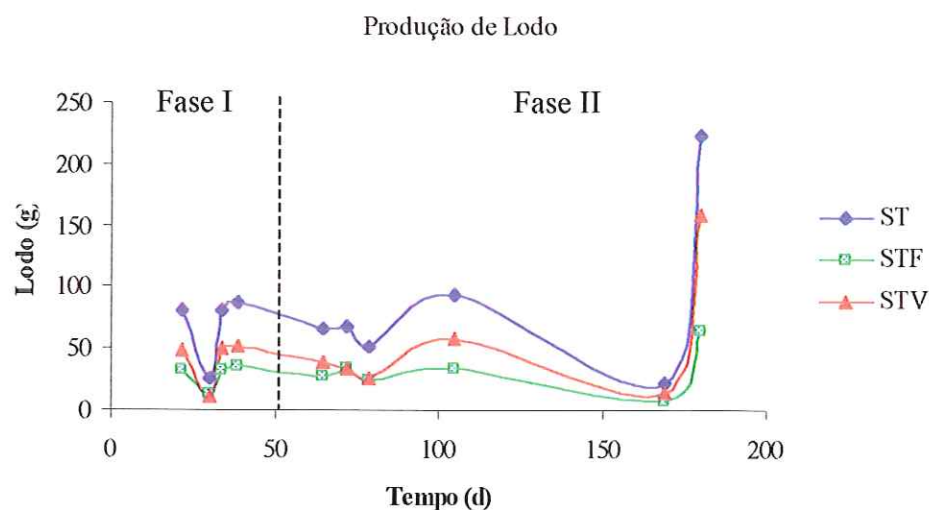


Figura 5.21- Concentrações de ST, STF e STV no lodo descartado do BF durante as lavagens do leito.

5.7 Conversão de Nitrogênio Amoniacal e Remoção de Fósforo

A Tabela 5.12 apresenta os valores médios, máximos, mínimos e o número (n) de dados analisados dos parâmetros: NTK, N-amoniacal, N-orgânico e relação N-amoniacal (N-NH_3^-)/ NTK ao longo das duas fases de operação do BF.

Tabela 5.12- Valores médios, máximos, mínimos e o número (n) de dados analisados dos parâmetros: NTK, N-amoniacal, N-orgânico e relação N-amoniacal (N-NH_3^-)/ NTK

Fase I	NTK (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ (mg/L)			N-orgânico (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ /NTK	
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%	A	E
Méd.	41,0	35,7	5,2	24,0	25,0	-4,1	16,9	10,7	10,0	0,61	0,70
Mín.	27,3	26,6		18,7	17,7		8,6	6,2		0,47	0,51
Máx.	69,4	43,6		32,7	31,7		36,7	16,8		0,68	0,84
n	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Fase II	NTK (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ (mg/L)			N-orgânico (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ /NTK	
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%	A	E
Méd.	31,9	20,0	37,9	25,5	19,0	25,6	6,4	1,0	84,4	0,79	0,96
Mín.	23,8	2,4		16,8	2,8		0,7	-3,4		0,65	0,67
Máx.	46,0	31,5		44,9	31,7		10,9	10,0		0,98	1,33
n	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15

Nota: (A) afluente; (E) efluente; (E%) eficiência de remoção.

A eficiência de conversão máxima de N-amoniacal alcançada na Fase I foi de 5,3% para carga afluente variando entre 0,08 e 0,13 kg de $\text{N-NH}_3^-/\text{L}$.

Na Fase II, essa eficiência máxima chegou a 87,3% onde a carga afluente de N-amoniacal variou entre 0,03 e 0,19 kg de $\text{N-NH}_3^-/\text{L}$.

A relação $\text{N-NH}_3^-/\text{NTK}$ revelou nas fases I e II, respectivamente, que em média 70% e 96% do nitrogênio total efluente do sistema era amoniacal.

O aumento da eficiência de conversão de N-amoniacal, detectado na segunda fase teve maior ênfase durante a operação do BF com TDH de 12 horas. As figuras 5.23, 5.24, 5.25, e 5.26 ilustram, respectivamente, o comportamento das curvas da variação de concentrações de NTK, N-amoniacal, nitrito e nitrato ao longo de todo período de operação do BF. A Tabela 5.13 apresenta os valores de NTK, N-amoniacal, N-orgânico, nitrito, nitrato, NTK consumido, nitrogênio oxidado e relação N-amoniacal (N-NH_3^-)/ NTK na Fase II durante a operação com TDH de 12 horas.

Tabela 5.13- valores de NTK, N-amoniacal, N-orgânico, nitrito, nitrato, NTK consumido, nitrogênio oxidado e relação N-amoniacal (N-NH₃) / NTK na Fase II durante a operação com TDH de 12 horas.

Fase II 12 h	NTK (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ (mg/L)			N-orgânico (mg/L)			N-NH ₃ ⁻ / NTK	
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%	A	E
Méd.	30,1	10,1	65,1	24,3	9,8	57,8	5,7	0,3	139,2	0,80	0,98
Mín.	23,8	2,4	30,2	16,8	2,8	13,8	1,1	-3,4	59,5	0,65	0,67
Máx.	46,0	18,0	90,4	44,9	18,7	87,3	10,9	3,4	409,1	0,98	1,33
n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

Fase II 12 h	NTK _{consumido} (mg/L)	Nitrito (mg/L)		Nitrato (mg/L)		N-Oxidado (mg NO _x /L)
		A	E	A	E	
Méd.	20,0	*	0,6	2,2	6,9	7,5
Mín.	7,8	*	0,2	1,7	1,6	2,4
Máx.	35,8	*	1,1	3,1	14,4	15,5
n	7	7	7	7	7	7

Nota: (A) afluente; (E) efluente; (E%) eficiência de remoção, (*) > 0,0001.

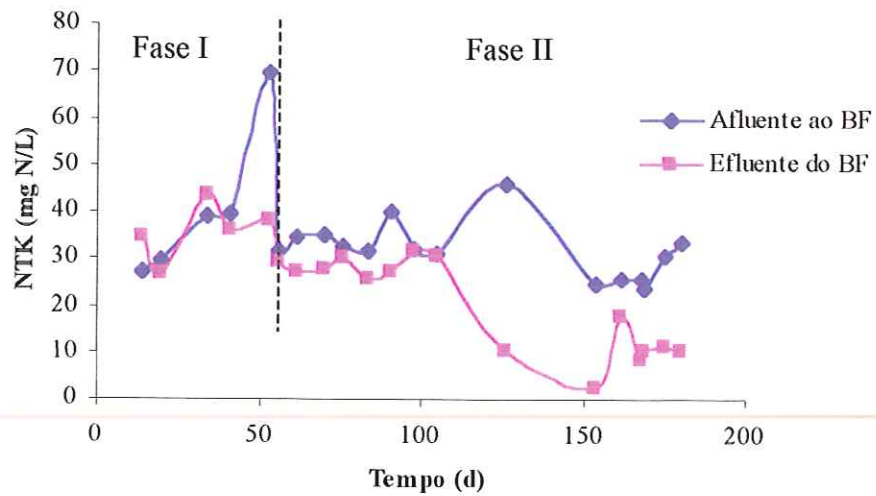
A eficiência de conversão de N-amoniacal na Fase II com TDH de 12 horas foi em média 57,8%, com concentrações no efluente bruto variando entre 2,4 – 18,0 mg de N-NH₃⁻/L. Nesse período, a conversão de NTK foi em média 65,1% e a relação N-NH₃⁻/NTK mostrou que 98% do nitrogênio total efluente do BF era amoniacal. A concentração média de N-oxidado foi 7,5 mg N/L para uma concentração média de nitrogênio consumido de 20 mg N/L. Segundo LOPES (1999)¹ *apud.* SOARES (2003) essa discrepância de valores entre nitrogênio oxidado e consumido, pode ser resultado da assimilação biológica por parte da biomassa presente no BF ou por um provável processo de nitrificação e desnitrificação ocorrido em um mesmo biofilme.

Segundo Campos (1989) altas cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao sistema podem inibir o metabolismo dos microrganismos nitrificantes. Ao longo da Fase II, as cargas orgânicas volumétricas médias aplicadas foram de 0,38 kg de DBO_b/m³d , 0,68 kg de DBO_b/m³d, 0,28 kg de DBO_b/m³d para tempos de detenção hidráulica de 6, 4 e 12 horas, respectivamente. No período em que o BF operou com TDH de 6 horas (0,38 kg de DBO_b/m³d) na fase II, não foi detectada atividade

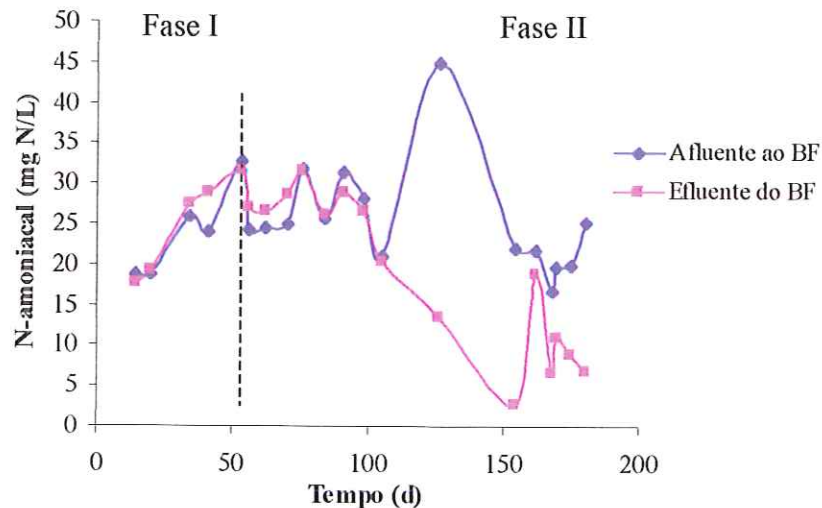
¹ LOPES D. D. (1999). *Tratamento de esgoto sanitário empregando reatores compartimentados anaeróbio/ aeróbio em série*. São Carlos. 272p. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

nitrificante indicando que a carga orgânica aplicada poderia estar atuando como um fator inibidor desse processo.

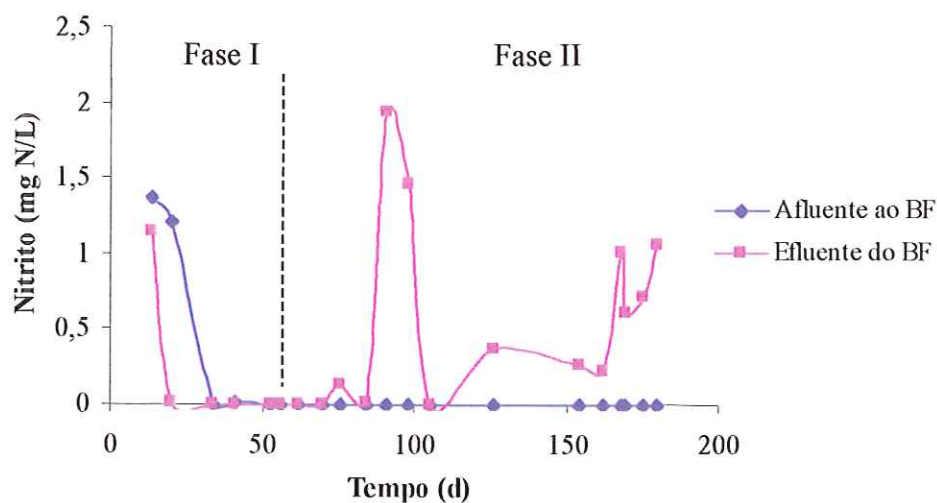
O mesmo ocorreu no trabalho de SOARES (2003) que operou o BF com TDH de 6 horas e carga orgânica volumétrica média de 0,66 kg de $\text{DBO}_b/\text{m}^3\text{d}$. Segundo METCALF & EDDY (1991) para ocorrer nitrificação em sistemas de tratamento de crescimento aderido, a carga orgânica aplicada deve estar entre 0,28 – 0,19 kg de $\text{DBO}_b/\text{m}^3\text{d}$.



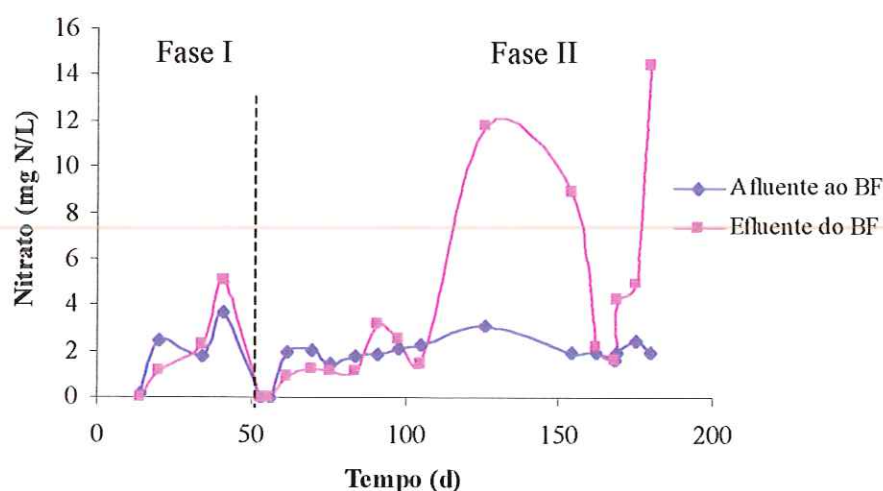
Figuras 5.22- Variação de NTK nas duas fases de operação do BF.



Figuras 5.23- Variação de N-amoniacoal nas duas fases de operação do BF.



Figuras 5.24- Variação de nitrito nas duas fases de operação do BF.



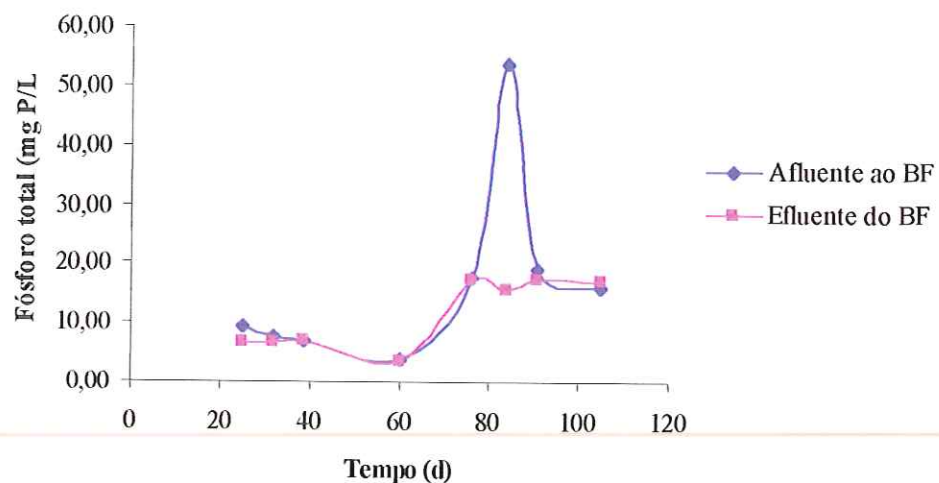
Figuras 5.25- Variação de nitrato nas duas fases de operação do BF.

Durante todo o período de operação do BF a eficiência de remoção de fósforo foi em média 15,4 % com concentrações médias afluentes e efluentes ao BF, respectivamente, 16,7 e 11,4 mg de Fósforo/ L.

Segundo HENZE (1997) a remoção biológica de fósforo em processos aeróbios dá-se por sua assimilação microbiana. Como, ao longo do período de operação do BF, foram efetuadas poucas lavagens do leito, a biomassa acumulada no leito que era desprendida e arrastada para fora do sistema, pode ter contribuído para o baixo desempenho de remoção. A Tabela 5.14 apresenta os valores médios, mínimos, máximos e o número de dados analisados (n) do parâmetro fósforo total. A Figura 5.27 ilustra a variação das concentrações de fósforo durante a operação do BF.

Tabela 5.14- Valores médios, mínimos, máximos e o número de dados analisados (n) do parâmetro fósforo total.

Fases I e II	Fósforo Total (mg P/L)		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
Méd.	16,74	11,39	15,43
Mín.	3,81	3,45	-8,48
Máx.	53,70	17,31	70,74
N	8	8	8



Figuras 5.26- Variação de fósforo total nas duas fases de operação do BF.

5.8 Exames microbiológicos.

Exames microbiológicos, por microscopia ótica comum, foram realizados para se identificar os microrganismos presentes no sistema e, assim, classificar em qual provável estágio de depuração o BF se encontrava. As morforlogias foram identificadas comparando-se com às descritas por JENKINS *et al.* (1993). As fotografias realizadas durante a microscopia encontram-se nas Figuras 5.27, 5.28, 5.29, 5.30, 5.31, 5.32, 5.33 e 5.34, respectivamente. A caracterização microbiológica foi conduzida até a metade da segunda fase na qual foi detectada a presença de microrganismos que indicavam elevado estado de depuração da matéria orgânica carbonácea.

O lodo usado para inocular o BF apresentou características de avançado estágio de depuração com presença de cílios fixos como ilustrado na Figura 5.27.

Alguns dias após a partida do sistema, na Fase I, o BF sofreu problemas na transferência de OD para a fase líquida levando o sistema à anaerobiose. Ciliados fixos não foram mais observados predominando bactérias e filamentos semelhantes a *Beggiatoa* sp (Figuras 5.28, 5.29).

Após cinco dias de injeção direta de ar, Fase II, foi encontrada grande concentração de microrganismos semelhantes a *Paramecium* sp, no efluente do BF (Figura 5.30). Nesse período, também, foram encontrados alguns filamentos semelhantes a *Beggiatoa* sp (Figura 5.31), provavelmente pelo fato do efluente anaeróbico conter compostos reduzidos de enxofre (H_2S , S^0 e $S_2O_3^{2-}$) que favoreceram seu desenvolvimento (MENDONÇA, 2002). Foram detectados rotíferos, nematóides e colônias de ciliados pedunculados fixos, após dez dias de aeração direta (Figuras 5.32, 5.33 e 5.34, respectivamente). A presença de rotíferos, segundo JENKINS *et al.* (1993), indicam elevado estágio de depuração do sistema.



Figura 5.27- Microscopia óptica comum do lodo inoculado no BF: microrganismos ciliados fixos semelhantes a *Epystilis* sp.

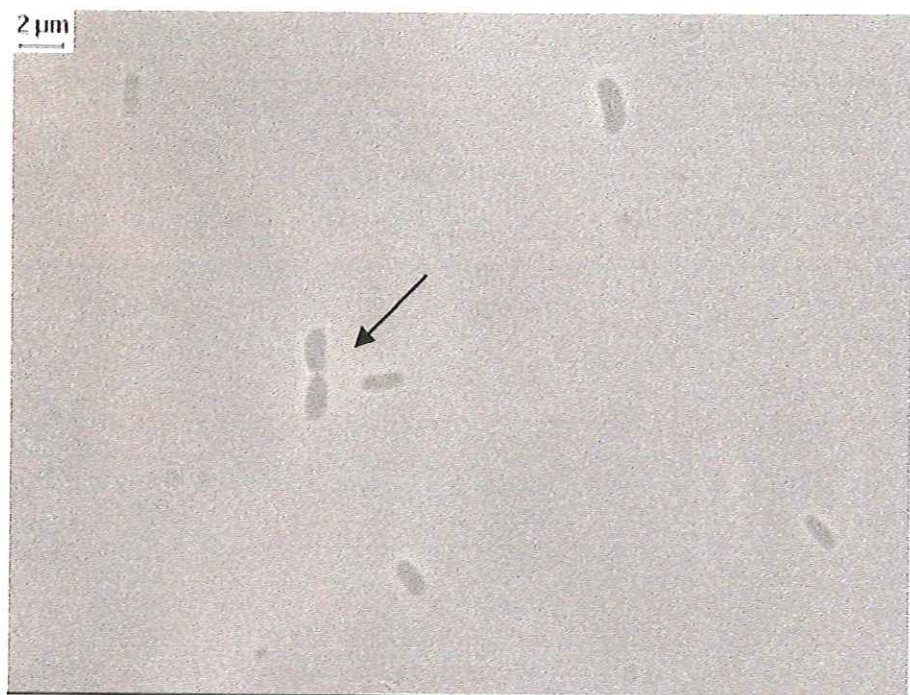


Figura 5.28- Microscopia de contraste de fase da biomassa aderida à espuma durante a Fase I de operação do BF: bacilos não fluorescentes com extremidades arredondadas.



Figura 5.29- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase I de operação do BF: microrganismo filamentosos semelhante à *Beggiatoa* sp.

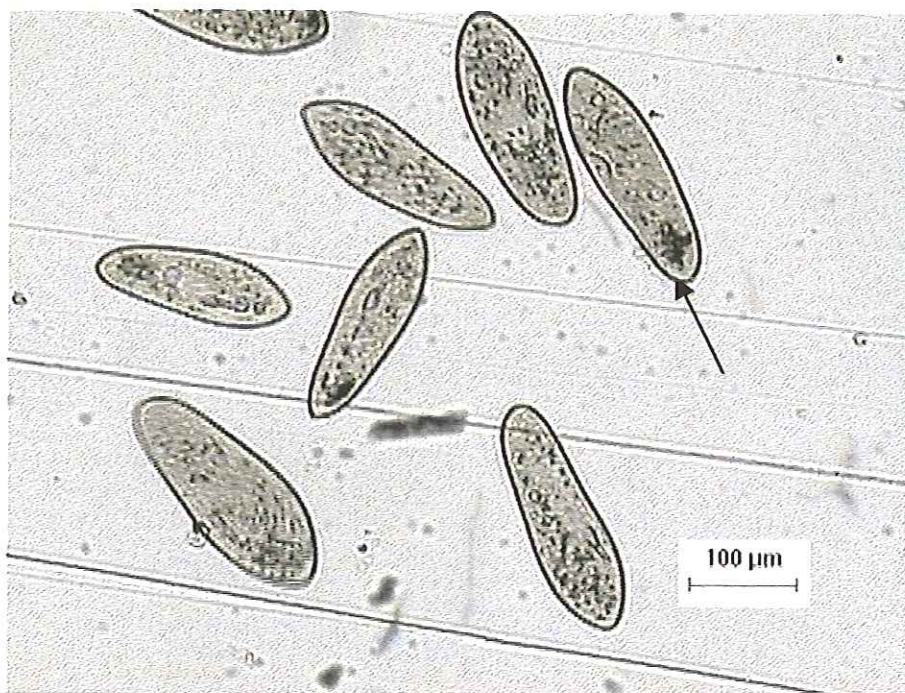


Figura 5.30- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF: microrganismos semelhante à *Paramecium* sp.

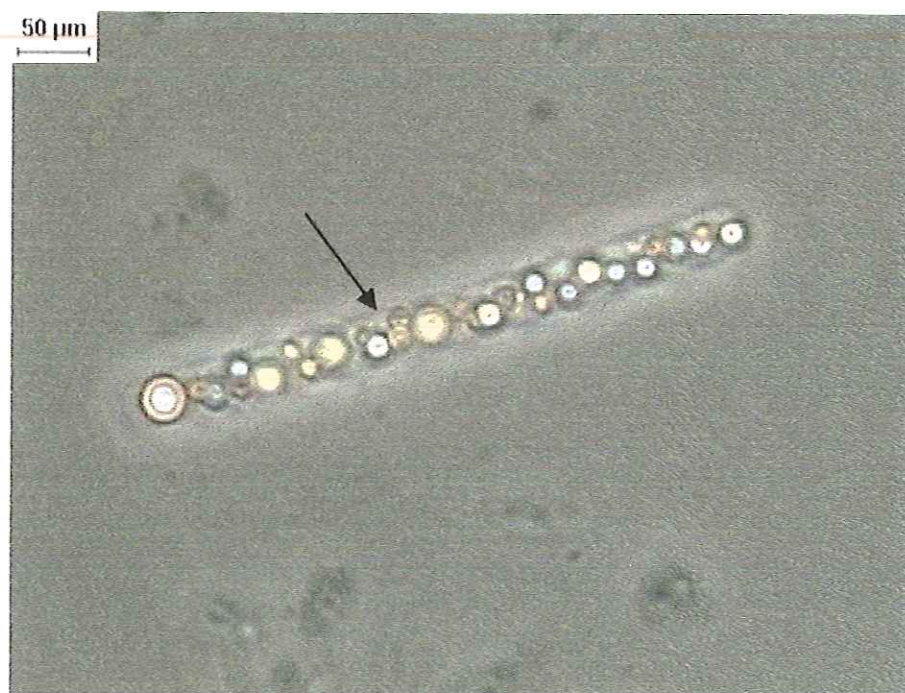


Figura 5.31- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF: microrganismo filamentosos semelhante à *Beggiatoa* sp.

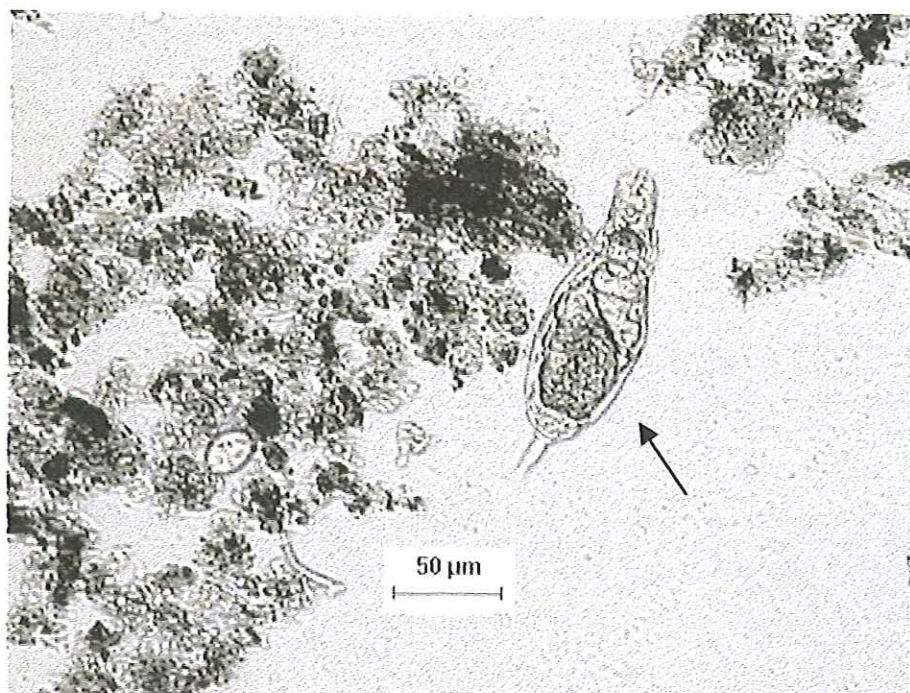


Figura 5.32- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF: Metazoário.

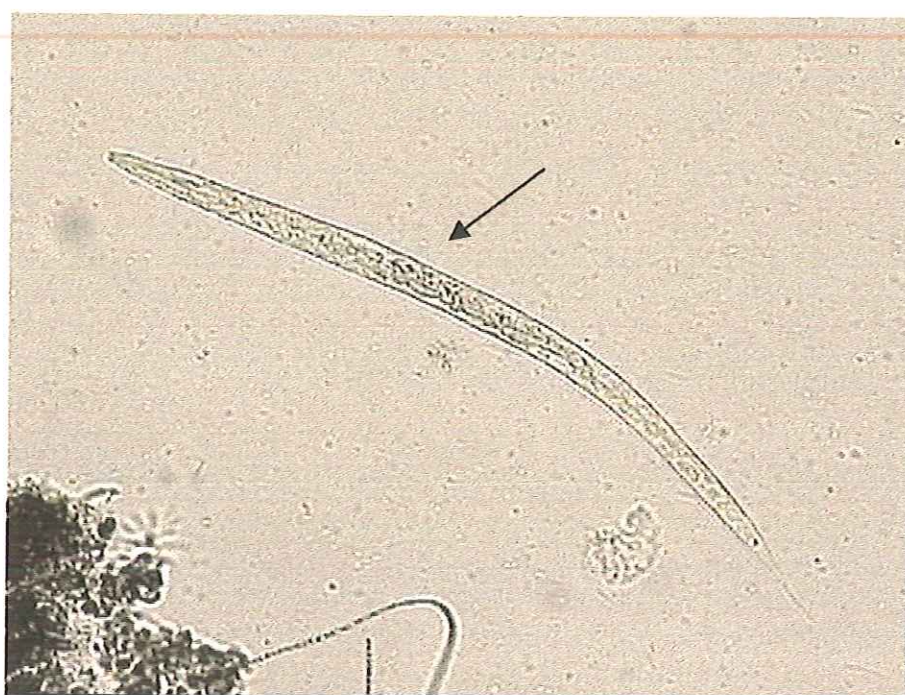


Figura 5.33- Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF, aumento 1,0 x 1,0: Nematóide.

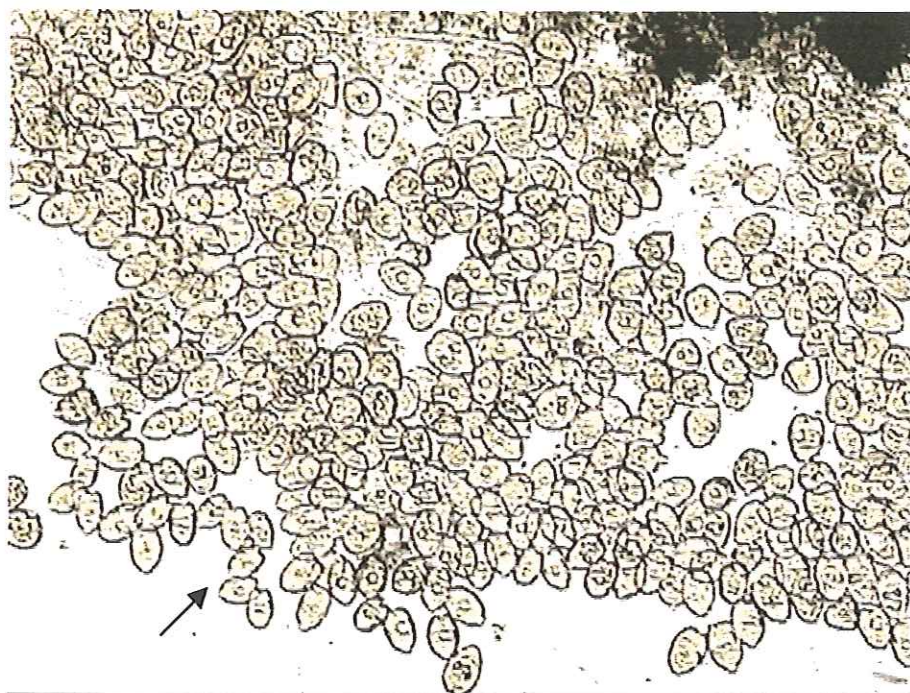


Figura 5.34-Microscopia óptica comum da biomassa aderida à espuma durante a Fase II de operação do BF aumento 1,0 x 5,0: microrganismos ciliados fixos semelhantes a *Epystilis* sp.

6. Conclusões e Recomendações

I - Conclusões:

- A câmara de aeração utilizada na Fase I não atendeu à necessária demanda de OD para manter aerobiose no interior do BF tornando seu uso insatisfatório para o sistema alcançar eficiência de remoção de matérias orgânicas carbonácea e nitrogenada do efluente do RAC.
- A mudança no sistema de aeração melhorou as condições operacionais, dispensando limpeza do registro de agulha da câmara de saturação. Como o leito de espuma é de difícil lavagem, a injeção direta de ar no leito do BF, quando aplicada alta vazão auxiliava no desprendimento do excesso de biomassa que era descartado do sistema durante as lavagens do leito.
- A temperatura não sofreu grandes variações ao longo de todo período experimental não sendo, portanto, um fator limitante a qualquer processo biológico estabelecido no interior do BF.
- Os módulos superiores (M_5 , M_4 e M_3) apresentaram as maiores concentrações de OD uma vez que estes recebiam a contribuição de ar dos quatros difusores dispostos ao longo do BF.
- A alcalinidade do sistema foi suficiente para atender a demanda ao longo de todo período de investigações do desempenho do BF.
- Após a injeção direta de ar no BF, a eficiência média de remoção da matéria orgânica carbonácea aumentou cerca de 50% em comparação com a Fase I. A DQO_{bruta} média no efluente do BF passou de 143,7 mg/L para 53,7 mg/L. Comparando esse resultado com o obtido por SOARES (2003) esse desempenho foi 50% maior. A eficiência de remoção de DQO_{bruta} obtida na primeira fase foi atribuída a alta capacidade de retenção de sólidos suspensos do material

utilizado para imobilização celular, sendo essa afirmativa corroborada pelo valor médio da eficiência de remoção de $DQO_{filtrada}$ que foi de 15,2%.

- Na Fase II, das 16 amostras de DQO_{bruta} efluentes do BF, 15 enquadraram-se aos padrões de lançamento da COPAM-MG
- A eficiência média de remoção de DBO_5 passou de 39,3 % para 74,6 % após o início da Fase II com concentração média efluente de 26,2 mg/L. A eficiência média de remoção encontrada por SOARES (2003) operando o mesmo BF, porém com uma câmara de saturação para fornecimento de OD (Figura 4.3), foi de 49%.
- Todas as amostras analisadas na segunda fase de operação do BF enquadraram-se no padrão de lançamento da CETESB em termos de DBO_5 .
- Na primeira fase de operação do BF as eficiências médias de remoções de SST e SSV foram respectivamente de 62% e 61,3%, sendo justificadas pela capacidade de retenção de sólidos suspensos do material suporte utilizado. Na fase II as eficiências médias de remoção de SST e SSV foram de 77,5% e 77,6%, respectivamente, com concentrações médias de 14,8 mg/L e 13,5 mg/L. Os resultados de remoção de SST e SSV nas duas fases de operação do BF foram melhores que os encontrados por SOARES (2003) que obteve eficiências médias de remoção de 51% e 36 %, respectivamente.
- Todas amostras analisadas para SST nas duas fases de operação do BF enquadraram-se no padrão de lançamento da COPAM –MG (60mg/L).
- As lavagens do leito foram efetuadas em média a cada 18 dias com produção média de lodo em termos de SST, SSV, ST e STV de 40,64, 34,16, 80,03 e 49,36 gramas, respectivamente. Como ao longo de toda Fase I e parte da Fase II não se detectou atividade nitrificante relevante, o intervalo entre essas lavagens do leito foi ficando cada vez maior acreditando-se que durante esses processos a biomassa responsável pela nitrificação estivesse sendo arrastada para fora do sistema.

- A estimativa do total de biomassa aderida nos módulos M_2 e M_4 foi, respectivamente, de 0,43 e 0,60 quilos considerando que cada um foi preenchido com 820 unidades de matrizes cúbicas de poliuretano. Observou-se que no módulo mais inferior (M_2) a quantidade de lodo aderida foi menor uma vez este recebia a contribuição de somente dois dos quatro difusores de ar dispostos ao longo do BF.
- Durante a Fase II a eficiência de conversão de N-amoniaco foi mais significativa para TDH de 12 horas em média de 57,8% com concentrações no efluente bruto variando entre 2,4 – 18,0 mg de $N-NH_3^-/L$. Nessa fase as cargas orgânicas aplicadas, para tempos de detenção hidráulica de 6 e 4 horas, respectivamente, atuaram com agentes inibidores da nitrificação.
- A microscopia ótica comum revelou a presença de microrganismos na Fase II, que indicaram elevado estágio de depuração do efluente pós-tratado. A presença de nematóides indicou alto tempo de detenção celular conferidos pelo material suporte - espuma de poliuretano.

II - Recomendações:

- Aumentar a altura do módulo M_4 , e conseqüente superfície de contato para colonização dos microrganismos nitrificantes. Criação de dois reatores em série num mesmo sistema onde o módulo M_2 , por receber menor contribuição dos difusores dispostos ao longo do BF, promoveria remoção da matéria orgânica carbonácea enquanto que o módulo M_4 , nitrificação.
- Promover recirculação parcial do efluente do BF para o módulo M_4 diluindo a carga orgânica afluyente aos microrganismos nitrificantes e aumentando as concentrações de OD nesse sistema.
- Implantação de um sedimentador na saída do BF para retenção dos sólidos carregados do sistema.
- Implantação de uma unidade de desinfecção para o efluente pós-tratado um vez que foram encontrados microrganismos metazoários nematóides no BF.
- Avaliar a taxa de oxigênio a ser fornecida em função da carga orgânica volumétrica aplicada.

7. Referências Bibliográficas

- APHA, AWWA; WPCF (1995). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19th. Ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- BARBER, W.(1999). *The use of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for wastewater treatment: a Review*. Water Res., v.33, p. 1559-1578.
- BODÍK, I. *et. al.* (2003). *Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment*. Bioresource Technology, v. 86, p. 79-84.
- CAMPOS, J. R. (1989) *Remoção de DQO e de Nitrogênio em um Sistema de três Reatores Biológicos de Filme fixo em série. Tese de livre Docência- Escola de Engenharia de São Carlos- USP* p. 295.
- CAMPOS, J. R. *et al.* (1999). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro – RJ. ABES – Projeto PROSAB.
- CANZIANI, R. *et. al.* (1999). *Nitrogen Removal in Fixed-Bed Submerged Biofilters without Backwashin*. Water Science and Technology, v. 40, p. 145-152
- CARVALHO, M. E. (2003) *Flotação de alta taxa aplicada ao pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. São Carlos. 131p. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CETESB (1993). *Legislação Federal: Controle da Poluição Ambiental (Atualizado até fevereiro de 1993)*. São Paulo. 243p.

CHERNICHARO, C. A.L. (2001). *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme*. In: *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios* Belo Horizonte – MG. – Projeto PROSAB.

COLETTI F. J. (1997). *Pós-tratamento por lodos ativados de efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado no tratamento de Esgoto Sanitário*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

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.

COSTA, A. S. (2002). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados associado à pré-oxidação com ozônio*. São Carlos. 68p. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GONÇALVES, R. F. *et. al.*(1998). *Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment*. *War. Sci. Tech.*, v. 38, p. 189-195.

GONÇALVES, R. F. (1999). *Combining Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors and Submerged Aerated Biofilters for Secondary Domestic Wastewater Treatment*. *War Sci. and Tech.*, v. 40 p.71-79.

GONÇALVES, R. F. *et. al* (2000). *Eficiência da Filtração Secundária e Terciária na Remoção de SS em Biofiltros Aerados Submersos*. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES- Trabalhos Técnicos pp-1-11.

HENZE, M. (1997). *Wastewater treatment : biological and chemical processes*. 2nd ed. Berlim: Springer Verlag. 383p.

JENKINS, D. *et al.* (1993). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. 2nd ed., USA: Library of Congress Cataloging in Publication date. 193p.

Lei 9433 de 31 de Agosto de 1981. *Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.* Publicado no diário oficial, Brasília, DF, 02 de Setembro de 1981.

MADIGAN, M. T. *et al.* (1996). *Brock Biology of microorganisms*. 8th ed. USA New Jersey: Prentice Hall. 1110p.

MARCHETTO, M. (2001) *Remoção de Nutrientes do efluente de Reator Anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido*. 238p. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MENDONÇA, L. C. (2002) *Microbiologia de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de reator anaeróbio de leito expandido*. 184p. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

METCALF & EDDY (1991) INC- *Wastewater Engineer: Treatment, Disposal and Reuse* 3^o ed. N. Y., Mc GRaw- Hill 1334p.

NOUR, E. A. A. (1996) *Tratamento de esgoto sanitario empregando-se reator anaerobio compartimentado*. São Carlos. 148p. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PENETRA, R. G. (1998). *Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)*. São Carlos. 140p. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

POLANCO, F. F. (2000). *Spatiall distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification*. Wat. Res., v. 34, p. 4081-4089.

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.

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.

SEDLAK, R. (1991). *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater : principles and practice*. 2nd ed. USA Chelsea, Mich.: Lewis Publishers. 240p.

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.

SOARES, L. V. (2003). *Pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado utilizando biofiltro aerado submerso*. São Carlos. 181p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SPEECE, R. E. (1996) *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*. Nashville Tenn. Archae Press 1996 349p.

VAN HAANDEL, A. C. And LETTINGA, G. (1994). *Anaerobic Sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons, 222p.

VICTORIA, J. A. R. (1993). *Nitrificação de efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) em filtro aeróbio*. São Carlos. 118p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VON SPERLING (1996) *Princípios básicos de tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA; UFMG-p.211

VON SPERLING (1997) *Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA; UFMG-p.415.

APÊNDICE A: Cálculos utilizados.

1. Definições

Volume útil (V_u): Volume do reator efetivamente ocupado pelo efluente levando em consideração da porosidade do material suporte.

Volume total (V_T): Volume do reator desconsiderando o volume efetivamente ocupado pelo material suporte.

Altura total: Altura do reator desconsiderando a lâmina d'água estabelecida no reator

Altura líquida: Altura da lâmina d'água do reator.

2. Volume útil do BF utilizado por SOARES (2003)

$V_u = (V_L) \times \text{porosidade do leito.}$

$$V_u = (22,7) \times 1 + (22,7) \times 0,45 + (68,5) \times 0,90 \times 2 + (22,70 \times 1 = 178 \text{ L}$$

3. Volume útil do BF utilizado nessa pesquisa.

$$V_u = (22,7) \times 3 + (68,5) \times 0,90 \times 2 = 190,6 \text{ L}$$

4. Eficiência de remoção:

$$E (\%) = \frac{(\text{Concentração Afluente} - \text{Concentração Efluente}) \times 100}{(\text{Concentração Afluente})}$$

5. Carga volumétrica aplicada

$$CVA = \frac{\text{Concentração (kg/m}^3) \times \text{Vazão (m}^3/\text{d)}}{\text{Volume útil do reator}}$$

6. Carga volumétrica removida

$$CVR = \frac{[\text{Concentração (kg/m}^3) \text{afluente} - \text{Concentração (kg/m}^3) \text{efluente}] \times \text{Vazão (m}^3/\text{d)}}{\text{Volume útil do reator}}$$

7. Tempo de detenção

$$TDH = V_u (\text{L}) / Q (\text{L/h})$$

8. Cálculo da produção de lodo

$$P_{\text{lodo (g)}} = CS \times V_{\text{descartado}}$$

CS: concentração de sólidos (g/L) de uma amostra coletada do volume descartado do BF (incluindo água de lavagem).

$V_{\text{descartado}}$ = volume descartado do BF incluindo a quantidade de água de abastecimento utilizada.

ANEXO A: Tabelas dos dados coletados.

Tabela A1- Valores da temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.

Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	Temperatura (°C)		OD (mg/L)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	25/8	11	12	21,2	22	7,7	2,5
	26/8	12	12	18,9	18,3	6,9	1,4
	27/8	13	12			7	1,4
	28/8	14	12			7,7	1,3
	29/8	15	12	16,9	16,9	7,5	1,1
	1/9	18	6	19,7	19,7	3,8	0
	3/9	20	6	17,8	17,2	6,3	0
I	4/9	21	6			5	0
	5/9	22	6	20,3	20,4	5,9	0
	8/9	25	6	22,6	22,6	3,9	0
	12/9	29	6	18,9	18,9	5,2	0
	15/9	32	6	19,4	19,4	0	0
	19/9	36	6			5,3	0
	22/9	39	6	23,5	23,5	4,2	0
	24/9	41	6	25	24,4	5,4	0
	6/10	53	6			0	0
	9/10	56	6	23,2	22,9	0	1,7
Média				20,6	20,5	4,8	0,6
Mínimo				16,9	16,9	0,0	0,0
Máximo				25,0	24,4	7,7	2,5
(n)				12	12	17	17
Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	Temperatura (°C)		OD (mg/L)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	13/10	60	6	20	19,9	0	4
	14/10	61	6	21,9	21,1	0	4
	20/10	67	6	25,3	25,5	0	2,8
	23/10	70	6	23,3	22,6	0	2,7
	29/10	76	6	23,3	22,4	0	4,8
	6/11	84	4	20,6	20,5	0	4,7
	13/11	91	4	24,1	23,9	0	4,3
II	20/11	98	4	22,3	21,7	0	3,6
	27/11	105	4			0	1,5
	18/12	126	12	23,4	23,5	0	4,9
	15/1	154	12	24,8	24,8	0	3,8
	23/1	162	12	22,5	22,5	0	4,3
	29/1	168	12	22,8	22,7	0	5,2
	30/1	169	12	23,5	23,7	0	5,2
	5/2	175	12	24,8	24,8	0	5
Média				23,0	22,8	0,0	4,1
Mínimo				20,0	19,9	0,0	1,5
Máximo				25,3	25,5	0,0	5,2
(n)				14,0	14,0	15,0	15,0

Tabela A2- Valores do pH e alcalinidade total afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.

Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	pH		AT (mg CaCO ₃ /L)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	25/8	11	12	7,76	7,22		
	26/8	12	12	7,5	7,23	132	146
	27/8	13	12				
	28/8	14	12				
	29/8	15	12				
	1/9	18	6	7,9	7,5	116	118
	3/9	20	6	7,8	7,5		
I	4/9	21	6				
	5/9	22	6				
	8/9	25	6	7,8	7,4	106	111
	12/9	29	6	7,75	7,7		
	15/9	32	6	7,6	7,5	128	132
	19/9	36	6				
	22/9	39	6	7,8	7,7	204	208
	24/9	41	6				
	6/10	53	6	7,3	7		
	9/10	56	6	6,9	7,3	177	177
Média				7,6	7,4	143,8	149,0
Mínimo				6,9	7,0	105,8	110,9
Máximo				7,9	7,7	204,0	208,3
(n)				10	10	6	6
Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	pH		AT (mg CaCO ₃ /L)	
				Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	13/10	60	6				
	14/10	61	6				
	20/10	67	6	7	7,35	173	186
	23/10	70	6				
	29/10	76	6	7	7,5	213	199
	6/11	84	4	7	7,35	192	187
	13/11	91	4	7,1	7,4	222	174
II	20/11	98	4	7,1	7,1	200	153
	27/11	105	4	6,9	7,1	123	155
	18/12	126	12	7,5	7,1	218	65
	15/1	154	12	6,8	6,5	136	29
	23/1	162	12	7	7,2	130	112
	29/1	168	12	7	7	115	63
	30/1	169	12	7	7,1	153	70
	5/2	175	12	7,1	7,3	171	81
Média				7,0	7,2	170,4	122,8
Mínimo				6,8	6,5	115,3	28,6
Máximo				7,5	7,5	222,0	198,7
(n)				12	12	12	12

Tabela A3- Valores da DQO_{bruta} e DQO_{filtrada} afluente e efluente ao BF observados durante as fases I e II.

Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	DQOb (mg/L)		E%	DQOf (mg/L)		E%
				Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
I	20/8	6	12	140	128	8	130	107	18
	27/8	13	12	180	160	11	171	156	9
	4/9	20	12	155	133	14	151	132	12
	12/9	28	6	213	156	27	166	162	2
	15/9	31	6	363	140	61	157	130	17
	18/9	34	6	373	171	54	185	194	
	22/9	38	6	189	138	27	158	172	
	25/9	41	6	240	159	34	175	156	11
	6/10	52	6						
	9/10	55	6	238	108	55	178	112	37
Méd.				232,2	143,7	32,4	163,4	146,7	15,2
Mín.				140,2	108,1	8,5	130,0	107,0	2,2
Máx.				373,2	171,2	61,4	185,3	193,9	37,3
(n)				9	9	9	9	9	7
Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	DQOb (mg/L)		E%	DQOf (mg/L)		E%
				Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
II	13/10	59	6	204	67	67	126	45	64
	15/10	61	6	259	54	79	148	59	60
	16/10	62	6	273	56	80	180	55	70
	20/10	66	6	263	67	75	155	66	58
	24/10	70	6	281	83	70	207	81	61
	31/10	77	6	189	51	73	156	56	64
	6/11	84	4	187	50	73	134	46	66
	13/11	91	4	245	23	91	143	30	79
	20/11	98	4	197	20	90	116	26	78
	27/11	105	4	280	134	52	199	107	46
	18/12	126	12	260	25	90	202	37	82
	15/1	154	12	232	22	91	185	37	80
	23/1	162	12	303	55	82	195	35	82
	29/1	168	12	298	64	78	143	57	60
	30/1	169	12	214	44	79			
	5/2	175	12	213	44	80	151	32	79
Méd.				243,4	53,7	78,1	162,6	51,3	68,4
Mín.				187,0	20,0	52,1	115,6	25,9	46,0
Máx.				302,8	134,0	90,6	207,0	107,4	82,1
(n)				16	16	16	15	15	15

Tabela A4- Valores da COV_{bruta} e COV_{filtrada} aplicada e removida do BF durante as fases I e II.

Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	COV (kg de DQO _{bruta} /m ³ d)		COV (kg de DQO _{filtrada} /m ³ d)	
				Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
I	20/8	6	12	0,28	0,02	0,26	0,05
	27/8	13	12	0,36	0,04	0,34	0,03
	4/9	20	12	0,31	0,04	0,30	0,04
	12/9	28	6	0,85	0,23	0,66	0,01
	15/9	31	6	1,45	0,89	0,63	0,11
	18/9	34	6	1,49	0,81		
	22/9	38	6	0,75	0,20		
	25/9	41	6	0,96	0,33	0,70	0,08
	6/10	52	6				
	9/10	55	6	0,95	0,52	0,71	0,27
Méd.				0,8	0,34	0,51	0,08
Mín.				0,3	0,02	0,26	0,01
Máx.				1,5	0,89	0,71	0,27
(n)				9	9	7	7
Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	COV (kg de DQO _{bruta} /m ³ d)		COV (kg de DQO _{filtrada} /m ³ d)	
				Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
II	13/10	59	6	0,82	0,55	0,50	0,32
	15/10	61	6	1,03	0,82	0,59	0,35
	16/10	62	6	1,09	0,87	0,72	0,50
	20/10	66	6	1,05	0,78	0,62	0,36
	24/10	70	6	1,12	0,79	0,83	0,50
	31/10	77	6	0,76	0,55	0,63	0,40
	6/11	84	4	1,12	0,82	0,80	0,53
	13/11	91	4	1,47	1,33	0,86	0,68
	20/11	98	4	1,18	1,06	0,69	0,54
	27/11	105	4	1,68	0,88	1,19	0,55
	18/12	126	12	0,52	0,47	0,40	0,33
	15/1	154	12	0,46	0,42	0,37	0,29
	23/1	162	12	0,60	0,49	0,39	0,32
	29/1	168	12	0,59	0,46	0,28	0,17
	30/1	169	12	0,42	0,34		
		5/2	175	12	0,42	0,34	0,30
Méd.				0,9	0,69	0,61	0,41
Mín.				0,4	0,34	0,28	0,17
Máx.				1,7	1,33	1,19	0,68
(n)				16	16	15	15

Tabela A5- Valores da DBO₅ afluente e efluente, das cargas orgânicas aplicada e removida e da relação DBO₅/DQO_{bruta} durante as fases I e II.

Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	DBO ₅ (mg/L)		E%	COV (kg de DBO ₅ /m ³ d)		DBO ₅ /DQO _b	
				A	E		Removida	Aplicada	A	E
	20/8	6	12							
	27/8	13	12	157	133	15	0,05	0,31	0,87	0,83
I	4/9	20	12	199	128	36	0,14	0,40	1,28	0,96
	18/9	34	6	157	50	68	0,43	0,63	0,42	0,29
	25/9	41	6	81	50	38	0,12	0,32	0,34	0,32
Méd.				148,5	90,3	39,3	0,19	0,4	0,7	0,6
Mín.				81,0	50,0	15,3	0,05	0,31	0,3	0,3
Máx.				199,0	133,0	68,2	0,43	0,63	1,3	1,0
(n)				4	4	4	4	4	4	4
Fase	Data	Dia de oper.	TDH horas	DBO ₅ (mg/L)		E%	COV (kg de DBO ₅ /m ³ d)		DBO ₅ /DQO _b	
				A	E		A	E	A	E
	9/10	55	6	78	16	79	0,25	0,31	0,33	0,15
	16/10	62	6	106	11	90	0,38	0,42	0,39	0,20
	24/10	70	6	125	19	85	0,42	0,50	0,45	0,23
	31/10	77	6	75	24	68	0,20	0,30	0,40	0,47
II	6/11	84	4	47	24	49	0,14	0,28	0,25	0,48
	13/11	91	4	158	37	77	0,73	0,95	0,64	1,61
	20/11	98	4	128	24	81	0,62	0,77	0,65	1,20
	27/11	105	4	118	52	56	0,40	0,71	0,42	0,39
	15/1	154	12	126	14	89	0,22	0,25	0,54	0,64
	23/1	162	12	151	41	73	0,22	0,30	0,50	0,74
Méd.				111,2	26,2	74,6	0,36	0,48	0,5	0,6
Mín.				47,0	11,0	48,9	0,14	0,25	0,3	0,1
Máx.				158,0	52,0	89,6	0,73	0,95	0,7	1,6
(n)				10	10	10	10	10	10	10

Nota: (A) afluente; (E) efluente

Tabela A6- Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) observados durante as fases I e II.

FASE I									
Op. (dias)	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%
16	238,75	310		81,25	87,5	-8	157,5	222,5	
18	275	289		84	161	-92	191	128	33
20	279	307		147	148	-1	132	159	
27	296	263	11	122	144	-18	174	119	32
30	273	246	10	147	154	-5	126	92	27
37	374	250	33	153	154	-1	221	96	57
51	226	193	15	119	125	-5	107	68	36
54	282	213	24	135	133	1	147	80	46
Méd.	280,5	259	18,65	123,5	138,3	-15,9	156,9	120,5	38,4
Min.	226,0	193	9,89	81,2	87,5	-91,7	107,0	68	27,0
Máx.	374,0	310	33,16	153,0	161	1,5	221,0	222,5	56,6
(n)	8	8	5	8	8	8	8	8	6

FASE II									
Op. (dias)	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%
60	277	212	23	159	149	23	118	63	47
68	363	201	45	174	146	45	189	55	71
84	267	217	19	142	143	19	125	74	41
91	313	265	15	176	131	15	137	134	2
98	293	234	20	158	141	20	135	93	31
105	351	316	10	130	129	10	221	187	15
126	311	194	38	212	159	38	99	35	65
175	293	217	26	126	142	26	167	75	55
Méd.	308,5	232	24,5	159,6	142,5	24,5	148,9	89,5	40,8
Min.	267	194	10,0	126,0	129	10,0	99,0	35	2,2
Máx.	363	316	44,6	212,0	159	44,6	221,0	187	70,9
(n)	8	8	8	8	8	8	8	8	8

Nota: Nota: (A) afluente; (E) efluente

Tabela A7- Valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) observados durante as fases I e II.

FASE I									
Op. (dias)	SST (mg/L)			SSF (mg/L)			SSV (mg/L)		
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%
16	32,0	19,6	39	2,7	1,2	55	29,3	18,4	37
18	40,7	16,4	60	2,0	1,2	40	38,7	15,2	61
20	33,0	17,0	48	4,0	1,5	63	29,0	15,6	46
27	63,0	33,0	48	7,0	2,5	64	56,0	30,5	46
30	175,0	31,0	82	25,0	3,0	88	150,0	28,0	81
37	68,3	33,3	51	3,3	2,0	40	65,0	31,3	52
51	308,0	38,7	87	32,0	1,3	96	276,0	37,5	86
54	62,0	12,0	81	2,0	0,5	75	60,0	11,5	81
Méd.	97,8	25,1	62,0	9,7	1,6	65,2	88,0	23,5	61,3
Min.	32,0	12,0	38,8	2,0	0,5	40,0	29,0	11,5	37,3
Máx.	308,0	38,7	87,4	32,0	3,0	96,1	276,0	37,5	86,4
(n)	8	8	5	8	8	8	8	8	6

FASE II									
Op. (dias)	ST (mg/L)			STF (mg/L)			STV (mg/L)		
	A	E	E%	A	E	E%	A	E	E%
60	90,0	16,0	82	10,0	0,7	93	80,0	15,3	81
68	128,0	11,0	91	12,0	1,0	92	116,0	10,0	91
84	44,0	7,0	84	5,3	1,0	81	38,7	6	84
91	64,0	8,0	87	4,0	0,5	87	60	7,5	88
98	72,0	14,0	81	4,0	1,0	75	68	13	81
105	60,0	40,0	33	6,0	4,0	33	54	36	33
126	64,0	9,0	86	2,0	1,0	50	62	8	87
175	52	13	75	4,0	1,0	75	48	12	75
Méd.	71,8	14,8	77,5	5,9	1,3	73,4	65,8	13,5	77,6
Min.	44,0	7,0	33,3	2,0	0,5	33,3	38,7	6,0	33,3
Máx.	128,0	40,0	91,4	12,0	4,0	93,3	116,0	36,0	91,4
(n)	8	8	8	8	8	8	8	8	8

Nota: Nota: (A) afluente; (E) efluente

Tabela A8- Valores das relações STV/ST e SSV/SST e das cargas orgânicas aplicadas e removidas no BF em termos de ST e SST durante as fases I e II.

FASE I								
T. Op. (dias)	STV/ST		SSV/SST		COV (kg ST/m ³ d)		COV (kg SST/m ³ d)	
	A	E	A	E	aplicada	removida	aplicada	Removida
16	0,7	0,7	0,9	0,9			0,06	0,02
18	0,7	0,4	1,0	0,9			0,08	0,05
20	0,5	0,5	0,9	0,9			0,07	0,03
27	0,6	0,5	0,9	0,9	1,18	0,13	0,25	0,12
30	0,5	0,4	0,9	0,9	1,09	0,11	0,70	0,58
37	0,6	0,4	1,0	0,9	1,50	0,50	0,27	0,14
51	0,5	0,4	0,9	1,0	0,90	0,13	1,23	1,08
54	0,5	0,4	1,0	1,0	1,13	0,28	0,25	0,20
Méd.	0,56	0,45	0,9	0,9	1,16	0,23	0,36	0,28
Min.	0,46	0,35	0,9	0,9	0,90	0,11	0,06	0,02
Máx.	0,69	0,72	1,0	1,0	1,50	0,50	1,23	1,08
(n)	8	8	8	8	5	5	8	8
FASE II								
T. Op. (dias)	STV/ST		SSV/SST		COV (kg ST/m ³ d)		COV (kg SST/m ³ d)	
	A	E	A	E	aplicada	removida	aplicada	Removida
60	0,4	0,3	0,9	1,0	1,11	0,26	0,36	0,30
68	0,5	0,3	0,9	0,9	1,45	0,65	0,51	0,47
84	0,5	0,3	0,9	0,9	1,60	0,30	0,26	0,22
91	0,4	0,5	0,9	0,9	1,88	0,29	0,38	0,34
98	0,5	0,4	0,9	0,9	1,76	0,35	0,43	0,35
105	0,6	0,6	0,9	0,9	2,11	0,21	0,36	0,12
126	0,3	0,2	1,0	0,9	0,62	0,23	0,13	0,11
175	0,6	0,3	0,9	0,9	0,58	0,15	0,10	0,08
Méd.	0,48	0,37	0,9	0,9	1,39	0,31	0,32	0,25
Min.	0,32	0,18	0,9	0,9	0,58	0,15	0,10	0,08
Máx.	0,63	0,59	1,0	1,0	2,11	0,65	0,51	0,47
(n)	8	8	8	8	8	8	8	8

Nota: Nota: (A) afluyente; (E) efluente

Tabela A9- Valores de NTK, N-amoniacoal, N-orgânico e respectivas eficiências de remoções observadas durante as fases I e II.

FASE I										
Op. (dias)	TDH (h)	1-NTK (mg N/L)		2-N-NH ₃ ⁻ (mg N/L)		3-N-orgân. (mg N/L)		E%		
		A	E	A	E	A	E	1	2	3
14	12	27,3	34,5	18,7	17,7	9	17	-26	5	-95
20	12	29,7	26,6	18,8	19,3	11	7	10	-3	33
34	6	38,9	43,6	25,9	27,5	13	16	-12	-6	-24
41	6	39,5	36,1	24,1	28,9	15	7	9	-20	53
53	6	69,4	37,9	32,7	31,7	37	6	45	3	83
Méd.		41,0	35,7	24,0	25,0	16,9	10,7	5,2	-4,1	10,0
Min.		27,3	26,6	18,7	17,7	8,6	6,2	-26,4	-19,9	-95,3
Máx.		69,4	43,6	32,7	31,7	36,7	16,8	45,4	5,3	83,1
(n)		5	5	5	5	5	5	5	5	5
FASE II										
Op. (dias)	TDH (h)	1-NTK (mg N/L)		2-N-NH ₃ ⁻ (mg N/L)		3-N-orgân. (mg N/L)		E%		
		A	E	A	E	A	E	1	2	3
56	6	31,8	29,3	24,3	27,1	7,50	2,20	8	-12	71
62	6	34,8	27,3	24,5	26,6	10,30	0,70	22	-9	93
70	6	35	27,5	25	28,7	10,00	-1,20	21	-15	112
76	6	32,5	30	31,8	31,7	0,70	-1,70	8	0	343
84	4	31,4	25,6	25,6	26,2	5,80	-0,60	18	-2	110
91	4	39,8	27,4	31,5	29	8,30	-1,60	31	8	119
98	4	32,3	31,5	28,3	26,7	4,00	4,80	2	6	-20
105	4	31	30,4	21	20,4	10,00	10,00	2	3	0
126	12	46	10,2	44,9	13,6	1,10	-3,40	78	70	409
154	12	24,9	2,4	22,1	2,8	2,80	-0,40	90	87	114
162	12	25,8	18	21,7	18,7	4,10	-0,70	30	14	117
168	12	25,5	8,5	16,8	6,6	8,70	1,90	67	61	78
169	12	23,8	10,2	19,7	10,9	4,10	-0,70	57	45	117
175	12	30,8	11,2	19,9	8,9	10,90	2,30	64	55	79
180	12	33,7	10,2	25,3	6,8	8,40	3,40	70	73	60
Méd.		31,9	20,0	25,5	19,0	6,4	1,0	37,9	25,6	120,2
Min.		23,8	2,4	16,8	2,8	0,7	-3,4	1,9	-14,8	-20,0
Máx.		46,0	31,5	44,9	31,7	10,9	10,0	90,4	87,3	409,1
(n)		15	15	15	15	15	15	15	15	15

Nota: Nota: (A) afluente; (E) efluente.

Tabela A10- Valores da relação N-amoniaco/ NTK, Nitrito, Nitrato, N-oxidado, NTK_{consumido} afluente e efluente do BF, respectivamente, observados durante as fases I e II.

FASE I									
Op. (dias)	TDH (h)	N-NH ₃ ⁻ /NTK		Nitrito (mg N/L)		Nitrato (mg N/L)		N-oxi. (mg NO _x /L)	NTK consumido (mg N/L)
		A	E	A	E	A	E		
14	12	0,68	0,51	1,370	1,143	0,201	0,006	1,149	
20	12	0,63	0,73	1,213	0,013	2,438	1,163	1,176	3,1
34	6	0,67	0,63	0,003	0,000	1,801	2,313	2,313	
41	6	0,61	0,80	0,007	0,000	3,688	5,072	5,072	3,4
53	6	0,47	0,84	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	31,5
Méd.		0,61	0,70	0,5	0,2	1,6	1,7	1,9	12,7
Min.		0,47	0,51	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1
Máx.		0,68	0,84	1,4	1,1	3,7	5,1	5,1	31,5
(n)		5	5	5	5	5	5	5	3
FASE II									
Op. (dias)	TDH (h)	N-NH ₃ ⁻ /NTK		Nitrito (mg N/L)		Nitrato (mg N/L)		N-oxi. (mg NO _x /L)	NTK consumido (mg N/L)
		A	E	A	E	A	E		
56	6	0,76	0,92	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,5
62	6	0,70	0,97	0,000	0,000	2,002	0,937	0,937	7,5
70	6	0,71	1,04	0,000	0,003	2,087	1,266	1,269	7,5
76	6	0,98	1,06	0,000	0,139	1,490	1,172	1,311	2,5
84	4	0,82	1,02	0,000	0,020	1,769	1,181	1,201	5,8
91	4	0,79	1,06	0,002	1,940	1,863	3,213	5,153	12,4
98	4	0,88	0,85	0,000	1,460	2,155	2,509	3,969	0,8
105	4	0,68	0,67	0,000	0,000	2,277	1,485	1,485	0,6
126	12	0,98	1,33	0,001	0,368	3,120	11,784	12,152	35,8
154	12	0,89	1,17	0,000	0,270	1,933	8,923	9,193	22,5
162	12	0,84	1,04	0,000	0,227	1,966	2,187	2,414	7,8
168	12	0,66	0,78	0,000	1,015	1,675	1,620	2,635	17
169	12	0,83	1,07	0,000	0,615	2,006	4,267	4,882	13,6
175	12	0,65	0,79	0,000	0,718	2,445	4,902	5,619	19,6
180	12	0,75	0,67	0,000	1,060	1,943	14,420	15,480	23,5
Méd.		0,79	0,96	0,0	0,5	1,9	4,0	4,5	12,0
Min.		0,65	0,67	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
Máx.		0,98	1,33	0,0	1,9	3,1	14,4	15,5	35,8
(n)		15	15	15	15	15	15	15	15

Nota: Nota: (A) afluente; (E) efluente.

Tabela A11- Valores das concentrações de fosfato total afluente e efluente ao BF, respectivamente, observados durante as fases I e II.

Fase	Data	Op. (dias)	TDH (horas)	Fosfato Total (mg PO ₄ ³⁻ /L)		E %
				Afluente	Efluente	
	8/9	25	12	9,32	6,75	28
I	15/9	32	6	7,61	6,68	12
	22/9	39	6	6,90	6,90	0
II	13/10	60	6	3,81	3,45	9
	29/10	76	6	17,75	17,31	2
	6/11	84	4	53,70	15,71	71
	13/11	91	4	19,01	17,20	10
	27/11	105	4	15,80	17,14	-8
Média				16,74	11,39	15,43
Mínimo				3,81	3,45	-8,48
Máximo				53,70	17,31	70,74
(n)				8	8	8