



Universidade Estadual Paulista  
"Júlio de Mesquita Filho"  
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

---

## Engenharia Civil e Ambiental

**JAQUELINE CARDOSO RIBEIRO**

**AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR REATOR UASB -  
BIOFILTRO AERADO SUBMERSO**

Bauru  
2016



**JAQUELINE CARDOSO RIBEIRO**

**AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR REATOR UASB -  
BIOFILTRO AERADO SUBMERSO**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

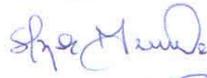


Bauru  
2016

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado de JAQUELINE CARDOSO RIBEIRO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA.**

Aos 20 dias do mês de julho do ano de 2016, às 14:00 horas, no(a) Anfiteatro da Seção Técnica de Pós-graduação da FEB/videoconferência, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA - Orientador(a) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof. Dr. JORGE HAMADA do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof. Dr. RONAN CLEBER CONTRERA do(a) Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental / Universidade de São Paulo, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE Mestrado de JAQUELINE CARDOSO RIBEIRO, intitulada **AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR REATOR UASB - FILTRO AERADO SUBMERSO**. Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADA. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA 

Prof. Dr. JORGE HAMADA 

Prof. Dr. RONAN CLEBER CONTRERA 

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A BANCA EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DA  
ALUNA: JAQUELINE CARDOSO RIBEIRO

DE: "AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO  
COMPOSTA POR REATOR UASB - FILTRO AERADO SUBMERSO"

PARA:

Avaliação de uma Estação Compacta de Tratamento de  
Esgoto Sanitário Composta por Reator UASB-Biofiltro Aerado  
Submerso

Bauru, 20 de julho de 2016.

  
Prof Dr GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

Orientador

Ribeiro, Jaqueline Cardoso.

Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator uasb - biofiltro aerado submerso / Jaqueline Cardoso Ribeiro, 2016  
137 f. Il.

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2016

1. Estação Compacta de Tratamento de Efluente. 2. Reator UASB. 3. Biofiltro Aerado Submerso. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por sempre ter aberto portas em meu caminho quando janelas fecharam-se e por sempre me dar força e coragem para alcançar meus objetivos.

Ao Luis Fernando por todo o amor, carinho, paciência e por sempre estar ao meu lado me apoiando e incentivando em todas as coisas que eu decido fazer.

Aos meus pais, Silvio e Elaine, por sempre terem sido um exemplo para mim, por sempre me incentivarem a buscar desenvolvimento e darem o suporte necessário para tanto e principalmente por terem me ensinado valores pessoais e morais que são a base de quem sou atualmente.

Ao meu orientador Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, por todas as orientações, sinceridade, dedicação, compreensão e compromisso durante toda a pesquisa.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de mestrado.

À UNESP (Universidade Estadual Paulista – “Julio de Mesquita Filho”) pela oportunidade de fazer parte do programa de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental e por toda a infra-estrutura oferecida, principalmente o laboratório de águas residuárias.

À Karol, ao Glauco, à Julliana e às funcionárias do DAE (Departamento de Águas e Esgoto de Bauru, por toda a parceria, boa vontade, auxílio, orientação e amizade.

Aos funcionários e professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, e do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, por estarem sempre disponíveis para qualquer dúvida e por terem contribuído com meu aprendizado e evolução durante o programa. Em especial ao Tiago Duarte pela elaboração do esquema isométrico da ECTE.

Aos funcionários da Sabesp, primeiramente pela oportunidade de desenvolvimento da pesquisa e por sempre mostrarem disponibilidade e boa vontade para colaborarem com o estudo, principalmente os funcionários André, Fernando, Chakur, Eliel e Ricardo.

E a todos aqueles que me incentivaram, que me apoiaram e que contribuíram de alguma forma nesta pesquisa.

## RESUMO

RIBEIRO, J. C. *Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator UASB - biofiltro aerado submerso*. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. 2016.

Esta pesquisa foi desenvolvida em uma Estação Compacta de Tratamento de Efluente (ECTE) composta por reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS), localizada no município de Uru-SP e foi conduzida em parceria com a Sabesp. As ECTEs podem ser uma ótima alternativa para a implantação de um sistema descentralizado que possa atender pequenas comunidades, no entanto, tais sistemas ainda são pouco utilizados para o tratamento municipal de efluentes sanitários e ainda há pouca experiência com relação à sua operação, portanto esta pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência de tal sistema e realizar seu acompanhamento operacional, e através dos resultados obtidos apresentar diretrizes para sua melhor operação, proporcionando um efluente final de melhor qualidade. Este acompanhamento foi realizado através de análises físico-químicas com duração de 16 semanas e foram feitas coletas semanais de cada etapa do tratamento e coletas mensais do perfil de lodo do reator UASB. Através deste acompanhamento foi possível estimar diretrizes para o volume e periodicidade de descarte de lodo uma vez que havia um histórico de problemas em relação a Sólidos Sedimentáveis (SS) na ECTE e apresentar sugestões de melhorias para o sistema em relação às questões de projeto, dimensionais e operacionais. Durante a pesquisa, o sistema mostrou-se bastante eficiente principalmente em relação às remoções de Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias) (DBO<sub>5</sub>) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) filtrada com valores médios de no mínimo 91% e 85% respectivamente. Também acredita-se que o monitoramento contribuiu para uma melhora geral do sistema, pois durante a sua realização foi obtida a Licença de Operação (LO) da ECTE que até então estava sendo operada com uma Licença de Operação a Título Precário (LOTP), o que mostra que tratamentos descentralizados, tais como ECTEs são boas alternativas para pequenos municípios e podem atender os padrões de eficiência exigidos pela legislação desde que sejam feitos um acompanhamento operacional e manutenção mínimos para o bom funcionamento do sistema.

Palavras - chave: ECTE, reator UASB, BAS, avaliação da eficiência, acompanhamento operacional.

## ABSTRACT

RIBEIRO, J. C. *Evaluation of a compact sanitary wastewater treatment plant consisting of UASB reactor - submerged aerated biofilter*. 2016. Dissertation (Master's degree in Civil and Environmental Engineering). Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho". 2016.

This research was developed in a Compact Wastewater Treatment Plant (CWWTP) composed of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor followed by Submerged Aerated Biofilter (BAF), located in the municipality of Uru-SP and was conducted in partnership with Sabesp. The CWWTPs can be a great alternative to the implementation of a decentralized system that can serve small communities, however, such systems are still little used for municipal treatment of sewage and there is little experience regarding its operation, so this search aimed to evaluate the efficiency of such a system and perform its operational monitoring, and through the results provide guidelines for its best operation, providing a final effluent of better quality. This monitoring was carried out through physical-chemical analyzes during 16 weeks and weekly collections were made of each stage of the treatment and monthly collections of UASB reactor sludge profile. Through this monitoring it was possible to estimate guidelines for volume and intervals of sludge disposal since there was a history of issues regarding Sedimentable Solids (SS) in the CWWTP and to present suggestions for improvements in the system in relation to design issues, dimensional and operational. During the search, the system proved to be very efficient especially in relation to Biochemistry Demand Oxygen (5 days) ( $BOD_5$ ) and Chemical Oxygen Demand (COD) filtered removals with average values of at least 91% and 85% respectively. It is also believed that the monitoring has contributed to an overall improvement of the system, because during its performance the Operating License (OL) of the CWWTP was obtained ECTE, which until then was being operated with an Operating License to Precarious Title (OLPT), which shows that decentralized treatments, such as CWWTPs are good alternatives for small cities and can meet the efficiency standards required by law since an operational monitoring and minimum maintenance are done for the proper functioning of the system.

Keywords: CWWTP, UASB reactor, BAF, evaluation of efficiency, operational monitoring.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 - Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede coletora de esgoto dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS em 2013, distribuído por faixas percentuais, segundo município. ....	7
Figura 3.2 - Sequência de processos na digestão anaeróbia de macro moléculas complexas (os números referem-se às porcentagens, baseadas na DQO). ....	11
Figura 3.3 - Representação esquemática de um reator de manta de lodo. ....	14
Figura 3.4 - Fluxograma típico de uma ETE com biofiltros. ....	29
Figura 4.1 - Localização de Uru. ....	36
Figura 4.2 - Sistema de tratamento composto por reator UASB e BAS. ....	39
Figura 4.3 – Fluxograma completo do tratamento de efluente. ....	40
Figura 4.4 – Esquema isométrico da ECTE. ....	41
Figura 4.5 - Gradeamento grosseiro e fino. ....	41
Figura 4.6 - Caixa de areia e calha Parshall. ....	42
Figura 4.7 - Estação elevatória de esgoto. ....	42
Figura 4.8 – Detalhamento de da caixa divisora de fluxo. ....	43
Figura 4.9 - Esquema de funcionamento do sistema (esquerda para direita: reator UASB, biofiltro aerado e decantador). ....	44
Figura 4.10 – Detalhamento do separador trifásico dos reatores UASB. ....	46
Figura 4.11 - Esquema detalhado do reator UASB. ....	47
Figura 4.12 - Filtro de biogás para tratamento dos gases segregados no separador trifásico dos reatores UASB. ....	48
Figura 4.13 - Pall Ring ou Anel Pall contidos nos BAS. ....	50
Figura 4.14 – Esquema detalhado do BAS. ....	50
Figura 4.15 - Enchimento lamelar dos decantadores secundários integrados aos BASs. ...	51
Figura 4.16 – Caixa de inspeção do tanque de desinfecção. ....	52
Figura 4.17 – Ponto 1, localizado na caixa divisora de fluxo após o tratamento preliminar. ....	53
Figura 4.18 – Ponto 2, localizado após a última calha vertedoura do reator UASB 2. ....	54
Figura 4.19 – Exemplo de uma coleta realizada no P2. ....	54
Figura 4.20 – Ponto 3, saída dos BASs 1 e 2, antes da cloração. ....	55
Figura 4.21 – Pontos de amostragem de lodo de um reator UASB. ....	55

Figura 5.1 - Valores de temperatura do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	59
Figura 5.2 - Valores de pH do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.....	62
Figura 5.3 – Valores de alcalinidade total do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	66
Figura 5.4 – Valores de ácidos voláteis totais do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	68
Figura 5.5 – Valores de OD do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	70
Figura 5.6 - Valores de DBO <sub>5</sub> do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	72
Figura 5.7 - Valores de remoção de DBO <sub>5</sub> do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	73
Figura 5.8 - Valores de DQO do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	76
Figura 5.9 - Valores de remoção de DQO do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	77
Figura 5.10 - Valores de NTK do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	80
Figura 5.11 - Valores de nitrogênio amoniacal do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	80
Figura 5.12 - Valores de nitrito do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	81
Figura 5.13 - Valores de nitrato do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	82
Figura 5.14 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P1, durante as 16 semanas de monitoramento.....	86
Figura 5.15 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P2, durante as 16 semanas de monitoramento.....	87
Figura 5.16 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P3, durante as 16 semanas de monitoramento.....	87
Figura 5.17 - Valores de remoção de ST do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	88

Figura 5.18 - Valores de SST do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	91
Figura 5.19 - Valores de SSF do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	92
Figura 5.20 - Valores de SSV do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	92
Figura 5.21 - Valores de remoção de SST do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	93
Figura 5.22 - Caixa de inspeção do reator UASB 1. ....	99
Figura 5.23 - Caixa de inspeção do reator UASB 2. ....	100
Figura 5.24 – Novo ponto de coleta abrangendo apenas o BAS 2. ....	103
Figura 5.25 – Inspeção visual de lodo do BAS 2. ....	104
Figura 5.26 - Comparação de amostras coletadas na semana 16 do efluente de saída do sistema com diferentes vazões após a cloração. ....	105
Figura 5.27 - Monitoramento da vazão afluyente da ECTE. ....	106
Figura 5.28 - Valores de cor verdadeira do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	109
Figura 5.29 - Valores de cor aparente do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	109
Figura 5.30 - Valores de remoção de cor verdadeira do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	110
Figura 5.31 - Valores de remoção de cor aparente do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	110
Figura 5.32 - Valores de turbidez do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	112
Figura 5.33 - Valores de remoção de turbidez do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento. ....	113
Figura 5.34 - Valores de ST das amostras de lodo do reator UASB. ....	115
Figura 5.35 - Valores de STF das amostras de lodo do reator UASB. ....	116
Figura 5.36 - Valores de STV das amostras de lodo do reator UASB. ....	116
Figura 5.37 - Valores de SST das amostras de lodo do reator UASB. ....	117
Figura 5.38 - Valores de SSF das amostras de lodo do reator UASB. ....	118
Figura 5.39 - Valores de SSV das amostras de lodo do reator UASB. ....	118
Figura 5.40 - Valores de SS das amostras de lodo do reator UASB. ....	119

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1 - Plano de monitoramento recomendado para um reator anaeróbio.....	18
Tabela 3.2 – Possíveis problemas que podem ocorrer durante a operação de um sistema anaeróbio e suas soluções.....	23
Tabela 3.3 - Principais problemas e possíveis soluções na operação de um BAS .....	31
Tabela 3.4 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse contidos no esgoto doméstico. ....	32
Tabela 4.1 - Caracterização do esgoto afluente da ECTE realizada em 28/10/2015.....	45
Tabela 4.2 - Metodologia, equipamentos e referências utilizados para análise das variáveis avaliadas no monitoramento.....	57
Tabela 5.1 - Valores médios e desvios-padrão da temperatura do efluente nos pontos de amostragem.....	59
Tabela 5.2 – Valores de temperatura ambiente durante as 16 semanas de monitoramento do sistema. ....	60
Tabela 5.3 - Valores de pH do efluente nos pontos de amostragem. ....	63
Tabela 5.4 - Valores médios e desvios-padrão da alcalinidade total do efluente nos pontos de amostragem.....	65
Tabela 5.5 - Valores da relação AI/AP para o reator UASB referentes às 16 semanas de monitoramento do sistema.....	66
Tabela 5.6 - Valores médios e desvios-padrão de ácidos voláteis totais do efluente nos pontos de amostragem.....	68
Tabela 5.7 - Valores médios e desvios-padrão de OD do efluente nos pontos de amostragem. ....	70
Tabela 5.8 - Valores médios e desvios-padrão de DBO <sub>5</sub> do efluente nos pontos de amostragem.....	72
Tabela 5.9 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de DBO <sub>5</sub> do efluente em cada etapa do tratamento.....	72
Tabela 5.10 - Valores médios e desvios-padrão de DQO do efluente nos pontos de amostragem.....	76
Tabela 5.11 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de DQO do efluente em cada etapa do tratamento.....	76

Tabela 5.12 - Valores médios e desvios-padrão de NTK do efluente nos pontos de amostragem.....	79
Tabela 5.13 - Valores médios e desvios-padrão de nitrogênio amoniacal do efluente nos pontos de amostragem. ....	80
Tabela 5.14 - Valores médios e desvios-padrão de nitrito do efluente nos pontos de amostragem.....	81
Tabela 5.15 - Valores médios e desvios-padrão de nitrato do efluente nos pontos de amostragem.....	81
Tabela 5.16 - Valores médios e desvios-padrão de ST do efluente nos pontos de amostragem. ....	85
Tabela 5.17 - Valores médios e desvios-padrão de STF do efluente nos pontos de amostragem.....	86
Tabela 5.18 - Valores médios e desvios-padrão de STV do efluente nos pontos de amostragem.....	86
Tabela 5.19 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de ST do efluente em cada etapa do tratamento. ....	87
Tabela 5.20 - Valores médios e desvios-padrão de SST do efluente nos pontos de amostragem.....	91
Tabela 5.21 - Valores médios e desvios-padrão de SSF do efluente nos pontos de amostragem.....	91
Tabela 5.22 - Valores médios e desvios-padrão de SSV do efluente nos pontos de amostragem.....	92
Tabela 5.23 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de SST do efluente em cada etapa do tratamento.....	93
Tabela 5.24 - Valores obtidos nos pontos de amostragem e remoções em cada etapa do sistema de SS do efluente. ....	95
Tabela 5.25 – Valores de IVL do efluente nos pontos de amostragem. ....	97
Tabela 5.26 - Valores obtidos nos pontos de amostragem realizada na semana 7 para checagem de anomalias no tratamento. ....	101
Tabela 5.27 - Valores médios e desvios-padrão de cor verdadeira do efluente nos pontos de amostragem.....	108
Tabela 5.28 - Valores médios e desvios-padrão de cor aparente do efluente nos pontos de amostragem.....	108

Tabela 5.29 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de cor verdadeira do efluente em cada etapa do tratamento. ....	109
Tabela 5.30 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de cor aparente do efluente em cada etapa do tratamento. ....	110
Tabela 5.31 - Valores médios e desvios-padrão de turbidez do efluente nos pontos de amostragem.....	112
Tabela 5.32 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de turbidez do efluente em cada etapa do tratamento.....	112
Tabela 5.33 - Valores de temperatura das amostras de lodo do reator UASB. ....	114
Tabela 5.34 - Valores de pH das amostras de lodo do reator UASB. ....	114
Tabela 5.35 - Valores de ST das amostras de lodo do reator UASB.....	115
Tabela 5.36 - Valores de STF das amostras de lodo do reator UASB. ....	115
Tabela 5.37 - Valores de STV das amostras de lodo do reator UASB.....	116
Tabela 5.38 - Valores de SST das amostras de lodo do reator UASB. ....	117
Tabela 5.39 - Valores de SSF das amostras de lodo do reator UASB.....	117
Tabela 5.40 - Valores de SSV das amostras de lodo do reator UASB.....	118
Tabela 5.41 - Valores de SS das amostras de lodo do reator UASB.....	119
Tabela 5.42 – Valores de IVL das amostras de lodo do reator UASB.....	123
Tabela 5.43 - Relação SV/ST das amostras de lodo do reator UASB.....	123

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	Porcentagem
”	Polegadas
°C	Graus Celsius
μ	Micro
a.a.	Ao Ano
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AI	Alcalinidade Intermediária
AME	Atividade Metanogênica Específica
AO	Ácidos Orgânicos
AP	Alcalinidade Parcial
AVT	Ácidos Voláteis Totais
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
C	Concentração de lodo
Cd	Concentração média de biomassa no compartimento de digestão
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Concentração média de biomassa no reator
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DECA	Departamento de Engenharia Civil e Ambiental
dp	desvio padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ECTE	Estação Compacta de Tratamento de Efluente
EEE	Estação Elevatória de Esgotos
EPDM	Etileno Propileno Dieno Monómero
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos/ Efluentes
FA	Filtro Anaeróbio
FAS	Filtro Aerado Submerso
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
h	Hora

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Kg	Quilograma
L	Litro
L <sub>0máx</sub>	Carga Orgânica Máxima
LAR	Laboratório de Águas Residuárias
LO	Licença de Operação
LOTP	Licença de Operação a Título Precário
M	Média
M	Quantidade de biomassa
Md	Quantidade de biomassa no compartimento de digestão
min.	Minuto
Mg	Miligramas
Mr	Quantidade de biomassa no reator
N	Nitrogênio
N	Nitrogênio
N.A.	Não Aplicável
N.D.	Não Detectável
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
°	Graus
O	Oeste
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
P1	Ponto 1
P2	Ponto 2
P3	Ponto 3
PE	Polietileno
pH	Potencial Hidrogeniônico
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento do Brasil
PNSB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
S	Sul
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SP	São Paulo
SS	Sólidos Sedimentáveis
SSF	Sólidos em Suspensão Fixos
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Bed</i>
UNESP	Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Volume
Vd	Volume do compartimento de digestão

## SUMÁRIO

RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	viii
ÍNDICE DE TABELAS .....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	xiv
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 SITUAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA, COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL .....	5
3.2 SOLUÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTO. ....	8
3.3 REATOR <i>UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET</i> (UASB).....	11
3.3.1 Processo anaeróbio.....	11
3.3.2 Descrição geral de um Reator UASB.....	13
3.3.3 Aspectos de operação e manutenção em Reatores UASB .....	15
3.4 BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS (BAS) .....	26
3.4.1 Processo aeróbio.....	26
3.4.2 Descrição geral de um Biofiltro Aerado Submerso .....	28
3.4.3 Aspectos de operação e manutenção em BASs .....	30
3.5 TRATAMENTO POR COMBINAÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIO E AERÓBIO .....	31
4. MATERIAIS E MÉTODOS .....	36
4.1 LOCAL DE ESTUDO .....	36

4.2 ACOMPANHAMENTO OPERACIONAL E MONITORAMENTO DO SISTEMA .....	37
4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA ESTUDADO .....	38
4.3.1 Caracterização do esgoto afluente .....	44
4.3.2 Reatores UASB .....	46
4.3.3 Biofiltros aerados submersos e decantadores lamelares secundários .....	49
4.4 DESCRIÇÃO DO MÉTODO E PONTOS DE COLETA .....	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	58
5.1 Variáveis que influenciam a atividade microbiana relacionada à digestão biológica .....	58
5.1.1 Temperatura .....	58
5.1.2 pH .....	61
5.1.3 Alcalinidade .....	65
5.1.4 Ácidos Voláteis Totais (AVT) .....	67
5.1.5 Oxigênio Dissolvido (OD) .....	70
5.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....	71
5.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	75
5.4 Nitrogênio .....	79
5.5 Sólidos Totais .....	85
5.6 Sólidos em Suspensão .....	90
5.7 Sólidos Sedimentáveis (SS) .....	95
5.8 Problemas encontrados durante o monitoramento .....	98
5.9 Variáveis relacionadas ao aspecto visual do efluente: cor e turbidez .....	107
5.9.1 Cor verdadeira e aparente .....	108
5.9.2 Turbidez .....	111
5.10 Perfil da manta de lodo do reator UASB. ....	114
5.11 Relação SV/ST para a manta de lodo do reator UASB .....	123
5.12 Sugestões de melhorias para a ECTE .....	124

6.	CONCLUSÕES.....	126
7.	RECOMENDAÇÕES .....	128
8.	REFERÊNCIAS .....	129

# 1. INTRODUÇÃO

Conceitos de saúde e meio ambiente devem ser abordados de forma integrada, uma vez que o ambiente é fator determinante na saúde de uma população, cada vez mais é necessário que o enfoque seja dado nos efeitos das alterações ambientais sobre a qualidade de vida humana e não simplesmente na sua influência sobre o meio físico.

Segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (2014), o saneamento pode ser definido como o controle de fatores físicos no ambiente antrópico que possam causar danos ao desenvolvimento, saúde, ou sobrevivência.

Com o advento da Lei nº 11.445/07, foi cunhado o conceito de saneamento básico como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007).

Tendo em vista estas duas definições é possível estabelecer que o saneamento é a principal ferramenta para a preservação da saúde pública, em especial do ponto de vista preventivista.

Muitas doenças são transmitidas diretamente através de veiculação hídrica, ou indiretamente através de vetores que se relacionam com a água; a melhor forma de manter a saúde da população, não é combatendo os sintomas de cada doença, mas sim atacando suas causas, uma vez que a causa não é eliminada, o indivíduo continuará exposto e vulnerável ao fator causador da enfermidade e voltará a ficar doente, gerando mais custos ao sistema de saúde.

De acordo com dados do Instituto Trata Brasil (2013), as 100 maiores cidades do país lançam quase oito bilhões de litros de esgoto todos os dias nas águas brasileiras, sem nenhum tratamento e somente 38% de todo o volume de esgoto gerado no país passa por algum tipo de tratamento. Considerando que a maior parte de todo o esgoto doméstico do país é encaminhada para corpos hídricos, o nível de poluição é extremamente preocupante, tornando a implantação de Estações de Tratamento de Esgotos/Efluentes (ETEs) em caráter emergencial necessária. Para tanto, é necessário que sejam utilizados sistemas de tratamento alternativos, que demandem menor investimento para implantação, ocupem menor área, cuja implantação não necessite ser feita em locais tão afastados da população devido ao mau cheiro, entre outros incômodos e possuam operação e manutenção simplificada.

A seleção do tipo de tratamento que será aplicado em um determinado local é uma questão complexa de engenharia de projeto e saúde pública. Além da decisão de qual nível de tratamento deve ser alcançado, garantindo no mínimo aquele estabelecido pelos padrões de lançamento permitidos para assegurar a proteção da saúde pública e do meio ambiente, requer uma análise detalhada das condições e necessidades locais, aplicação de conhecimento científico e julgamento por parte da engenharia baseado em experiências anteriores; e consideração das leis federais, estaduais e municipais (METCALF; EDDY, 2003).

Segundo dados do Censo realizado pelo IBGE (2010), dos 645 municípios do Estado de São Paulo, 279 possuem até 10.000 habitantes, 242 entre 10.001 a 50.000 habitantes e apenas 124 municípios possuem acima de 50.000 habitantes; portanto a maior parte dos municípios do Estado de São Paulo pode ser considerada de pequeno porte e tais municípios não dispõem de grande orçamento para utilidades públicas, devido ao custo do tratamento de esgoto depender de circunstâncias locais, mostra-se ainda mais necessário o desenvolvimento de soluções mais sustentáveis no tratamento de esgoto (ØDEGAARD, 2000).

É clara a importância do saneamento para o desenvolvimento de um país e é necessário que sejam estudadas alternativas principalmente para o tratamento de efluente sanitário, que apresenta baixos índices de atendimento em comparação com o tratamento de água, tais alternativas devem ser sustentáveis e, portanto compatíveis com a realidade local.

As Estações Compactas de Tratamento de Efluentes (ECTEs) podem ser uma ótima alternativa para a implantação de um sistema descentralizado que possa atender pequenas comunidades, no entanto, tais sistemas ainda são pouco utilizados para o tratamento municipal de efluentes sanitários e ainda há pouca experiência com relação à operação de tais sistemas, portanto esta pesquisa visou avaliar a eficiência de uma ECTE e realizar seu acompanhamento operacional e através dos resultados obtidos por meio de análises físico-químicas periódicas, apresentar diretrizes para uma melhor operação deste sistema, proporcionando um efluente final de melhor qualidade.

Um ponto interessante desta pesquisa é que o sistema estudado encontra-se em operação e atualmente é responsável pelo tratamento de todo o esgoto gerado em um pequeno município, portanto possui vantagens na fidelidade dos resultados apresentados e tem como parte integrante do estudo todas as variações, influências, dificuldades e problemas que ocorrem em uma ETE real.

Trabalhos acadêmicos deste tipo deveriam ser mais incentivados, pois por mais bem elaborado que um projeto baseado em um sistema de bancada possa estar e mais fiel à realidade, nada substitui a prática no dia-a-dia lidando com as variações que o esgoto doméstico pode apresentar ao longo dos períodos do dia, dias da semana, meses, a influência que o clima, estações do ano e até as interações antropológicas do local podem ter sobre o sistema, isso sem contar os problemas de operação e manutenção ao qual qualquer estação estará sempre sujeita; e pesquisas deste tipo também proporcionam benefícios à comunidade, pois podem apresentar soluções para problemas reais que são de interesse comum de toda a população.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a eficiência de uma ECTE (reator UASB + BAS), localizada no município de Uru, interior do Estado de São Paulo, visando à determinação de uma rotina eficiente de operação do sistema.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar o desempenho individual de cada unidade do sistema, reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS); e do sistema como um todo por meio de análises físico-químicas do efluente coletado em diferentes pontos de amostragem ao longo do processo;
- Determinar o melhor período de descarte do lodo retornado do BAS para o reator UASB através de análises de amostras do perfil da manta de lodo coletadas ao longo dos pontos de amostragem;
- Proporcionar um efluente final de melhor qualidade por meio de ajustes realizados na operação e manutenção do sistema conforme os resultados obtidos ao longo do monitoramento realizado durante o período de estudo;
- Apresentar sugestões de melhorias para o sistema em relação às questões de projeto, dimensionais e operacionais.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

A revisão foi elaborada por itens relacionados aos processos anaeróbios e aeróbios de tratamento, enfatizando sucintamente, para melhor compreensão, as unidades de tratamento estudadas no presente trabalho, reator UASB e BAS.

Na literatura são poucos os trabalhos desenvolvidos em sistemas de escala real. A maioria dos trabalhos estuda sistemas de bancada ou em escala piloto, em condições com maior controle, e mais escassos ainda, são os trabalhos desenvolvidos em ECTEs, pois ainda predominam os tratamentos de esgoto de municípios por lagoas de estabilização, reatores anaeróbios e/ou aeróbios de alta carga ou lodos ativados, e em pequenas comunidades por fossas sépticas. Portanto a revisão da literatura visa buscar referências não só no Brasil, mas também internacionais, que sejam relevantes para a presente pesquisa e auxiliem na avaliação dos dados coletados para um alcance de melhores resultados.

#### **3.1 SITUAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA, COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL**

Desde a pré-história, a disponibilidade quantitativa e qualitativa de água em um determinado local, tem se mostrado como o principal fator para o desenvolvimento e progresso de uma comunidade, uma vez que este recurso influencia tão diretamente nos índices de desenvolvimento humano de um país. No Brasil a preocupação com a universalização do saneamento básico tornou-se mais evidente desde 1968, quando foi implantado de modo experimental o Plano Nacional de Saneamento do Brasil (PLANASA), que foi formalizado posteriormente em 1971 (MONTEIRO, 1993).

Se o ritmo médio de oferta de serviços observado entre 1970 e 1986 tivesse se mantido, o déficit de acesso à água potável poderia ter sido eliminado em 1990 e o de serviços de esgotos no ano 2000. O acréscimo geométrico médio anual no período 1970-1986 em termos de população atendida foi de 7,50% a.a. para água e 6,07% a.a. para os serviços de esgoto.

Constata-se que também havia uma tendência à rápida extinção do déficit, uma vez que no período intercensitário de 1970 a 1980, na área urbana o número de domicílios cresceu de 73% contra 142% de novos domicílios abastecidos e 200% servidos de esgotos

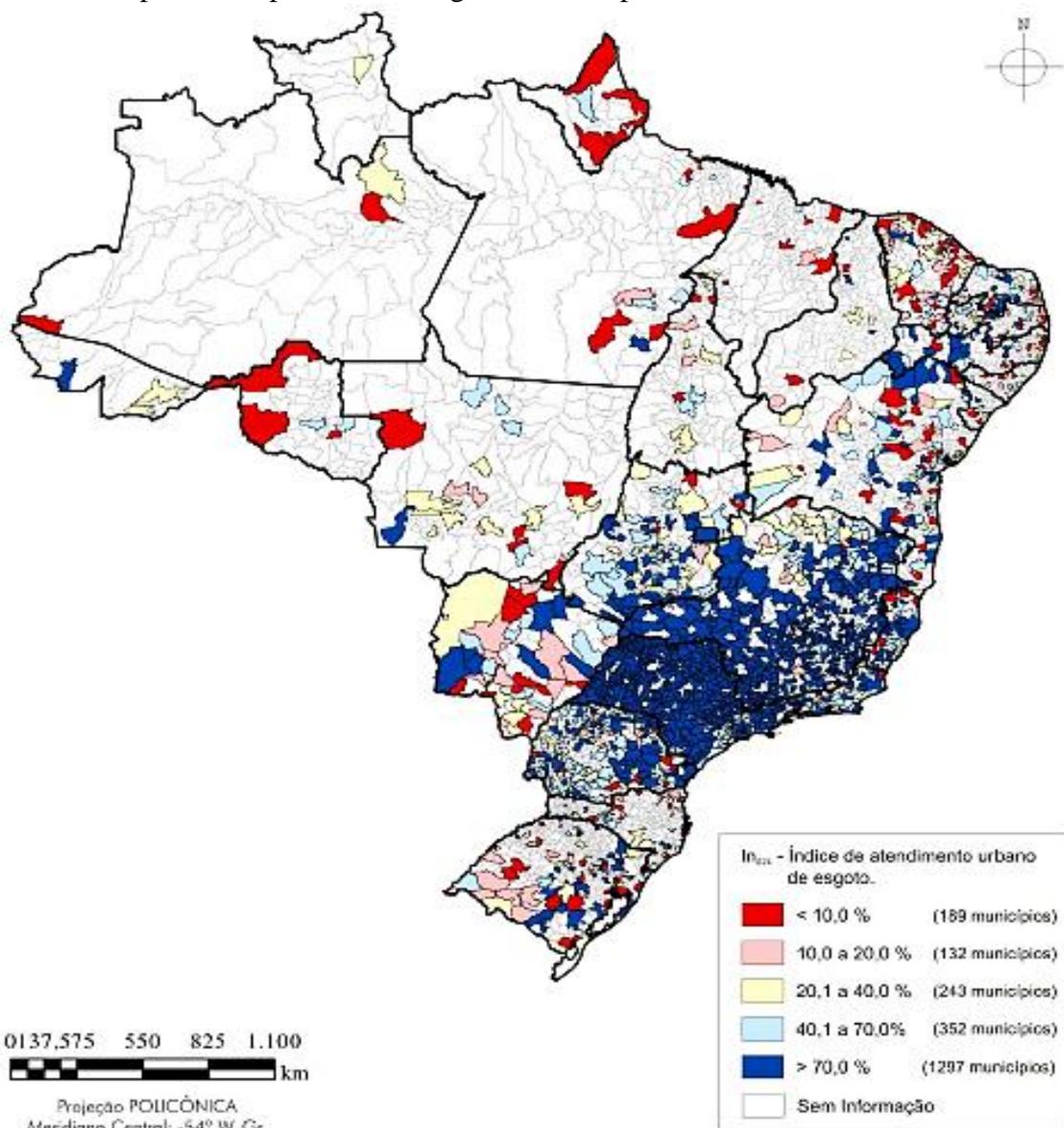
(MONTEIRO, 1993). Mas infelizmente tal extinção não foi alcançada, pois em meados de 1980 o PLANASA esgotou-se e conseqüentemente houve uma estagnação no saneamento básico, que coincidentemente ocorreu junto com o início da globalização, que trouxe muitos avanços para a humanidade, mas em contrapartida instituiu o mercado financeiro especulativo, que substituiu os valores dos direitos humanos pelo lucro acima de tudo (CESAR NETO, 2013).

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS) (2013), 82,5% dos brasileiros são atendidos por abastecimento de água tratada, 48,6% da população tem acesso à coleta de esgoto, o que já é alarmante, mas a situação é ainda mais crítica, pois apenas 39% do esgoto coletado do país é tratado. Apesar destes dados serem de 2013, é de se esperar que pouca coisa tenha mudado quanto a esta porcentagem de atendimento, uma vez que o Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB), denominado Plansab, foi aprovado recentemente pelo Decreto Presidencial nº 8.141, de 20 de novembro de 2013 (BRASIL, 2013), e pela Portaria Interministerial nº 571, de 5 de dezembro de 2013 (BRASIL, 2013a), e este plano possui metas para 2030.

Como pode ser observado na Figura 3.1 apenas a região sudeste apresenta índices acima de 70% em quase toda a sua totalidade com relação ao atendimento urbano por rede coletora de esgoto.

Apesar do Estado de São Paulo apresentar o maior índice de coleta de esgoto do país, 87,36 %, e o segundo maior índice de tratamento de esgoto, 53,34%, ficando atrás apenas do Paraná na questão de tratamento, que possui um índice de 60% para coleta e de 63,75% para tratamento de esgoto (SNIS, 2013), a situação não é positiva, pois este índice de 53,34% para tratamento de esgoto é extremamente insatisfatório se for levado em consideração que aproximadamente metade de todo esgoto gerado no Estado de São Paulo é lançado em corpos hídricos sem nenhum tipo de tratamento. Segundo o Instituto Trata Brasil (2016), somando-se os volumes, verifica-se que somente as capitais lançaram 1.164 milhões (1,2 bilhão) de m<sup>3</sup> de esgotos na natureza em 2013.

Figura 3.1 - Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede coletora de esgoto dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS em 2013, distribuído por faixas percentuais, segundo município.



Fonte: SNIS (2013).

Muitos avanços ainda são necessários em relação ao tratamento de esgoto no país, pois alguns Estados possuem índices quase nulos de coleta e tratamento de esgoto, como é o caso do Estado do Pará, que possui o segundo pior índice de coleta de esgoto, 3,75% e o pior índice de tratamento de 2,72% deste esgoto coletado. O pior índice de coleta de esgoto, 3,63%, é do Estado de Rondônia que também possui um índice de 4,58% para tratamento deste esgoto coletado (SNIS, 2013).

Atualmente a universalização do saneamento básico não é mais uma alternativa para a diminuição de gastos com a saúde e aceleração do desenvolvimento

socioeconômico do país, mas sim uma necessidade que já deveria ter sido atendida e está prevista na Lei nº 11.445/07 (BRASIL, 2007).

Ampliar o acesso ao saneamento é fundamental para melhorar a qualidade de vida de uma população e reduzir a pobreza, que são objetivos essenciais do desenvolvimento sustentável. Investimentos em saneamento são prioridade e podem reduzir os gastos com a saúde.

### **3.2 SOLUÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTO.**

A falta de coleta de esgoto por si só, não constitui o maior problema, existe uma grande parte da população que é atendida por sistemas individuais ou descentralizados, entre eles, pode-se dar especial destaque aos tanques/fossas sépticas (as).

Embora o desenvolvimento sustentável inclua uma ampla gama de critérios ambientais, técnicos e socioculturais; segundo Massoud, Tarhini, e Nasr (2009) a economia é o critério mais importante na tomada de decisão na maioria dos países em desenvolvimento. Apesar do fato de que os sistemas de tratamento descentralizados são mais adequados para pequenas comunidades, existem também problemas. Por exemplo, se fossas sépticas não são geridas adequadamente pode levar a um excesso de águas residuais para as localidades circundantes, causando impactos prejudiciais à saúde (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009).

Muitas vezes estes sistemas também não são eficientes a ponto de fornecerem um efluente final com a qualidade adequada para seu descarte (CHERNICHARO, 2007a), ou não fazem a remoção adequada de nutrientes, contribuindo para o aumento de um grande problema atual em nossos corpos hídricos, a eutrofização, que constitui em um aumento da produtividade do sistema que pode resultar em uma afloração excessiva de algas (ESTEVEES, 1998).

A melhor opção para tais municípios são os sistemas coletivos de tratamento de esgotos simplificados ou ECTEs, pois possuem várias vantagens:

- Baixo custo para implantação;
- Necessidade de pequena área que geralmente não necessita ser isolada por não causar incômodo à população vizinha;
- Elevada sustentabilidade no sistema, pois não dependerá de grande fornecimento de energia, peças de reposição, produtos químicos, etc.;

- Operação, manutenção e controle simplificados e mais baratos por não depender de operadores altamente especializados;
- Eficiência no tratamento atendendo perfeitamente às necessidades da população local que possuirá uma vazão e carga orgânica extremamente inferior quando comparadas a municípios de maior porte, que necessitam de tratamentos mais complexos e tecnologias mais avançadas, devido à grande vazão e carga orgânica;
- Pouco ou nenhum problema em relação à disposição final de lodo em comparação com outros tipos de tratamento tais como lodos ativados;
- Flexibilidade para aumento da eficiência e expansões futuras;
- Possibilidade de aplicação em pequena escala através de sistemas descentralizados que não dependem de grandes interceptores;
- Elevada vida útil;
- Fluxograma de tratamento simplificado, com poucas unidades integrantes;
- Possibilidade de recuperação de subprodutos que podem ser aplicados na agricultura (CHERNICHARO, 2007a).

Existe uma clara necessidade de redução no déficit referente ao saneamento, em especial no mérito de tratamento de esgoto e para tanto, atualmente buscam-se alternativas sustentáveis, ou seja, que estejam de acordo com a realidade social, econômica e ambiental local. Um dos maiores problemas enfrentados principalmente em grandes cidades é a pouca disponibilidade de área para a construção de ETEs que comportem grandes volumes e em pequenas cidades é a falta de verba para a aquisição de grandes áreas e a implantação de grandes empreendimentos.

Novas tecnologias voltadas para pequenos empreendimentos, condomínios, comunidades urbanas e rurais (tratamentos descentralizados ou ECTEs) estão sendo empregadas em projetos de tratamento de esgoto doméstico. Singh, Kazmi e Starkl (2015) realizaram um estudo que teve como objetivo fazer uma revisão de sistemas de tratamento de efluentes sanitários descentralizados em grande escala na Ásia e principalmente na Índia.

Os autores concluíram que pouca informação está disponível sobre o desempenho e análise econômica de sistemas de águas residuais descentralizados sendo operados em países em desenvolvimento, no entanto, diante de algumas informações obtidas principalmente a partir de países desenvolvidos, os autores afirmam que os países em desenvolvimento geralmente utilizam tratamento anaeróbio e sistemas combinados de

tratamento em pequenas comunidades, contudo, os dados de avaliação de desempenho disponíveis são limitados e a avaliação econômica é quase inexistente.

Com relação ao desempenho, verificou-se que sistemas aeróbios proporcionam uma melhor qualidade em termos de remoção de material orgânico e nutrientes, e podem ser implantados em uma área muito menor, mas o mais elevado custo de operação e manutenção para sistemas que utilizam aeração artificial limita o seu uso, por outro lado, os sistemas de aeração natural exigem uma área maior e são limitados pelo seu desempenho, especialmente na remoção de nutrientes.

De acordo com Massoud, Tarhini, e Nasr (2009), tendo em conta os recursos técnicos e financeiros limitados da maioria das comunidades rurais, situação que também pode ser considerada uma realidade para municípios de pequeno porte, principalmente nos países em desenvolvimento, mesmo com a disponibilidade de financiamento para construir sistemas centralizados as tecnologias muitas vezes revelam-se difíceis e dispendiosas de manter. Por isso, é essencial que sejam conduzidas pesquisas que se baseiem em requisitos e condições locais, em vez de adotar práticas de outros países.

O estudo conduzido por Singh, Kazmi e Starkl (2015) mostra que há a necessidade de mais avaliação do desempenho de sistemas descentralizados em países em desenvolvimento e a utilização de sistemas de tratamento combinados anaeróbio/aeróbio pode ser uma solução sustentável para ECTEs, pois pode representar uma redução nos custos de operação e manutenção e proporcionar um efluente final de melhor qualidade.

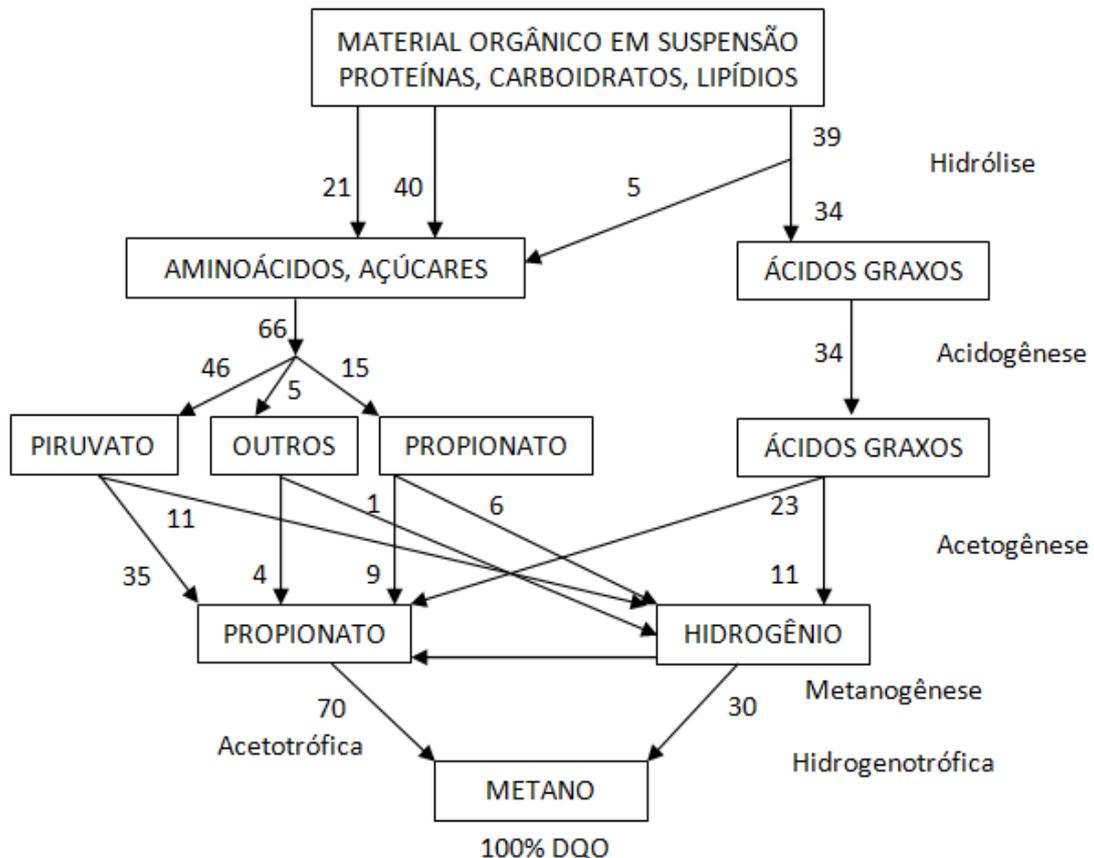
A adoção de tecnologia inadequada e falta de consideração das condições locais da comunidade alvo resultam em fracasso do projeto que é muitas vezes atribuído à falta de “*know-how*” técnico e recursos financeiros. Às vezes, muito é gasto na construção e extremamente pouco na coleta de dados de projeto confiáveis. A replicação de projetos de sucesso é benéfica, mas o sistema deve ser ajustado para as condições locais. Mais frequentemente do que não, a tecnologia de baixo custo é escolhida sem qualquer outra consideração. Uma estratégia abrangente e de longo prazo que requer planejamento e fases de execução extensas é vital para a gestão sustentável de águas residuais (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009).

### 3.3 REATOR UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB)

#### 3.3.1 Processo anaeróbio

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico onde ocorre a degradação da matéria orgânica por microorganismos na ausência de oxigênio livre. Como pode ser visto na Figura 3.2, este processo é composto por uma sequência de reações, onde o material orgânico complexo, como proteínas, carboidratos e lipídeos passa pelo processo global de conversão através de quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (SPEECE, 1996; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Figura 3.2 - Sequência de processos na digestão anaeróbia de macro moléculas complexas (os números referem-se às porcentagens, baseadas na DQO).



Fonte: Adaptado de Kaspar e Wuhrmann (1978).

Na hidrólise, as enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas convertem o substrato orgânico em compostos de menor massa molecular, os lipídeos são metabolizados e se tornam ácidos graxos de cadeia longa de carbono e glicerina, as

proteínas são degradadas a aminoácidos e os carboidratos são convertidos em mono e dissacarídeos e açúcares solúveis. A velocidade da conversão da matéria orgânica complexa para biogás pode ser limitada pela velocidade da hidrólise, portanto, na prática, pode ser uma etapa limitativa para digestão anaeróbia (SPEECE, 1996).

É na acidogênese que os compostos gerados na hidrólise serão absorvidos nas células das bactérias fermentativas e excretados como substâncias mais simples: ácidos voláteis totais (AVT) de cadeia curta, álcoois, ácido lático e compostos minerais tais como hidrogênio, gás carbônico, amônia e sulfeto de hidrogênio.

A acidogênese é realizada por bactérias diversas das quais a maioria é anaeróbia. Porém, algumas espécies são facultativas e podem metabolizar material orgânico por meio oxidativo. Este fato é importante nos sistemas anaeróbios, pois se o oxigênio dissolvido (OD) não fosse previamente consumido pelas bactérias acidogênicas facultativas, poderia se tornar uma substância inibitória para as bactérias metanogênicas (SPEECE, 1996).

Na acetogênese ocorre a conversão dos AVT em compostos formadores de metano, tais como o acetato, hidrogênio, dióxido de carbono e o ácido acético (SPEECE, 1996).

Na etapa final, na metanogênese, ocorre a produção de metano pelas arqueas metanogênicas acetotróficas, a partir da redução de ácido acético ou pelas arqueas metanogênicas hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono pelo hidrogênio (SPEECE, 1996).

Segundo Javarez Junior, Paula Junior e Gazzola (2007), houve valorização no Brasil do tratamento de esgotos por via anaeróbia devido as suas características favoráveis, dentre as quais podem ser citadas a baixa produção de sólidos, baixo custo e simplicidade operacional e as condições de clima favoráveis no Brasil, que possui temperaturas relativamente elevadas praticamente o ano todo, o que é propício para este tipo de tratamento.

São vários os sistemas que utilizam processos anaeróbios para o tratamento de esgoto: lagoas anaeróbias, fossas sépticas, digestores anaeróbios de lodo, reatores anaeróbios de leito fixo, leito rotatório, leito expandido e fluidificado, reatores UASB/RAFA, etc.

### 3.3.2 Descrição geral de um Reator UASB

Um dos avanços mais notáveis na tecnologia do processo de tratamento anaeróbio foi o reator do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), desenvolvido no final de 1970 na Holanda por Gatzke Lettinga e Vinken na Universidade de Wageningen (LETTINGA *et al.*, 1980).

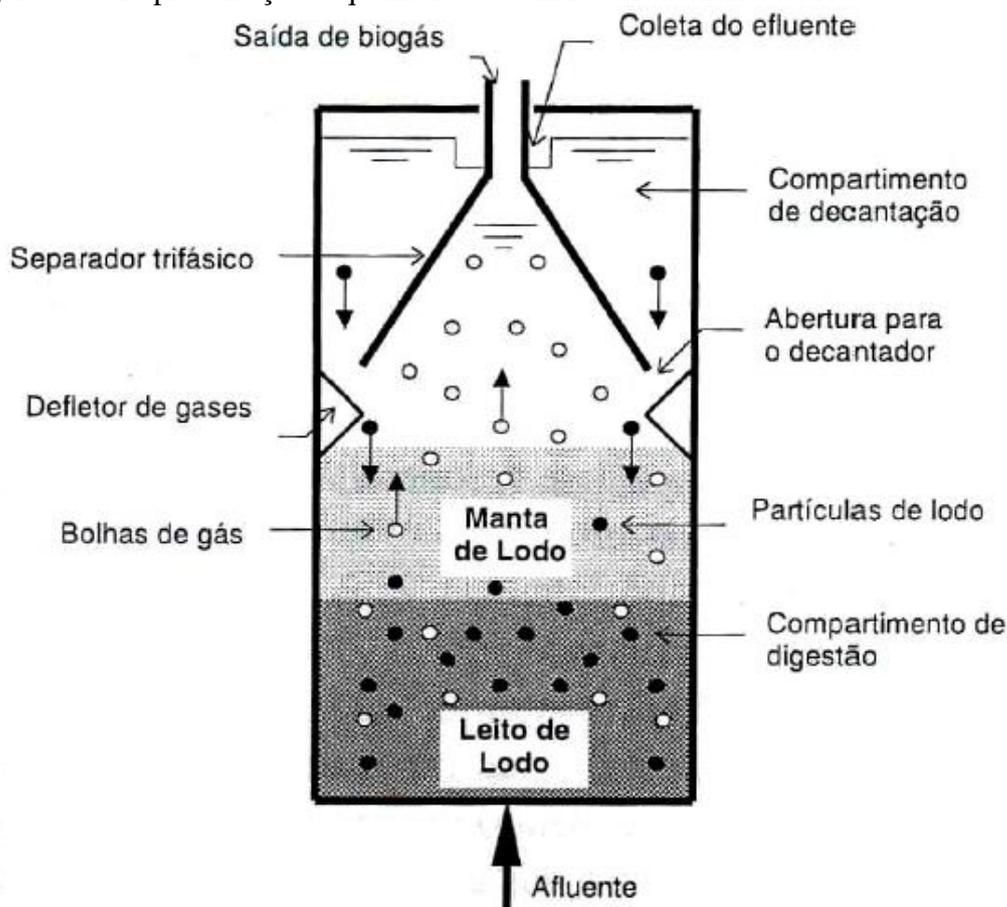
A introdução do efluente a ser tratado nos reatores UASB se dá na parte inferior do reator. O fluxo ascendente passa por uma manta de lodo composta por grânulos formados biologicamente, gerando uma biomassa que cresce dispersa no interior do mesmo. O tratamento ocorre à medida que o esgoto entra em contato com estes grânulos até seguir para a etapa posterior de tratamento (AWUAH; ABROKWA, 2008; VON SPERLING, 2014).

A parte superior do reator apresenta uma estrutura cônica ou piramidal (separador trifásico) que possibilita a separação e acúmulo de gás que é coletado na parte superior e separação e retorno dos sólidos que sedimentam na parte superior desta estrutura, descendo pelas suas paredes, até retornarem ao corpo do reator (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Os gases produzidos sob condições anaeróbias (principalmente metano e dióxido de carbono) provocam circulação interna, o que auxilia na formação e manutenção dos grânulos biológicos. O gás livre e as partículas ligadas ao gás sobem até o topo do reator (AWUAH; ABROKWA, 2008).

As partículas que ascendem para a superfície atingem a parte inferior dos defletores de desgaseificação, o que causa a liberação de bolhas de gases ligados. Os grânulos da desgaseificação tipicamente sedimentam até a superfície da manta de lodo. O gás livre e o gás liberado dos grânulos são capturados pelos coletores de gases localizados no topo do reator. O líquido contendo alguns sólidos residuais e grânulos biológicos passa por uma câmara de decantação, onde os sólidos residuais são separados do líquido. Os sólidos sedimentam novamente através do sistema de paredes até o topo do leito de lodo, conforme a Figura 3.3 (AWUAH; ABROKWA, 2008).

Figura 3.3 - Representação esquemática de um reator de manta de lodo.



Fonte: Von Sperling e Chernicharo (2005).

Sob condições adequadas, o reator UASB é bastante notável como unidade para tratamento de esgoto. De acordo com Van Haandel e Leetinga (1994) e Campos (1999), em regiões de clima quente uma eficiência bastante alta de remoção de matéria orgânica pode ser obtida (65 a 80%) em reatores UASB com baixo tempo de detenção (4 a 6 horas).

Além de possuir considerável eficiência de remoção de DBO, este tipo de tratamento possui baixos requisitos de área, em alguns casos baixo custo de implantação e operação, não necessita de meio suporte, pode apresentar simples construção, manutenção e operação quando comparados com outros tipos de tratamento mais complexos, como por exemplo, lodos ativados, pode manter um pH adequado e estável sem a adição de produtos químicos, este tipo de sistema pode possuir consumo de energia quase nulo, gera metano durante o processo como subproduto que pode ser utilizado na geração de energia e possui baixa produção de lodo (CHERNICHARO, 2007a; CHONG *et al.*, 2012; VON SPERLING, 2014).

Entretanto, devido ao curto tempo de detenção do efluente no reator, a remoção de patógenos e nutrientes é somente parcial. Devido a isto uma unidade de pós-tratamento é requerida, principalmente se houver o propósito de reuso deste efluente (AWUAH; ABROKWA, 2008; CHONG *et al.*, 2012).

### **3.3.3 Aspectos de operação e manutenção em reatores UASB**

#### **3.3.3.1 Verificação de parâmetros operacionais**

De uma maneira geral, é durante a fase de operação que os parâmetros estabelecidos originalmente durante o projeto poderão ser verificados, pois muitas vezes o projeto é feito com base em referências estrangeiras o que torna tais parâmetros nem sempre tão compatíveis com a realidade local (CHERNICHARO, 2007).

Os parâmetros que devem ser verificados durante a operação do sistema são: vazões afluentes ao sistema; características físico-químicas e microbiológicas do esgoto afluente; eficiência e problemas operacionais das unidades de tratamento preliminar; quantidade e características dos materiais retidos no gradeamento e caixa de areia; eficiências e problemas operacionais do reator anaeróbio; quantidade e características do biogás produzido no reator anaeróbio; quantidade e características do lodo produzido no reator anaeróbio (CHERNICHARO; VAN HAANDEL; CAVALCANTI 1999).

Um programa de monitoramento pode ser implantado para avaliar estes e outros parâmetros operacionais, para que possam ser comparados com os valores assumidos originalmente na fase de projeto, possibilitando uma adaptação ou revisão das estratégias operacionais estabelecidas inicialmente para o sistema e uma mudança nos planos de expansão do sistema, que podem ter seu alcance ampliado ou reduzido (CHERNICHARO, 2007).

#### **3.3.3.2 Monitoramento do reator anaeróbio**

A operação de qualquer reator anaeróbio depende da implementação e sistematização de práticas operacionais adequadas, tanto durante a partida quanto ao longo da operação em regime permanente aparente. Há três tipos de monitoramentos distintos do digestor anaeróbio: a) monitoramento da eficiência; b) monitoramento da estabilidade; e c) monitoramento da quantidade e qualidade do lodo (CHERNICHARO; VAN HAANDEL; CAVALCANTI, 1999; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

#### a) Monitoramento da eficiência do reator

Primeiramente procura-se estabelecer o andamento do processo de tratamento em termos de eficiência de remoção de constituintes indesejáveis, através da determinação de suas concentrações no afluente e no efluente do reator. Os principais constituintes indesejáveis são:

- Sólidos em suspensão: são avaliados pela concentração de sólidos em suspensão totais (SST) e sólidos em suspensão voláteis (SSV) que é determinada por meio de testes gravimétricos. Há também o teste de sólidos sedimentáveis, que é feito através da determinação do volume de sólidos que sedimenta em um cone de 1 L, durante 1 hora e pode ser um teste valioso uma vez que pode ser realizado com facilidade em campo.
- Material orgânico: a eficiência de remoção de material orgânico é avaliada através do teste da DQO e DBO. A produção de metano também é um parâmetro útil.
- Organismos patogênicos: recomenda-se realizar análises para determinar a concentração de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.

#### b) Monitoramento da estabilidade do reator

O monitoramento da estabilidade operacional do sistema tem por objetivo avaliar se há sinais de que a fermentação ácida possa prevalecer sobre a fermentação metanogênica, uma vez que a faixa de crescimento ótimo para os micro-organismos produtores que atuam na formação de metano está no pH entre 6,6 a 7,4 (RAMOS, 2008).

Portanto é importante determinar o pH, a alcalinidade e a concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no efluente e comparar os valores encontrados com os do afluente. A variação abrupta da composição do biogás, notadamente, do aumento da porcentagem de dióxido de carbono, também pode ser um indicador de instabilidade operacional.

#### c) Monitoramento da quantidade e qualidade do lodo

Além do monitoramento da eficiência e da estabilidade do reator, deve-se realizar testes para avaliar quantitativamente e qualitativamente o lodo no sistema. A determinação experimental de ambos apresenta problemas, pois em sistemas com lodo imobilizado é praticamente impossível a sua determinação quantitativa e em sistemas com lodo em suspensão, a sua concentração não é geralmente uniforme, tornando-se necessária a coleta de amostras em vários pontos distribuídos ao longo da altura do reator.

Nestas amostras, deve-se determinar, a concentração de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV).

Os aspectos qualitativos mais importantes são:

- Atividade metanogênica específica (AME): embora exista várias etapas em um digestor anaeróbio, conforme descrito no item 3.3, a metanogênese é a mais importante, porque é o passo limitante na conversão do material orgânico a metano. A AME reflete a capacidade do lodo em produzir metano, a partir de um substrato orgânico (usualmente acetato), sob condições otimizadas. Conhecendo-se a AME e a massa do lodo no reator biológico, é possível fazer uma estimativa da carga orgânica máxima ( $L_{0máx}$ ) que pode ser digerida no reator conforme a Equação 3.1:

$$L_{0máx} = AME \times M_{lodo} = \frac{\text{kgDQO}_{\text{CH}_4}}{\text{kgSTV} \times \text{d}} \times \text{kgSTV} = \frac{\text{kgDQO}}{\text{d}} \quad (3.1)$$

Onde:

$\text{DQO}_{\text{CH}_4}$  = fração de DQO afluente convertida em metano.

Deve-se atentar para o fato de que a temperatura operacional do reator é geralmente inferior à temperatura de realização do teste de AME (30 ou 35 °C), fazendo com que o valor da  $L_{0máx}$  determinado através da equação seja superestimado.

- Estabilidade: tem por objetivo estabelecer qual a porcentagem da massa de lodo se compõe de material orgânico biodegradável, ou seja, ainda não digerido. Uma porcentagem grande de material biodegradável no lodo não somente é um indicativo de um sistema sobrecarregado, como também pode causar grandes problemas no descarte de lodo na questão de separação sólido-líquido. Com base em experiência ainda muito limitada, Van Haandel e Lettinga (1994) sugerem que a fração de sólidos biodegradáveis em lodo anaeróbio deve ser mantida em menos de 3%.
- Sedimentabilidade: Convém que a rotina operacional adote testes mais simples, mesmo que menos exatos para sua determinação, como por exemplo o índice volumétrico de lodo ou, eventualmente, o índice volumétrico de lodo diluído (MAGALHÃES; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Na Tabela 3.1, são identificados os principais pontos, parâmetros e frequência de monitoramento recomendados para um reator anaeróbio. No entanto, deve-se ressaltar que os parâmetros e a frequência de monitoramento podem ser alterados, de acordo com as especificidades locais e as exigências impostas pelos órgãos de controle ambiental.

Tabela 3.1 - Plano de monitoramento recomendado para um reator anaeróbio.

Parâmetro	Unidade	Pontos e frequência de monitoramento				
		Entrada no sistema	Fase líquida do reator	Saída do sistema	Biogás produzido no sistema	Manta de lodo
<b>Eficiência de tratamento</b>						
Sólidos sedimentáveis	mL.L <sup>-1</sup>	diária	-	diária	-	-
DQO total	mg.L <sup>-1</sup>	semanal	-	semanal	-	-
DBO total	mg.L <sup>-1</sup>	quinzenal	-	quinzenal	-	-
Produção de biogás	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	-	-	-	diária	-
<i>Escherichia coli</i>	N.100mL <sup>-1</sup>	quinzenal	-	quinzenal	-	-
Ovos de helmintos	N.L <sup>-1</sup>	quinzenal	-	quinzenal	-	-
<b>Estabilidade operacional</b>						
Temperatura	°C	diária	diária	-	-	-
pH	-	diária	diária	-	-	-
Alcalinidade	mg.L <sup>-1</sup>	semanal	-	semanal	-	-
Ácidos orgânicos voláteis (AOV)	mg.L <sup>-1</sup>	semanal	-	semanal	-	-
Composição do biogás	% CO <sub>2</sub>	-	-	-	mensal	-
<b>Quantidade e qualidade do lodo</b>						
Sólidos totais <sup>(1)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	-	-	semanal
Sólidos totais voláteis <sup>(1)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	-	-	semanal
AME	gDQO.gSV.d <sup>-1</sup>	-	-	-	-	mensal
Estabilidade do lodo	gDQO.gSV.d <sup>-1</sup>	-	-	-	-	mensal
Índice volumétrico do lodo (diluído)	mL.g <sup>-1</sup>	-	-	-	-	mensal

(1) As análises de sólidos totais devem ser feitas em vários pontos ao longo da altura do leito e da manta de lodo (3 a 6 pontos) para se obter a massa e o perfil de sólidos dentro do reator.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007a).

### 3.3.3.3 Descarte de lodo no sistema

Após alguns meses de operação contínua, ocorre a acumulação de sólidos biológicos em reatores anaeróbios; a taxa de acumulação de sólidos é em função do tipo de efluente, ela é maior quando o afluente apresenta alta concentração de sólidos suspensos, principalmente os não biodegradáveis. A acumulação de sólidos depende também da produção de biomassa, que depende essencialmente da composição química do esgoto (maior quando há elevadas concentrações de carboidratos) e da ocorrência de carbonato de cálcio ou outros precipitados minerais. Nos reatores UASB a entrada excessiva de sólidos no compartimento de decantação provoca uma maior perda de sólidos junto com o efluente líquido, prejudicando a sua qualidade. Portanto, a adoção de uma frequência de descarte adequada resultará em uma diminuição na perda de sólidos no efluente melhorando a sua qualidade em termos de DQO, DBO e sólidos em suspensão (CHERNICHARO, 2007a).

Sato *et al.* (2006) avaliaram 15 ETEs em escala plena compostas por reator UASB seguidos de lagoa de polimento para pós-tratamento na Bacia do Rio Yamuna da Índia. Os autores concluíram que todas as ETEs não atingiram os padrões de remoção exigidos pela legislação para DBO, SS e coliformes fecais, no entanto suas observações não revelaram falhas de projeto significativas para os reatores UASB, porém, as diretrizes operacionais aplicáveis devem ser rigorosamente seguidas. Uma gestão rigorosa do lodo pode ser utilizada como ferramenta principal para melhorar o desempenho dos reatores UASB.

O descarte de lodo destina-se a retirada periódica dos sólidos que crescem em excesso no reator, possibilitando também a extração de material inerte que esteja acumulado no fundo do reator e tem como objetivo evitar a perda deste lodo junto com o efluente, o que ocorrerá quando o reator atingir sua capacidade máxima de retenção de lodo (CHERNICHARO, 2007a; RAMOS, 2008). De acordo com Ramos (2008) uma das rotinas operacionais mais importantes nas unidades de tratamento constituídas por reator UASB é a determinação da quantidade e atividade da biomassa no reator.

É preferível que o descarte de lodo seja feito da parte superior do leito de lodo, para que o lodo menos denso, de características mais floculenta e geralmente aquele que apresenta menor AME seja removido. Porém, o descarte deste lodo de menor concentração, implica na retirada de um maior volume de lodo, o que demandará em maiores custos com transporte, maior tempo para a realização de tal operação e

consequentemente maior disponibilização de mão de obra e maiores áreas para os leitos de secagem, ou maior tempo de trabalho de equipamentos de desidratação de lodo.

Uma alternativa interessante para o descarte de lodo é fazê-lo de alturas diferentes do reator, por exemplo, em dois níveis ao longo da altura do reator, à meia altura do reator, localizada usualmente entre 1,0 a 1,5 m acima do fundo do reator, permitindo a retirada do lodo menos concentrado e geralmente com piores condições de sedimentabilidade; e no fundo do reator, permitindo a retirada do lodo mais concentrado, compensando o volume que deverá ser retirado da altura superior. Outra vantagem muito importante ao se retirar o lodo do fundo do reator é a prevenção de acúmulo de sólidos inertes, como areia, que pode ocorrer caso a qualidade do tratamento preliminar não seja tão boa (CHERNICHARO, 2007a; LOBATO *et al.*, 2007).

Chernicharo (2007a) propõe que a frequência de descarte deve ser ditada pelo tipo de processo de desidratação do lodo, caso a desidratação seja mecânica, o descarte deve ser diariamente, caso seja natural, o descarte deve ser feito em bateladas, usualmente com frequências entre duas e três semanas, que dependerá da capacidade de armazenamento de lodo no reator e tempo médio de secagem. No entanto, Cavalcanti *et al.* (1999) concluíram que seria desejável promover descartes de grandes volumes de lodo no reator, aumentando o intervalo de tempo entre dois descartes, a fim de simplificar todo o processo, reduzindo custos operacionais tais como transporte, armazenamento e disposição final de lodo e mobilização de mão de obra para tal operação.

#### 3.3.3.4 Descarte de espuma no sistema

Devido aos problemas operacionais decorrentes da formação e acumulação de espuma em reatores UASB desde 1984 em estações de tratamento de esgoto operadas pela SANEPAR no Estado do Paraná (GOMES; ALVES; SQUIBA, 2005) foram avaliados aspectos que influenciaram no problema, tais como os aspectos geométricos dos reatores e a necessidade de cortinas retentoras de espuma que também foi avaliada por Chernicharo (2007), o autor afirma que a sua remoção não deve ser muito espaçada, pois há o risco de que a espuma se torne muito concentrada e de difícil remoção por escoamento.

Cortinas retentoras de espuma não são necessárias quando os esgotos brutos apresentam concentrações típicas de esgotos domésticos mais diluídos (DQO < 600 mg.L<sup>-1</sup>, DBO < 300 mg.L<sup>-1</sup>, Sólidos em Suspensão

Totais (SST) < 300 mg.L<sup>-1</sup>), nessas condições, ocorre a saída do material flutuante juntamente com o efluente (RAMOS, 2008).

De acordo com Ramos (2008) a frequência de remoção da camada de espuma é feita apenas quanto ao aspecto visual de sua formação, não havendo avaliação quantitativa ou qualitativa da espuma e apenas de maneira esporádica pela equipe de operação em 25% das estações, o que pode ser atribuído também à frequência de descarte de lodo de fundo, pois em muitas unidades as duas operações são realizadas simultaneamente. Outro fator citado pelo autor é a dificuldade no procedimento de retirada de espuma, devido aos poucos dispositivos mecânicos previstos para tal operação pouco contribuírem para a sua facilitação.

#### 3.3.3.5 Controle de maus odores e de corrosão

Os maus odores são oriundos de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H<sub>2</sub>S e mercaptanas), nitrogenadas (NH<sub>3</sub> e aminas), aldeídos, fenóis, ácidos orgânicos, álcoois, etc. compostos que estão presentes em diversos níveis nas ETEs; e o problema de corrosão está associado principalmente ao gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) que também é liberado no processo de tratamento.

Segundo Chernicharo (2007), no caso de projetos de reatores que atendem pequenas comunidades (até 5.000 habitantes), a produção de gases é baixa e os impactos negativos decorrentes também são menores, o que torna possível talvez apenas a simples exaustão dos gases, por meio de tubos de ventilação, atingindo no mínimo 3,0 m acima do topo do reator. Também deve-se levar em consideração que a incorporação de dispositivos para o tratamento e medição dos gases poderá não ser tão simples, tendo em vista a possibilidade de produção intermitente de gases.

#### 3.3.3.6 Outros cuidados operacionais

Além dos cuidados já mencionados neste subcapítulo 3.3.3, a rotina de operação de uma ETE deve incluir outros aspectos (CHERNICHARO, 2007; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005):

- Controle de surfactantes: é possível a formação de espumação em efluentes de reatores anaeróbios em locais com elevado grau de turbulência que pode ser evitada através da instalação de aspersores de água antes do lançamento no corpo receptor, eliminação de pontos de queda livre e turbilhamento

excessivo que pode ser feita afogando o lançamento e caso ainda seja necessário, um antiespumante pode ser aplicado;

- Verificação e desobstrução contínua dos dispositivos de alimentação dos reatores anaeróbios: este cuidado é especialmente importante, pois o funcionamento adequado depende da correta distribuição dos esgotos da parte superior para a inferior dos reatores;
- Correta destinação de todo o material sólido removido no tratamento preliminar e do lodo descartado originado do reator.

#### 3.3.3.7 Interpretação e arquivamento dos dados operacionais

Devido ao fato dos sistemas anaeróbios se destacarem por sua estabilidade e simplicidade na operação, o banco de dados operacionais tem por finalidade maior a comparação de determinados parâmetros com valores históricos. Ao se notar uma deterioração prolongada dos parâmetros monitorados, pode-se tomar medidas de controle. Os problemas de operação só poderão ser identificados caso haja um histórico de resultados de monitoramento, ou seja, estes resultados terão que ser comparados com valores obtidos em períodos anteriores, pois muitas vezes um problema operacional não pode ser identificado através de um resultado absoluto de um parâmetro, mas sim da sua variação (CHERNICHARO; VAN HAANDEL; CAVALCANTI 1999).

Conforme descrito no trabalho desenvolvido por Chernicharo, van Haandel e Cavalcanti (1999), na Tabela 3.2, são apresentados problemas que podem ocorrer durante a operação do reator e as ações que visam à solução dos mesmos:

Tabela 3.2 – Possíveis problemas que podem ocorrer durante a operação de um sistema anaeróbio e suas soluções.

Observação	Causa provável	Checar	Solução
<b>Vazão e características do efluente</b>			
Vazão sempre abaixo da esperada	População ou contribuição per capita menor que a projetada	Dispositivo de medição de vazão	Aumentar população beneficiada
Vazão repentinamente abaixo da esperada	Entupimento na rede de esgoto	Extravasamento na área de construção	Desentupir a rede de esgotos
Vazão sempre acima da esperada	População ou contribuição per capita maior que a projetada	Dispositivo de medição de vazão e vazão de infiltração	Aumentar capacidade de tratamento
Picos diários acima dos esperados	Equalização menor que esperada	Dispositivo de medição de vazão	Utilizar tanque de equalização
Vazão ocasionalmente acima da esperada	Infiltração grande de água subterrânea	Coincidência com chuvas	Descobrir pontos de infiltração
Picos repentinos irregulares	Ligação da rede de águas pluviais	Coincidência com chuvas	Desfazer ligação clandestina
pH maior ou menor que o normal	Despejo industrial	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes para corrigir o problema
SS acima do normal	Despejo clandestino de lixo doméstico ou industrial	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes para corrigir o problema
Temperatura maior ou menor que o normal	Despejo industrial	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes para corrigir o problema
<b>Pré-tratamento</b>			
Odor ou insetos na barra	Intervalo longo entre limpezas	Intervalo de limpeza	Aumentar a frequência de limpeza
Aumento repentino da quantidade de sólidos grosseiros retidos	Despejo clandestino de resíduos sólidos	Existência de fontes clandestinas	Localizar e atuar sobre as fontes para corrigir o problema
Diminuição repentina da quantidade de sólidos grosseiros retidos	Falha de retenção na grade	Funcionamento da grade	Consertar a grade
Aumento repentino da quantidade de areia retida	Descarga de águas pluviais na rede	Vazão de esgoto	Desfazer ligação de águas pluviais

*Continua*

Observação	Causa provável	Checar	Solução
Diminuição repentina da quantidade de areia retida	Arraste de areia na caixa	Velocidade da água (corante)	Reduzir a velocidade
Odor de ovo podre na caixa de areia	Sedimentação de matéria orgânica	Velocidade da água (corante)	Aumentar a velocidade
Areia retida cinza, com odor e contendo graxa	Sedimentação de matéria orgânica	Velocidade da água (corante)	Aumentar a velocidade
Corrosão de concreto e metal nas unidades de tratamento	Ventilação insuficiente	Ventilação	Melhorar a ventilação
<b>Desempenho do reator UASB</b>			
Distribuição desigual do afluente	Estrutura de distribuição desnivelada	Nível da estrutura de distribuição	Nivelar a estrutura de distribuição
Ponto de distribuição não recebe esgoto	Entupimento	Entupimento	Desobstruir
Coleta do efluente não uniforme	Estrutura de coleta desnivelada Camada superficial obstrui ponto de coleta	Nível da estrutura de coleta Escoamento	Nivelar a estrutura de distribuição Remover a obstrução
Teor elevado de SS no efluente	Carga hidráulica excessiva Excesso de sólidos no reator	Vazão Massa de lodo	Diminuir vazão Descartar o lodo em excesso
Produção de gás menor que o normal	Vazamento do biogás Defeito do gasômetro Diminuição da vazão Material tóxico no afluente Carga orgânica excessiva	Coleta de gás (sabão ou fumaça) Gasômetro Vazão do afluente Teste de AME Teste de AME e estabilidade	Eliminar vazamento Consertar ou substituir Desentupir rede de esgoto Identificar e atuar sobre eventuais fontes de materiais tóxicos Diminuir carga orgânica
Produção de lodo maior que normal	Sobrecarga do lodo Sólidos grosseiros e/ou inorgânicos entrando no reator	Estabilidade do lodo Funcionamento do pré-tratamento	Diminuir carga aplicada Restabelecer funcionamento das unidades de pré-tratamento

Observação	Causa provável	Checar	Solução
Produção de lodo menor que normal	Vazão baixa Retenção de lodo deficiente	Vazão afluyente Separador de fases SS no efluente	Desentupir rede de esgoto Consertar separador
Alta fração de sólidos inorgânicos	Falha da caixa de areia	Velocidade na caixa de areia Velocidade ascensional no reator	Diminuir velocidade na caixa de areia Aumentar carga hidráulica
Lodo flutuante cresce rapidamente	Carga hidráulica excessiva	Carga orgânica hidráulica	Diminuir carga
Eficiência de remoção do material orgânica reduzida	Carga hidráulica excessiva Descarga do afluyente deficiente	Carga hidráulica Entrada do afluyente (traçador)	Diminuir carga Consertar falhas
<b>Características do lodo no reator</b>			
AME menor que esperada	Entrada de sólidos inertes Sobrecarga	SS no afluyente Estabilidade do lodo e eficiência de remoção do material orgânico Teste com lodo armazenado	Reduzir fonte ou rever o pré-tratamento Reduzir carga
Estabilidade ruim	Sobrecarga do lodo	Carga orgânica específica	Reduzir carga específica
Índice volumétrico elevado	Material orgânico biodegradável	Estabilidade	Reduzir carga orgânica Aumentar arraste temporariamente
Sedimentabilidade ruim	Baixa carga hidráulica Flocos dispersos devido à carga orgânica excessiva Presença de material tóxico	Velocidade ascensional Estabilidade do lodo AME do lodo	Identificar e atuar sobre eventuais fontes de materiais tóxicos
Aumento da produção específica de lodo	Floculação sem metabolismo	Estabilidade do lodo	Reduzir carga orgânica específica
Aumento da fração inorgânica	Entrada de silte e areia Velocidade ascensional baixa	Velocidade na caixa de areia Velocidade ascensional no reator	Reduzir arraste na caixa Aumentar carga hidráulica

Fonte: Adaptado de Chernicharo, van Haandel e Cavalcanti (1999).

## **3.4 BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS (BAS)**

### **3.4.1 Processo aeróbio**

A digestão aeróbia é um processo de estabilização da matéria orgânica biodegradável do esgoto na presença de oxigênio dissolvido que é necessário no sistema e pode ser introduzido através de aeração feita de forma natural ou artificial.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), conforme o suprimento de substrato (alimento) disponível é diminuído, os microorganismos começam a consumir seu próprio protoplasma para obter energia para manter as reações celulares. Quando a energia é obtida de tecido celular os microorganismos estão na fase endógena. O tecido celular é oxidado aerobiamente em dióxido de carbono, água e amônia. Na verdade, apenas aproximadamente 75 a 80% do tecido celular pode ser oxidado, 20 a 25% restantes são formados por componentes inertes e compostos orgânicos que são dificilmente biodegradáveis. A amônia é subsequentemente oxidada a nitrato conforme a digestão continua. Os sólidos suspensos voláteis não biodegradáveis permanecerão no produto final da digestão aeróbia.

As vantagens da digestão aeróbia em comparação com a digestão anaeróbia são: a redução de sólidos voláteis em um digestor aeróbio bem operado é aproximadamente igual àquela obtida anaerobiamente, baixa concentração de DBO no efluente, produção de um produto final biologicamente estável e sem odor, recuperação de fertilizantes complexos no lodo, operação relativamente simples, menor custo capital, capacidade de digestão de bio-sólidos ricos em nutrientes. Suas maiores desvantagens são: alto custo de energia associado com o suprimento de oxigênio requerido para este tipo de tratamento, os bio-sólidos digeridos produzidos possuem características de desaguamento mecânico inferiores, o processo é afetado significativamente pela temperatura, localização, geometria do tanque, concentração de sólidos de alimentação, tipo de dispositivo de agitação/aeração e o tipo do material do tanque e sub-produtos úteis tais como metano não são recuperados (METCALF e EDDY, 2003).

A aeração natural necessita de sistemas de tratamento de esgoto com grandes extensões superficiais para promover a maior superfície de contato de ar possível. Este tipo de aeração ocorre por meio da dissolução de oxigênio do ar na massa líquida,

realizada pela transferência de massa gás-líquido (SINGH; KAZMI; STARKL, 2015; VON SPERLING, 2005).

Já a aeração artificial não depende da superfície de contato do líquido com a atmosfera, portanto pode-se utilizar sistemas de tratamento de esgotos compactos, pois a aeração acontece por meio da injeção de oxigênio puro ou ar diretamente na massa líquida e pode ser realizada por injetores de ar ou compressores. Sistemas compactos possuem vantagem no sentido de não demandarem grandes áreas para sua implantação, porém, o custo com energia elétrica para manter os equipamentos responsáveis pela aeração pode ser visto como uma desvantagem (JORDÃO; PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005).

As bactérias aeróbias são as que se reproduzem em maior velocidade em comparação com as anaeróbias e anóxicas, por utilizarem um agente oxidante que produz alta quantidade de energia como pode ser visto pelo valor de  $\Delta G^\circ$  na equação 3.2. Seu rápido crescimento bacteriano produz altas taxas de biomassa em forma de lodo, um problema que não é tão grave nos demais tipos de respiração, pois como pode ser visto nas equações 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6, o agente oxidante utilizado libera menos energia gerando um crescimento mais lento (CARVALHO JUNIOR, 2008):

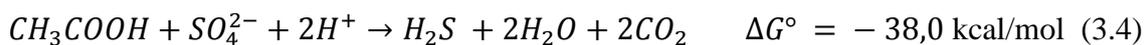
- Condições aeróbias



- Condições anóxicas: redução de nitratos (desnitrificação)



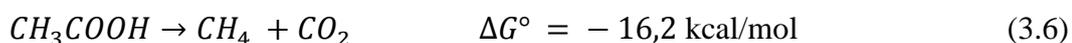
- Condições anaeróbias: redução de sulfatos (dessulfatação)



- Condições anaeróbias: redução de  $CO_2$  (metanogese hidrogenotrófica)



- Condições anaeróbias: metanogese acetotrófica



São vários os sistemas que utilizam processos aeróbios para o tratamento de esgoto: lagoas aeróbias, reatores aeróbios com biofilmes, filtros biológicos aeróbios, lodos ativados, etc. No presente trabalho, a segunda unidade de tratamento é composta por BAS, portanto este tipo de tratamento será descrito no item 3.4.2.

### 3.4.2 Descrição geral de um Biofiltro Aerado Submerso

Para a obtenção de um efluente de melhor qualidade que atenda aos requisitos da legislação para lançamento em corpo hídrico, é recomendado que seja inserida uma etapa de pós-tratamento para sistemas anaeróbios.

O efluente de saída de um Reator UASB pode ter seu polimento por um Biofiltro Aerado Submerso (BAS), uma tecnologia de tratamento de esgoto sanitário, que surgiu no início dos anos 80 na Europa. Suas principais vantagens são a pequena ocupação de área, o aspecto modular, simplificando extensões futuras, e a eliminação da decantação secundária, evitando problemas de separação de lodo em unidades de clarificação (AISSE *et al.*, 2000).

Os primeiros biofiltros foram desenvolvidos para a remoção de sólidos suspensos e a oxidação da matéria orgânica em esgotos domésticos. Eles são capazes de atingir diferentes objetivos de qualidade: oxidação de matéria orgânica (PUJOL *et al.* 1992), nitrificação secundária ou terciária (CARRAND *et al.*, 1989; TSCHUI *et al.*, 1993), desnitrificação (LACAMP *et al.*, 1992), e a desfosfatação físico-química (GONÇALVES; SAMMUT; ROGALLA, 1992).

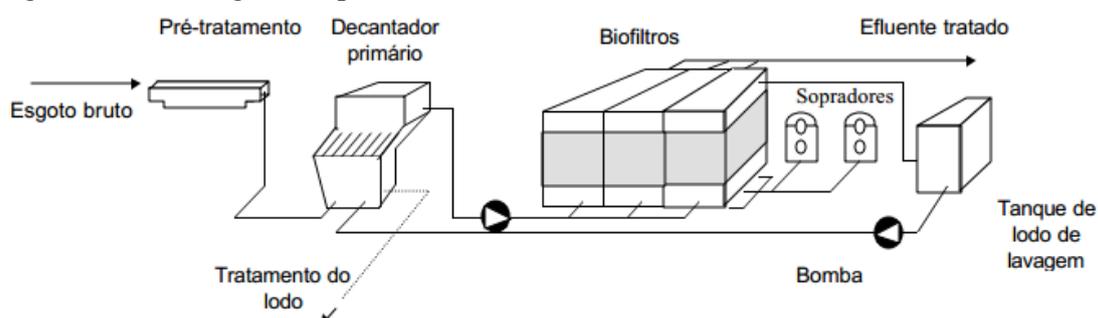
Um biofiltro é composto por um tanque preenchido com um material poroso submerso, através do qual esgoto e ar fluem permanentemente, possui meios granulares que além de servir de meio suporte para os microorganismos, são um meio “filtrante” eficaz. Estes meios granulares realizam no mesmo reator, a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes no esgoto. Neste tipo de filtro são necessárias lavagens periódicas para eliminar o excesso de lodo acumulado, reduzindo as perdas de carga hidráulica através do meio (CHERNICHARO; ARAÚJO; GONÇALVES, 2014).

Em quase todos os processos existentes, o meio poroso é mantido totalmente submerso pelo fluxo hidráulico. Os biofiltros são caracterizados como reatores trifásicos consistindo de:

- fase sólida: consiste no meio de suporte e as colônias de microorganismos presentes na forma de um biofilme;
- fase líquida: que consiste no líquido em permanente fluxo através do meio poroso;
- fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em uma escala muito reduzida, pelos gases provenientes a partir da atividade biológica (CHERNICHARO, 2006).

Estações de tratamento de esgoto que usam reatores UASB seguidos de biofiltros aerados submersos também apresentam um fluxograma simples (FIGURA 3.4). Além das unidades de tratamento preliminar, o fluxograma compreende as unidades de tratamento anaeróbio e tratamento biológico aeróbio sequencial (reator UASB e biofiltro aerado submerso), assim como a aeração, a acumulação de lodo, e unidades de remoção de água. Também nesta configuração, o excesso de lodo aeróbico removido do biofiltro é devolvido ao reator UASB para espessamento e digestão anaeróbia. Portanto, com este fluxograma, decantadores primários e unidades separadas de espessamento e digestão anaeróbia do excesso de lodo aeróbico são evitados, diferentemente das estações de tratamento convencionais que usam biofiltros aerados submersos (CHERNICHARO, 2006).

Figura 3.4 - Fluxograma típico de uma ETE com biofiltros.



Fonte: Chernicharo; Araújo; Gonçalves (2014).

As duas fontes de geração de lodo são os decantadores primários e a lavagem dos biofiltros. Na operação do BAS, pode ocorrer o desprendimento de placas do biofilme do leito “filtrante”, formado por bactérias e algas, ou mesmo sua colmatação, pelo crescimento excessivo da biomassa aderida, portanto, há a necessidade de realizar retro-lavagens para poder retirar a biomassa em excesso e evitar que o fluxo de líquidos e ar sigam caminhos preferenciais.

O lodo de lavagem geralmente é recolhido em um tanque de estocagem, sendo bombeado fora do horário de pico de vazões para clarificação no decantador primário que pode ser substituído pelo reator UASB (CHERNICHARO; ARAÚJO; GONÇALVES, 2014), mesmo procedimento realizado no sistema que será objeto deste estudo e será melhor detalhado no item 4.3.

Os biofiltros submersos com leito estruturado, também podem ser chamados de filtros aerados submersos (FASs), estes são classificados pelo mesmo tipo de meio

suporte usado para biofiltros (BFs). Uma vez que eles não possuem material de suporte tipo granular, como no BAS, eles não retêm a biomassa suspensa pela ação de “filtração”, necessitando desta forma de decantador secundário (JORDÃO; PESSÔA, 2011), como é o caso das unidades utilizadas no sistema deste estudo. Os FASs podem ser operados com fluxo ascendente ou descendente, e conforme eles necessitam de fornecimento de ar para aeração, isto é feito através de difusores de bolhas grosseiros localizados na parte mais baixa do filtro. A alimentação do FAS é similar ao do BAS. Quando operado sem recirculação de lodo, eles respondem de uma maneira similar aos BFs (mesmo BFs podendo operar com recirculação de efluente final para diluir o afluente para aproximadamente 100 mgDBO.L<sup>-1</sup>) submetidos às mesmas taxas de carga orgânica por unidade de área ou unidade de volume do meio suporte (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005a)

### ***3.4.3 Aspectos de operação e manutenção em BASs***

Em qualquer sistema aeróbio, o pH deve ser checado periodicamente e ajustado caso esteja excessivamente baixo, pois dependendo da capacidade tampão do sistema, o valor de pH pode diminuir para um valor de aproximadamente 5,5 em longos tempos de detenção hidráulica (TDH). A queda potencial do pH é devido ao aumento da presença de íons de nitrato em solução e à diminuição da capacidade tampão do sistema. Crescimentos filamentosos também podem se desenvolver em baixos valores de pH (METCALF e EDDY, 2003).

A retenção de sólidos suspensos e o crescimento de biomassa aderida ao meio granular resulta no crescimento constante da perda de carga em BF com meio suporte granular. O controle desta perda de carga é feito através de lavagens do meio granular, realizadas no modo de retro-lavagem, no entanto, conforme citado no item 3.4.2, os BASs não retêm a biomassa suspensa pela ação de “filtração”, não necessitando de retro-lavagem, o que torna sua operação mais simples.

Tabela 3.3 - Principais problemas e possíveis soluções na operação de um BAS

<b>Problemas</b>	<b>Possíveis causas</b>	<b>Possíveis soluções</b>
Altas concentrações de sólidos suspensos no efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Perda de biofilme</li> <li>- Perda de biofilme/toxicidade</li> <li>- Alta concentração de sólidos suspensos no efluente.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lavar o BAS</li> <li>- Encontrar e eliminar as fontes de emissão de compostos tóxicos</li> <li>- Avaliar a possibilidade de remoção de sólidos a montante do reator.</li> </ul>
Aumento excessivo de perda de carga	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sobrecarga orgânica ou hidráulica</li> <li>- Deficiência na distribuição de ar</li> <li>- Aeração excessiva</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Encontrar e eliminar as fontes de contribuição de material orgânico excessivo ou reduzir cargas, através da redução do fluxo afluente</li> <li>- Avaliar a operação do sistema de distribuição de ar (possível bloqueio)</li> <li>- Reduzir a taxa de aeração</li> </ul>
Baixa eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO, DQO e SS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sobrecarga orgânica, alta concentração de matéria orgânica no afluente</li> <li>- Sobrecarga hidráulica, pico de vazão afluente</li> <li>- Presença de compostos tóxicos no esgoto</li> <li>- Baixas temperaturas de esgoto</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Encontrar e eliminar as fontes de contribuição de material orgânico excessivo ou reduzir cargas, através da redução do fluxo afluente</li> <li>- Limitar a vazão afluente para o reator ou equalizar a vazão em indústrias</li> <li>- Encontrar e eliminar as fontes de emissão de compostos tóxicos</li> <li>- Avaliar a possibilidade de cobrir o reator</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Chernicharo (2005a).

### **3.5 TRATAMENTO POR COMBINAÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIO E AERÓBIO**

Segundo Alem Sobrinho e Jordão (2001); Carvalho Junior e Povinelli (2005); Chernicharo (2007) e Silva (no prelo), a união dos processos de tratamento de efluentes anaeróbios e aeróbios resulta em sistemas mais compactos, com menor geração de lodo e baixo consumo de energia elétrica.

A associação de ambos os sistemas pode ser benéfica, pois enquanto os tratamentos aeróbios produzem um efluente de boa qualidade, principalmente estética, produzem grande quantidade de lodo; tratamentos anaeróbios por outro lado, possuem baixa geração de lodo, porém podem não atingir os padrões mais restritivos de remoção que são exigidos pela legislação estadual, tais como redução de 80% da carga poluidora em termos de DBO 5 dias (DBO<sub>5</sub>) (SÃO PAULO, 1976) como pode ser observado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse contidos no esgoto doméstico.

Sistema	Eficiência média de remoção						Coliformes (unid. log)
	DBO <sub>5</sub> (%)	DQO (%)	SS (%)	Amônia- N (%)	N total (%)	P total (%)	
Reator <i>UASB</i>	60 a 75	55 a 70	65 a 80	< 50	< 60	< 35	≈ 1
<i>UASB</i> + lodos ativados	83 a 93	75 a 88	87 a 93	50 a 85	< 60	< 35	1 a 2
<b><i>UASB</i> + biofiltro aerado submerso</b>	<b>83 a 93</b>	<b>75 a 88</b>	<b>87 a 93</b>	<b>50 a 85</b>	<b>&lt; 60</b>	<b>&lt; 35</b>	<b>1 a 2</b>
<i>UASB</i> + filtro anaeróbio	75 a 87	70 a 80	80 a 90	< 50	< 60	< 35	1 a 2
<i>UASB</i> + filtro biológico percolador de alta carga	80 a 93	73 a 88	87 a 93	< 50	< 60	< 35	1 a 2
<i>UASB</i> + flotação por ar dissolvido	83 a 93	83 a 90	90 a 97	< 30	< 30	75 a 88	1 a 2
<i>UASB</i> + lagoas de polimento	77 a 87	70 a 83	73 a 83	50 a 65	50 a 65	> 50	3 a 5
<i>UASB</i> + lagoa aerada facultativa	75 a 85	65 a 80	70 a 80	< 30	< 30	< 35	1 a 2
<i>UASB</i> + lagoa aerada mistura completa + lagoa de decantação	75 a 85	65 a 80	70 a 80	< 30	< 30	< 35	1 a 2
<i>UASB</i> + escoamento superficial	77 a 90	70 a 85	80 a 93	35-65	< 65	< 35	2 a 3
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	75 a 85	65 a 80	70 a 80	< 50	< 60	< 35	1 a 2
Lagoa anaeróbia lagoa facultativa + lagoa de maturação	80 a 85	70 a 83	73 a 83	50 a 65	50 a 65	> 50	3 a 5
Tanque séptico + filtro anaeróbio	80 a 85	70 a 80	80 a 90	< 45	< 60	< 35	1 a 2

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Em comparação com uma ETE convencional, constituída de decantador primário seguido de tratamento biológico aeróbio (lodos ativados, filtro biológico percolador, BAS ou biodisco), com lodos secundários e primários passados por adensadores e por digestores anaeróbios, antes da desidratação, uma ETE composta por reator *UASB* seguida de tratamento biológico aeróbio, com o lodo secundário encaminhado para

digestão no próprio reator UASB e em seguida para desaguamento, pode ter seus decantadores primários, adensadores de lodo e digestores substituídos pelo reator UASB sem qualquer volume adicional e devido ao fato do reator UASB apresentar eficiência de remoção de DBO de aproximadamente o dobro dos decantadores primários, o volume dos reatores aeróbios após o reator UASB poderá ser reduzido para a metade do volume dos reatores ou tanques das ETEs convencionais e os decantadores secundários também podem receber uma redução de área superficial, pois receberão afluentes com menor concentração de sólidos em suspensão (ALEM SOBRINHO e JORDÃO, 2001).

Como experiência brasileira pode-se dar destaque a vários trabalhos desenvolvidos no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) (2000 e 2001), a seguir serão citados alguns destes trabalhos que foram considerados relevantes para este estudo entre outros mais atuais.

Estudos conduzidos por Gonçalves *et al.* (2000) associando UASB e BAS, utilizando meios filtrantes variados, mostraram que sistemas combinando reator UASB e BAS com reciclo de lodo descartado do reator aeróbio para o reator anaeróbio, são capazes de manter condições estáveis de operação independentemente das variações de carga afluente e da circulação de lodo aeróbio descartado no biofiltro. As concentrações médias de SST e DQO no efluente final são geralmente mantidas abaixo de 30 mgSST.L<sup>-1</sup> e 90 mgDQO.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Aisse e Sobrinho (2001) desenvolveram um trabalho de monitoramento de um sistema piloto UASB + Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), operando com esgoto sanitário, onde aplicaram-se taxas hidráulicas de 20 m<sup>3</sup>m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> (Fase I), 30 m<sup>3</sup>m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> (Fase II) e 40 m<sup>3</sup>m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> (Fase III). Na Fase II, no efluente do decantador secundário observou-se valores de remoção de 81%, 88% e 83% para DQO, DBO e SST, respectivamente. Na Fase III houve perda na qualidade do efluente, sugerindo que a taxa de 40 m<sup>3</sup>m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> foi considerada limite para as condições do experimento.

Giustina; Miranda e Monteggia (2010) concluíram a viabilidade do uso de uma nova configuração de biofiltro aeróbio submerso (BAS) no pós-tratamento de esgotos. O estudo foi realizado com BAS multiestágio compostos por uma câmara anaeróbia (V=12,6 L), seguido de uma câmara aeróbia (V=30 L) e uma câmara anóxica (V=26,4 L), todas em série (V total=70 L). A associação dos reatores UASB+BAS possibilitou remoções de DQO total superiores a 90% para os BAS 1 e 3, e 85% para o BAS 2, sendo independente do TDH aplicado. A remoção de SS foi maior no BAS contendo anéis Pall, provavelmente devido ao maior índice de vazios desse material. Em termos operacionais,

a remoção periódica de lodo da câmara anaeróbia e da câmara anóxica dos BAS contribuiu de forma significativa na eficiência de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>, associadas à redução da interferência de perda de sólidos no efluente final.

Avaliando o desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio constituído por filtro anaeróbio (FA) seguido de BAS, Foco e Nour (2014), concluíram que a aplicação de taxas de carregamento orgânico superiores a 0,30 KgDBO.m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> inibiram a nitrificação devido à competição por oxigênio, no entanto, a redução da concentração de nitrogênio total alcançada no sistema foi de 43 ± 10%, operando com razão de recirculação de 0,5; e foi verificado que a redução de DBO, tanto no FA como no BAS e no sistema como um todo não sofreu influência da existência ou não de recirculação do efluente, indicando que a operação do sistema de tratamento na configuração proposta estava adequada para atender as expectativas relativas à sua robustez e possibilidade de reduzir a DBO e compostos de nitrogênio no efluente.

Em seu estudo sobre a eficácia de sistemas anaeróbio-aeróbio para tratamento de efluentes domésticos, Kassab *et al.* (2010) fizeram uma revisão de resultados apresentados na literatura sobre o desempenho destes sistemas e puderam concluir que os resultados obtidos claramente mostravam a eficácia dos sistemas anaeróbio-aeróbio sequenciais no tratamento de águas residuais domésticas e consolidavam a sua vantagem em relação aos sistemas aeróbicos convencionais, tais como redução no consumo de energia e excesso de produção de lodo. No entanto, a maioria dos sistemas sequenciais apresentados em seu trabalho carecem de implementação em grande escala e mais trabalho é necessário para avaliar o desempenho destes sistemas promissores em maior escala.

Khan *et al.* (2011) realizaram uma comparação econômica de algumas das opções emergentes para tratamento de esgoto e com base na revisão extensiva de diferentes combinações integradas, concluíram que a junção do sistema reator UASB seguido de diferentes sistemas aeróbios, ou seja, um conceito de tratamento baseado em uma rota de mineralização biológica natural foi reconhecido como uma tecnologia avançada que atende todos os aspectos práticos, tornando-o sustentável para a proteção do ambiente, e a preservação e recuperação do máximo de recursos.

Vários estudos mostram as vantagens da combinação do tratamento anaeróbio e aeróbio para o tratamento de efluentes sanitários, no entanto poucos estudos abordam os problemas relacionados à operação e monitoramento relativos a cada etapa de tratamento de estações que são constituídas por tal configuração, principalmente a etapa anaeróbia

cuja eficiência apresenta maior sensibilidade a variações ocorridas durante a operação. Ramos (2008) realizou um estudo sobre a influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal e concluiu que a falta do conhecimento dos fatores que influenciam e são influenciados pelo descarte de lodo dos reatores faz com que a operação dessas unidades torne-se mais onerosa e requeira constantes ações de manutenção.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi realizado em uma ECTE localizada no município de Uru, no endereço prolongamento da rua São José a 130 m da esquina, ao lado do CPF 1. Os serviços referentes ao fornecimento e tratamento de água e esgoto do município são fornecidos pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). O município localiza-se no interior do Estado de São Paulo e faz divisa com Pongai, Pradânia e Balbinos, conforme Figura 4.1.

Figura 4.1 - Localização de Uru.



Fonte: Google (2015).

O município possui 1.251 habitantes (IBGE, 2010) e suas principais atividades econômicas são a agropecuária (46%), com predominância do cultivo de cana-de-açúcar e laranja e o comércio (30%), sua população é predominantemente urbana (taxa de 70% de urbanização) e apresenta baixo crescimento vegetativo.

## 4.2 ACOMPANHAMENTO OPERACIONAL E MONITORAMENTO DO SISTEMA

O plano de trabalho foi desenvolvido com o objetivo de proporcionar melhorias na operação e manutenção do sistema, proporcionando um efluente de melhor qualidade, pois o sistema apresentou um histórico de problemas desde o início de sua operação, relacionados à concentração de sólidos sedimentáveis (SS), que tem se mantido na faixa de  $3,0 \text{ mL.L}^{-1}$ , ou seja, acima do valor de  $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$  permitido pela legislação.

O intervalo entre descartes do lodo recirculado do BAS para o reator UASB estabelecido pelo fabricante do sistema é de 6 meses, porém foi feito um teste diminuindo este intervalo para 3 meses e foi detectada uma melhora na concentração de SS do efluente final, que apresentou valores menores que  $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$ , dentro do limite estabelecido pela legislação estadual e federal (SÃO PAULO, 1976; BRASIL, 2011).

Atualmente a Sabesp segue a exigência da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) com relação à frequência de monitoramento das ETES de uma coleta/análise a cada 6 meses, porém em especial para ECTEs que possuem maior variabilidade do que os usuais tratamentos dados por lagoas de estabilização ou até mesmo estações com maior capacidade de tratamento, seria necessário um monitoramento mais frequente.

Outro fator importante é a ausência de laboratório, ou até mesmo equipamentos básicos, próximos ao local de tratamento, que permitiriam ao quadro operacional uma análise da eficiência do sistema e a interferência que cada medida adotada teria sobre o seu desempenho. O laboratório mais próximo está localizado na cidade de Lins, ou seja, a 72 km de distância da ECTE e este laboratório é responsável por toda a região pertinente à sua unidade de negócio, realizando as coletas e análises físico-químicas e bacteriológicas de 109 municípios.

O acompanhamento operacional é uma das atividades mais deficientes das ETES no Estado de São Paulo. São várias as dificuldades, pois são raros os laboratórios capacitados para exercer a função de acompanhamento laboratorial e para dar suporte à operação e desenvolvimento dos sistemas, a grande distância geográfica entre o laboratório e o ponto de coleta também torna o acompanhamento caro e trabalhoso, além de diminuir a confiabilidade dos resultados cujas análises muitas vezes exigem um prazo limite para a sua realização desde sua coleta. Devido aos recursos limitados em relação a

laboratórios, equipamentos, mão de obra operacional ou especializada, recursos financeiros, entre vários outros, são realizadas somente as análises requeridas pelo órgão ambiental fiscalizador.

A NBR 12209 (ABNT, 1992) que dispõe sobre projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário, determina que o relatório do projeto hidráulico-sanitário de uma ETE deve incluir um manual de operação de processo, contendo no mínimo o seguinte:

- Descrição simplificada da ETE;
- Parâmetros utilizados no projeto;
- Fluxograma e arranjo em planta (*lay-out*) da ETE com identificação das unidades e órgãos auxiliares e informações sobre seu funcionamento;
- Procedimentos de operação com descrição de cada rotina e sua frequência;
- Identificação dos problemas operacionais mais frequentes e procedimentos a adotar em cada caso;
- Descrição dos procedimentos de segurança do trabalho;
- Modelos das fichas de operação a serem preenchidas pelo operador.

Segundo a CONAMA 377 (BRASIL, 2006), para o requerimento do licenciamento ambiental simplificado de sistemas de esgotamento sanitário é necessária a apresentação de plano de monitoramento da unidade e do corpo receptor.

O plano de monitoramento é estabelecido pelo órgão ambiental competente, que conforme citado anteriormente, no caso deste sistema é a CETESB e varia de acordo com o empreendimento. Para o sistema objeto deste estudo, foi estabelecido um monitoramento semestral, no entanto, um monitoramento mais frequente, pode trazer vários benefícios para o sistema, portanto é necessário um acompanhamento laboratorial, pelo menos até que o sistema apresente um efluente final de acordo com a qualidade desejada e uma rotina operacional padrão seja estabelecida para que tal objetivo seja alcançado e mantido.

#### **4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA ESTUDADO**

O projeto foi desenvolvido em uma ECTE composta por um sistema modular. Na Figura 4.2 pode ser observado dois conjuntos de módulos idênticos e atende à seguinte demanda prevista para final de plano em 2030:

- População total – 1.709 habitantes;

- Contribuição de esgotos – 130 L.hab<sup>-1</sup>.dia;
- Vazão total – 222 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>;
- Contribuição de carga orgânica – 0,054 kg.DBO.hab<sup>-1</sup>.dia;
- Carga orgânica – 93 kg.DBO.dia<sup>-1</sup>;
- Concentração orgânica – 0,450 kg.DBO.m<sup>-3</sup>;
- Concentração orgânica de pico – 0,600 kg.DBO.m<sup>-3</sup>;
- Carga de DQO – 186 kg.DQO.dia<sup>-1</sup>;
- Concentração de DQO – 0,900 kg.DQO.m<sup>-3</sup>;
- Eficiência esperada > 90%.

O sistema está em operação desde novembro de 2013 e deve atender aos requisitos legais para lançamento de efluente tratado no Córrego Guariúva, um corpo hídrico de Classe 2 que faz parte da UGRHI 16 - Tietê/Batalha.

Figura 4.2 - Sistema de tratamento composto por reator UASB e BAS.



O fluxograma correspondente ao processo de tratamento e esquema isométrico da ECTE podem ser observados nas Figuras 4.3 e 4.4.

Figura 4.3 – Fluxograma completo do tratamento de efluente.

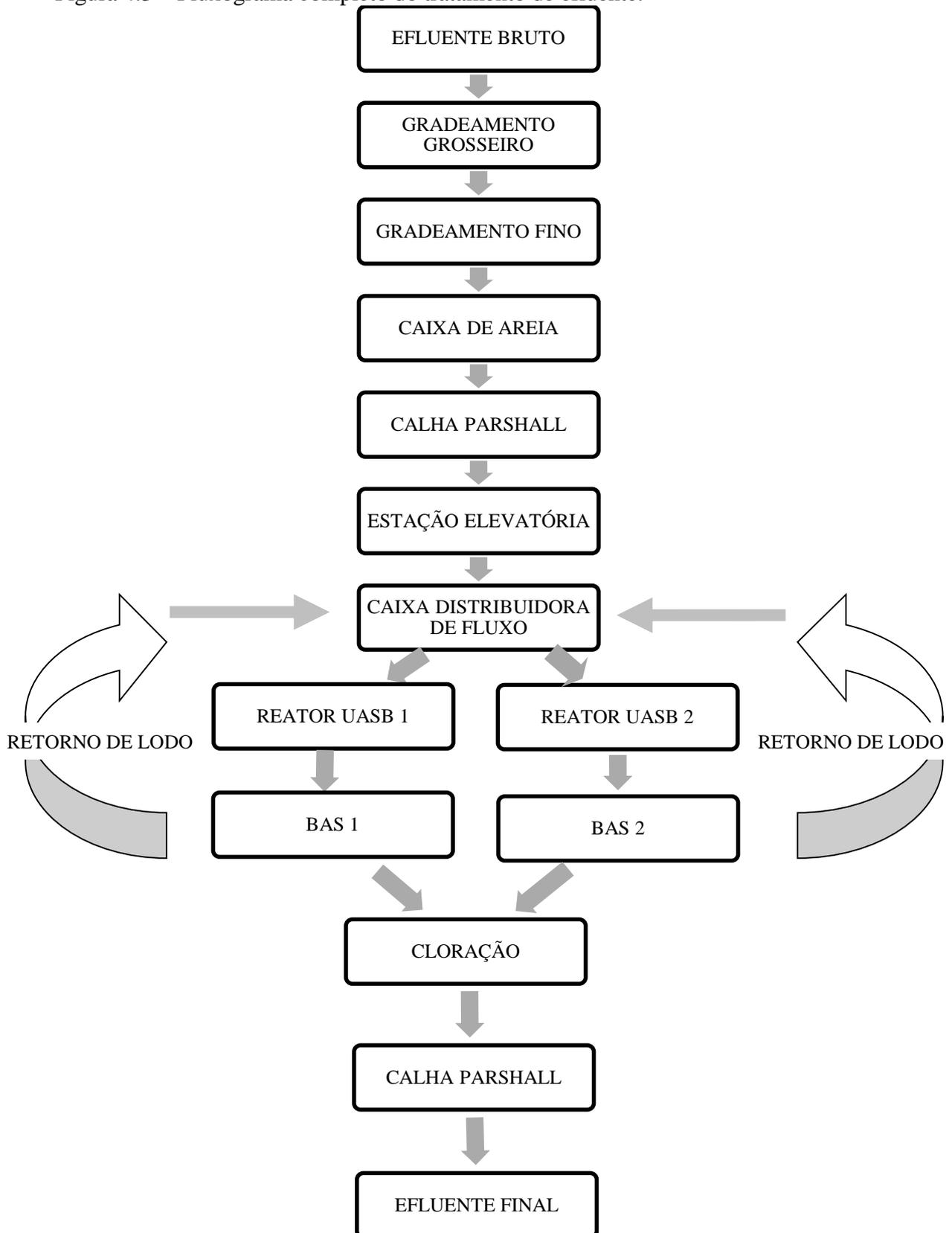
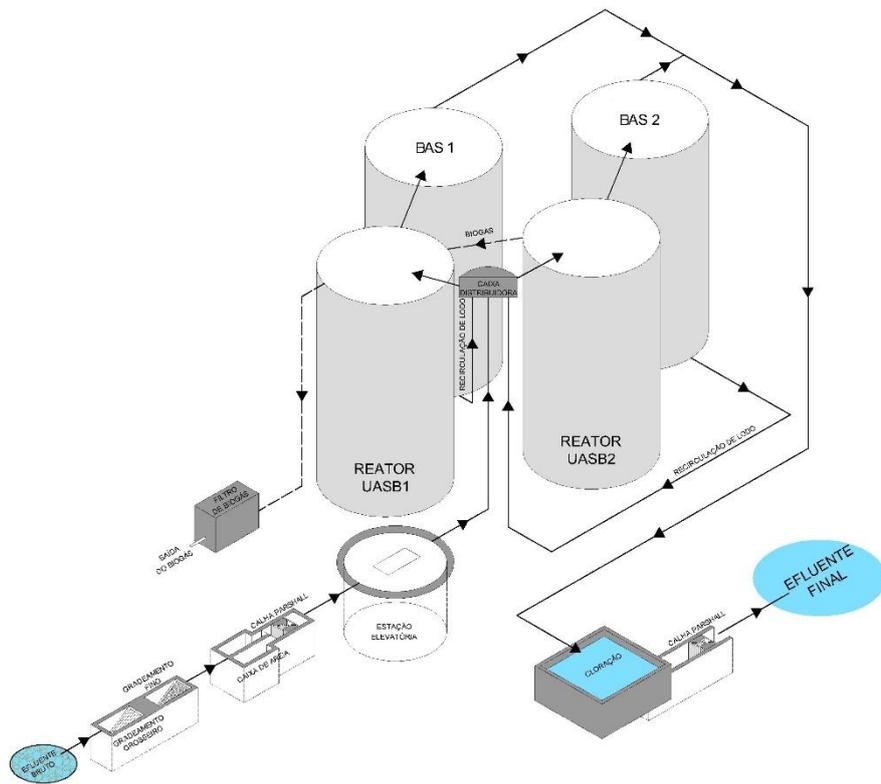


Figura 4.4 – Esquema isométrico da ECTE.



O esgoto transportado até a ECTE passa pelo tratamento preliminar, que é constituído de gradeamento grosso (25,0 mm), gradeamento fino (3,0 mm), caixa de areia e uma calha Parshall para a regularização e uma régua para aferição da vazão, conforme pode ser observado nas Figuras 4.5 e 4.6. A remoção de resíduos dos gradeamentos é feita diariamente e manualmente pelo operador da ECTE.

Figura 4.5 - Gradeamento grosso e fino.



Figura 4.6 - Caixa de areia e calha Parshall.



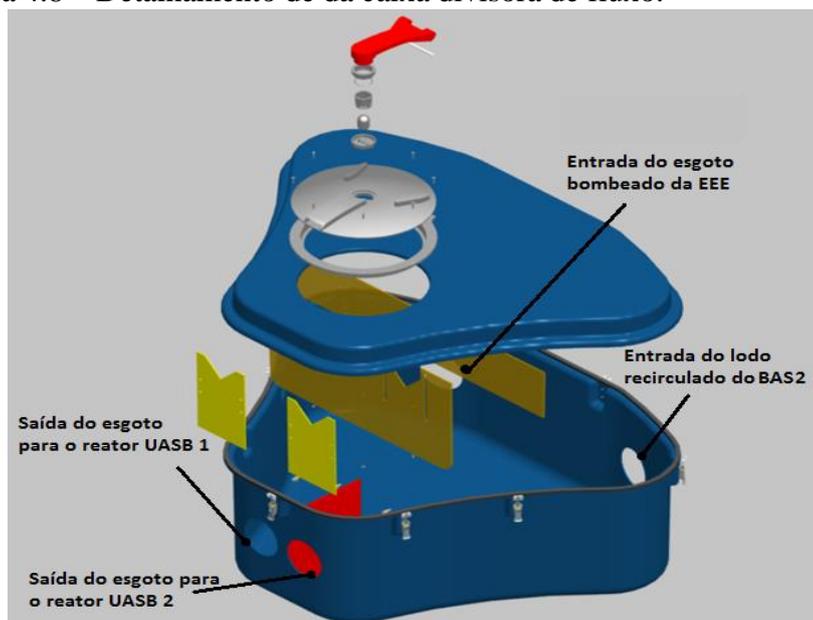
Após tratamento preliminar, o esgoto é encaminhado à Estação Elevatória de Esgotos (EEE), o poço onde se localizam as bombas, possui um volume útil de 2,21 m<sup>3</sup> (FIGURA 4.7) o que proporciona um TDH aproximado de 8 minutos.

Figura 4.7 - Estação elevatória de esgoto.



O esgoto é bombeado da elevatória para uma caixa divisora de fluxo (FIGURA 4.8), onde o efluente e o lodo que é recirculado dos BASs 1 e 2, são distribuídos igualmente para os 2 módulos de reatores UASB.

Figura 4.8 – Detalhamento de da caixa divisora de fluxo.



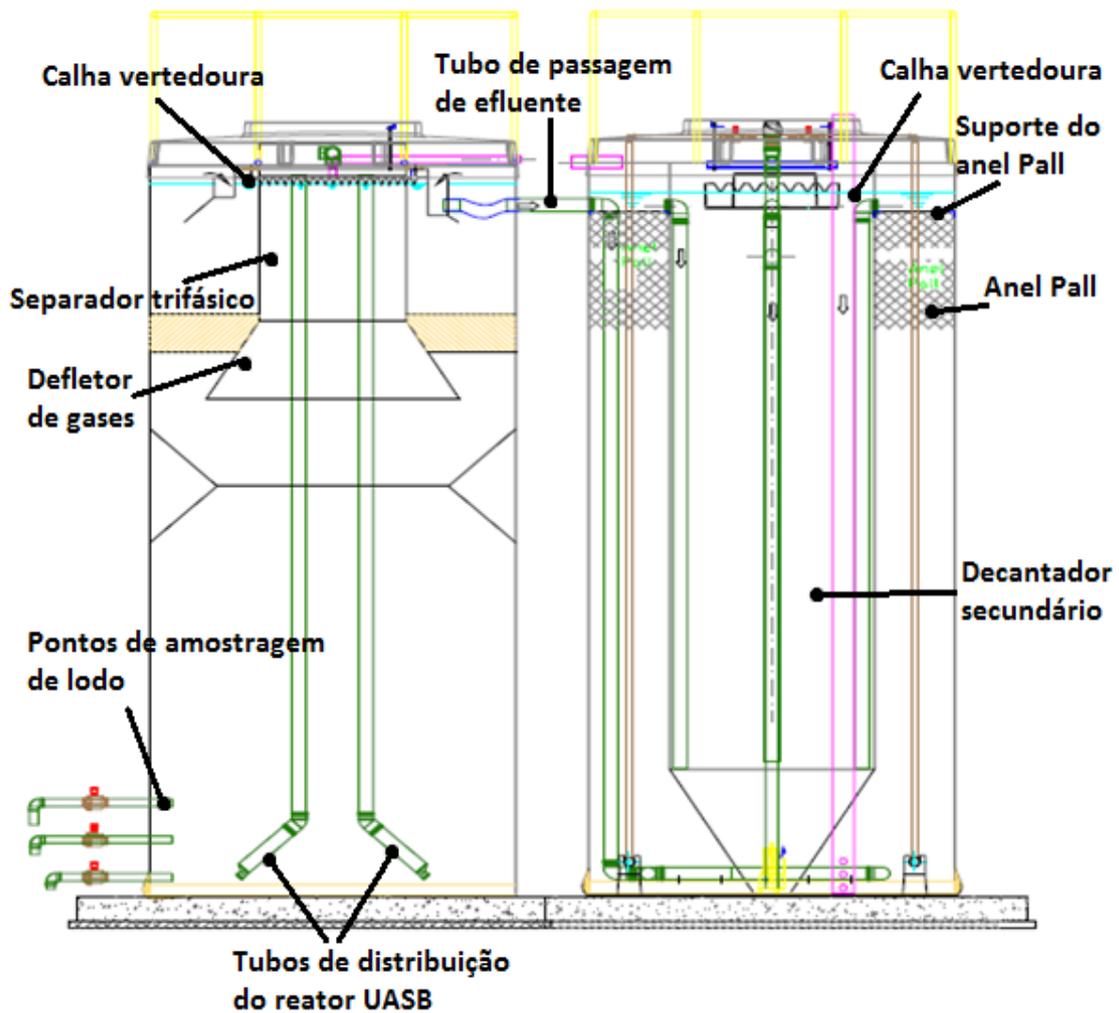
Fonte: SABESP (2015).

A ECTE possui uma área de laje radier de 65,61 m<sup>2</sup> e o sistema é composto por 2 reatores UASB seguidos de 2 BASs (FIGURA 4.9). Integrado aos BASs há um decantador secundário lamelar para a sedimentação do lodo e o sistema se utiliza de recirculação de lodo do filtro aerado para o reator UASB para aumento de sua eficiência.

Os parâmetros hidráulicos adotados para o projeto da estação foram:

- Vazão diária média – 222,17 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>;
- Vazão horária média – 9,26 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>;
- Carga orgânica diária – 92,29 kgDBO.dia<sup>-1</sup>;
- DBO estimada – 415,38 mg.L<sup>-1</sup>;
- Carga estimada diária – 184,57 kgDBO.dia<sup>-1</sup>;
- DQO estimada – 830,77 mg.L<sup>-1</sup>;
- Fator de pico diário – 1,2;
- Fator de pico horário – 1,5.

Figura 4.9 - Esquema de funcionamento do sistema (esquerda para direita: reator UASB, biofiltro aerado e decantador).



Fonte: SABESP (2015).

#### 4.3.1 Caracterização do esgoto afluente

Para uma avaliação da variação das características do esgoto de entrada no sistema foi realizada uma coleta pontual que constituiu em um monitoramento de 12 horas de duração na ECTE, foram feitas coletas de hora em hora na caixa divisora de fluxo, ou seja, após o tratamento preliminar, logo antes da entrada nos reatores UASB, e os resultados podem ser observados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Caracterização do esgoto afluente da ECTE realizada em 28/10/2015.

Parâmetros	07:30	08:30	09:30	10:30	11:30	12:30	13:30	14:30	15:30	16:30	17:30	18:30
Temperatura ambiente (°C)	23	24	24	25	26	27	28	28	28	28	28	27
Temperatura amostra (°C)	26,1	27,6	27,9	28,5	28,6	28,2	29,6	29,7	29,6	28,7	28,4	27,8
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,9	0,8	0,7	1,1	1,1	1,4	0,8	1,2	1,2	1,5	1,4	0,9
pH	6,5	6,9	7,3	7,5	7,7	7,8	6,5	6,2	6,3	6,2	6,1	7,9
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	30650	52050	1226	1041	1126	1134	963	898	837	746	866	984
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	579	720	535	479	440	503	427	467	469	396	349	443
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	13200	23400	762	626	644	624	574	558	542	470	536	563
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	1000	3000	343	333	423	368	278	324	290	219	265	355
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	190	850	0	67	38	158	56	88	65	31	0	32
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	810	2150	343	267	385	211	222	235	226	188	265	323
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	2940	4980	1460	1400	1380	1400	1100	1200	1080	1100	1260	1120
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	2200	1480	680	600	660	660	560	620	600	580	600	560
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	740	3500	780	800	720	740	540	580	480	520	660	560
SS (mL.L <sup>-1</sup> )	15,00	45,00	3,00	2,50	1,75	1,75	1,50	1,50	0,10	0,80	3,00	2,50

Obs: Não foi possível associar a vazão com os parâmetros, devido à falta de equipamento para a medição automática da vazão ou coleta de amostras, ambos os procedimentos tiveram que ser feitos manualmente e não havia possibilidade de realizá-los simultaneamente.

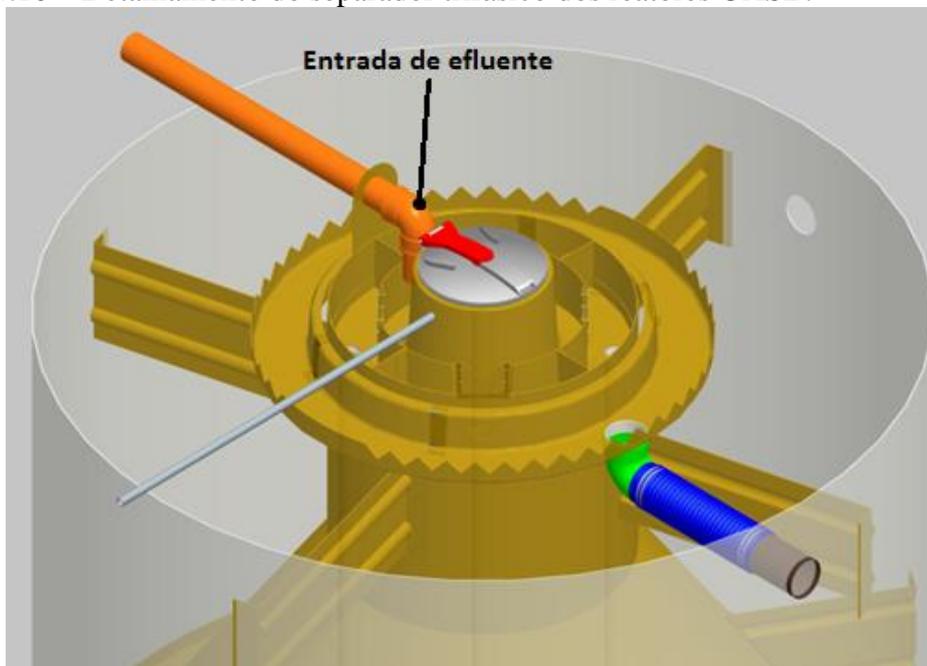
As coletas realizadas às 07h30min e 08h30min apresentaram valores de cargas orgânicas e sólidos bem acima dos demais horários ao longo do dia, tal fato ocorreu devido à chuva no dia anterior, houve um pico de vazão acima da capacidade do tratamento preliminar, ocasionando transbordamento e entupimento do gradeamento, arrastando muitos sólidos que estavam presos na grade para dentro do sistema, a limpeza das grades foi realizada pelo operador entre às 8h30min e 9h30min, o que explica a visível diminuição de sólidos e carga orgânica do efluente a partir das 09h30min.

Tais problemas de pico de vazão ocorrem frequentemente durante chuvas, o que sugere que um trabalho de fiscalização com relação ao despejo de cargas pluviais na rede coletora de esgoto deveria ser realizado para a eliminação ou ao menos atenuação de tais problemas.

### 4.3.2 Reatores UASB

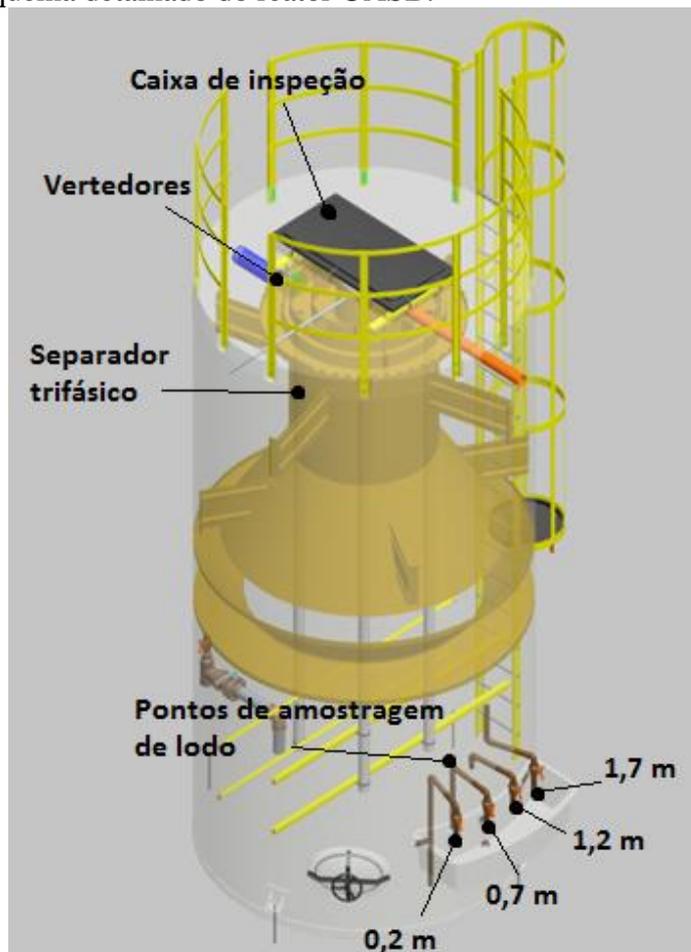
O esgoto segue da caixa distribuidora de fluxo primeiramente para o reator UASB com distribuição equalizada do efluente. No topo do reator (separador trifásico) existe um reservatório central cilíndrico para recebimento do efluente (FIGURA 4.10), posteriormente o efluente é igualmente redistribuído, através de vertedores triangulares reguláveis, para outras 4 câmaras. Os vertedores são construídos nas paredes do reservatório central como pode ser observado na Figura 4.11.

Figura 4.10 – Detalhamento do separador trifásico dos reatores UASB.



Fonte: SABESP (2015).

Figura 4.11 - Esquema detalhado do reator UASB.



Fonte: SABESP (2015).

Os parâmetros adotados para cada reator UASB são:

- Diâmetro externo – 3,20 m;
- Diâmetro interno – 3,18 m;
- Altura total – 6,10 m;
- Altura útil – 5,37 m;
- Seção do reator – 7,94 m<sup>2</sup>;
- Volume do reator – 42,67 m<sup>3</sup>;
- TDH – 9,22 horas;
- Compartimento de digestão – 22,07 m<sup>3</sup>;
- Compartimento de decantação – 15,32 m<sup>3</sup>;
- Eficiência máxima de remoção de DBO adotada – 67 %;
- Eficiência máxima de remoção de DQO adotada – 65 %;
- Quantidade de reatores – 2 unidades.

Conforme pode ser observado na Figura 4.11, a amostragem do lodo foi feita através de uma câmara na lateral externa do tanque. Nesta câmara há quatro registros para coleta de lodo, a entrada do primeiro tubo encontra-se a 0,20 m do fundo do reator e a entrada dos demais espaçadas a cada 50 cm a partir do primeiro. A câmara de amostragem de lodo possui uma inclinação mínima que possibilita sua completa drenagem. A câmara está interligada ao tanque de descarte de lodo.

Os gases gerados são segregados no separador trifásico dos reatores UASB ficando armazenados no topo do reator. Por meio de tubulações em polietileno (PE), são encaminhados ao filtro de biogás (FIGURA 4.12). Os gases saem dos reatores anaeróbios, passam por um tanque selo hídrico que garante a segurança do sistema evitando que haja o retorno de gás pela tubulação em direção ao filtro de carvão ativado.

Figura 4.12 - Filtro de biogás para tratamento dos gases segregados no separador trifásico dos reatores UASB.



### 4.3.3 Biofiltros aerados submersos e decantadores lamelares secundários

O efluente de saída de cada reator UASB segue por gravidade para cada BAS que possui decantador lamelar secundário integrado.

Os parâmetros adotados para cada BAS são:

- Diâmetro externo – 3,20 m;
- Diâmetro interno – 3,18 m;
- Altura total – 6,10 m;
- Altura útil – 5,12 m;
- Seção do filtro - 7,94 m<sup>2</sup>;
- Volume do filtro – 26,75 m<sup>3</sup>;
- Volume do meio suporte – 11,00 m<sup>3</sup>;
- Quantidade de filtros – 2 unidades.

Os parâmetros adotados para cada câmara de sedimentação são:

- Diâmetro externo – 2,12 m;
- Diâmetro interno – 2,00 m;
- Altura total – 6,10 m;
- Altura útil – 5,12 m;
- Seção do decantador – 3,14 m<sup>2</sup>;
- Volume do decantador – 13,72 m<sup>3</sup>;
- Altura da lamela – 1,00 m;
- Espaçamento entre lamelas – 0,078 m;
- Ângulo teta – 60 °;
- Altura das lamelas considerando ângulo – 0,87 m.
- TDH de cada decantador – 3,48 horas;
- Quantidade de decantadores – 2 unidades.

O modelo utilizado nesta ECTE foi o BAS com meio estruturado fixo em *Pall Ring* ou Anel Pall (FIGURA 4.13), que ocupa 30% de cada reator aeróbio, tal como os filtros biológicos convencionais. Cada Anel Pall é composto de uma estrutura cilíndrica ou esférica, em material de polipropileno ou similar, atóxico a microorganismos e com aberturas em todas as direções. A área superficial do meio suporte é de 101 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>, com 94,2% de índice de vazios, peso de 53 kg.m<sup>-3</sup> e 1.000 peças por m<sup>3</sup>.

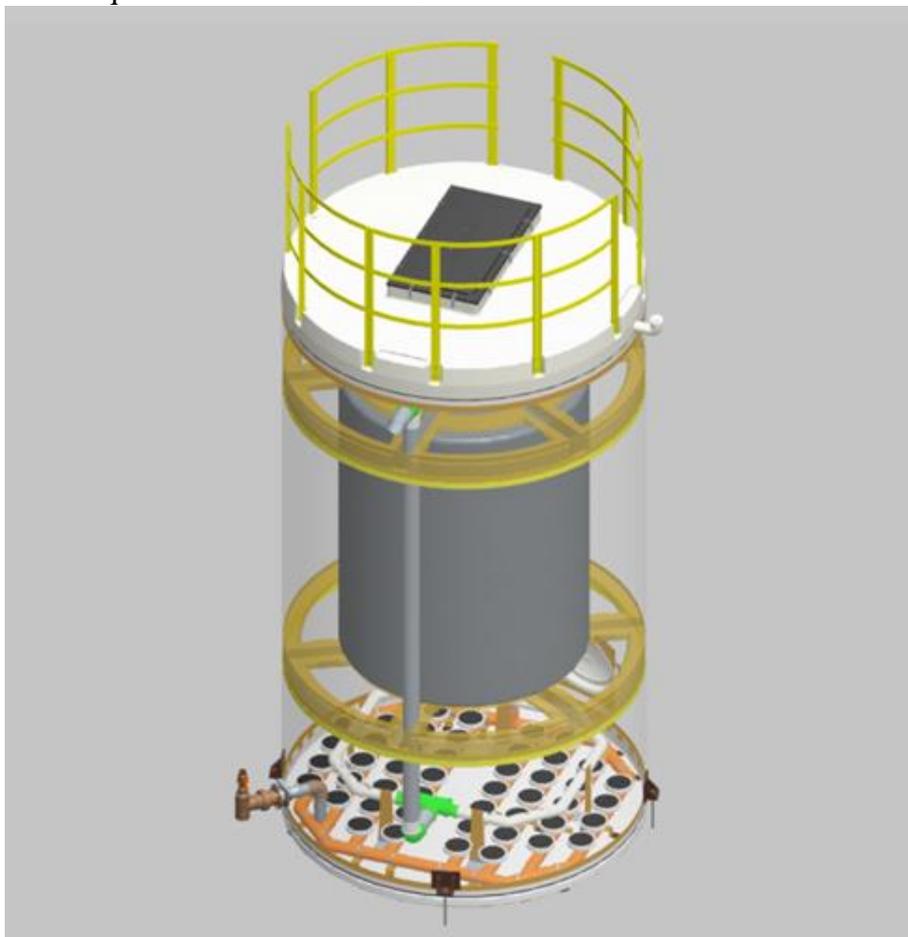
Nesse caso não há retenção física da biomassa pela ação da “filtração” e, portanto não é necessária a retro lavagem (FIGURA 4.14).

Figura 4.13 - Pall Ring ou Anel Pall contidos nos BAS.



Fonte: SABESP (2015).

Figura 4.14 – Esquema detalhado do BAS.

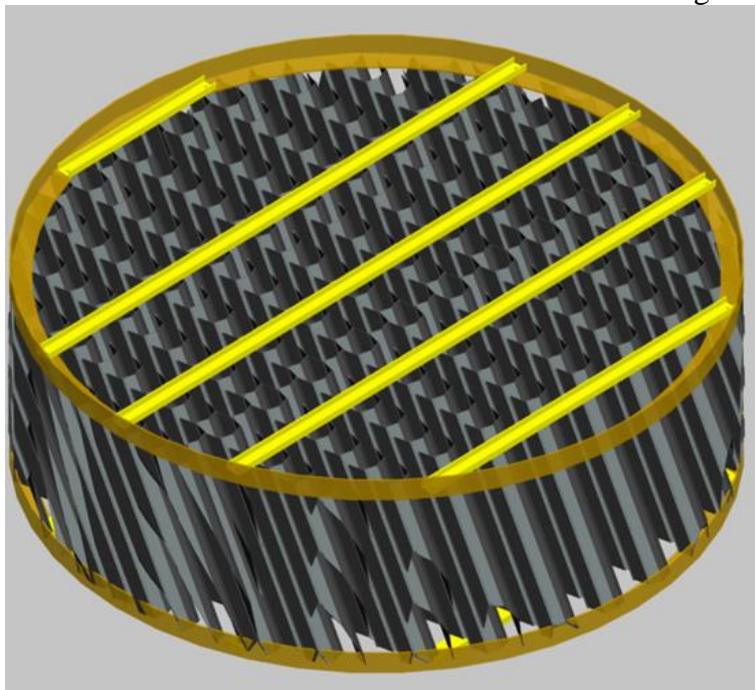


Fonte: SABESP (2015).

Após o filtro o efluente é encaminhado ao decantador secundário lamelar (FIGURA 4.15) para a sedimentação do lodo. Foram utilizados decantadores de alta taxa de

escoamento vertical, isto é, o fluxo do efluente é seguido de movimento ascendente até a superfície dos biofiltros.

Figura 4.15 - Enchimento lamelar dos decantadores secundários integrados aos BASs.



Fonte: SABESP (2015).

Para a aeração do sistema é utilizado o difusor de bolhas finas de membranas Etileno Propileno Dieno Monómero (EPDM). Esse tipo de difusor apresenta a vantagem de se expandir durante o período de aeração, liberando o ar, retraindo durante o período que a aeração não é praticada; dessa forma, caso a aeração seja interrompida por algum motivo, não há risco de entupimento ou colmatação dos poros do difusor, pois ao se retraindo, os poros se vedam.

Após a decantação, todo o lodo é retornado para o início do processo de tratamento (etapa anaeróbia) por meio de um temporizador localizado no painel de comando que aciona uma bomba de sucção situada no fundo do decantador que recalca o material sedimentado para o início do reator UASB para que se mantenha sempre uma concentração de microorganismos no sistema, propiciando assim, uma velocidade e eficiência maior na digestão da matéria orgânica.

O volume de lodo gerado estimado é de  $1.500 \text{ L.dia}^{-1}$ , portanto o temporizador está ajustado para acionar a válvula 5 vezes ao dia durante 5 minutos e recircula  $1 \text{ L.s}^{-1}$ , ou seja 300 L por partida, um total de  $1.500 \text{ L.dia}^{-1}$ .

O lodo bruto decantado acumula-se no interior do reator UASB em um volume estimado de 362,12 L de lodo digerido e é recomendado o seu descarte a cada 6 meses pelo fabricante, porém devido a problemas com relação à concentração de SS no efluente final, conforme mencionado no item 4.1, até março de 2015, este lodo digerido era descartado a cada 3 meses.

O descarte de lodo é sempre realizado de maneira hidrostática com o auxílio de um caminhão vácuo (limpa-fossa) que é conectado em uma tubulação localizada a 0,20 m do fundo do reator. O volume médio de descarte corresponde a aproximadamente 1/3 do volume total do reator, 14,00 m<sup>3</sup>.

A desinfecção do efluente final é feita através da dosagem de uma solução de hipoclorito de sódio com concentração de 35%. O tanque de desinfecção (FIGURA 4.16) possui um volume útil de 5,20 m<sup>3</sup>, que assegura tempo de contato mínimo de 30 minutos.

Figura 4.16 – Caixa de inspeção do tanque de desinfecção.



#### **4.4 DESCRIÇÃO DO MÉTODO E PONTOS DE COLETA**

Foi realizado um monitoramento semanal de 3 pontos para a avaliação de cada unidade integrante do tratamento e do sistema como um todo.

As amostras de cada ponto foram coletadas de forma composta, visando garantir maior homogeneidade do esgoto, foi coletado 1L de amostra por hora, durante 4 horas,

totalizando 4 L, às terças-feiras ou quartas-feiras, no período da manhã, com início entre às 7h30min e 9h00min e término entre 11h30min e 13h30min.

Para as coletas, utilizou-se frascos de plástico de 4 L, isopor e gelo para preservar a amostra, evitando assim alterações na sua composição. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Águas Residuárias (LAR), do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECA) da UNESP de Bauru-SP.

Os pontos estabelecidos foram:

Ponto 1 (P1) - Entrada do UASB, o local escolhido para coleta foi na caixa divisora de fluxo (FIGURA 4.17), após o tratamento preliminar; o esgoto é bombeado da elevatória para sua distribuição uniforme nos dois reatores UASB através desta caixa que também recebe o lodo de recalque proveniente dos BASs;

Figura 4.17 – Ponto 1, localizado na caixa divisora de fluxo após o tratamento preliminar.



Fonte: SABESP (2015).

Ponto 2 - Saída do UASB 2, o local determinado para a coleta, tem como objetivo acompanhar o desempenho do reator UASB e analisar as características do efluente que será encaminhado ao BAS para determinar a eficiência de cada módulo. Foi escolhido o reator UASB 2 para monitoramento devido a um acúmulo muito grande de espuma no UASB 1, como pode ser observado na Figura 4.18. Este acúmulo dificultaria a coleta, uma vez que não há ponto de amostragem de efluente nos reatores UASB, foi necessária a coleta na caixa de inspeção. Ao final foi feita a coleta do efluente que é vertido para a calha de passagem do UASB para o BAS, como pode ser observado na Figura 4.19.

Figura 4.18 – Ponto 2, localizado após a última calha vertedoura do reator UASB 2.

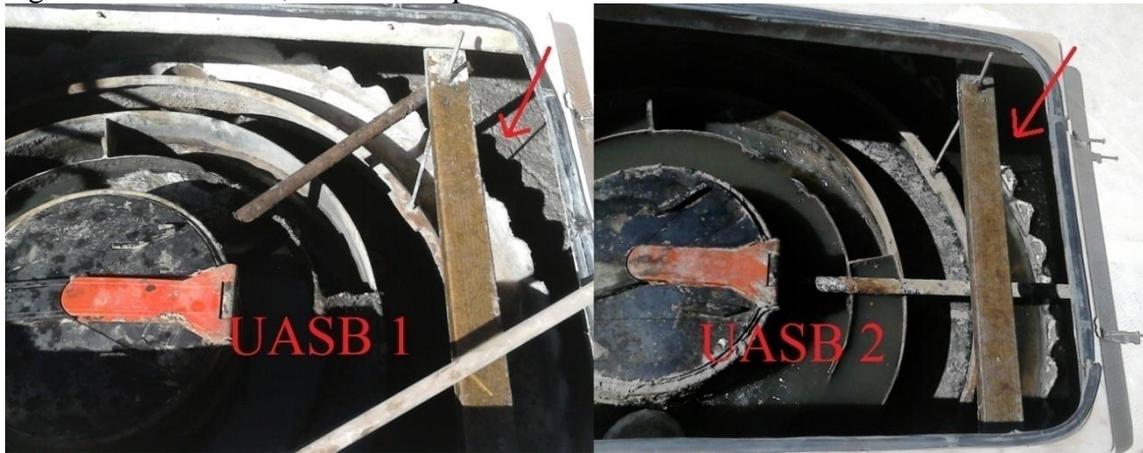


Figura 4.19 – Exemplo de uma coleta realizada no P2.



Ponto 3 (P3) - Saída de todo o sistema, o local escolhido para coleta visa avaliar a eficiência de todo o sistema, portanto foi instalado na junção dos módulos 1 com o 2 (FIGURA 4.20), foi estabelecido um ponto de amostragem antes da cloração uma vez que foram realizadas somente análises físico-químicas.

Figura 4.20 – Ponto 3, saída dos BASs 1 e 2, antes da cloração.



Para a avaliação da necessidade de descarte do lodo acumulado nos reatores UASB, foi feito um monitoramento mensal através de coletas de amostras de cada ponto de amostragem, instalados na lateral externa do reator (FIGURA 4.21), posicionados a 0,20 m do fundo do reator e a entrada dos demais espaçadas a cada 50 cm a partir do primeiro (0,70, 1,20 e 1,70 m).

Figura 4.21 – Pontos de amostragem de lodo de um reator UASB.



Fonte: SABESP (2015).

Mensalmente, foi coletada uma amostra de 2L de cada registro, às terças-feiras ou quartas-feiras, no período da manhã, totalizando quatro amostras, de alturas diferentes que foram encaminhadas ao LAR, do DECA da UNESP de Bauru-SP.

#### 4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Os parâmetros analisados semanalmente para os pontos 1, 2 e 3 foram: DBO<sub>5</sub> bruta, DQO bruta (apenas na semana 1), DQO filtrada (nas demais semanas de monitoramento), OD, AVT, alcalinidade parcial, intermediária e total, nitrito, nitrato, nitrogênio (N) amoniacal, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), pH, temperatura da amostra e do ambiente, turbidez, cor verdadeira e aparente e a série completa de sólidos (Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Fixos (SSF), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Sedimentáveis (SS)).

Os parâmetros analisados mensalmente para os pontos de amostragem de lodo foram: série completa de sólidos.

As amostras coletadas semanalmente e mensalmente foram submetidas a análises físico-químicas, seguindo a metodologia descrita por Rice *et al.* (2012), para cor verdadeira e aparente, DBO<sub>5</sub>, DQO bruta e filtrada, NTK, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, pH, série de sólidos e turbidez.

As análises de alcalinidade intermediária e parcial foram realizadas de acordo com Ripley *et al.* (1986). A alcalinidade intermediária foi calculada através da subtração da alcalinidade parcial da alcalinidade total.

Para a obtenção dos valores de AVT foi utilizado o método de Dilallo & Albertson (1961).

As metodologias, equipamentos e referências utilizados para a determinação de cada parâmetro estão descritos na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Metodologia, equipamentos e referências utilizados para análise das variáveis avaliadas no monitoramento.

Variáveis	Metodologia/ Equipamentos/Referências
AVT (mg.L <sup>-1</sup> )	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico e hidróxido de sódio. Dilallo e Albertson (1961)
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico. Ripley, Boyle e Converse (1986)
(*) Cor verdadeira e aparente (mgPt Co.L <sup>-1</sup> )	Método 2120 C e espectrofotômetro - HACH-DR 2000
(*) DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 5210 D – Respiratório
(*) DQO bruta e filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 5220 D - Colorimétrico – DR 2500 Hach (Refluxo fechado)
(*) Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	Método 8171 (Cadmium Reduction Method) – kit da HACH- DR 5000
(*) Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 8507 (Diazotization Method) – kit da HACH- DR 5000
(*) NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 4500 B – Método Kjeldhal
(*) Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 4500 – NH <sub>3</sub> D – Eletrodo seletivo de amônia - Aparelho Thermo <i>ORION</i> 720 A+
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Medidor de Oxigênio dissolvido portátil SX751-AKSO (0.00 a 40.00 ppm)
(*) pH	Medidor de pH portátil SX751-AKSO (0.00 a 20.00)
(*) Série de sólidos em suspensão (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 2540 D - Gravimétrico- Filtração em membrana (1,2µm)
(*) Série de sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Método 2540 B - Gravimétrico
(*) Sólidos sedimentáveis	Método 2540 F – Gravimétrico - cone Imhoff
Temperatura ambiente (°C)	Leitura direta com termômetro de mercúrio
Temperatura da amostra (°C)	Medidor de temperatura portátil SX751-AKSO (0.00 a 100.00 °C)
(*) Turbidez (NTU)	Método 2130 B – Turbidímetro - HACH 2100N

(\*) Metodologias contidas no Standard Methods (RICE *et al.*, 2012).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse capítulo, são apresentados os resultados obtidos para as diversas variáveis estudadas, através de tabelas, gráficos e/ou figuras, nas 16 semanas de operação, com valores médios e desvios-padrão.

O monitoramento foi separado em períodos que são compatíveis com as coletas de amostras de lodo da manta do reator UASB e estes foram comparados com uma coleta realizada antes do primeiro descarte de lodo realizado logo no início do monitoramento do sistema:

- Fase 1 – semana 1 (24/03/2015), esta coleta foi realizada antes do descarte de lodo de fundo dos reatores UASB e limpeza dos BASs através da retirada de 14m<sup>3</sup> de cada módulo. O descarte dos módulos 2 foi feito no dia 27/03/2015 e dos módulos 1 no dia 30/03/2015, ambos com um volume de 14 m<sup>3</sup>, correspondendo a aproximadamente 1/3 de cada reator e 1/2 de cada filtro;
- Fase 2 – abrange as semanas 2 (31/03/2015), 3 (07/04/2015) e 4 (14/04/15);
- Fase 3 – abrange as semanas 5 (22/04/2015), 6 (28/04/2015), 7 (05/05/2015) e 8 (12/05/2015);
- Fase 4 – abrange as semanas 9 (19/05/2015), 10 (26/05/2015), 11 (02/06/2015) e 12 (09/06/2015);
- Fase 5 - abrange as semanas 13 (23/06/2015), 14 (30/06/2015), 15 (07/07/2015) e 16 (14/07/2015).

### 5.1 Variáveis que influenciam a atividade microbiana relacionada à digestão biológica

#### 5.1.1 *Temperatura*

A temperatura do efluente foi medida em campo, no momento de cada coleta que compôs as amostras analisadas, através da utilização do medidor de temperatura portátil e foi calculada uma média dos valores obtidos em cada data. Os valores médios obtidos durante o período de monitoramento estão descritos na Tabela 5.1 e na Figura 5.1 podem ser observados os valores obtidos durante as 16 semanas de monitoramento.

A temperatura ambiente foi registrada no momento de cada coleta por meio de um termômetro de mercúrio instalado na ECTE, em local sem a irradiação solar, e foi calculada uma média dos valores obtidos em cada data. Os valores obtidos de temperatura ambiente durante o monitoramento do sistema estão apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.1 - Valores médios e desvios-padrão da temperatura do efluente nos pontos de amostragem.

Temperatura do Efluente (°C)							
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
	M ± dp			M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
P1	25	2	28	27 1	25 2	24 1	23 1
P2	24	2	28	27 1	25 2	24 1	23 2
P3	25	2	28	27 1	25 2	24 1	23 1

Obs: M (média) e dp (desvio padrão).

Figura 5.1 - Valores de temperatura do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

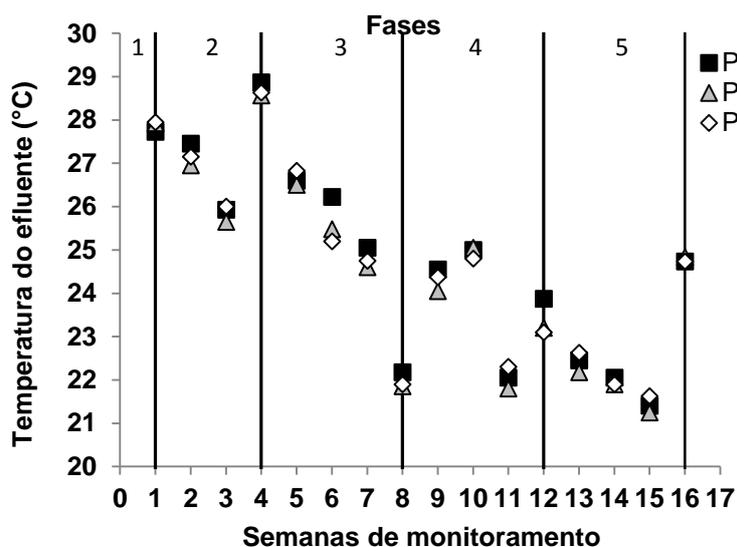


Tabela 5.2 – Valores de temperatura ambiente durante as 16 semanas de monitoramento do sistema.

Temperatura Ambiente (°C)									
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor
1	27	2	26	5	25	9	22	13	21
-	-	3	23	6	24	10	24	14	20
-	-	4	27	7	23	11	20	15	21
-	-	-	-	8	21	12	22	16	19

Como pode ser observado na Figura 5.1 houve uma leve queda gradual de temperatura do efluente que foi compatível com a queda da temperatura ambiente (TABELA 5.2), esta queda pode ser explicada devido à transição da estação outono, que abrangeu as Fases 1, 2, 3 e a primeira metade da Fase 4, para inverno, que abrangeu a segunda metade da Fase 4 e a Fase 5.

De acordo com Lettinga; Hulshof e Zeeman (1996), na maioria dos processos biológicos, existem três faixas de temperatura associadas ao crescimento dos microorganismos: faixa psicrófila (aproximadamente 4 a 15 °C); faixa mesófila (aproximadamente 20 a 45 °C) e faixa termófila (aproximadamente 45 a 70 °C). As condições naturais de tratamento de acordo com o clima de nosso país encontram-se na faixa mesófila.

Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, foi possível verificar que a temperatura do efluente no P1 e P2 variou de 21 a 29 °C e no P3 de 22 a 29 °C, registrando-se no P1 e P3 um valor médio de  $25 \pm 2$  °C e no P2 valor médio de  $24 \pm 2$  °C. Pode-se dizer, então, que durante as 16 semanas de monitoramento a temperatura caracterizou-se na faixa mesófila.

Os valores obtidos para temperatura neste estudo ficaram próximos, porém fora da faixa mesofílica para crescimento ótimo das arqueas citadas por Metcalf e Eddy (2003), 30 a 38 °C, este tipo de arqueas são mais sensíveis que as bactérias aeróbias a mudanças bruscas de temperatura, no entanto se apresentaram dentro da faixa de formação microbiana do metano citada por Chernicharo (2007a), 0 a 97 °C.

Leitão *et al.* (2006) realizaram um estudo do estado da arte sobre os efeitos das variações operacionais e ambientais em sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto doméstico e os autores puderam concluir que as variações na temperatura podem afetar drasticamente o desempenho de reatores anaeróbios, devido às diferentes respostas de diversos grupos metabólicos dos microorganismos. Uma queda na atividade metanogênica

ocorre a temperaturas inferiores a 16 °C, o que pode levar a um acúmulo de ácidos voláteis totais (AVT) e uma queda no pH. Além disso, a hidrólise diminui significativamente abaixo dessa temperatura e uma acumulação de sólidos suspensos inertes no reator pode ocorrer, conduzindo a uma diminuição no tempo de detenção do lodo e deterioração da qualidade do lodo. Um aumento na temperatura pode aumentar a taxa de decaimento das bactérias metanogênicas (que são mais sensíveis às variações de temperatura) para valores superiores a taxa de crescimento. Esta situação indesejável deteriora o desempenho do reator.

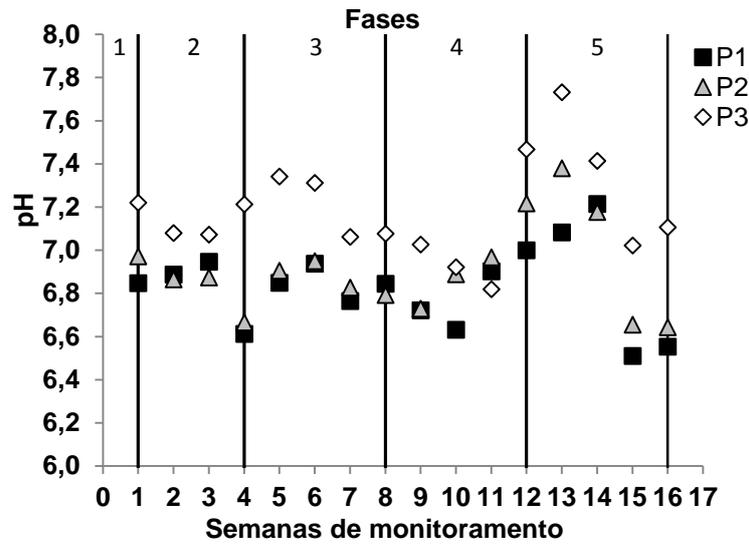
No geral os valores obtidos para o reator UASB neste estudo, ficaram próximos dos valores apresentados por Sato *et al.* (2006), para reatores UASB avaliados em 15 ETEs, temperatura média de 20,2 °C, mínima de 17,0 e máxima de 24,1 °C e em nenhuma semana foram obtidos valores inferiores a 16 °C, que poderia causar uma queda na atividade metanogênica (LEITÃO *et al.*, 2006).

Acredita-se que a temperatura não tenha sido um fator limitante para a eficiência do sistema, pois foi observado que não houve nenhuma variação brusca na temperatura, que poderia causar um desequilíbrio no processo anaeróbio, portanto não houve aparente influência desta variável na atividade microbiana do reator UASB ou do BAS, pois as eficiências de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e nutrientes não sofreram alterações bruscas. Também não foram registradas alterações bruscas nos valores de pH, alcalinidade e AVT, que podem ser influenciados pela temperatura, indicando que os microrganismos mantinham seu metabolismo aparentemente estável.

### **5.1.2 pH**

Na Figura 5.2, estão apresentados os valores de pH registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Figura 5.2 - Valores de pH do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.



Com relação ao pH, há uma divergência, no sentido de que se pode ou não calcular a média aritmética, já que o pH é uma variável transformada da concentração de íons  $H^+$ . No entanto, de acordo com Von Sperling (2001), se é possível calcular a média geométrica de  $H^+$  (pelo fato de se ter diferentes ordens de magnitude dos valores), então é possível calcular a média aritmética de pH (já que a média aritmética de pH é igual a  $-\log_{10}$  da média geométrica de  $H^+$ ).

Na Tabela 5.3 estão apresentados os valores absolutos e médios de pH do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.3 - Valores de pH do efluente nos pontos de amostragem.

Semanas	Fases	pH			H <sup>+</sup>			Média aritmética de pH			Média geométrica de H <sup>+</sup> (Eq. 5.1)			Média geométrica de H <sup>+</sup> (Eq. 5.2)		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
1	1	6,8	7,0	7,2	1,585E-07	1,000E-07	6,310E-08									
2	2	6,9	6,9	7,1	1,259E-07	1,259E-07	7,943E-08	6,8	6,8	7,1	1,585E-07	1,468E-07	7,356E-08	6,8	6,8	7,1
3		6,9	6,9	7,1	1,259E-07	1,259E-07	7,943E-08									
4		6,6	6,7	7,2	2,512E-07	1,995E-07	6,310E-08									
5	3	6,9	6,9	7,3	1,259E-07	1,259E-07	5,012E-08	6,9	6,9	7,2	1,413E-07	1,334E-07	6,310E-08	6,9	6,9	7,2
6		6,9	7,0	7,3	1,259E-07	1,000E-07	5,012E-08									
7		6,8	6,8	7,1	1,585E-07	1,585E-07	7,943E-08									
8		6,8	6,8	7,1	1,585E-07	1,585E-07	7,943E-08									
9	4	6,7	6,7	7,0	1,995E-07	1,995E-07	1,000E-07	6,8	7,0	7,1	1,585E-07	1,122E-07	8,913E-08	6,8	7,0	7,1
10		6,6	6,9	6,9	2,512E-07	1,259E-07	1,259E-07									
11		6,9	7,0	6,8	1,259E-07	1,000E-07	1,585E-07									
12		7,0	7,2	7,5	1,000E-07	6,310E-08	3,162E-08									
13	5	7,1	7,4	7,7	7,943E-08	3,981E-08	1,995E-08	6,9	7,0	7,3	1,413E-07	1,059E-07	5,012E-08	6,9	7,0	7,3
14		7,2	7,2	7,4	6,310E-08	6,310E-08	3,981E-08									
15		6,5	6,7	7,0	3,162E-07	1,995E-07	1,000E-07									
16		6,6	6,6	7,1	2,512E-07	2,512E-07	7,943E-08									
Total								6,8	6,9	7,2	1,496E-07	1,206E-07	6,683E-08	6,8	6,9	7,2

Obs:  $[H^+] = 10^{-pH}$        $pH = -\log_{10}(H^+)$

A média geométrica de  $[H^+]$  pode ser calculada segundo a Equação 5.1:

$$\text{Média geométrica} = (x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \cdot x_4)^{1/4} \quad (5.1)$$

A média geométrica de  $[H^+]$  pode ser também calculada pela Equação 5.2 adaptada para o sinal negativo:

$$\begin{aligned} -(\text{Log}_{10} \text{ da média geométrica de } H^+) &= \text{média aritmética de pH} \\ -\log_{10}(1,000 \times 10^{-7}) &= 7,00 \end{aligned} \quad (5.2)$$

Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, foi possível verificar que o pH do esgoto afluente ao reator UASB (P1) variou de 6,5 a 7,2, o efluente do reator UASB (P2) variou de 6,6 a 7,4 e o efluente do BAS (P3) variou de 6,8 a 7,7, registrando-se um valor médio de  $6,8 \pm 0,2$ ,  $6,9 \pm 0,2$  e  $7,2 \pm 0,2$  para cada ponto de amostragem respectivamente. Pode-se afirmar, então, que durante as 16 semanas de monitoramento, com exceção da semana 13 para o P3, o pH caracterizou-se na faixa ótima de crescimento bacteriano citada por Metcalf e Eddy (2003) e Chernicharo (2007a).

Sato *et al.* (2006) obtiveram um valor médio de 7,2 de pH para reatores UASB avaliados em 15 ETEs, máximo de 8,1 e mínimo de 6,8.

Versiani *et al.* (2005) obtiveram um valor médio de 7,0 de pH para reator UASB em seu estudo sobre a avaliação de fatores associados ao desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais e aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente domésticos. A unidade foi operada e monitorada por um período de 270 dias delineados em quatro fases operacionais segundo os seguintes tempos de detenção hidráulica: 9, 7, 5 e 3 horas.

De acordo com Leitão *et. al* (2006), o efeito de uma alteração drástica do pH no afluente depende da alcalinidade disponível no reator anaeróbio. Uma variação do valor de pH do afluente pode afetar o desempenho do reator, mas é dependente da capacidade tampão da mistura do efluente. A atividade metanogênica tem o seu valor de pH ótimo no intervalo de 6,5-7,5, mas as bactérias acidogênicas são menos sensíveis a maiores ou menores valores de pH. Isto significa que a atividade metanogênica pode ser inibida em valores de pH mais baixos, enquanto AGV são ainda produzidos, o que pode acabar na acidificação do reator.

Neste estudo os valores referentes ao pH do reator UASB ficaram bem próximos dos valores encontrados por Sato *et al.* (2006) e Versiani *et al.* (2005) e não houve

nenhuma alteração drástica provavelmente devido a uma boa concentração de alcalinidade disponível (LEITÃO *et al.*,2006), conforme poderá ser observado no item 5.1.3.

Apesar do pH do BAS na semana 13, ter se apresentado fora da faixa de crescimento ótimo citada por Metcalf e Eddy (2003), 6,5 e 7,5, não foram observadas grandes variações na eficiência de remoção de poluentes do sistema pois o sistema de tratamento aeróbio é menos suscetível a tal parâmetro.

### 5.1.3 Alcalinidade

Os valores médios obtidos para alcalinidade total estão apresentados na Tabela 5.4 e na Figura 5.3, estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Segundo Ripley; Boyle e Converse (1986) é importante a determinação da alcalinidade em dois estágios: alcalinidade parcial (AP) que é praticamente equivalente à alcalinidade bicarbonato e alcalinidade intermediária (AI), que é praticamente equivalente à alcalinidade dos ácidos voláteis, pois valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Na Tabela 5.5 estão apresentados os valores da relação AI/AP, calculada para o reator UASB.

Tabela 5.4 - Valores médios e desvios-padrão da alcalinidade total do efluente nos pontos de amostragem.

Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	361	68	245	305	8	346	34	374	36	434	73
<b>P2</b>	456	89	421	379	63	391	66	467	31	575	14
<b>P3</b>	291	75	241	239	43	241	68	306	67	379	19

Figura 5.3 – Valores de alcalinidade total do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

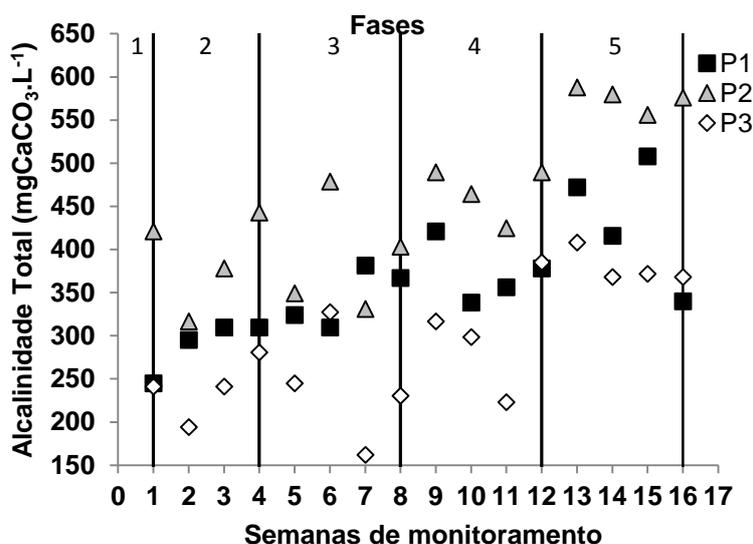


Tabela 5.5 - Valores da relação AI/AP para o reator UASB referentes às 16 semanas de monitoramento do sistema.

Relação AI/AP									
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor	Semana	Valor
1	0,5	2	1,1	5	0,5	9	0,7	13	1,2
-	-	3	1,1	6	0,5	10	1,0	14	0,7
-	-	4	0,7	7	0,9	11	0,9	15	0,6
-	-	-	-	8	1,0	12	0,6	16	0,5

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), alcalinidade suficiente deve ser apresentada para assegurar que o pH não ficará abaixo de 6,2 porque as arqueas metanogênicas não podem atuar abaixo deste ponto e quando a digestão está prosseguindo satisfatoriamente, a alcalinidade normalmente variará de 1.000 a 5.000 mg.L<sup>-1</sup>.

Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, foi possível verificar que a alcalinidade total do esgoto afluente ao reator UASB (P1) variou de 245 a 508 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, do efluente do reator UASB (P2) variou de 317 a 588 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e do efluente do BAS (P3) variou de 162 a 408 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, apresentando um valor médio de 361±68, 456±89 e 291±75 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem, respectivamente.

Os valores de alcalinidade obtidos neste estudo apresentaram-se abaixo dos citados por Metcalf e Eddy (2003) e a relação AI/AP mostrou-se superior à citada por Ripley; Boyle e Converse (1986) e à encontrada por Ramos (2008), em seu estudo sobre a

influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no distrito federal que foi de aproximadamente 0,3. No entanto, é possível observar uma tendência de alcalinização do afluente para o reator UASB, pois em nenhuma semana foram obtidos valores maiores do P1 do que os encontrados no P2.

De acordo com Foresti (1994) e Pereira, Campos e Moterani (2009), dependendo do caso, é possível ocorrer estabilidade no processo mesmo para valores diferentes de 0,3, e apesar dos valores obtidos para a relação AI/AP terem se mostrado acima de 0,3 para todas as semanas, o reator UASB se mostrou em equilíbrio em relação ao pH e AVT bem como apresentou remoções de DQO e DBO<sub>5</sub> acima de 50%, mostrando que os valores da relação AI/AP acima de 0,3 não afetaram o sistema.

Silva, J., Silva, G. e Sarti (no prelo) avaliaram o desempenho de um sistema utilizando uma nova configuração de reator compartimentado anaeróbio/aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica, operado sob diferentes TDH e também obteve na maioria das semanas de monitoramento valores acima de 0,3 para a relação AI/AP, no entanto, assim como no presente estudo, tais valores não afetaram o sistema, pois este se mostrou em equilíbrio em relação ao pH e ácidos voláteis, bem como apresentou remoções de DQO acima de 70%.

Em relação à queda de alcalinidade que pode ser observada no tratamento aeróbio, segundo Metcalf e Eddy (2003), o consumo da alcalinidade total está associado à remoção de nitrogênio amoniacal e assim como no estudo conduzido por Silva, J., Silva, G. e Sarti (no prelo), o fornecimento de oxigênio no ponto P3 pode ter permitido a ocorrência da nitrificação, removendo nitrogênio amoniacal, pois analisando os resultados desta variável é possível notar que houve uma queda nos valores do reator UASB para o BAS em todas as semanas de monitoramento conforme será melhor detalhado no item 5.4.

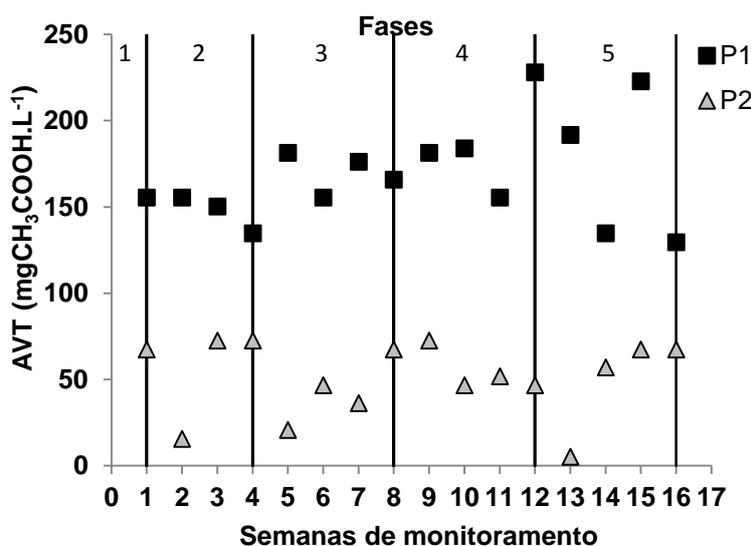
#### **5.1.4 Ácidos Voláteis Totais (AVT)**

Os valores médios obtidos para AVT estão apresentados na Tabela 5.6 e na Figura 5.4, estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.6 - Valores médios e desvios-padrão de ácidos voláteis totais do efluente nos pontos de amostragem.

Ácidos Voláteis Totais (mgCH <sub>3</sub> COOH.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
P1	169	29	156	147	11	170	11	187	30	170	45
P2	51	22	67	54	33	43	20	54	12	49	30

Figura 5.4 – Valores de ácidos voláteis totais do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.



Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, foi possível verificar uma queda significativa na concentração de AVT do esgoto afluente para o reator UASB, uma vez que a concentração no P1 variou de 130 a 228 mgCH<sub>3</sub>COOH.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 5 a 73 mgCH<sub>3</sub>COOH.L<sup>-1</sup>, apresentando um valor médio de 169±29 e 51±22 mgCH<sub>3</sub>COOH.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente.

Assim como neste estudo, Ramos (2008) encontrou valores abaixo de 90 mg.L<sup>-1</sup> para ácidos, indicando não haver tendência de acidificação nos reatores UASB, o autor também cita um valor limite de 200 mg.L<sup>-1</sup> para tal variável, enquanto Metcalf e Eddy (2003) citam um valor limite de 250 mg.L<sup>-1</sup> como um indicador de que a digestão está prosseguindo satisfatoriamente. Segundo Pereira, Campos e Moterani (2009), nos sistemas de tratamento biológico, a acumulação de ácidos voláteis acima de 150 mg.L<sup>-1</sup> é a primeira evidência de que o sistema não está trabalhando sob condições ideais.

Pereira, Campos e Moterani (2013) estudaram o comportamento do pH, alcalinidade e acidez total do afluente e efluente de um sistema de tratamento de água

residuária de suinocultura composto de reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de reator UASB e os autores registraram uma diminuição significativa da acidez na passagem do efluente do RAC para o reator UASB, mostrando o consumo, especialmente de AVT, por bactérias metanogênicas, caracterizando um estado estável no reator, mesmo no final do experimento, quando o pico de acidez não excedeu  $80 \text{ mg.L}^{-1}$ , condição observada também neste estudo, onde os valores obtidos no reator UASB não ultrapassaram  $73 \text{ mg.L}^{-1}$  e em todas as semanas se apresentaram abaixo dos valores afluentes registrados para o P1.

Rodrigues *et al.* (2014) analisaram a influência da proporção de AI/AP e da concentração de AVT na estabilidade operacional de um reator UASB tratando águas residuais suínas, os autores concluíram que houve uma relação entre o acúmulo de ácidos voláteis e redução na eficiência de remoção de matéria orgânica no reator UASB, portanto o monitoramento dos valores da relação AI/AP e AVT são instrumentos muito úteis e fáceis de determinar no monitoramento de reatores UASB, possibilitando prever possíveis instabilidades no reator, permitindo ações corretivas em tempo hábil.

De acordo com Silva (2015 *apud* PINHEIRO, 2006), devido às variações que normalmente ocorrem na concentração, composição e vazão do afluente e às mudanças das condições ambientais (influência de águas de chuva, temperatura, variação na taxa de carga orgânica e nutrientes afluente e presença temporária de compostos tóxicos), as condições de equilíbrio entre a produção e o consumo de ácidos são raramente observadas em ETEs. Segundo Leitão *et al.* (2006), no caso de mudanças drásticas repentinas no pH de um tratamento anaeróbio, a recuperação do processo depende da extensão e da duração da alteração aplicada, bem como da concentração de AVT durante o evento.

No entanto, assim como no estudo conduzido por Silva, J., Silva, G. e Sarti (no prelo), por se tratar de um tratamento de esgoto de um município de pequeno porte e, portanto não possuir alta carga afluente, e pelo fato das condições ambientais não terem sofrido variações consideráveis, sem a provável presença de compostos tóxicos, foi observado o equilíbrio do sistema entre a produção e o consumo dos ácidos.

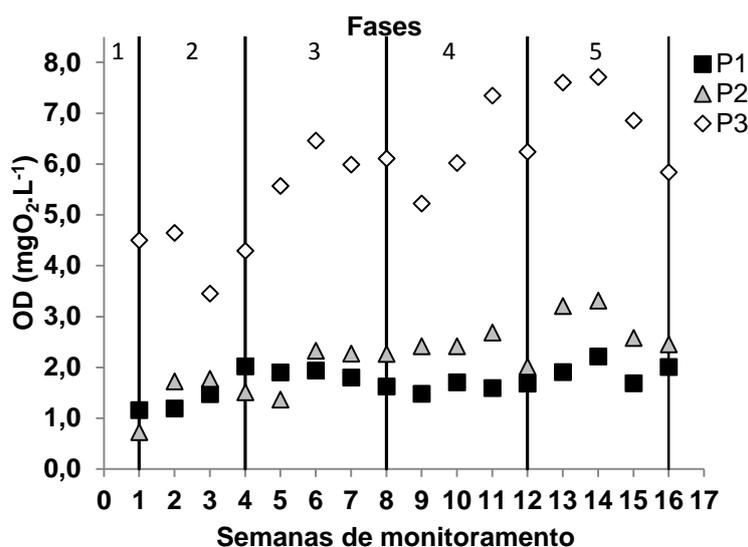
### 5.1.5 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores médios obtidos para OD estão apresentados na Tabela 5.7 e na Figura 5.5, estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.7 - Valores médios e desvios-padrão de OD do efluente nos pontos de amostragem.

OD (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
P1	1,7	0,3	1,2	1,6	0,4	1,8	0,1	1,6	0,1	2,0	0,2
P2	2,2	0,7	0,7	1,7	0,1	2,1	0,5	2,4	0,3	2,9	0,4
P3	5,9	1,2	4,5	4,1	0,6	6,0	0,4	6,2	0,9	7,0	0,9

Figura 5.5 – Valores de OD do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.



Apesar do OD do esgoto bruto e do efluente anaeróbico ser praticamente zero, este parâmetro foi medido para os pontos P1 e P2 também, para checar se esta condição foi alcançada; e analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, foi possível verificar um aumento na concentração de OD do esgoto afluente para o reator UASB, que pode ser explicado pelo método utilizado na coleta, pois não foi possível instalar um ponto de amostragem, como pode ser visto na Figura 4.19, era necessário abrir a caixa de inspeção do reator para realizar a coleta, o que causava a entrada e contato do efluente com o ar atmosférico, mesmo que por pouco tempo no tanque.

A concentração de OD no P1 variou de 1,2 a 2,2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 0,7 a 3,3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 3,4 a 7,7 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 1,7±0,3, 2,2±0,7 e 5,9±1,2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente.

Farabegoli; Chiavola; Rolle (2009) conduziram um estudo sobre a viabilidade da utilização de filtros biológicos aerados para o tratamento de esgoto doméstico proveniente da cidade de Roma, na Itália e a aeração do sistema foi feita de modo que fosse mantida uma concentração de OD no efluente de no mínimo 3 mg.L<sup>-1</sup>, para permitir que ocorresse atividade nitrificante do biofilme, condição que foi observada neste estudo para os BASs.

De acordo com a CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e o Decreto Estadual 8468 (SÃO PAULO, 1976) os corpos d'água de Classe 2, que é o caso do córrego onde é feito o lançamento do efluente final do sistema estudado, não podem apresentar uma concentração inferior a 5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> a jusante do lançamento. Como pode ser observado na Figura 5.5, o efluente de saída do sistema apresentou valores de OD acima de 5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> a partir da semana 5, não contribuindo para uma queda da qualidade da água no corpo receptor. Estes valores abaixo de 5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> nas Fases 1 e 2, ou seja, até a semana 4, podem ser explicados devido ao descarte de lodo, realizado na semana 2, pois o reator UASB ainda estava passando por um processo de estabilização, que pode ser observado pelo aumento da eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> também a partir da semana 5, consequentemente disponibilizando um esgoto afluente de melhor qualidade para o BAS a partir da Fase 3 (semana 5). Porém com exceção da semana 3, os demais valores estiveram bem próximos de 5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e dependendo das condições a montante do lançamento, o corpo receptor pode receber uma concentração abaixo de 5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, a concentração mínima de OD em um lançamento que um corpo d'água tem capacidade de suportar pode ser estimada através de um estudo de sua capacidade de autodepuração .

## **5.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**

Os valores médios obtidos para DBO<sub>5</sub> estão apresentados na Tabela 5.8 e na Figura 5.6, estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento. Com relação à eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> em cada etapa do sistema, os valores médios obtidos estão apresentados na Tabela 5.9 e na Figura 5.7 podem ser observados os valores de remoção registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.8 - Valores médios e desvios-padrão de DBO<sub>5</sub> do efluente nos pontos de amostragem.

DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
P1	711	128	686	669	53	731	101	835	107	606	144
P2	184	55	242	189	6	138	26	164	38	234	71
P3	88	52	224	135	26	70	29	77	31	49	16

Tabela 5.9 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de DBO<sub>5</sub> do efluente em cada etapa do tratamento.

Remoção de DBO <sub>5</sub> (%)											
Etapas do tratamento	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
Reator UASB	73	12	65	72	3	81	1	81	3	59	3
BAS	51	23	7	28	16	50	14	54	10	77	11
Total do sistema	87	7	67	80	3	91	3	91	3	91	4

Figura 5.6 - Valores de DBO<sub>5</sub> do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

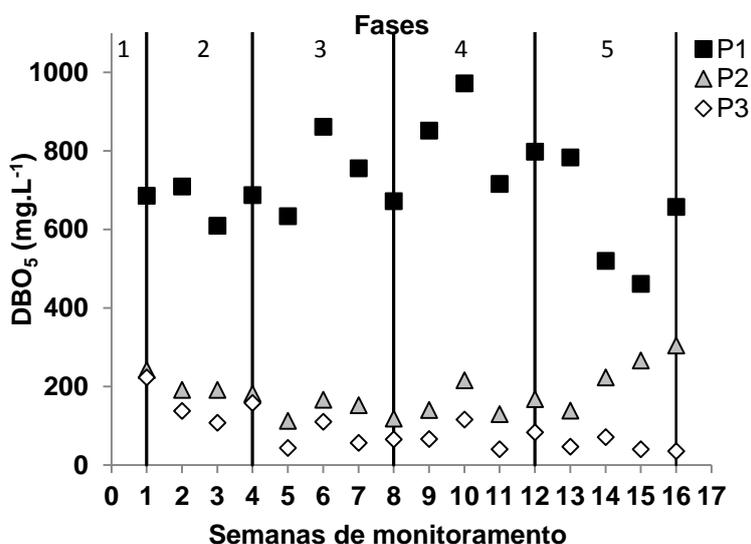
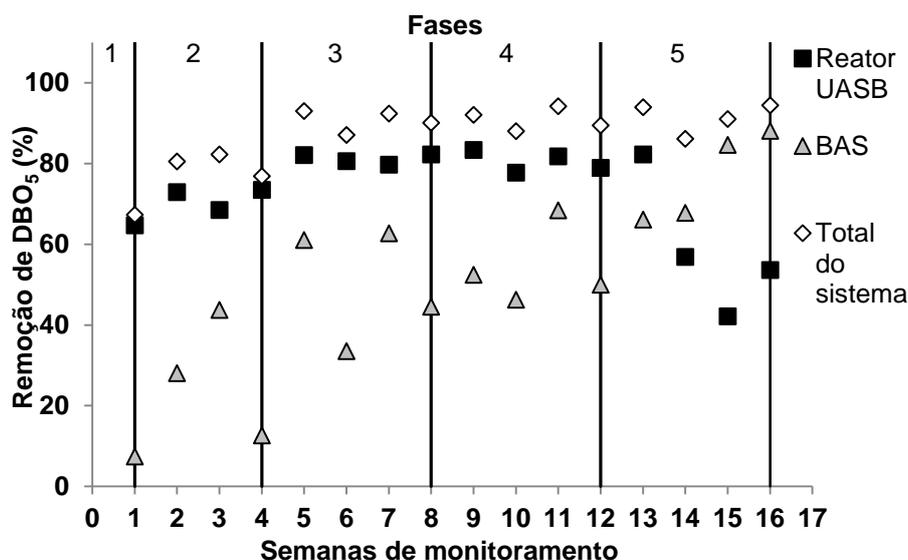


Figura 5.7 - Valores de remoção de DBO<sub>5</sub> do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



A concentração de DBO<sub>5</sub> no P1 variou de 462 a 972 mg.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 113 a 305 mg.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 36 a 224 mg.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 711±128, 184±55 e 88±52 mg.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente.

Com relação à eficiência de remoção nas etapas de tratamento do sistema, no reator UASB variou de 42 a 83 %, no BAS variou de 7 a 88 % e a remoção total do sistema variou de 67 a 95 %, apresentando um valor médio de 73±12 para o reator UASB, 51±23 para o BAS e 87±7 % para todo o sistema. Awuah e Abrokwa (2008) obtiveram uma eficiência de remoção de 98,1% para todo o sistema que é composto por reator UASB seguido de filtro biológico e tanque de decantação. Esta alta eficiência de remoção foi atribuída a uma redução drástica dos valores de DBO no reator UASB, de 1206 mg.L<sup>-1</sup> para 73 mg.L<sup>-1</sup>, o que mostra a eficácia deste tipo de tratamento na remoção de matéria orgânica, pois as maiores remoções observadas nesta pesquisa também ocorreram no reator UASB, até a Fase 5, o que sugere que provavelmente já era necessário realizar novamente um descarte de lodo na unidade.

Chong *et al.* (2012) realizaram um estudo do estado da arte sobre as melhorias no desempenho de reatores UASB e apresentaram dados resumidos a partir de estudos desenvolvidos na última década sobre a eficácia de unidades de pós-tratamento comuns em alcançar níveis médios indicados de qualidade do efluente, e a configuração composta por reator UASB seguido de biofiltro, apresentou valores em torno de 30 mg.L<sup>-1</sup> de DBO no efluente final, ou seja, abaixo dos valores encontrados no presente estudo que foram de 88±52 mg.L<sup>-1</sup>.

No entanto, de acordo com Jordão e Pessôa (2011), normalmente a DBO dos efluentes domésticos varia de 100 a 400 mg.L<sup>-1</sup>, e segundo Khan *et al.* (2011), a DBO do efluente da maioria dos sistemas anaeróbios, inclusive UASB tem sido relatada com uma variação de 60 a 150 mg.L<sup>-1</sup>. Neste estudo, as concentrações de DBO<sub>5</sub> afluente se mostraram acima da citada por Jordão e Pessôa (2011) em todas as semanas e o efluente do reator UASB ao longo do monitoramento também apresentou concentrações acima de 150 mg.L<sup>-1</sup> na maioria das semanas, no entanto a eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> se mostrou satisfatória com base em comparações feitas com vários autores a partir da fase 3, quando houve estabilização do tratamento após a limpeza, até a fase 5.

Versiani *et al.* (2005) obteve o melhor desempenho para reator UASB em seu estudo com relação à DBO de 80% para um TDH de 3 horas.

Von Sperling e Oliveira (2009) conduziram um estudo sobre a avaliação de desempenho comparativo de processos de grande escala anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto no Brasil, segundo os autores, um sistema de tratamento descentralizado composto por reator UASB possui capacidade de remoção de 72% de DBO.

De acordo com Von Sperling (2014) a eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> em reatores UASB é de 60 a 75% e 83 a 93% para sistemas compostos por reator UASB seguido de BAS.

Pontes e Chernicharo (2009) realizaram o estudo de dois sistemas de reator UASB seguido de filtro biológico percolador em escala piloto e de demonstração com e sem a recirculação de lodo do filtro para o UASB. A eficiência de remoção de DBO caiu de 81 sem recirculação de lodo para 75 % com recirculação no reator UASB, de 51 sem para 48% com recirculação de lodo no filtro biológico, e a saída total do sistema caiu sua eficiência de 91 sem para 87 % com recirculação de lodo. Com relação ao sistema em escala de demonstração, para o reator UASB, caiu de 72 sem para 71 % com recirculação de lodo, melhorou de 57 sem para 65% com recirculação de lodo no filtro biológico, e a saída total do sistema melhorou sua eficiência de 88 sem para 90 % com recirculação de lodo.

Com relação à eficiência total do sistema, é possível afirmar que na semana 1 ou Fase 1, o sistema não alcançou sua eficiência esperada, o que mostra a importância do descarte de lodo para a obtenção de um efluente de boa qualidade, pois o lodo deve ser manejado de forma que sejam mantidos os microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, no entanto um crescimento excessivo destes, pode

ocasionar arrastes, aumentando a concentração de carga orgânica e sólidos presentes no efluente. Na Fase 2, a eficiência esperada ainda não foi alcançada devido ao período de estabilização necessário para o sistema após a remoção de lodo, porém, a partir da semana 5, ou Fase 3, a eficiência mínima de remoção esperada de 83% foi superada em todas as semanas e as expectativas, conforme as eficiências citadas pelos autores pesquisados, foram atingidas.

A legislação mais restritiva para DBO, que é a legislação estadual (SÃO PAULO, 1976) determina uma redução da carga poluidora em termos de DBO<sub>5</sub> do despejo em no mínimo 80%, esta condição foi atendida para todas as semanas, com exceção das semanas 1 e 4.

### **5.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

É importante ressaltar que na Fase 1 foi realizada a análise de DQO bruta das amostras; devido ao histórico de problemas com relação à concentração de sólidos no sistema. A partir da semana 2 optou-se por realizar a análise de DQO filtrada para eliminar uma possível interferência da presença de sólidos na amostra, por isso a semana 1 não foi considerada para o cálculo dos valores médios e desvios-padrão ao longo do monitoramento, no entanto, como esta condição foi a mesma para todos os pontos de amostragem, a semana 1 foi considerada para o cálculo da média de eficiência de remoção.

Os valores médios obtidos para DQO estão apresentados na Tabela 5.10 e na Figura 5.8 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento. Com relação à eficiência de remoção de DQO em cada etapa do sistema, os valores médios obtidos estão apresentados na Tabela 5.11 e na Figura 5.9 podem ser observados os valores de remoção registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.10 - Valores médios e desvios-padrão de DQO do efluente nos pontos de amostragem.

DQO (mg.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (15 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
P1	*562	109	1190	666	86	535	83	595	41	479	138
P2	*158	31	390	181	28	160	33	143	44	153	10
P3	*74	13	1247	60	5	76	18	75	9	80	10

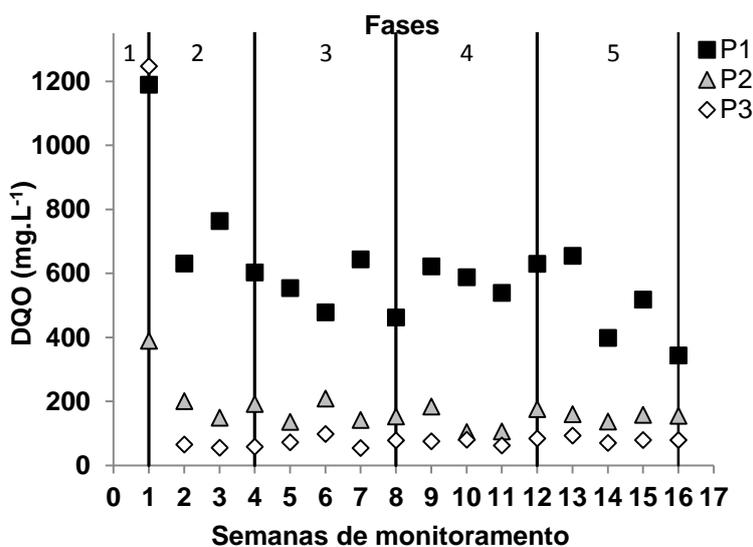
Obs: Na fase 1 foi realizada a análise de DQO bruta e nas demais fases DQO filtrada.

Tabela 5.11 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de DQO do efluente em cada etapa do tratamento.

Remoção de DQO (%)											
Etapas do tratamento	Total (15 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Reator UASB	*71	8	67	72	7	69	10	76	6	66	6
BAS	*52	12	0	67	3	53	7	44	16	48	4
Total do sistema	*86	4	0	91	2	85	5	87	1	83	4

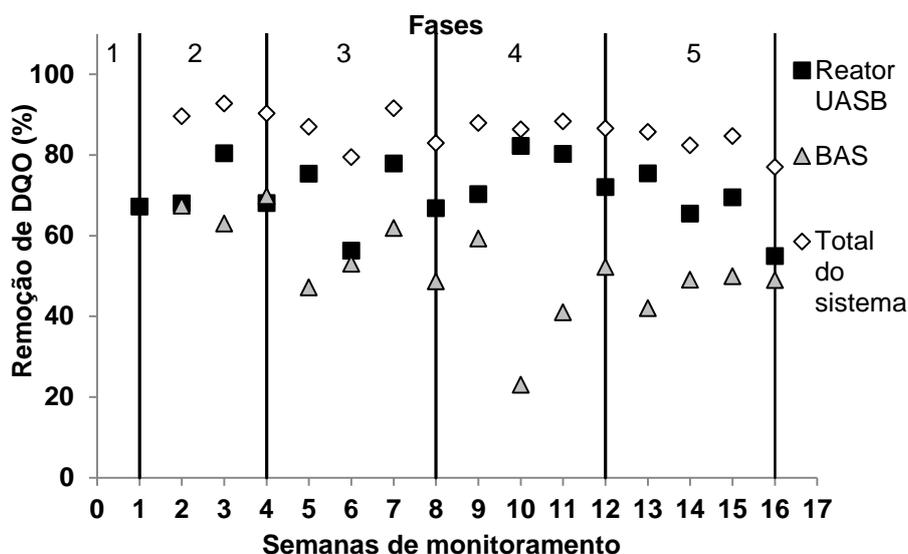
\*A Fase 1 (semana 1) não foi considerada para os cálculos da média de concentração e remoção do sistema, pois conforme pode ser observado na Figura 5.8, até a Fase 2, ou semana 2, houve um aumento na concentração de DQO do reator UASB para o BAS, tal fato explica a ausência de remoção de DQO que pode ser observada na Figura 5.9 para os BASs e para o sistema total.

Figura 5.8 - Valores de DQO do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.



Obs: Na fase 1 foi realizada a análise de DQO bruta e nas demais fases DQO filtrada.

Figura 5.9 - Valores de remoção de DQO do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



A DQO no P1 variou de 344 a 764 mg.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 104 a 209 mg.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 54 a 98 mg.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 562±109, 158±31 e 74±13 mg.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente, desconsiderando a Fase 1.

Com relação à eficiência de remoção nas etapas de tratamento do sistema, no reator UASB variou de 55 a 82 %, no BAS variou de 23 a 70 % e a remoção total do sistema variou de 77 a 93 %, apresentando um valor médio de 71±8 para o reator UASB, 35±69 para o BAS e 81±23 % para todo o sistema.

Segundo Chernicharo (2007a), a concentração de matéria orgânica para esgoto doméstico é geralmente menor que 1.000 mg.L<sup>-1</sup> de DQO total e de acordo com Khan *et al.* (2011), a DQO total do efluente da maioria dos sistemas anaeróbios, inclusive UASB tem sido relatada com uma variação de 100 a 200 mg.L<sup>-1</sup>. Neste estudo a concentração da semana 1 do P1, 1.190 mg.L<sup>-1</sup>, indica que o esgoto afluente pode apresentar um valor acima do citado por Chernicharo (2007a), pois as análises de DQO filtrada que começaram a ser realizadas a partir da semana 2, indicam somente a parte solúvel da matéria orgânica.

Von Sperling e Oliveira (2009) conduziram um estudo sobre a avaliação de desempenho comparativo de processos de grande escala anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto no Brasil, segundo os autores, um sistema de tratamento de descentralizado composto por reator UASB possui capacidade de remoção de 59% de DQO.

Farabegoli; Chiavola; Rolle (2009) obtiveram valores de remoção de DQO filtrada de  $35\pm 5$  % para um efluente real de esgoto sanitário, coletado após gradeamento, desarenação e sedimentação primária e também de aproximadamente  $33\pm 1$  % para um efluente de esgoto quimicamente pré-tratado, contendo uma carga menor de sólidos suspensos.

Versiani *et al.* (2005) obteve o melhor desempenho para reator UASB em seu estudo com relação à DQO de 81% para um TDH de 5 horas.

Pontes e Chernicharo (2009) realizaram o estudo de dois sistemas de reator UASB seguido de filtro biológico percolador em escala piloto e de demonstração com e sem a recirculação de lodo do filtro para o UASB. Em escala piloto, a eficiência de remoção de DBO melhorou de 73 sem recirculação para 77 % com recirculação de lodo no reator UASB, caiu de 36 sem recirculação para 20% com recirculação de lodo no filtro biológico percolador e a saída total do sistema caiu de 83 sem recirculação para 81 % com recirculação de lodo. Com relação ao sistema em escala de demonstração, para o reator UASB, melhorou de 59 sem recirculação para 65 % com recirculação de lodo, caiu de 47 sem recirculação para 46% com recirculação de lodo no filtro biológico percolador e a saída total do sistema melhorou de 78 sem recirculação para 81 % com recirculação de lodo.

Awuah e Abrokwa (2008) obtiveram uma eficiência de remoção de 86% para o reator UASB e 94,4% para todo o sistema que é composto por reator UASB seguido de filtro biológico e tanque de decantação.

De acordo com Von Sperling (2014) a eficiência de remoção de DQO em reatores UASB é de 55 a 70% e 75 a 88% para sistemas compostos por reator UASB seguido de BAS. Araújo e Freitas (2014) obtiveram uma eficiência média na redução de DQO acima de 70% em um sistema combinado, constituído por reator UASB e BAS, para o tratamento de esgoto sanitário.

As eficiências de remoção do reator UASB foram acima das eficiências encontradas por Von Sperling e Oliveira (2009), Farabegoli; Chiavola; Rolle (2009), próximas das eficiências citadas por Pontes e Chernicharo (2009) e Von Sperling (2014) e foram um pouco abaixo das citadas por Versiani *et al.* (2005) e Awuah e Abrokwa (2008). Com relação à eficiência total do sistema os valores obtidos foram próximos dos citados por Von Sperling (2014) e Araújo e Freitas (2014), no entanto foram abaixo dos valores citados por Awuah e Abrokwa (2008).

No presente estudo, a maior eficiência de remoção para todas as etapas do tratamento foi obtida na Fase 2 que pode ser relacionada com as maiores temperaturas da estação outono, pois as demais Fases abrangeram o período de inverno e a taxa de qualquer reação química aumenta conforme a temperatura se eleva. Uma menor eficiência de remoção para todas as etapas do tratamento foi obtida na Fase 5, o que indica uma provável necessidade de descarte de lodo, pois a baixa eficiência, de 23%, observada para o BAS na semana 10 está relacionada com um problema de entupimento na tubulação de recirculação de lodo do BAS 1 para a caixa distribuidora de vazão.

Comparando os resultados da semana 1 com todas as demais semanas, é possível dizer que houve uma melhora significativa no sistema que pode ser atribuída ao descarte de lodo, pois como pode ser observado na Figura 5.7, estava havendo remoção de DQO apenas no reator UASB, a concentração aumentou de  $390 \text{ mg.L}^{-1}$  do reator para  $1.247 \text{ mg.L}^{-1}$  no BAS, o que mais uma vez corrobora a importância do descarte periódico de lodo para o bom funcionamento do sistema.

## 5.4 Nitrogênio

Os valores médios obtidos para NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato estão apresentados nas Tabelas 5.12, 5.13, 5.14 e 5.15 respectivamente e nas Figuras 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.12 - Valores médios e desvios-padrão de NTK do efluente nos pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	NTK ( $\text{mg.L}^{-1}$ )										
	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M $\pm$ dp			M $\pm$ dp		M $\pm$ dp		M $\pm$ dp		M $\pm$ dp	
<b>P1</b>	92	23	60	77	20	98	18	100	10	96	34
<b>P2</b>	71	9	71	61	10	66	11	77	4	76	2
<b>P3</b>	41	10	31	30	6	39	9	48	10	48	7

Figura 5.10 - Valores de NTK do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

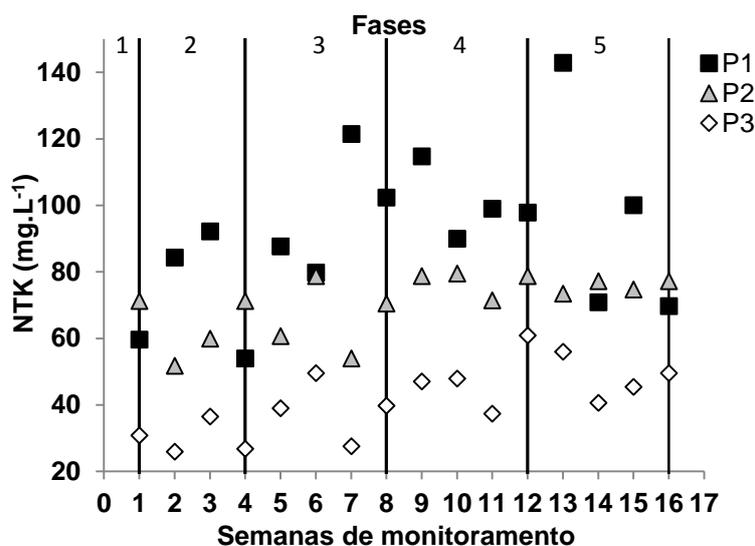


Tabela 5.13 - Valores médios e desvios-padrão de nitrogênio amoniacal do efluente nos pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	Nitrogênio Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )										
	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
P1	59	13	37	47	10	64	10	68	4	59	15
P2	66	9	62	56	10	62	11	73	5	70	1
P3	36	10	26	26	1	33	7	44	11	42	3

Figura 5.11 - Valores de nitrogênio amoniacal do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

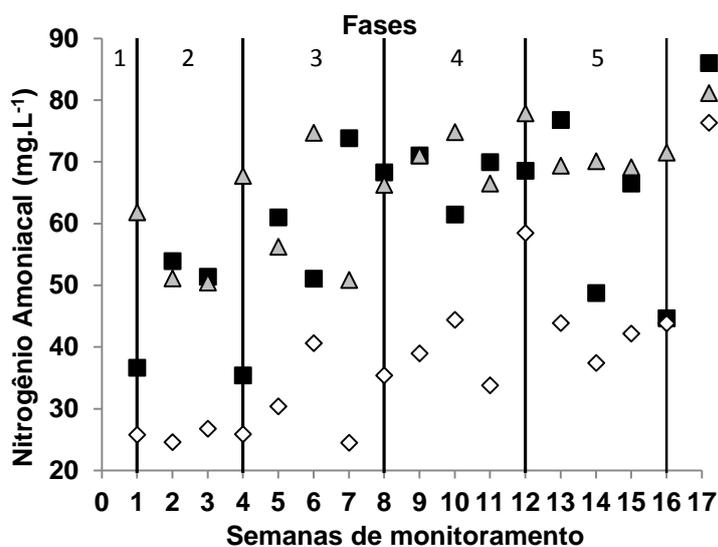


Tabela 5.14 - Valores médios e desvios-padrão de nitrito do efluente nos pontos de amostragem.

		Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )									
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
P1	0,029	0,012	0,000	0,037	0,010	0,028	0,006	0,038	0,007	0,023	0,011
P2	0,009	0,003	0,012	0,012	0,001	0,009	0,002	0,010	0,004	0,006	0,003
P3	3,727	1,938	3,700	0,481	0,073	3,498	0,903	4,343	0,496	5,783	0,988

Figura 5.12 - Valores de nitrito do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

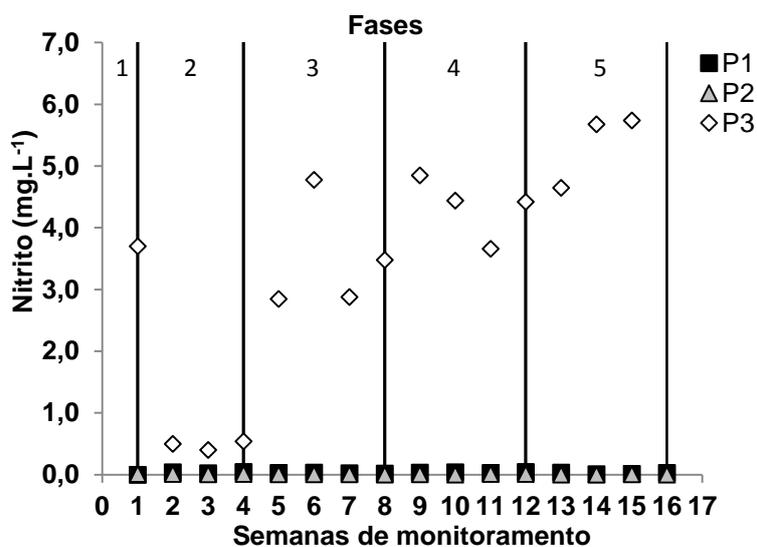
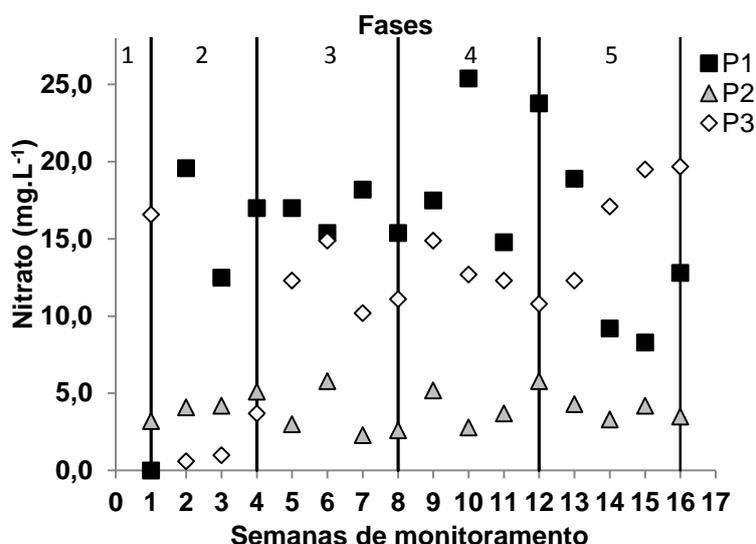


Tabela 5.15 - Valores médios e desvios-padrão de nitrato do efluente nos pontos de amostragem.

		Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )									
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
P1	15,4	6,1	0,0	16,4	3,6	16,5	1,4	20,4	5,0	12,3	4,8
P2	3,9	1,1	3,2	4,5	0,6	3,4	1,6	4,4	1,4	3,8	0,5
P3	11,9	5,8	16,6	1,8	1,7	12,1	2,0	12,7	1,7	17,2	3,4

Figura 5.13 - Valores de nitrato do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.



Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, é possível dizer-se que o processo de nitrificação/destrificação não foi completo, houve uma parcial nitrificação, com redução na concentração de nitrogênio amoniacal no sistema nas 16 semanas de monitoramento abaixo das reduções citadas por Von Sperling (2014), de acordo com o autor a eficiência de remoção de amônia em reatores UASB é de <50% e 50 a 85% para sistemas compostos por reator UASB seguido de BAS e a eficiência de remoção de nitrogênio total em reatores UASB e sistemas compostos por reator UASB seguido de BAS é <60%. O sistema estudado não apresentou remoção de nitrogênio amoniacal em quase todas as semanas de monitoramento no reator UASB, no BAS apresentou remoção média de  $46\pm 9\%$  e no sistema total de  $37\pm 17\%$ , pois na maioria das semanas houveram aumentos na concentração de nitrogênio amoniacal do afluente para o reator UASB.

Farabegoli; Chiavola; Rolle (2009) obtiveram valores de remoção média de amônia de  $91\pm 2\%$  para um efluente real de esgoto sanitário, coletado após gradeamento, desarenação e sedimentação primária e de  $96\pm 0,6\%$  para um efluente de esgoto quimicamente pré-tratado, contendo uma carga menor de sólidos suspensos. No entanto, quanto maior a taxa de aeração, maior a remoção, pois o efluente real com uma concentração de  $2,4\text{ mg.L}^{-1}$  de OD apresentou eficiência de remoção de amônia de  $68\pm 3$ , enquanto que com uma concentração de  $5,8\text{ mg.L}^{-1}$  de OD apresentou eficiência de remoção de amônia de  $99\pm 1\%$ .

No presente estudo foi obtido um valor médio de concentração de amônia de  $66\pm 9$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Sato *et al.* (2006) obteve um valor médio de  $33\pm 9,8$   $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4\text{-N}$  para reator UASB.

Com relação à concentração de amônia no efluente final do sistema, no presente estudo foi obtido um valor médio de  $36\pm 10$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Chong *et al.* (2012) apresentaram dados resumidos a partir de estudos desenvolvidos na última década sobre a eficácia de unidades de pós-tratamento comuns em alcançar níveis médios indicados de qualidade do efluente e a configuração composta por reator UASB seguido de biofiltro apresentou valores em torno de  $18$   $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4\text{-N}$  no efluente final.

As concentrações de amônia mostraram-se acima das citadas por Sato *et al.* (2006) e Chong *et al.* (2012) neste estudo.

Kayhanian (1999) realizou um estudo sobre a inibição de amônia em biogaseificação de altos sólidos e de acordo com o autor a amônia é produzida pela biodegradação anaeróbia da matéria nitrogenada, principalmente sob a forma de proteínas e uréia, todo o nitrogênio orgânico presente na matéria-prima será convertido à amônia o que pode explicar o aumento observado de nitrogênio amoniacal do P1 para o P2, tal fato sugere uma grande presença de nitrogênio orgânico na entrada do sistema que foi biodegradado anaerobiamente no reator UASB e convertido a amônia.

A concentração de nitrito aumentou consideravelmente do reator UASB para o BAS, os valores de saída do sistema variaram de  $0,400$  a  $7,060$   $\text{mg.L}^{-1}$ , o que sugere que esteja ocorrendo nitrificação do efluente e o consumo de alcalinidade que ocorreu do reator UASB para o BAS é mais um indicador de que tal fato esteja acontecendo. Com relação ao nitrato, houve uma remoção significativa apenas na Fase 2, com eficiências de remoção total do sistema de  $78$  a  $97\%$ , as Fases 3 e 4 apresentaram eficiência média de remoção de  $26\pm 17$  e  $34\pm 21$  % respectivamente e na Fase 1 e 5 não houve remoção alguma, mas sim um aumento da concentração de  $0$  para  $16,6$   $\text{mg.L}^{-1}$  e de  $12,3\pm 4,8$  para  $17,2\pm 3,4$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Tais resultados sugerem que na Fase 2, onde houve altos valores de remoção de nitrato pode ter ocorrido uma desnitrificação total, enquanto nas demais Fases, as bactérias nitrificantes podem ter levado parte do nitrogênio amoniacal a nitrito e este a nitrato, realizando o processo de nitrificação.

De acordo com Von Sperling (2014) no processo de desnitrificação observa-se consumo de oxigênio que é referido como demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior à das reações de desoxigenação carbonácea. A

nitrificação ocorre lentamente, pois as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas.

Segundo Alem Sobrinho e Jordão (2001) a desnitrificação ocorre em reator com oxigênio dissolvido nulo e com consumo de matéria orgânica, no entanto o reator UASB apresenta praticamente nenhuma eficiência de remoção de N e fósforo (P), e seu uso seguramente terá efeito negativo sobre sistemas de tratamento biológico com objetivo de boa remoção desses nutrientes, pois o efluente do reator UASB possui relações N/DQO e P/DQO bem superiores aos valores desejados para o bom desempenho desses sistemas depuradores. Quando o objetivo do tratamento de esgoto é também o de remoção satisfatória de N, o reator UASB deve ser usado para tratar inicialmente uma parcela do esgoto bruto afluente à ETE (possivelmente não mais de 50%), devendo o restante ser encaminhado diretamente ao tratamento biológico complementar com nitrificação e desnitrificação, de modo a se ter matéria orgânica suficiente para a desnitrificação (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

No estudo conduzido por Araújo e Freitas (2014) o processo de nitrificação foi favorecido, ocorrendo a oxidação de 25% do nitrogênio amoniacal, no entanto nada é mencionado com relação ao processo de desnitrificação.

De acordo com Khan *et al.* (2011) vários autores reportam que nenhuma ou uma pequena remoção de nutrientes pode ser esperada em um sistema anaeróbio tratando esgoto doméstico. A razão da baixa remoção de nutrientes é que durante o processo anaeróbio, nitrogênio orgânico e fósforo são hidrolisados a amônia e fosfato, que não são removidos a partir do sistema e, em consequência, a sua concentração na fase líquida aumenta, o que explica os resultados obtidos no presente estudo. A concentração de nitrogênio amoniacal e fosfato em águas residuais municipais tratadas em condições anaeróbias tem sido relatada em uma faixa de 30 a 50 e 10 a 17 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (FORESTI *et al.*, 2006). Em seu estudo do estado da arte sobre as melhorias no desempenho de reatores UASB, Chong *et al.* (2012) concluiu que nenhum dos tratamentos compostos por reator UASB seguido de filtro aerado com retorno de lodo foram capazes de remover amônia, a remoção foi apenas em torno de 13 a 27% e isso foi atribuído possivelmente à presença de heterótrofos. Portanto realmente não era esperado que ocorresse uma diminuição significativa na concentração de N no reator UASB.

Com relação à legislação, a CONAMA 430 permite o lançamento de 20,0 mg.L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal total em corpos d'água classe 2 (BRASIL, 2011) e com relação

à concentração nesta categoria de corpo d'água, a CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabelece as respectivas concentrações em amostras coletadas em qualquer ponto:

- Para Nitrogênio amoniacal total:
  - 3,7 mg.L<sup>-1</sup>, para pH ≤ 7,5;
  - 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, para 7,5 < pH ≤ 8,0;
  - 1,0 mg.L<sup>-1</sup>, para 8,0 < pH ≤ 8,5;
  - 0,5 mg.L<sup>-1</sup>, para pH > 8,5.
- Nitrato 10,0 mg.L<sup>-1</sup>
- Nitrito 1,0 mg.L<sup>-1</sup>

O Decreto Estadual 8468 estabelece os mesmos padrões que a CONAMA 357 para nitrato e nitrito e uma concentração de 0,5 mg.L<sup>-1</sup> em amostras coletadas em qualquer ponto de corpo hídrico Classe 2 (SÃO PAULO, 1976). Isso indica mais uma vez que a configuração de tratamento estudada não apresenta resultados satisfatórios para a remoção de nitrogênio, pois os valores para todos os parâmetros se mostraram acima dos limites estabelecidos pela legislação em praticamente todas as semanas de monitoramento.

## 5.5 Sólidos Totais

Os valores médios obtidos para ST, STF, e STV estão apresentados nas Tabelas 5.16, 5.17 e 5.18, respectivamente, e nas Figuras 5.14, 5.15 e 5.16 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento. Os valores médios obtidos para eficiência de remoção de ST em cada etapa do tratamento podem ser observados na Tabela 5.19, e na Figura 5.17 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento em cada ponto de amostragem.

Tabela 5.16 - Valores médios e desvios-padrão de ST do efluente nos pontos de amostragem.

ST (mg.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	1.566	557	1.400	1.440	312	1.255	180	1.575	128	2.005	1.014
<b>P2</b>	840	245	940	1.007	401	590	66	810	50	970	221
<b>P3</b>	697	256	740	900	491	490	208	725	74	715	130

Tabela 5.17 - Valores médios e desvios-padrão de STF do efluente nos pontos de amostragem.

STF (mg.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	631	201	500	700	159	525	191	600	118	750	298
<b>P2</b>	470	125	460	513	253	405	117	475	70	500	91
<b>P3</b>	462	165	400	520	236	370	183	510	170	480	131

Tabela 5.18 - Valores médios e desvios-padrão de STV do efluente nos pontos de amostragem.

STV (mg.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	935	422	900	740	240	730	167	975	245	1.255	729
<b>P2</b>	370	265	480	493	571	185	111	335	66	470	191
<b>P3</b>	235	221	340	380	526	120	67	215	104	235	44

Figura 5.14 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P1, durante as 16 semanas de monitoramento.

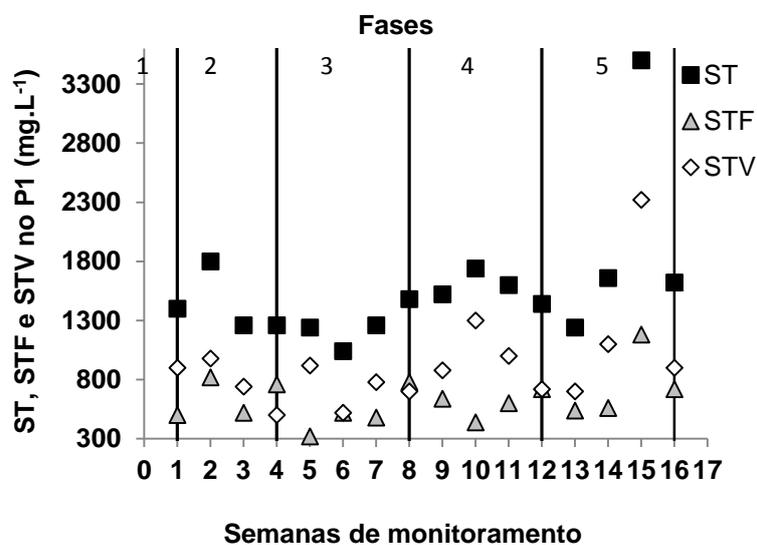


Figura 5.15 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P2, durante as 16 semanas de monitoramento.

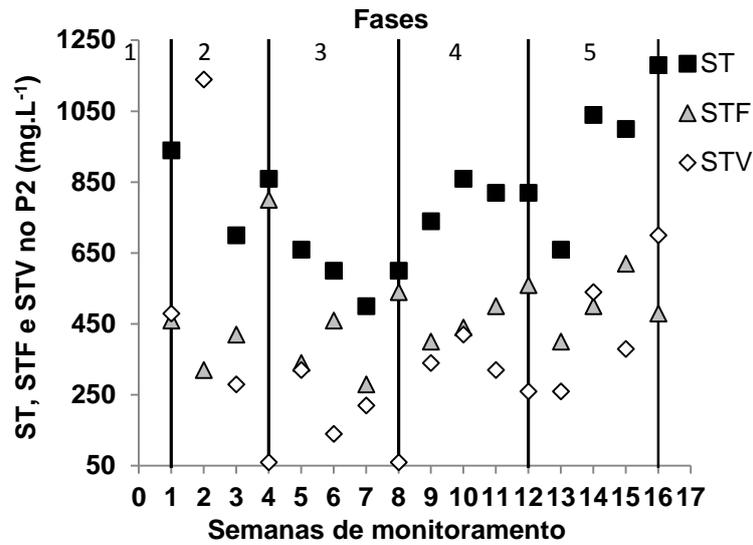


Figura 5.16 - Valores de ST, STF e STV do efluente no P3, durante as 16 semanas de monitoramento.

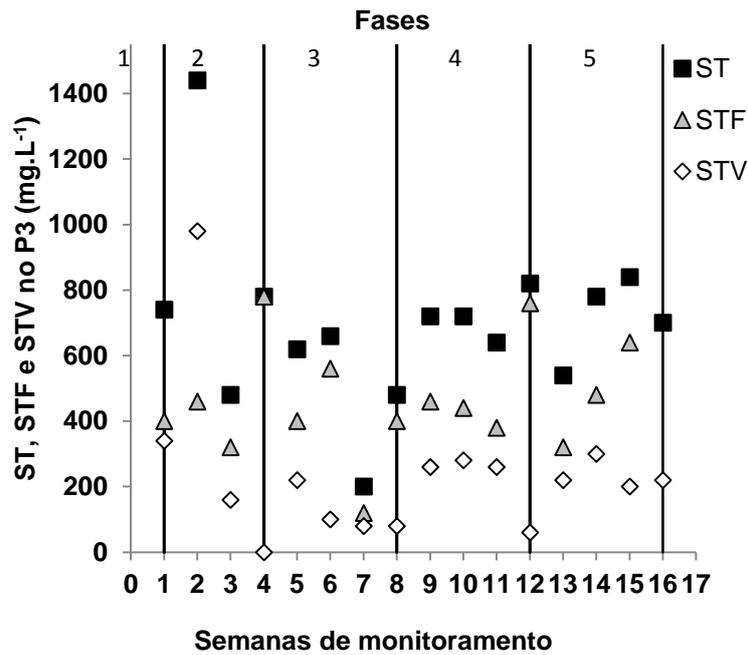
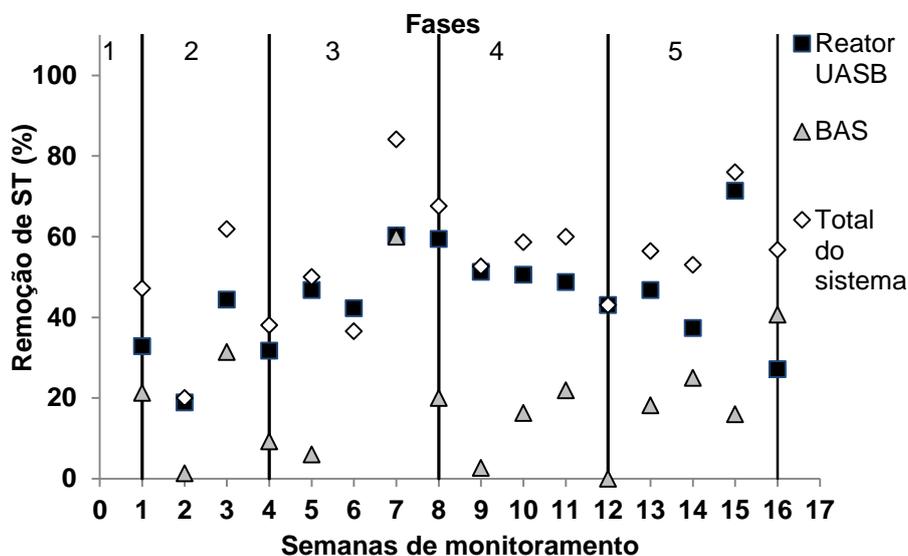


Tabela 5.19 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de ST do efluente em cada etapa do tratamento.

Etapas do tratamento	Remoção de ST (%)										
	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp	M ± dp						
Reator UASB	45	13	33	32	13	52	9	48	4	46	4
BAS	18	17	21	14	16	19	30	10	11	25	11
<b>Total do sistema</b>	<b>54</b>	<b>16</b>	<b>47</b>	<b>40</b>	<b>21</b>	<b>60</b>	<b>21</b>	<b>54</b>	<b>8</b>	<b>61</b>	<b>10</b>

Figura 5.17 - Valores de remoção de ST do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



A concentração de ST no P1 variou de 1.240 a 3.500 mg.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 500 a 1.180 mg.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 200 a 1.440 mg.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 1.566±557, 840±245 e 697±256 mg.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente. O grande desvio-padrão nos valores obtidos para o P1 pode ser explicado pelos resultados obtidos na semana 15 que foram de 3.500 mg.L<sup>-1</sup>, devido ao fato da terceira coleta, realizada próxima às 11h, que compõe a amostra ter coincidido com uma das recirculações de lodo que ocorrem no sistema. Com relação à grande variação nos Pontos 2 e 3, pode ser explicada pelos resultados obtidos na semana 2 que foram respectivamente 1.460 e 1.440 mg.L<sup>-1</sup>, esta também foi a semana com o menor valor de remoção total de ST do sistema correspondendo a apenas 20%, tal fato pode ser explicado por uma desestabilização do sistema após o descarte de lodo realizado entre as semanas 1 e 2, no entanto a eficiência de remoção ainda foi maior que a eficiência média obtida por Araújo e Freitas (2014) que foi de 6%.

Os mesmos autores obtiveram uma remoção de 66% para STV e neste estudo as remoções para esta variável variaram de 70 a 100%, com exceção das semanas 1 e 2.

As eficiências médias de remoção de ST foram de 45±13 para o reator UASB, 18±17 para o BAS e 54±16 para todo o sistema, ou seja, o sistema todo apresentou uma eficiência abaixo da obtida por Awuah e Abrokwa (2008), 68,8%, em um sistema de

configuração semelhante composto por reator UASB seguido de filtro biológico e tanque de decantação.

No geral os resultados com relação aos sólidos foram bastante inconclusivos, pois vários problemas de operação ocorreram durante o período de monitoramento e podem ter influenciado neste parâmetro (tais problemas serão melhores descritos no item 5.8), uma conclusão que pôde ser obtida a partir da observação da Tabela 5.16 é que com exceção da Fase 1, onde ainda não havia sido feito o descarte e a limpeza no sistema e na Fase 2, quando estava ocorrendo a estabilização após o limpeza, foi possível identificar uma tendência de aumento de concentração nos sólidos tanto no reator UASB quanto no BAS e durante as coletas, foi possível identificar visualmente que começou a haver um arraste de sólidos do reator UASB para o BAS, principalmente quando a elevatória era acionada e havia entrada de esgoto proveniente da caixa distribuidora de vazão no reator UASB, tal situação começou a ser observada a partir da semana 10.

Tais resultados sugerem que a vazão adotada para projeto pode não estar de acordo com a real vazão atual de entrada da ECTE. A vazão adotada para projeto teve como base o número de ligações ativas de água da SABESP e uma contagem populacional realizada pelo IBGE no ano de 2007, e baseada nestes dados foi realizada uma projeção populacional até o ano de 2030 (final de plano).

Atualmente não há nenhum dispositivo de equalização de vazão instalado, o único controle é realizado através da bomba da estação elevatória que está condicionada a dar no máximo 2 partidas por hora, trabalhar ininterruptamente por no máximo 40 min e ficar no máximo 15 min em repouso, para que o efluente não se torne séptico. Na saída do sistema há também uma calha Parshall com uma régua para a aferição da vazão. Tal situação torna complicada a obtenção de uma vazão de entrada constante, pois nos horários de pico a bomba da elevatória trabalhará na sua capacidade máxima enquanto durante a madrugada, por exemplo, pode nem haver uma entrada de efluente no sistema e em especial os tratamentos anaeróbios são mais sensíveis a esta variação na vazão afluente.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003) para manter a manta de lodo de um reator UASB em suspensão, velocidades de fluxo ascendente na faixa de 0,8 a 1,0 m.h<sup>-1</sup> devem ser usadas.

Segundo Chernicharo (2007a) a carga hidráulica volumétrica (CHV) não deve ultrapassar o valor de 5,0 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 horas. A velocidade superficial máxima do reator depende do tipo de lodo

presente e das cargas aplicadas. As velocidades superficiais médias devem ser entre 0,5 a 0,7 m.h<sup>-1</sup>, para reatores operando com lodo tipo floculento e com cargas orgânicas de até 5,0 a 6,0 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, porém são tolerados picos temporários, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m.h<sup>-1</sup>. Para reatores operando com lodo tipo granular, as velocidades superficiais podem ser significativamente maiores, até mesmo de 10 m.h<sup>-1</sup>.

Ramos (2008) afirma que a velocidade ascensional apresenta-se também como um importante fator interveniente no desempenho de um reator UASB. Velocidades ascensionais relativamente baixas favorecem o desempenho da unidade, provavelmente devido a uma maior adsorção e captura de sólidos afluentes na manta de lodo. Velocidades ascensionais mais elevadas tendem a piorar a eficiência, provavelmente pelo aumento das forças de cisalhamento, desagregando os sólidos capturados.

Diante de tais dados foi realizado um acompanhamento da vazão de saída do sistema, que possui o valor mais próximo da vazão de entrada na caixa distribuidora de esgoto, uma vez que ele fica armazenado na estação elevatória por um tempo que varia conforme a vazão de entrada. Este acompanhamento foi feito através de observação e notas dos valores na calha Parshall instalada após a cloração para que os parâmetros adotados para projeto possam ser checados e pode ser observado no capítulo 5.8.

## **5.6 Sólidos em Suspensão**

Os valores médios obtidos para SST, SSF, e SSV estão apresentados nas Tabelas 5.20, 5.21 e 5.22, respectivamente e nas Figuras 5.18, 5.19 e 5.20 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Os valores médios obtidos para a remoção de SST em cada etapa do tratamento podem ser observados na Tabela 5.23 e na Figura 5.21 podem ser vistos os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.20 - Valores médios e desvios-padrão de SST do efluente nos pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	SST (mg.L <sup>-1</sup> )											
	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5		
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		
<b>P1</b>	610	528	520	360	72	426	207	550	148	1.066	966	
<b>P2</b>	124	82	160	112	68	50	27	117	60	207	96	
<b>P3</b>	24	21	70	46	29	13	6	19	8	13	6	

Figura 5.18 - Valores de SST do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

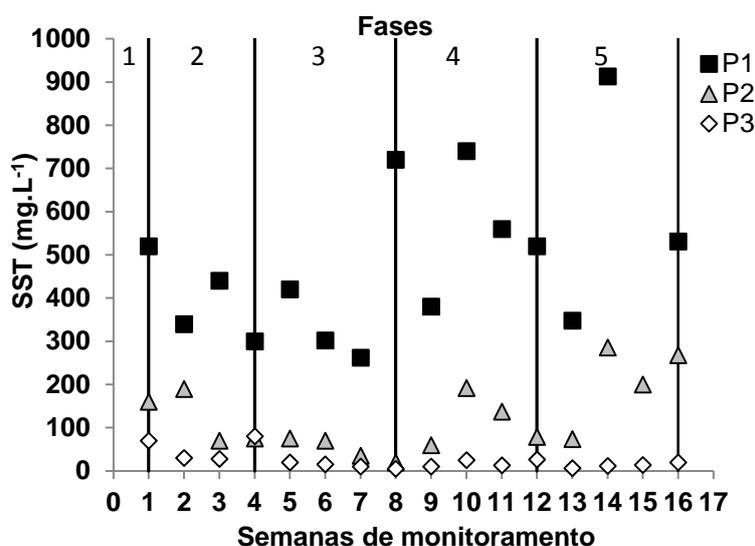


Tabela 5.21 - Valores médios e desvios-padrão de SSF do efluente nos pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	SSF (mg.L <sup>-1</sup> )											
	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5		
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		
<b>P1</b>	72	122	0	40	35	25	20	60	63	172	224	
<b>P2</b>	29	31	30	43	50	6	9	28	24	40	39	
<b>P3</b>	3	7	0	11	13	4	5	0	0	0	1	

Figura 5.19 - Valores de SSF do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

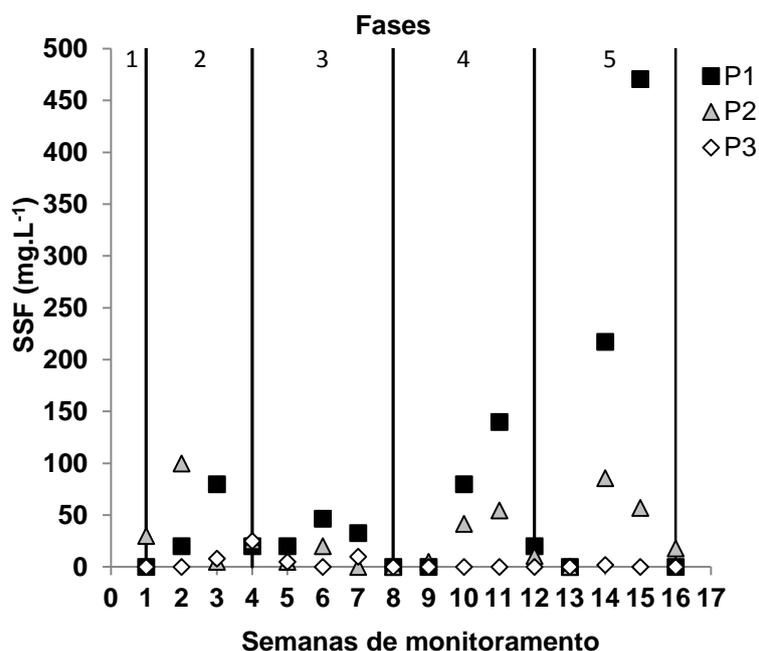


Tabela 5.22 - Valores médios e desvios-padrão de SSV do efluente nos pontos de amostragem.

		SSV (mg.L <sup>-1</sup> )									
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
P1	543	417	520	320	40	401	225	490	124	909	737
P2	97	63	130	68	20	44	21	89	42	173	66
P3	23	18	70	35	18	9	8	22	13	16	5

Figura 5.20 - Valores de SSV do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

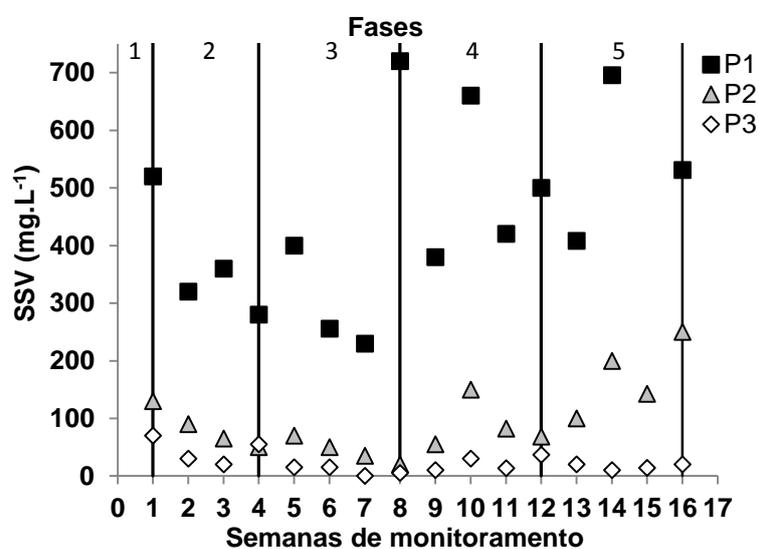
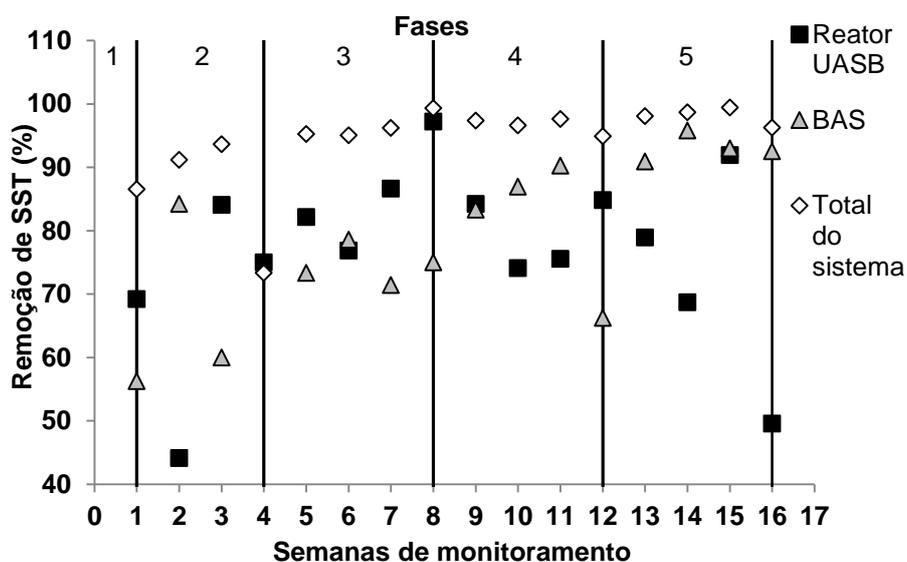


Tabela 5.23 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de SST do efluente em cada etapa do tratamento.

Eficiência de remoção de SST (%)											
Fases do tratamento	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Reator UASB	76	14	69	68	21	86	9	80	6	72	6
BAS	74	25	56	46	47	75	3	82	11	93	2
Total do sistema	94	6	87	86	11	96	2	97	1	98	1

Figura 5.21 - Valores de remoção de SST do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



A concentração de SST no P1 variou de 262 a 2.471 mg.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 20 a 286 mg.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 5 a 80 mg.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 610±528, 124±82 e 24±21 mg.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente. O grande desvio-padrão nos valores obtidos para o P1 pode ser explicado pelo resultado obtido na semana 15 que foi de 2.471 mg.L<sup>-1</sup> e não foi adicionado ao gráfico para uma melhor visualização dos demais valores. Assim como explicado no item 5.5 este resultado fora do padrão ocorreu devido ao fato da terceira coleta, realizada próximo às 11h, que compõe a amostra ter coincidido com uma das recirculações de lodo que ocorrem no sistema. Com relação à grande variação nos Pontos 2 e 3 acredita-se que foi decorrente aos vários problemas de operação ocorridos durante o monitoramento do sistema.

Chong *et al.* (2012) apresentaram dados resumidos a partir de estudos desenvolvidos na última década sobre a eficácia de unidades de pós-tratamento comuns em alcançar níveis médios indicados de qualidade do efluente e a configuração composta

por reator UASB seguido de biofiltro apresentou valores em torno de 20 mg.L<sup>-1</sup> de SST no efluente final.

Von Sperling e Oliveira (2009) conduziram um estudo sobre a avaliação de desempenho comparativo de processos de grande escala anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto no Brasil, segundo os autores, um sistema de tratamento descentralizado composto por reator UASB possui capacidade de remoção de 67% de SST.

Versiani *et al.* (2005) obteve o melhor desempenho em seu estudo com relação a SST de 90% para um TDH de 3 horas.

Farabegoli, Chiavola e Rolle (2009) obtiveram valores de remoção média de SST em um reator UASB de 65±5 % para um efluente real de esgoto sanitário, coletado após gradeamento, desarenação e sedimentação primária e de 66±4% para um efluente de esgoto quimicamente pré-tratado, contendo uma carga menor de sólidos suspensos.

Apesar da remoção média de SST no reator UASB ter ficado abaixo da citada por Versiani *et al.* (2005) e as concentrações terem se mostrado bem acima da citada por Chong *et al.* (2012), a partir da Fase 3 foi observada uma melhora significativa no sistema em comparação com os resultados obtidos pelos demais autores.

Assim como ocorreu com os ST, no geral os resultados com relação aos sólidos em suspensão também foram bastante inconclusivos, no entanto é possível observar também, a partir da Tabela 5.20, que com exceção das Fases 1 e 2, antes da limpeza e quando ocorreu a estabilização do sistema após a mesma, há uma tendência de aumento de concentração nos sólidos em suspensão principalmente no reator UASB que coincide com a identificação visual de arraste de sólidos do reator UASB para o BAS a partir da semana 10.

Segundo Khan *et al.* (2011), os SST do efluente da maioria dos sistemas anaeróbios, inclusive UASB tem sido relatada com uma variação de 50 a 100 mg.L<sup>-1</sup> e neste estudo, a partir da semana 3, foram obtidos valores abaixo de 100 mg.L<sup>-1</sup> até a semana 10, quando começou a haver um arraste de lodo e também foi identificado um problema no timer que aciona a bomba de recirculação de lodo do reator UASB para o BAS. No entanto a eficiência de remoção do sistema para SST e SSV foi de 73 a 99% e 80 a 100%, respectivamente, bem acima da eficiência média obtida por Araújo e Freitas (2014) em um sistema de configuração semelhante ao sistema estudado, que apresentou eficiências médias de 47% para SST e 59% para SSV.

## 5.7 Sólidos Sedimentáveis (SS)

Os SS indicam a capacidade de sedimentação da matéria sólida, são aqueles sólidos que irão sedimentar para o fundo de um frasco no formato de um cone (chamado cone Imhoff) em um período de 60 minutos. Os sólidos sedimentáveis, expressos em mL.L<sup>-1</sup>, são uma medida apropriada da quantidade de lodo que será removida pela sedimentação primária. Os valores obtidos para SS e as remoções realizadas em cada etapa do sistema estão apresentados na Tabela 5.24.

Tabela 5.24 - Valores obtidos nos pontos de amostragem e remoções em cada etapa do sistema de SS do efluente.

SS							
Semanas	Fases	Pontos de amostragem (mL.L <sup>-1</sup> )			Remoção (%)		
		P1	P2	P3	Reator UASB	BAS	Total do sistema
1	1	8,000	1,750	7,250	78	-314	9
2	2	3,000	1,000	2,750	67	-175	8
3		4,500	1,000	0,600	78	40	87
4		4,250	0,800	2,000	81	-150	53
5	3	7,000	0,900	0,100	87	89	99
6		7,500	0,900	0,050	88	94	99
7		4,000	0,100	0,050	98	50	99
8		16,500	0,400	0,050	98	88	100
9	4	6,500	0,900	0,100	86	89	98
10		11,000	4,500	0,020	59	100	100
11		8,500	2,750	0,060	68	98	99
12		8,500	0,700	0,001	92	100	100
13	5	6,000	1,250	0,001	79	100	100
14		33,000	7,500	0,001	77	100	100
15		125,000	6,000	0,001	95	100	100
16		24,000	13,000	0,001	46	100	100

Analisando os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema é possível afirmar que houve grande melhora na concentração de SS após o descarte de lodo e limpeza do sistema, a partir da Fase 3 (semana 5) o sistema apresentou uma eficiência de remoção de no mínimo 98% e até então estava havendo um aumento da concentração de SS no BAS.

Segundo Sato et al. (2006) a remoção de SS nos reatores UASB poderia ser melhorada, tomando algumas medidas simples. Elevadas concentrações de SS são em grande parte devido ao carreamento de lodo, que geralmente é o resultado de muito lodo

acumulado no reator, baixa temperatura, uma velocidade de fluxo elevada, alta produção de gás, e outros fatores. De acordo com as diretrizes da Índia, um perfil de lodo no reator UASB deve ser feito a cada mês. De acordo com entrevistas diretas, o problema de acúmulo de lodo, ocorre em parte, devido a falta de reconhecimento da importância da gestão do lodo. Portanto, a remoção periódica de lodo em excesso e espuma dos reatores UASB pode aumentar a eficiência de remoção de SS.

De acordo com Jordão e Pêsoa (2011) os valores de SS são tipicamente de 5 a 20 mL.L<sup>-1</sup> no esgoto doméstico e menos de 0,1 mL.L<sup>-1</sup> no efluente secundário e segundo Von Sperling (2014) a eficiência de remoção de SS em reatores UASB é de 65 a 80 % e 87 a 93 % para sistemas compostos por reator UASB seguido de BAS. Os valores neste estudo se mantiveram dentro destas condições típicas, a partir da semana 5 para o P3, ou seja, saída do BAS e para o P1 em todas as semanas, exceto nas semanas 14,15 e 16 onde ocorreram diversos problemas no sistema que serão detalhados no item 5.8. Com relação às eficiências de remoção citadas por Von Sperling (2014) para o sistema como um todo, foram superadas a partir da semana 5 e no UASB foram todas atingidas com exceção da semana 10, onde houve um problema referente à circulação de lodo citado no item 5.6, e na semana 16, o que é mais um indicador, além das quedas na eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO, que provavelmente seja necessário realizar-se outro descarte de lodo e limpeza no sistema.

Giustina; Miranda e Monteggia, (2010) estudaram a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por uma nova configuração de BAS no pós tratamento de efluente de reator UASB, o estudo foi dividido em 3 etapas, de acordo com os 3 TDHs avaliados: 4,1, 8,3 e 12,3 horas durante o experimento. Foram obtidas eficiências de remoção de SS para o reator UASB de 84% para a etapa 1, 77% para a etapa 2 e 89% para a etapa 3. Quanto ao BAS com enchimento de anel Pall, foi de 31%, 60% e 80% respectivamente e total do sistema de 89%, 91% e 98%, respectivamente. No presente estudo, a partir da Fase 3, a remoção total do sistema foi superior a encontrada pelos autores, no entanto com relação à eficiência de cada unidade de tratamento individualmente, houve muitas variações, em algumas semanas tais eficiências foram superadas enquanto em outras não, fato que provavelmente ocorreu devido aos problemas na operação que serão melhor descritos no próximo capítulo, 5.8, porém, após o descarte de lodo no Fase 1, e período de estabilização do sistema, Fase 2, houve uma clara melhora no BAS e consequentemente no sistema como um todo.

O sistema atendeu aos requisitos da legislação estadual e federal que estabelece valores menores que 1,0 mL.L<sup>-1</sup> de materiais sedimentáveis em efluentes para seu lançamento em corpos hídricos (SÃO PAULO, 1976; BRASIL, 2011).

O IVL (índice volumétrico do lodo) representa o volume em ml ocupado por um grama de sólidos em suspensão (seco) e é obtido segundo a equação 5.3:

$$IVL = \frac{SS \times 1.000}{SST} \quad (5.3)$$

Os valores obtidos para IVL podem ser observados na Tabela 5.25.

Tabela 5.25 – Valores de IVL do efluente nos pontos de amostragem.

IVL				
Semanas	Fases	Pontos de amostragem (mL.g <sup>-1</sup> )		
		P1	P2	P3
1	1	15	11	104
2	2	9	5	92
3		10	14	21
4		14	11	25
5	3	17	12	5
6		25	13	3
7		15	3	5
8		23	20	10
9	4	17	15	10
10		15	23	1
11		15	20	4
12		16	9	0
13	5	17	17	0
14		36	26	0
15		51	30	0
16		45	49	0

De acordo com Von Sperling (1996) quanto maior o valor do IVL, pior a decantabilidade do lodo, ou seja, ele ocupará um maior volume e será menos denso e estará sujeito a um fenômeno conhecido como *bulking* (crescimento excessivo). Valores de IVL de 50 a 100 mL.g<sup>-1</sup> mostram boa decantabilidade, de 100 a 200 mL.g<sup>-1</sup> média, e de 200 a 300 mL.g<sup>-1</sup> ruim.

Os valores obtidos para todas as semanas de amostragem em todos os pontos indicam boa decantabilidade. A partir da semana 12 foram observados valores nulos para o P3, pois a concentração de SS foi próxima de zero conforme observado na Tabela 5.24.

## **5.8 Problemas encontrados durante o monitoramento**

O principal problema encontrado durante a pesquisa foi o entupimento da tubulação de recirculação de lodo, este problema foi identificado nas semanas 9, 10, 11 e 15 e pode ter ocorrido mais vezes, pois a estação de tratamento não possui um monitoramento contínuo, o operador faz uma visita na estação apenas no período da manhã para remover os sólidos retidos no gradeamento e algumas vezes quando checa o poço de captação de água que fica próximo à ECTE, aproveita para fazer uma visita ao local e conferir se está tudo funcionando corretamente. Os entupimentos são identificados visualmente, geralmente através de um aumento na concentração de sólidos sedimentáveis no efluente de saída, uma vez que é a única análise feita uma vez por semana e o único equipamento disponível na ECTE é um cone Imhoff. Esta tubulação de recirculação de lodo possui diâmetro de  $\frac{3}{4}$ ", o que explica esta frequência de entupimentos.

Provavelmente a troca do sistema de recirculação de lodo de bomba de sucção para *air lift* ou a instalação de uma tubulação de 100 mm cessaria tais problemas de entupimento ou no mínimo diminuiria a sua frequência de ocorrência. Conforme especificado na NBR 12209 a tubulação de remoção de lodo deve ter diâmetro mínimo de 150 mm (ABNT, 1992).

Como citado nos itens 5.5, 5.6 e 5.7, vários problemas na recirculação de lodo ocorreram a partir da semana 9, no entanto, todos eles foram decorrentes de um problema que ocorreu no timer que aciona automaticamente a bomba que faz esta recirculação, entre as semanas 11 e 12, este timer foi arrumado e a recirculação voltou a funcionar normalmente.

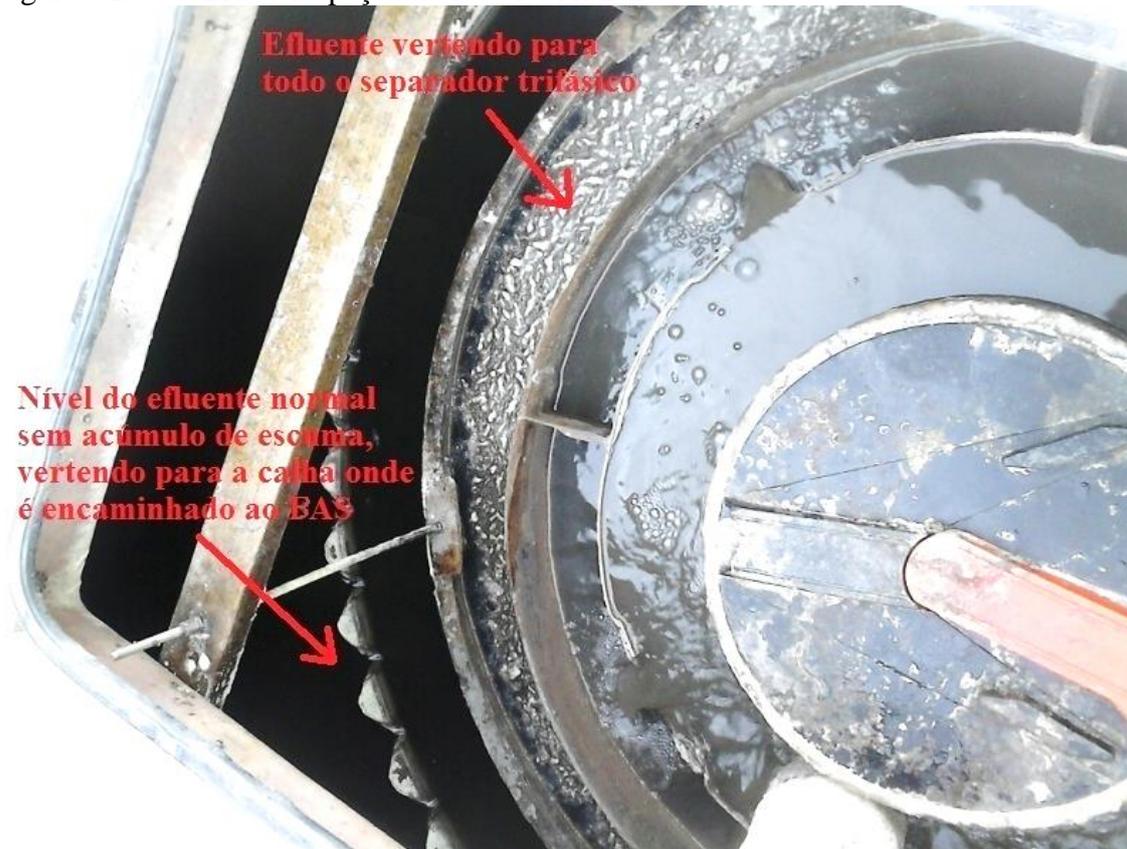
Os problemas de recirculação de lodo foram mais predominantes no módulo 1, tal fato pode ser explicado por um problema constatado na semana 7 no reator UASB 1, o nível do efluente estava abaixo da calha vertedoura para o BAS 1 e havia um grande acúmulo de espuma que não era observado no reator UASB 2. Este problema com relação ao acúmulo de espuma apenas no reator UASB 1 foi observado e passado ao quadro operacional desde o início do monitoramento, porém, os mesmos afirmaram que isto era normal e que o reator 1 sempre havia apresentado mais espuma que o reator 2. No entanto,

na semana 7 de monitoramento, durante as coletas, as caixas de inspeção dos 2 reatores foram deixadas abertas e foi observado ao acompanhar vários acionamentos da elevatória, que o efluente não estava passando por todo o separador trifásico no reator UASB 1 (FIGURA 5.22) da mesma forma que ocorria no reator UASB 2 (FIGURA 5.23), diante disto, foi feita uma coleta em todos os módulos para uma comparação de resultados entre os reatores UASB e BAS dos módulos 1 e 2 para uma avaliação do desempenho de cada unidade do tratamento.

Figura 5.22 - Caixa de inspeção do reator UASB 1.



Figura 5.23 - Caixa de inspeção do reator UASB 2.



Os resultados obtidos para as análises realizadas na semana 7, podem ser observados na Tabela 5.26, além dos pontos de amostragem usuais (P1, P2 e P3) também foram feitas coletas do efluente do reator UASB 1 (P4) e em cada caixa de inspeção dos BAS 1 e 2 (P5 e P6), respectivamente.

Tabela 5.26 - Valores obtidos nos pontos de amostragem realizada na semana 7 para checagem de anomalias no tratamento.

Parâmetros	Pontos de amostragem					
	P1 (entrada)	P2 (reator UASB 2)	P3 (Saída BAS 1 e 2)	P4 (reator UASB 1)	P5 (BAS 1)	P6 (BAS 2)
Temperatura ambiente (°C)	23	23	23	23	23	23
Temperatura da amostra (°C)	25,1	24,6	24,8	24,8	24,7	24,6
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	1,8	2,3	6,0	2,2	5,9	5,8
pH	6,8	6,8	7,1	6,8	7,0	7,2
Turbidez (NTU)	125	33,5	79,2	268	45,8	7,88
Cor aparente (mgPt Co.L <sup>-1</sup> )	4060	835	267	1785	615	1035
Cor verdadeira (mgPt Co.L <sup>-1</sup> )	538	357	155	1430	153	143
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	0,026	0,011	2,880	0,015	0,970	4,440
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	18,2	2,3	10,2	6,1	12,8	17
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	644	142	54	177	80	62
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	756	153	57	210	128	32
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	74	51	25	56	19	20
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	122	54	27	57	20	21
Alcalinidade parcial (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	205	173	72	194	50	76
Alcalinidade intermediária (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	158	90	90	158	65	76
Alcalinidade total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	364	263	162	353	115	151
AVT (mgCH <sub>3</sub> COOH.L <sup>-1</sup> )	176	36	N.A.	47	N.A.	N.A.
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	262	35	10	207	47	133
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	33	0	10	34	0	20
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	230	35	0	172	47	113
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	1260	500	200	820	1000	360
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	480	280	120	360	240	180
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	780	220	80	460	760	180
SS (mL.L <sup>-1</sup> )	4,000	0,100	0,050	3,500	3,000	6,000

Obs: N.A. (não aplicável).

Comparando-se os módulos 1 e 2 é possível observar diferenças na qualidade do efluente final. Os dois módulos 1 (reator UASB e BAS) apresentaram uma qualidade inferior aos módulos 2, com exceção da alcalinidade total que apresentou maiores resultados para os módulos 1 do que para os módulos 2, no entanto os valores obtidos para AVT, apresentaram uma maior concentração no reator UASB 1 do que no reator UASB 2, o que indica uma leve tendência de acidificação no reator UASB 1. Os parâmetros relacionados à presença de sólidos (série de sólidos, cor e turbidez) foram os que apresentaram os maiores valores quando comparados os dois módulos, isso indica que não estava ocorrendo a separação de sólidos no reator UASB 1 e os mesmos estavam sendo carregados para o BAS 1.

Os resultados obtidos das análises realizadas na semana 7, foram encaminhados à SABESP e os mesmos acionaram o fabricante do sistema de tratamento para a sua inspeção, contudo como até a semana 11, o fabricante não compareceu à ECTE para inspecionar o sistema, os próprios funcionários da SABESP baixaram o nível do reator UASB 1 e fizeram a inspeção do tanque. Foi constatado que a coroa do separador trifásico estava desencaixada devido à quebra de uma solda e havia um furo na tubulação sanfonada que faz a passagem do efluente vertido para a calha do reator UASB 1 para o BAS 1 o que estava dificultando a separação dos sólidos do efluente líquido e favorecendo seu fluxo para o BAS 1 sem passar pela calha vertedoura, arrastando, sólidos, gordura, entre outros materiais em conjunto com o efluente para a próxima unidade de tratamento.

Diante de todos estes problemas nos módulos 1, a partir da semana 12, foi instalado um ponto de coleta que abrange apenas a saída do BAS 2 (FIGURA 5.24) para que o sistema pudesse ser analisado sem a interferência de tais problemas.

Figura 5.24 – Novo ponto de coleta abrangendo apenas o BAS 2.



Apesar da instalação de um novo ponto de coleta, o problema não pôde ser totalmente isolado, pois assim como mencionado anteriormente, houveram vários problemas na recirculação de lodo, principalmente nos módulos 1. Na semana 16, foi feita a inspeção da tubulação de lodo dos dois BASs, como pode ser observado na Figura 5.25, o lodo do BAS 2, estava sendo bombeado sem problema algum e mostrou características de um lodo novo, ou seja, coloração marrom acinzentada clara e após poucos minutos, foi possível verificar que o lodo acabou e começou a sair efluente, o que mostra que a recirculação estava funcionando sem problema algum neste módulo e não estava havendo acúmulo de lodo nesta unidade.

No entanto, ao acionar a bomba do BAS 1, não houve saída alguma de lodo, o que indica um entupimento na tubulação ou queima da bomba, porém, na semana 15, a bomba já havia sido trocada pela reserva, tal ocorrido pode ser explicado pelo problema detectado no UASB 1 que está provocando o carreamento de muitos sólidos, gordura e espuma para o BAS 1, saturando sua capacidade de decantação.

Apesar do monitoramento ter sido realizado apenas no reator UASB 2, este problema de falta de circulação de lodo do BAS 1 acaba interferindo também nos módulos 2, pois o lodo proveniente dos BAS 1 e 2 é encaminhado para a caixa distribuidora de vazão que então faz a distribuição para os dois reatores UASB, quando não há lodo do

BAS 1, o lodo do BAS 2 acaba sendo dividido para os dois reatores UASB causando uma diminuição da carga orgânica e microorganismos afluente o que pode estar influenciando na eficiência do sistema.

Figura 5.25 – Inspeção visual de lodo do BAS 2.



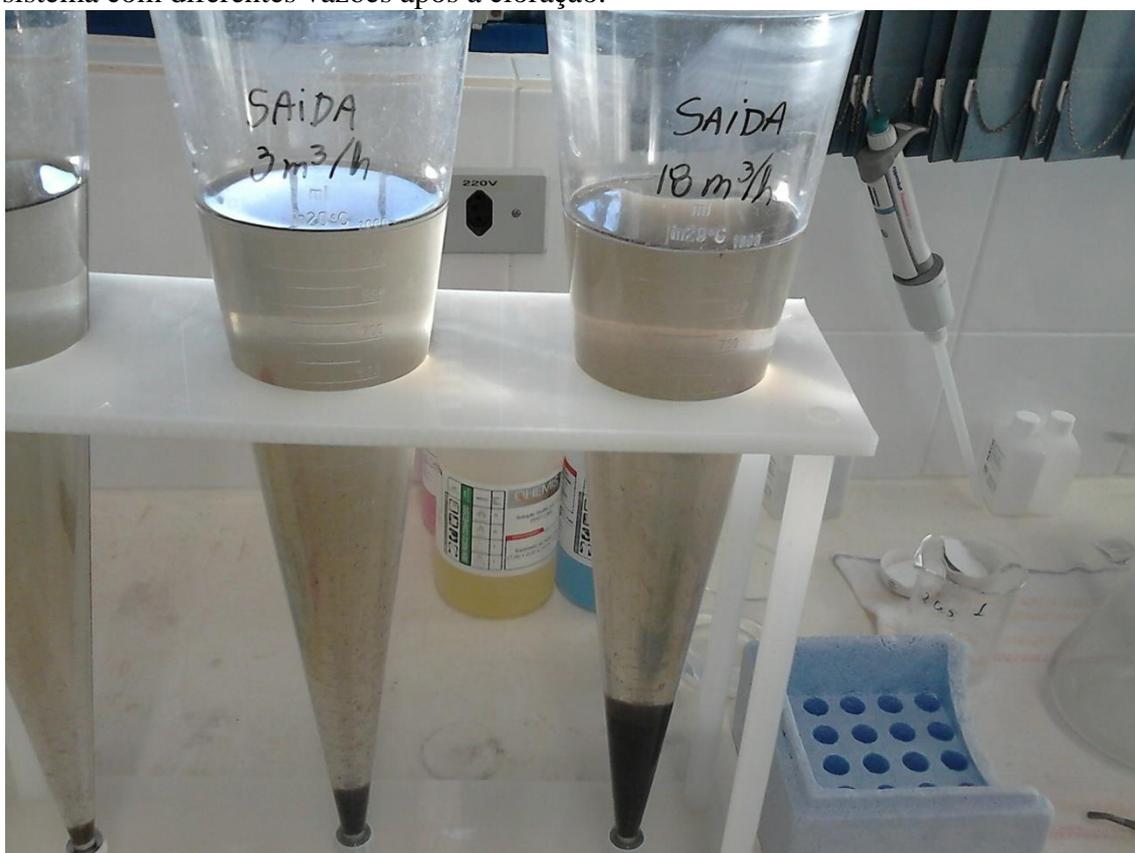
No final da coleta da semana 16, foi realizada uma limpeza do lodo acumulado no fundo do BAS 1 e para que tal procedimento fosse realizado, foram desligados os aeradores do BAS 1 e 2 e ao realizar-se uma inspeção no BAS 2 foi notado que o meio suporte (Anéis Pall) estavam soltos e dispersos no efluente. Tal problema só foi notado ao desligar os aeradores, pois a caixa de inspeção apresenta sempre uma quantidade alta de espuma e isso também pode ter prejudicado a eficiência do sistema, pois pode haver o despreendimento da biomassa aderida ao meio suporte uma vez que o mesmo não encontra-se imobilizado.

Conforme citado no item 5.5, a partir da semana 10 foi possível observar durante as coletas, que houve um arraste de lodo no reator UASB quando havia entrada de esgoto afluente proveniente da caixa distribuidora de vazão e tal arraste era maior quando havia entrada contínua de esgoto por mais tempo.

A partir da semana 15 também foi observada uma piora da qualidade do efluente de saída após a cloração coincidente com um aumento da vazão de saída. Na semana 16 foram coletadas duas amostras, uma durante uma vazão de saída de  $3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  e outra de  $18 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , conforme pode ser observado na Figura 5.26, acredita-se que uma ascensão na

manta de lodo esteja provocando um arraste de sólidos do reator UASB para o BAS, pois os sólidos encontrados apresentam características granulares e coloração cinza bastante escura que é característica de lodos bem digeridos que coincide com as características das amostras da manta de lodo do reator UASB coletadas ao longo do monitoramento. No entanto, o aumento na concentração de sólidos relacionado ao aumento da vazão também sugere que os parâmetros de projeto com relação à vazão de pico podem não estar corretos.

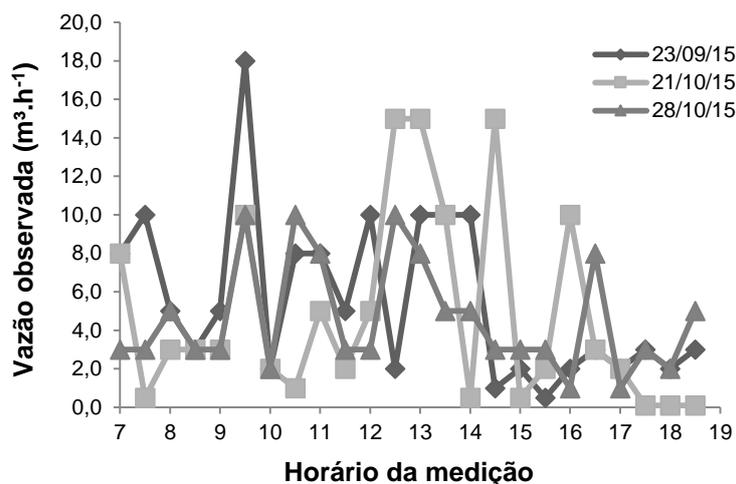
Figura 5.26 - Comparação de amostras coletadas na semana 16 do efluente de saída do sistema com diferentes vazões após a cloração.



Outro problema que foi relatado pelos operadores da ECTE e citado no item 4.3.1, é em relação às chuvas, quando há um volume muito grande de chuvas chega a ocorrer o transbordamento do poço da elevatória e o entupimento e conseqüentemente transbordamento dos gradeamentos, o que sugere que provavelmente a rede coletora de esgotos receba cargas pluviais.

Também foram realizados três dias de monitoramentos da vazão, cada um com duração de 12 horas conforme pode ser observado na Figura 5.27.

Figura 5.27 - Monitoramento da vazão afluyente da ECTE.



A vazão média variou de 4,6 a 5,5 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, e apesar do resultado ter sido diferente da vazão horária média adotada para projeto que é de 9,26 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, deve-se levar em conta que devido à falta de disponibilidade de equipamento e pessoal para a realização de tal tarefa, não foi possível fazer o monitoramento durante 24 horas, todos os dias da semana, inclusive fim de semana, quando provavelmente haveria uma variação no comportamento da vazão, conforme seria o ideal.

No entanto, houve alguns picos de vazão, como por exemplo, no dia 23/09/2015 às 09h30min, foi observada uma vazão de 18 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, e no dia 21/10/2015 às 12h30min e 13h00min foram observadas vazões de 15 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Tais valores estão acima do fator de pico horário estabelecido para projeto que seria de 1,5, resultando em uma vazão de 13,98 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> e podem ser a causa da ocorrência de arrastes de lodo nos reatores UASB.

Um monitoramento constante da vazão seria mais apropriado e poderia determinar com certeza se a vazão média e de pico adotada para projeto condiz com a atual realidade do sistema. Segundo Ramos (2008) se o regime de vazões é conhecido, é possível conhecer a variação que ocorre na altura da manta de lodo e assim evitar o seu carreamento durante uma sobrecarga hidráulica, pois uma importante característica dos reatores UASB é o fenômeno da expansão da manta de lodo, que pode ser relacionada com a capacidade dessas unidades de reter sólidos, tanto durante a operação em estado de equilíbrio com altas velocidades ascendentes, quanto durante uma sobrecarga hidráulica ou orgânica.

Segundo Leitão *et al.* (2006), em reatores UASB, variações de carga hidráulica afetam a dinâmica do leito de lodo. Elas expandem o leito devido a um novo equilíbrio entre o fluxo ascendente e as velocidades de decantação do lodo. Dependendo da

variação, uma maior concentração de SS no efluente pode ser esperada devido ao carreamento da biomassa mais leve, a diminuição da capacidade de filtração do leito de lodo em velocidades de fluxo ascendente mais altas e a desintegração dos grânulos ou flocos sob a ação abrasiva das forças de cisalhamento. A capacidade de tratamento também pode deteriorar-se, devido ao contato insuficiente entre o leito de lodo e o substrato. Durante um aumento da velocidade do fluxo ascendente, o transporte de massa aumenta e também pode causar uma sobrecarga orgânica, cujas consequências podem ser acumulação de AVT, queda de pH e inibição da metanogênese.

### **5.9 Variáveis relacionadas ao aspecto visual do efluente: cor e turbidez.**

A cor e a turbidez são os parâmetros de maior interesse em relação ao aspecto estético da água, no entanto, tais parâmetros não garantem especificamente a qualidade e a segurança do efluente (ZANELLA, 2008).

Apesar de tais parâmetros não assegurarem a qualidade do efluente, são extremamente importantes do ponto de vista operacional, principalmente em ECTEs que geralmente não possuem um laboratório para análises mais detalhadas do efluente facilmente à disposição. Muitas vezes, tais unidades dependem de serviços terceirizados para a realização da coleta, transporte e análises, ou até mesmo que tal procedimento seja realizado por outra divisão que geralmente se localiza em outra cidade tornando a obtenção dos resultados demorada e desta forma atrasando o tempo de resposta a distúrbios e problemas que possam estar ocorrendo no tratamento. Portanto, muitas decisões precisarão ser tomadas através da observação da “aparência” do efluente.

De acordo com Metacalf e Eddy (2003) muitas conclusões podem ser obtidas a partir da “condição” do efluente. O termo “condição” foi utilizado em conjunto com a composição e concentração para descrever o esgoto. A condição se refere à idade do esgoto, a qual é determinada qualitativamente pela sua cor e odor. Esgoto fresco geralmente possui uma coloração marrom-acinzentada clara. No entanto, à medida que o tempo de percurso no sistema de coleta aumenta, e condições mais anaeróbias se desenvolvem, a cor do esgoto muda sequencialmente de cinza para cinza escura e ultimamente para preta. Quando a cor do esgoto é preta, o esgoto é frequentemente descrito como séptico. Alguns efluentes industriais podem também adicionar cor ao esgoto doméstico. Na maioria dos casos, a cor cinza, cinza escura, e preta do esgoto é

devida à formação de sulfetos metálicos, os quais se formam conforme o sulfeto produzido sob condições anaeróbicas reagem com os metais no esgoto.

### 5.9.1 Cor verdadeira e aparente

Os valores médios obtidos para cor verdadeira e aparente estão apresentados nas Tabelas 5.27 e 5.28 respectivamente e nas Figuras 5.28 e 5.29 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Os valores médios obtidos para a remoção de cor verdadeira e aparente em cada etapa do tratamento podem ser observados nas Tabelas 5.29 e 5.30 respectivamente e nas Figuras 5.30 e 5.31 podem ser vistos os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.27 - Valores médios e desvios-padrão de cor verdadeira do efluente nos pontos de amostragem.

Cor verdadeira (mgPt Co.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	692	110	502	662	114	619	85	773	58	757	83
<b>P2</b>	385	78	313	366	73	371	114	405	73	413	70
<b>P3</b>	227	46	237	203	25	202	58	242	55	253	37

Tabela 5.28 - Valores médios e desvios-padrão de cor aparente do efluente nos pontos de amostragem.

Cor aparente (mgPt Co.L <sup>-1</sup> )											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp			M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
<b>P1</b>	6.311	4.580	3.950	3.633	617	4.380	879	5.738	823	11.413	7.351
<b>P2</b>	1.545	808	1.340	932	169	948	96	1.543	148	2.655	840
<b>P3</b>	408	134	835	421	45	348	100	367	94	392	32

Figura 5.28 - Valores de cor verdadeira do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

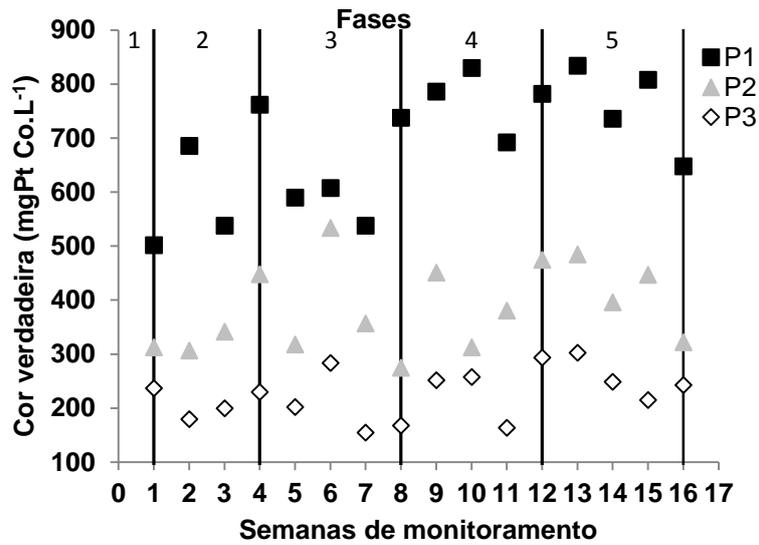


Figura 5.29 - Valores de cor aparente do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

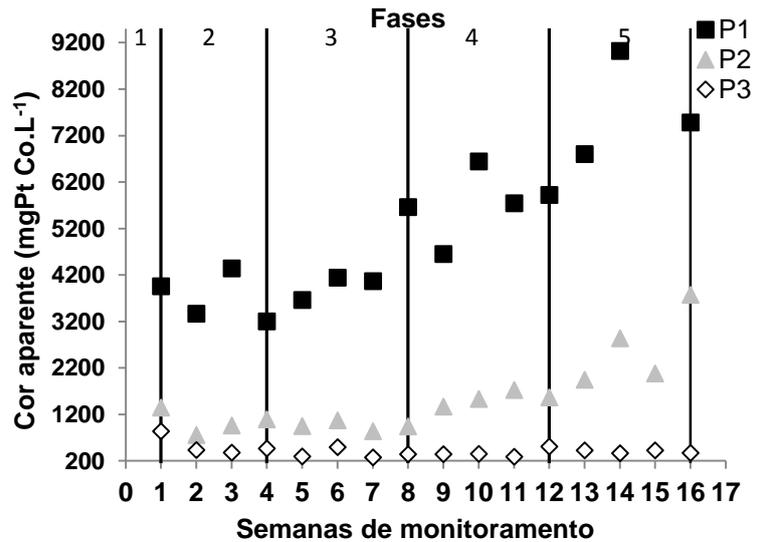


Tabela 5.29 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de cor verdadeira do efluente em cada etapa do tratamento.

Remoção de cor verdadeira (%)											
Fases do tratamento	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M	dp		M	dp	M	dp	M	dp	M	dp
Reator UASB	44	12	38	44	10	39	21	47	10	46	10
BAS	40	11	24	44	4	45	9	39	16	38	11
<b>Total do sistema</b>	<b>67</b>	<b>7</b>	<b>53</b>	<b>69</b>	<b>6</b>	<b>67</b>	<b>10</b>	<b>69</b>	<b>6</b>	<b>66</b>	<b>5</b>

Tabela 5.30 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de cor aparente do efluente em cada etapa do tratamento.

Remoção de cor aparente (%)											
Fases do tratamento	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
Reator UASB	73	9	66	74	7	78	4	73	3	70	3
BAS	68	15	38	54	9	64	7	76	6	84	6
Total do sistema	92	5	79	88	3	92	3	94	2	96	2

Figura 5.30 - Valores de remoção de cor verdadeira do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.

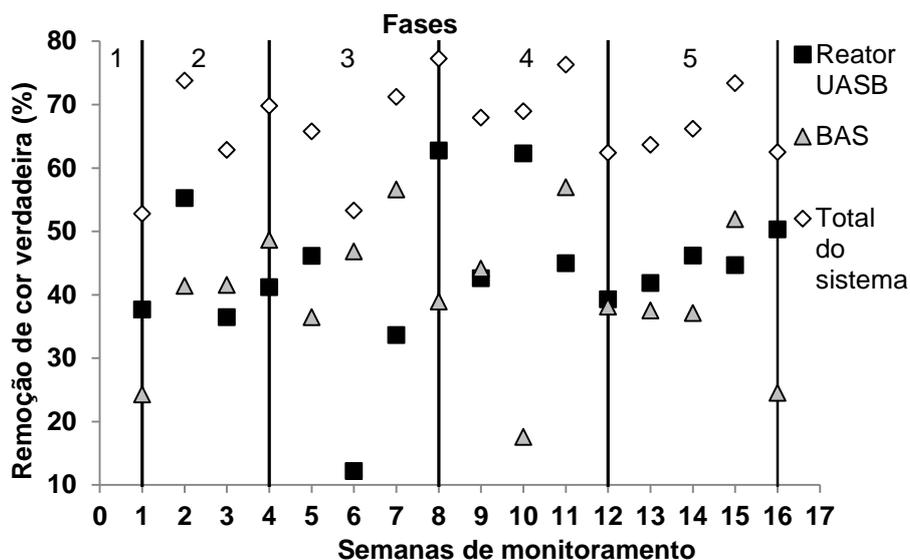
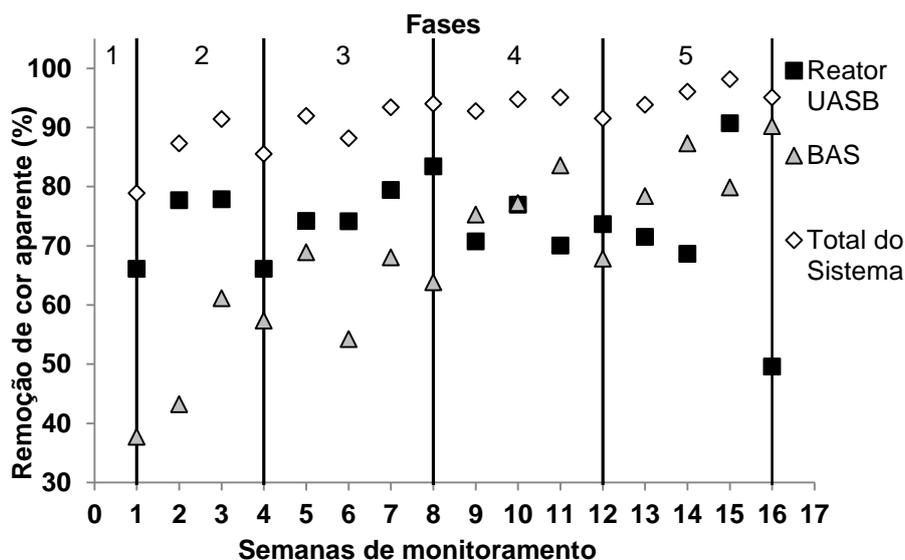


Figura 5.31 - Valores de remoção de cor aparente do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



A remoção de cor verdadeira no reator UASB variou de 12 a 63 %, no BAS variou de 18 a 57 % e no sistema como um todo variou de 53 a 77% apresentando um valor médio de  $44\pm 12$ ,  $40\pm 11$  e  $67\pm 7$  % para cada etapa respectivamente. Em termos gerais, o sistema apresentou eficiências de remoção acima de 60% a partir da Fase 2, o que indica uma melhora após o descarte de lodo e limpeza do sistema, exceto na semana 6, onde a eficiência total do sistema foi de 53%, no entanto não foi observada nenhuma anomalia que explique tal resultado.

Com relação à cor aparente, a concentração no P1 variou de 3.200 a 22.350 mgPt Co.L<sup>-1</sup>, no P2 variou de 750 a 2.830 mgPt Co.L<sup>-1</sup> e no P3 variou de 267 a 835 mgPt Co.L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de  $6.311\pm 4580$ ,  $1.545\pm 808$  e  $408\pm 134$  mgPt Co.L<sup>-1</sup> para cada ponto de amostragem respectivamente. O grande desvio-padrão nos valores obtidos para o P1 pode ser explicado pelo resultado obtido na semana 15 que foi de 22.350 mgPt Co.L<sup>-1</sup> e não foi adicionado ao gráfico para uma melhor visualização dos demais valores. Assim como explicado no item 5.5 este resultado fora do padrão ocorreu devido ao fato da terceira coleta, realizada próxima às 11h, que compõe a amostra ter coincidido com uma das recirculações de lodo que ocorrem no sistema. No entanto a remoção do sistema nesta semana foi de 95% e a concentração de saída do BAS foi de 419 mgPt Co.L<sup>-1</sup>, uma concentração bem próxima dos demais valores ao longo do monitoramento e bem abaixo da obtida na semana 1, que foi de 835 mgPt Co.L<sup>-1</sup>, o que indica que houve grande melhora na eficiência de remoção de material coloidal ou em suspensão no sistema após o descarte de lodo.

### **5.9.2 Turbidez**

Os valores médios de concentração e remoção obtidos para turbidez estão apresentados nas Tabelas 5.31 e 5.32 respectivamente e nas Figuras 5.32 e 5.33 estão apresentados os valores registrados durante as 16 semanas de monitoramento.

Tabela 5.31 - Valores médios e desvios-padrão de turbidez do efluente nos pontos de amostragem.

Turbidez (NTU)											
Pontos de amostragem	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
P1	531	710	261	289	56	287	127	416	86	1.141	1.348
P2	104	49	122	63	4	68	11	94	25	175	31
P3	21	14	63	30	6	19	10	13	4	11	4

Tabela 5.32 - Valores médios e desvios-padrão de remoção de turbidez do efluente em cada etapa do tratamento.

Remoção de turbidez (%)											
Fases do tratamento	Total (16 semanas)		Fase 1	Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	M ± dp	M ± dp		M ± dp							
Reator UASB	72	15	53	78	5	69	22	77	7	70	7
BAS	76	18	49	52	8	72	12	86	2	93	2
Total do sistema	93	8	76	89	4	90	11	97	1	98	1

Figura 5.32 - Valores de turbidez do efluente nos pontos de amostragem, durante as 16 semanas de monitoramento.

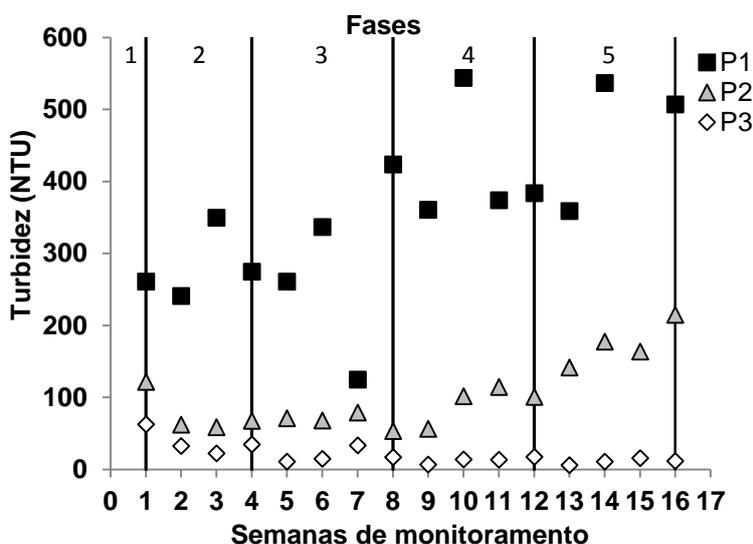
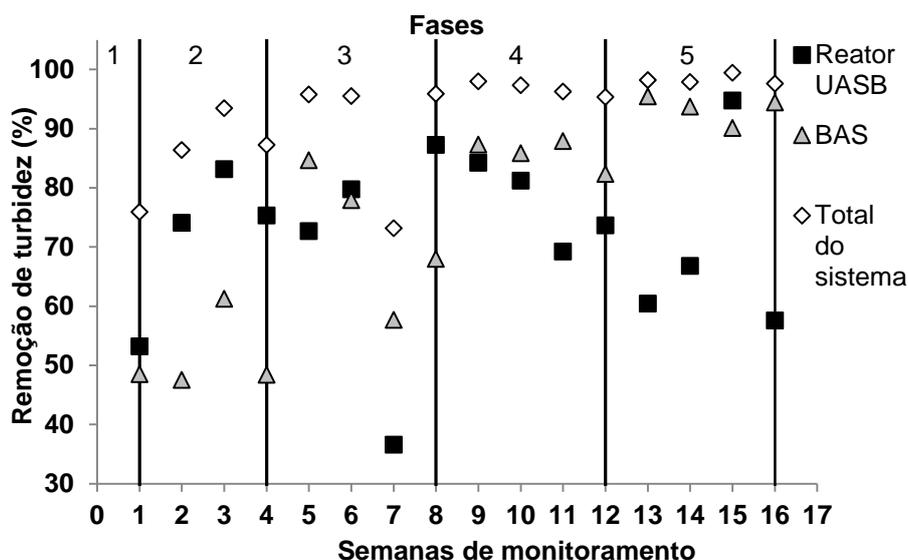


Figura 5.33 - Valores de remoção de turbidez do efluente em cada etapa do tratamento, durante as 16 semanas de monitoramento.



De acordo com Metcalf e Eddy (2003) um dos problemas com relação à medição da turbidez (especificamente baixos valores em efluente filtrado) é o alto grau de variabilidade observado, dependendo da fonte de luz (luz incandescente contra diodos emissores de luz) e o método de medição (luz refletida contra transmitida). Um outro problema frequentemente encontrado é as propriedades de absorção de luz do material suspenso. Por exemplo, a turbidez de uma solução de fuligem será essencialmente igual a zero. Como resultado, é quase impossível comparar valores de turbidez relatados na literatura. Entretanto, leituras de turbidez em uma determinada instalação podem ser utilizadas para o controle do processo.

Uma vez que o acompanhamento da turbidez foi feito desde o início do estudo e o método e aparelho utilizados para a medição foram os mesmos durante toda a pesquisa, os valores obtidos em cada semana puderam ser comparados com as demais semanas e ajudaram na análise e controle da qualidade do efluente.

Ao se analisar os resultados obtidos durante as 16 semanas de monitoramento do sistema, é possível afirmar que o descarte de lodo realizado entre as Fases 1 e 2 contribuiu significativamente para uma melhora na eficiência de remoção de turbidez no sistema, pois na Fase 1 o sistema apresentou eficiência de remoção de 76%, e média de remoção de  $89 \pm 4$  % na Fase 2,  $90 \pm 11$  % na Fase 3,  $97 \pm 1$  % na Fase 4 e  $98 \pm 1$  % na Fase 5, conforme observado na Tabela 5.32 e Figura 5.33.

## 5.10 Perfil da manta de lodo do reator UASB.

Embora existam várias metodologias para se avaliar a quantidade e a atividade da biomassa presente no reator anaeróbio, na maioria das vezes estas são sofisticadas e não são viáveis para serem adotadas como parâmetro de controle e monitoramento de reatores que operam em escala plena.

Geralmente nos sistemas que possuem lodo em suspensão que é o caso dos reatores UASB deste sistema, a concentração de lodo geralmente não é uniforme, tornando necessária a amostragem de lodo em vários pontos ao longo da manta de lodo do reator UASB, portanto foi realizada a coleta em 4 pontos de amostragem conforme descrito no item 4.4.

Os valores obtidos durante todo o monitoramento para temperatura das amostras e ambiente, pH, ST, STF, STV, SST, SSF, SSV e SS estão apresentados nas Tabelas 5.33, 5.34 e 5.35 e Figura 5.34, Tabela 5.36 e Figura 5.35, Tabela 5.37 e Figura 5.36, Tabela 5.38 e Figura 5.37, Tabela 5.39 e Figura 5.38, Tabela 5.40 e Figura 5.39, Tabela 5.41 e Figura 5.40, respectivamente.

Tabela 5.33 - Valores de temperatura das amostras de lodo do reator UASB.

Temperatura das amostras (C °)				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	29	22	25	22
0,7 m	29	23	25	22
1,2 m	29	23	25	22
1,7 m	29	23	24	22
Temperatura ambiente (C °)	27	22	23	20
Hora da coleta	11:30	09:50	10:20	11:35

Tabela 5.34 - Valores de pH das amostras de lodo do reator UASB.

pH				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	6,8	6,7	6,7	6,5
0,7 m	6,9	6,7	6,8	6,5
1,2 m	6,9	6,7	7,0	6,7
1,7 m	7,0	6,7	7,2	7,1

Tabela 5.35 - Valores de ST das amostras de lodo do reator UASB.

ST (g.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	60,30	54,74	61,00	80,82
0,7 m	29,50	24,38	26,54	25,44
1,2 m	1,88	16,82	16,42	18,28
1,7 m	1,70	15,90	19,98	26,12

Figura 5.34 - Valores de ST das amostras de lodo do reator UASB.

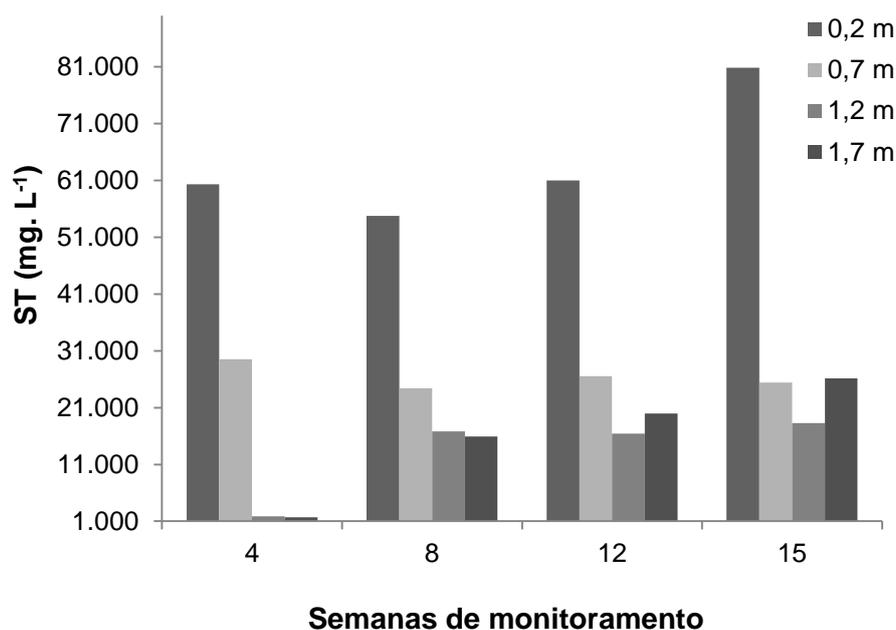


Tabela 5.36 - Valores de STF das amostras de lodo do reator UASB.

STF (mg.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	25.160	26.720	28.160	30.160
0,7 m	11.520	9.920	10.720	9.940
1,2 m	980	6.200	6.080	6.600
1,7 m	1.000	5.920	7.680	10.320

Figura 5.35 - Valores de STF das amostras de lodo do reator UASB.

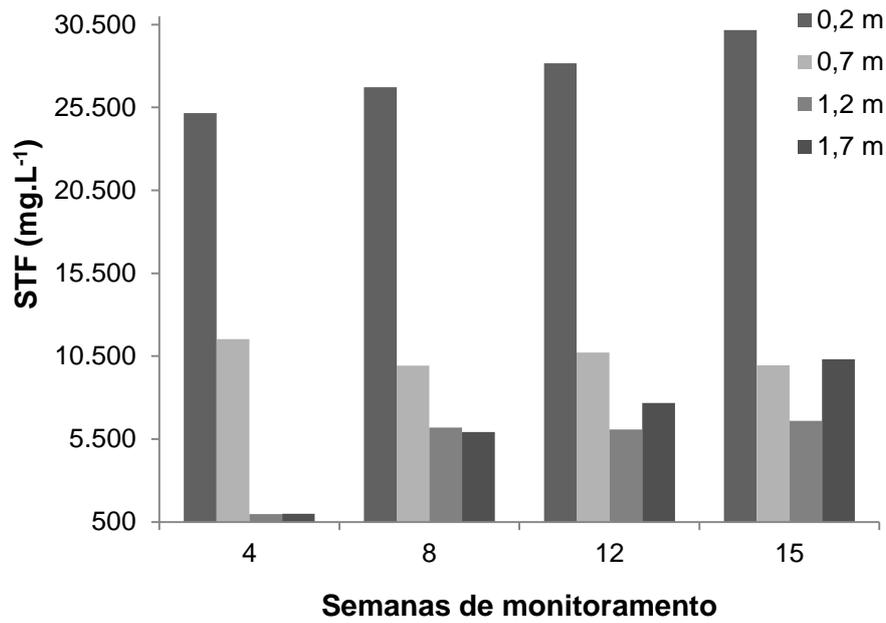


Tabela 5.37 - Valores de STV das amostras de lodo do reator UASB.

STV (mg.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	35.140	28.020	32.840	50.660
0,7 m	17.980	14.460	15.820	15.500
1,2 m	9.00	10.620	10.340	11.680
1,7 m	700	9.980	12.300	15.800

Figura 5.36 - Valores de STV das amostras de lodo do reator UASB.

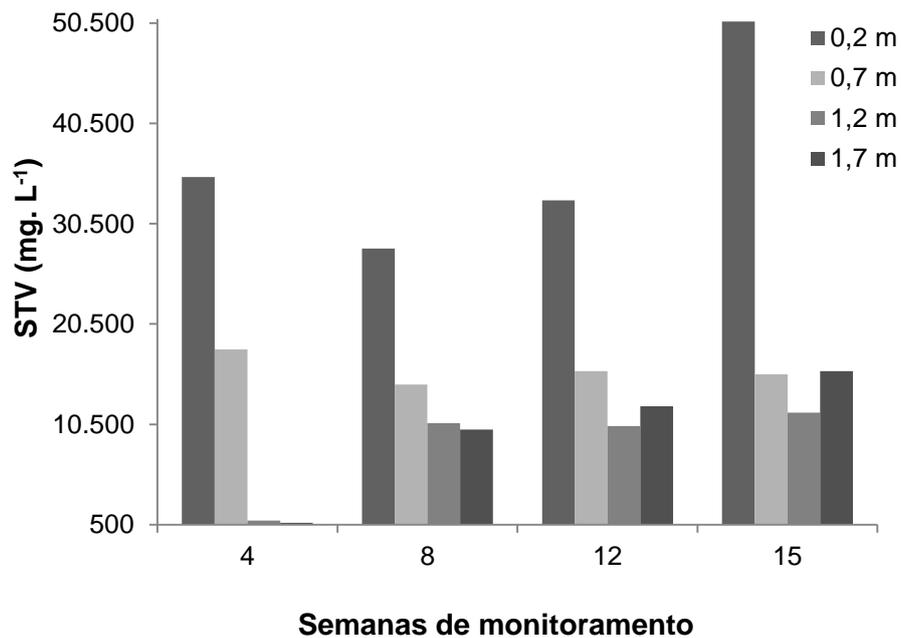


Tabela 5.38 - Valores de SST das amostras de lodo do reator UASB.

SST (mg.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	21.000	70.000	18.000	23.333
0,7 m	22.000	12.000	16.500	15.600
1,2 m	667	7.500	9.500	12.800
1,7 m	1.000	4.500	12.000	15.600

Figura 5.37 - Valores de SST das amostras de lodo do reator UASB.

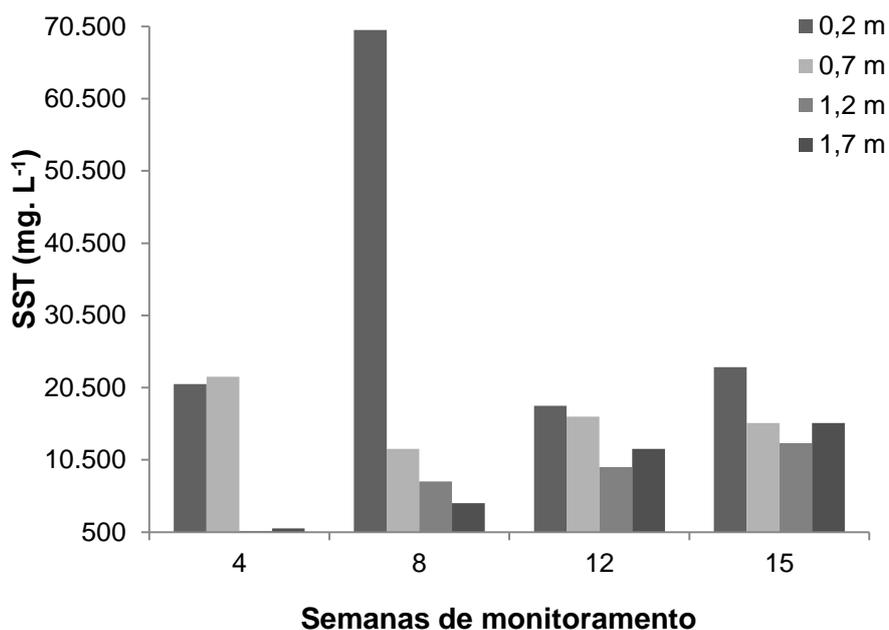


Tabela 5.39 - Valores de SSF das amostras de lodo do reator UASB.

SSF (mg.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	8000	57692	2000	5000
0,7 m	9000	3500	6000	4000
1,2 m	333	1500	2000	3200
1,7 m	667	500	4000	4400

Figura 5.38 - Valores de SSF das amostras de lodo do reator UASB.

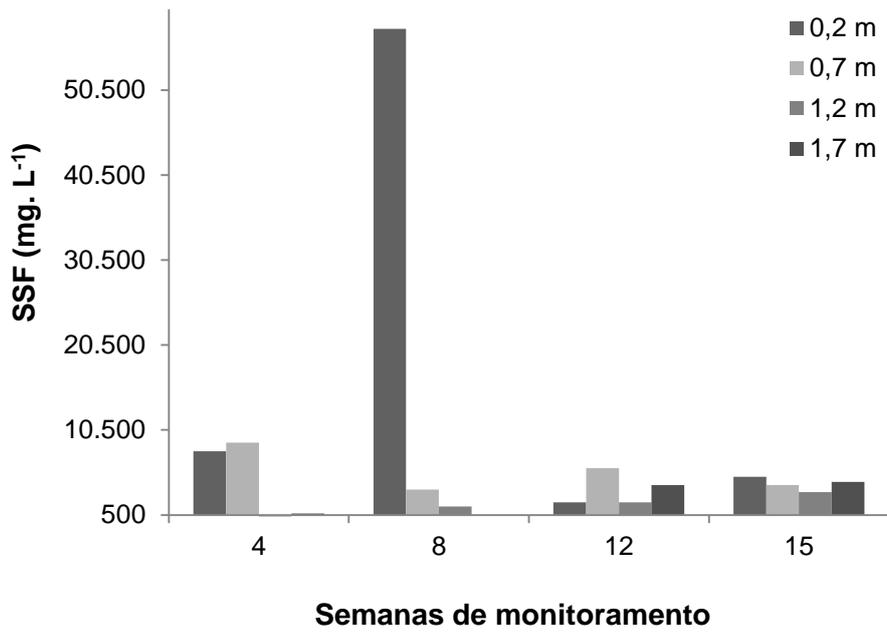


Tabela 5.40 - Valores de SSV das amostras de lodo do reator UASB.

Pontos de amostragem	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )			
	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	13000	12308	16000	18333
0,7 m	13000	8500	10500	11600
1,2 m	333	6000	7500	9600
1,7 m	333	4000	8000	11200

Figura 5.39 - Valores de SSV das amostras de lodo do reator UASB.

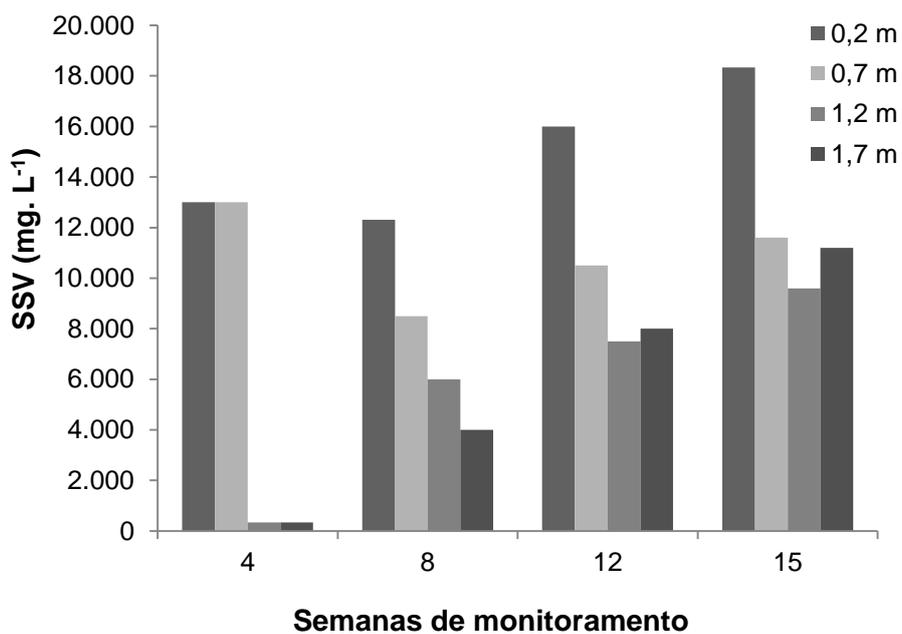
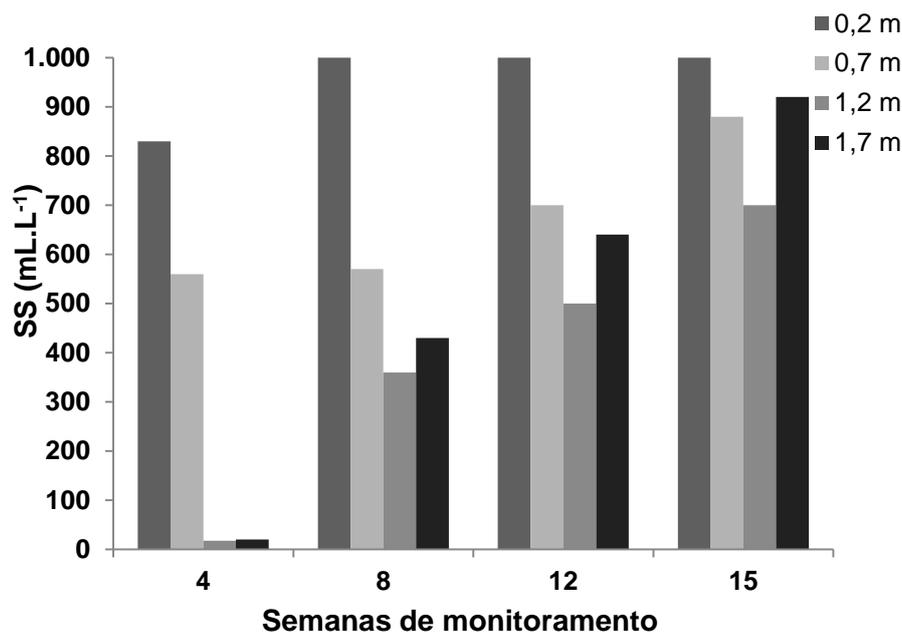


Tabela 5.41 - Valores de SS das amostras de lodo do reator UASB.

SS (mL.L <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	830	1000	1000	1000
0,7 m	560	570	700	880
1,2 m	18	360	500	700
1,7 m	20	430	640	920

Figura 5.40 - Valores de SS das amostras de lodo do reator UASB.



Comparando as análises realizadas ao longo do monitoramento, é possível verificar que no 1º mês houve uma maior dispersão na parte superior da zona de digestão do reator e ao longo do monitoramento as concentrações de sólidos aumentaram significativamente nas zonas superiores (1,2 e 1,7 m), enquanto nas zonas inferiores não foi tão significativa (0,2 e 0,7 m). No entanto, a manta de lodo apresentou um comportamento incomum com relação aos ST a partir da semana 8 para as alturas de 0,7 e 1,2 m, pois como pode ser observado na Tabela 5.35 e Figura 5.34 ao invés de haver um aumento progressivo da concentração conforme esperado, para altura de 0,7 m houve uma queda da semana 4 para a 8 e da 12 para 15 enquanto para a altura de 1,2 m houve uma queda da semana 8 para a 12. Também pôde ser observada uma concentração incomum na manta a partir da semana 12, não só para ST, mas também para SST e SS, estes parâmetros apresentaram menor concentração na altura de 1,2 m do que para a altura de 1,7 m conforme era esperado. Nos estudos realizados por Ramos (2008) foi verificada certa coerência no tocante às

determinações para sólidos totais e voláteis, houve um decréscimo nos valores encontrados à medida que a manta de lodo se ascendia, indicando uma maior dispersão na parte superior da zona de digestão do reator.

Acredita-se que altas vazões de entrada temporárias, não dimensionadas para o projeto podem ter causado uma ascensão temporária da manta de lodo, pois de acordo com Chernicharo (2007a), o lodo mais pesado, denso e com melhores características de sedimentação normalmente se desenvolve no fundo do reator e apresenta uma concentração de sólidos totais da ordem de 40 a 100 gST.L<sup>-1</sup>, ou seja 4% a 10%, e acima do leito de lodo desenvolve-se a zona de crescimento bacteriano mais disperso onde os sólidos apresentam velocidades de sedimentação mais baixas, denominada manta de lodo e a concentração nesta zona geralmente varia entre 15 a 30 gST.L<sup>-1</sup>, ou seja 1,5 a 3%. A partir disto, é possível afirmar que apenas a altura de 0,2 apresentou um lodo mais pesado com concentração acima de 4% desde a semana 4, conforme pode ser observado na Tabela 5.35.

Aisse *et al.* (2000) monitoraram um reator anaeróbio de leite fluidizado, acompanhando o perfil de sólidos no interior do reator e assim como neste estudo, ao longo de 18 meses de experimento, não foi observada uma evolução sempre crescente na altura da manta de lodo, havendo “involução” em certos períodos, inclusive no peso dos sólidos, sem se atribuir uma causa possível exata para o fenômeno.

Acredita-se que o retorno de lodo do BAS para o reator UASB não influenciou na falta de diminuição progressiva da concentração de sólidos ao longo da manta de lodo do reator UASB, pois Pontes e Chernicharo (2009) observaram que o retorno do lodo aeróbio não afetou negativamente o desempenho de um reator UASB e filtro biológico percolador. Ao contrário, boa parte dos resultados obtidos para SST, indicaram menores concentrações efluentes durante as fases em que se praticou o retorno do lodo tanto para os reatores UASB quanto para filtros. Muito embora as diferenças de concentrações e eficiências para DBO, DQO e SST entre as fases com e sem retorno de lodo não tenham sido confirmadas estatisticamente.

Uma fração elevada de material biodegradável no lodo não somente é indicativa de um sistema sobrecarregado, como também pode causar grandes problemas na separação sólido-líquido do lodo de descarte. Com base em experiência ainda muito limitada, Van Haandel e Lettinga (1994) sugerem que a fração de sólidos biodegradáveis em lodo anaeróbio deve ser mantida abaixo de 3% e neste estudo tal concentração para STV só foi ultrapassada na semana 15 para a altura de 0,2 m, a concentração apresentou-se em torno

de 5%, o que sugere que provavelmente seja necessário realizar outro descarte de lodo, apesar do lodo ainda não estar com a densidade citada por Chernicharo (2007a).

Para a solução de tal problema de irregularidade na concentração de sólidos ao longo da manta de lodo do reator seria ideal realizar o descarte preferencialmente na parte superior do leito de lodo conforme citado no item 3.3.3.3. No entanto, tal descarte não é possível por enquanto, pois só há uma válvula de descarte de lodo no fundo do reator, considerando o pequeno volume do reator o descarte de lodo em outras alturas poderia ser feito no próprio sistema de amostragem de lodo, porém tal manobra não é possível atualmente, pois o bucal da tubulação de amostragem é incompatível com o bucal do caminhão vacal que faz a coleta e transporte do lodo descartado, no entanto, está sendo construído um leito de secagem ao lado dos módulos de tratamento e o lodo proveniente da cuba de amostragem de lodo será diretamente encaminhado para este leito, o que possibilitará a realização de tal procedimento.

A instalação de um ponto de descarte de lodo na parte superior do leito, a uma altura aproximada de 2,00 m, além da válvula já existente a 0,20 m do fundo do reator UASB traria benefícios para o seu desempenho, pois seria possível realizar o descarte retirando uma parte do lodo de fundo que pode apresentar alta concentração de material inerte, tal como areia, e outra parte do lodo presente na camada superior da manta, que permitiria a eliminação do lodo menos concentrado e com piores condições de sedimentabilidade, prevenindo possíveis problemas de arraste de sólidos para a próxima etapa de tratamento.

A determinação da biomassa microbiana foi feita conforme a metodologia proposta por Chernicharo (2007a), através da determinação do perfil de sólidos obtido por meio da coleta de amostras de lodo em diferentes alturas do reator. As medidas de concentração de sólidos voláteis foram multiplicadas pelos volumes correspondentes a cada zona amostrada, fornecendo as massas de microrganismos ao longo do perfil do reator e o somatório das quantidades de cada zona corresponde à massa total de sólidos no reator, conforme o memorial de cálculo apresentado a seguir:

$$\text{Volume total do reator} = 42,67\text{m}^3$$

$$\text{Seção do reator} = 7,94\text{m}^2$$

Volume correspondente a cada zona amostrada:

$$V1 = 0,2 \text{ m} \times 7,94\text{m}^2 = 1,59 \text{ m}^3$$

$$V2 = V3 = V4 = 0,5 \text{ m} \times 7,94\text{m}^2 = 3,97 \text{ m}^3$$

Concentrações (C) de lodo em cada zona amostrada:

$$C1 = 50,66, C2 = 15,5, C3 = 11,68, C4 = 15,8 \text{ kgSTV/m}^3$$

Cálculo da quantidade de biomassa (M) em cada zona do reator:

$$M1 = \text{Altura } 0,2 \text{ m do fundo} = 1,59 \text{ m}^3 \times 50,66 \text{ kgSTV.m}^{-3} = 80,55 \text{ kgSTV}$$

$$M2 = \text{Altura } 0,7 \text{ m do fundo} = 3,97 \text{ m}^3 \times 15,5 \text{ kgSTV.m}^{-3} = 61,54 \text{ kgSTV}$$

$$M3 = \text{Altura } 1,2 \text{ m do fundo} = 3,97 \text{ m}^3 \times 11,68 \text{ kgSTV.m}^{-3} = 16,37 \text{ kgSTV}$$

$$M4 = \text{Altura } 1,7 \text{ m do fundo} = 3,97 \text{ m}^3 \times 15,8 \text{ kgSTV.m}^{-3} = 62,73 \text{ kgSTV}$$

Cálculo da quantidade de biomassa (M) total:

$$M1 + M2 + M3 + M4 = 221,19 \text{ kgSTV}$$

Cálculo da concentração média de biomassa no compartimento de digestão (Cd):

$$Cd = \frac{Md}{Vd} \text{ (Biomassa no compartimento de digestão)} \div \text{(Volume do compartimento de digestão)} = \frac{221,19 \text{ kgSTV}}{13,5 \text{ m}^3} = 16,39 \text{ kgSTV.m}^{-3} \text{ ou } 16.390 \text{ mgSTV.L}^{-1}$$

Cálculo da concentração média de biomassa no reator (Cr):

Assumindo-se que a quantidade de biomassa no compartimento de decantação é desprezível, se comparado ao compartimento de digestão, tem-se que  $M_r = M_d$

$$Cr = \frac{M_r}{V_r} = \frac{221,19 \text{ kgSTV}}{42,67 \text{ m}^3} = 5,18 \text{ kgSTV.m}^{-3}, \text{ ou } 5.183,74 \text{ mgSTV.L}^{-1}, \text{ ou } \sim 0,5\%$$

No entanto é importante lembrar que os pontos de amostragem de lodo estão localizados apenas até a altura de 1,70 m e o compartimento de digestão abrange até a altura de 2,78 m, porém, não foi possível coletar uma amostra mais próxima a este limite devido à falta de ponto de amostragem ou algum dispositivo que permita a coleta a uma maior profundidade, pois a única forma de acesso ao efluente presente no reator UASB, além dos pontos de amostragem e da válvula de descarte de lodo, que é localizada a 0,20 m do fundo do reator, é a caixa de inspeção que está instalada no topo do reator a 6,10 m, conforme pode ser observado na Figura 4.11, portanto o valor calculado para a quantidade de biomassa no reator serve como uma base, mas deve assumir-se que a concentração real seja maior. Para um acesso mais abrangente do compartimento de digestão, sugere-se que

sejam colocados mais dois pontos de amostragem, localizados a 2,20 m e 2,70 m do fundo do reator.

Os valores obtidos para IVL podem ser observados na Tabela 5.42.

Tabela 5.42 – Valores de IVL das amostras de lodo do reator UASB.

IVL (mL.g <sup>-1</sup> )				
Pontos de amostragem	Semanas			
	4	8	12	15
0,2 m	40	14	56	56
0,7 m	25	48	42	53
1,2 m	26	48	53	74
1,7 m	20	96	53	77

Os valores obtidos para todas as semanas de amostragem em todas as alturas indicam que o lodo apresentou boa decantabilidade.

### 5.11 Relação SV/ST para a manta de lodo do reator UASB.

Os valores obtidos ao longo do monitoramento para a relação STV/ST e SSV/SST estão apresentados na Tabela 5.43.

Tabela 5.43 - Relação SV/ST das amostras de lodo do reator UASB.

Relação SV/ST								
Pontos de amostragem	STV/ST				SSV/SST			
	Semanas				Semanas			
	4	8	12	15	4	8	12	15
0,2 m	0,59	0,51	0,54	0,63	0,62	0,18	0,89	0,79
0,7 m	0,61	0,59	0,59	0,59	0,59	0,71	0,64	0,64
1,2 m	0,45	0,63	0,63	0,64	0,41	0,63	0,62	0,60
1,7 m	0,50	0,80	0,79	0,75	0,33	0,89	0,67	0,72

De acordo com Andreoli *et al.* (2001), a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais é um bom indicador da fração orgânica dos sólidos do lodo, assim como do nível de digestão do lodo. Em lodos não digeridos, a relação STV/ST e SSV/SST varia de 0,75 a 0,80, enquanto em lodos digeridos estes valores estão na faixa entre 0,60 e 0,65.

Observando-se os valores obtidos para SSV/SST é possível afirmar que houve uma estabilização do lodo no decorrer do monitoramento, pois as alturas de 0,7 m e 1,2 m, não apresentaram valores dentro da faixa citada por Andreoli *et al.* (2001) na semana 4, no

entanto, conforme as semanas avançaram, tais valores foram obtidos, contudo para a altura de 0,2 m observou-se um valor característico de lodos digeridos apenas na semana 4 e a altura de 1,7 m não apresentou tal valor em nenhuma semana. Analisando os valores obtidos para STV/ST pode-se dizer que apenas a altura de 1,7 m apresentou valor de lodo pouco digerido para a semana 15, porém tal estabilização pode ocorrer futuramente.

Ramos 2008 observou que no início de seu experimento, os valores da relação SVT/ST situavam-se em torno de 0,75, passando em alguns períodos a valores próximos a 0,65, corroborando a hipótese de que o lodo sofre um processo de estabilização dentro do reator ao longo do tempo, característica também observada neste estudo.

## 5.12 Sugestões de melhorias para a ECTE

- Eliminar todos os problemas operacionais encontrados durante o estudo, entre eles estão o conserto da coroa de separação de fases do reator UASB 1 e fixação do meio suporte do BAS 2;
- Trocar a tubulação de recirculação de lodo por uma tubulação de maior diâmetro ou trocar o sistema de aeração atual por bomba de sucção para *air lift*, para eliminar os entupimentos que ocorrem com frequência;
- Realizar o descarte de lodo em duas alturas, além do descarte no fundo do reator que é feito atualmente sugere-se que também seja feito o descarte na altura de 1,70 m para a eliminação de lodo menos digerido com piores características de sedimentabilidade;
- Adicionar mais dois pontos de amostragem, localizados a 2,20 m e 2,70 m do fundo do reator para um acesso mais abrangente do compartimento de digestão;
- Adicionar um medidor automático de vazão ao sistema para que os parâmetros adotados para o projeto possam ser checados;
- Adicionar um tanque de equalização ou algum outro dispositivo que regularize a vazão de entrada proporcionando uma vazão afluyente constante e equalizada;
- Aumentar a frequência de monitoramento do sistema de semestral para mensal;
- Fazer a aquisição de um medidor portátil de OD e pH para que os operadores possam fazer a medição de tais parâmetros em campo;
- Realizar a recirculação de efluente do BAS para o reator UASB ou adicionar outra etapa ao tratamento para promover a remoção de nitrogênio e se possível realizar uma

sedimentação do efluente, o que também provavelmente eliminaria os problemas relacionados à concentração de SS acima de  $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$  no efluente final, a implantação de um decantador secundário que não fosse integrado ao BAS e onde fosse possível realizar uma recirculação de efluente deste para o BAS ou então alterar a recirculação de lodo do BAS para o reator UASB e realizar esta recirculação de lodo do decantador secundário para o reator UASB, seria uma possível solução.

## 6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos das análises realizadas para o reator UASB, BAS e o sistema como um todo pode-se concluir que:

- Os resultados obtidos nesta pesquisa mostraram que tratamentos descentralizados, tais como ECTEs são boas alternativas para pequenos municípios e podem atender os padrões de eficiência exigidos pela legislação desde que seja feito um acompanhamento operacional e manutenção mínimos para o bom funcionamento do sistema;
- O sistema com a configuração reator UASB seguido de BAS se mostrou bastante eficiente principalmente em relação às remoções de DBO<sub>5</sub> e DQO filtrada, com valores médios de no mínimo 91% e 85% respectivamente, valores acima dos usuais para esse tipo de tratamento;
- Houve uma queda na eficiência de remoção da maior parte dos parâmetros da Fase 4 para a Fase 5, entre eles pode-se citar, DBO<sub>5</sub>, DQO filtrada, STV, ST, SS, principalmente no reator UASB o que indica que provavelmente o tempo de intervalo entre os descartes de lodo do reator UASB para um bom funcionamento desta unidade seja de aproximadamente 4 meses;
- A temperatura não esteve dentro da faixa ótima para a atividade microbiana durante o período do experimento, no entanto os valores obtidos referentes à eficiência e estabilidade do sistema sugerem que tal fato não foi um fator limitante para o bom funcionamento do sistema;
- O pH permaneceu estável e dentro da faixa ótima para a atividade microbiana durante todo o período experimental, e o comportamento dos AVT e alcalinidade, principalmente para o reator UASB mostrou que o sistema apresentou um boa estabilidade.
- Durante todo o período de monitoramento, houve queda de alcalinidade no tratamento aeróbio, permitindo a ocorrência da nitrificação, removendo nitrogênio amoniacal, no entanto concluiu-se que esta configuração de tratamento não realiza a remoção completa do nitrogênio, apesar de ter havido remoção de nitrogênio amoniacal, a concentração de nitrito e nitrato aumentou do reator UASB para o BAS;
- No geral o sistema apresentou um efluente final de boa “aparência” devido a altas remoções de turbidez e cor aparente, de no mínimo 95% e 92% respectivamente;

- Não foi possível estabelecer a causa exata dos problemas relacionados ao histórico de aumento de concentrações de SS no efluente final devido aos vários problemas que foram relatados no item 5.8 e à falta de monitoramento, controle e equalização da vazão afluente do sistema;
- Acredita-se que apesar das várias dificuldades encontradas devido a problemas operacionais aos quais um sistema de tratamento real está sujeito, a pesquisa já tenha contribuído bastante para a comunidade, pois durante as 16 semanas de monitoramento, no mês de julho, foi obtida a Licença de Operação da ECTE que é válida até 20/07/2020 e tal ocorrido mostra que houve melhora na qualidade do efluente final. A ECTE ainda não havia conseguido obter tal licença devido a um histórico de problemas desde o início de sua operação, e até então vinha sendo operada com uma Licença de Operação a Título Precário.

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram a importância de um acompanhamento operacional através do monitoramento de parâmetros pertinentes em ETEs, principalmente em ECTEs que são mais sensíveis às variações do que os usuais sistemas de tratamento de efluente sanitário presentes em municípios de pequeno porte que geralmente são constituídos por lagoas de estabilização.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

- Realizar um acompanhamento operacional mais longo que abranja todas as estações do ano, principalmente os períodos chuvosos e caso se prove necessário, realizar um trabalho para a eliminação de despejos de águas pluviais na rede coletora de esgoto;
- Realizar mais trabalhos acadêmicos que beneficiem a comunidade através de parcerias entre universidades e instituições públicas ou até mesmo privadas visto aplicabilidade e importância para tratamentos descentralizados.

## 8. REFERÊNCIAS

AISSE, M. M. *et al.* Avaliação de um Sistema UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa-PB. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2001.

AISSE, M. M. e SOBRINHO, P.A. (2001). Avaliação do sistema UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – FINEP/ PROSAB, 2, 131-140.

AISSE, M. M., *et al.* (2000). “Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios: Monitoramento de reatores tipo RALF”. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – coletânea de trabalhos técnicos*, ABES, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 348p.

ALEM SOBRINHO P. e JORDÃO E.P. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. Cap. 9. In: Chernicharo, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. FINEP/PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 544p.

ANDREOLI, C. V. (2001). *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 484p.

ARAÚJO, Ana Paula Cosso Silva; FREITAS, Bruno de Oliveira. Remoção de matéria orgânica e oxidação do nitrogênio amoniacal presente em esgoto sanitário por sistema combinado UASB e biofiltro aerado submerso. *Enciclopédia Biosfera, Gôiania*, v. 10, n. 19, p.1642-1655, 01 dez. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: Abnt, 1992.

ASSOCIADOS, Go. Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Estado de São Paulo. São Paulo: Trata Brasil, 2013. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>>. Acesso em: 02 nov. 2014.

AWUAH, E.; ABROKWA, K. A.. Performance evaluation of the UASB sewage treatment plan at Jame Town (Mudor), Accra. In: WEDC INTERNATIONAL CONFERENCE, 33., 2008, Ghana. Conference. Ghana: Wedc, 2008. p. 21 - 26. Disponível em: <[http://wedc.lboro.ac.uk/resources/conference/33/Awuah\\_E\\_2.pdf](http://wedc.lboro.ac.uk/resources/conference/33/Awuah_E_2.pdf)>. Acesso em: 17 jun. 2015.

BRASIL. Assembleia Legislativa. Constituição (2013). Decreto nº 8141, de 20 de novembro de 2013. Decreto Nº 8141, de 20 de Novembro de 2013. Brasília, DF, Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2013/Decreto/D8141.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Decreto/D8141.htm)>. Acesso em: 14 dez. 2013.

———. Constituição (2007). Lei nº 11445, de 05 de janeiro de 2007. Diretrizes Nacionais Para O Saneamento Básico. Brasília, DF, Disponível em:

<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em: 19 out. 2014.

———. Constituição (2013). Portaria Interministerial nº 571, de 5 de janeiro de 2013. Portaria Interministerial N 571. Brasil, Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/62664459/dou-secao-1-06-12-2013-pg-176>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

———. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções do CONAMA nº. 357. Brasília DF. SEMA, 2005.

———. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções do CONAMA nº. 430. Brasília DF. SEMA, 2011.

———. Resolução nº 377, de 9 de janeiro de 2006. Resolução Conama Nº 377. Brasil, 10 jan. 2006.

CAMPOS, J. R. C., Ed. (1999). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, ABES-RJ. 464.

CARRAND, G. *et al.* (1989) - Elimination of carbonaceous and nitrogenous pollutants by a twin-stage fixed growth process - *Water Sci. & Technol.*, vol. 22, no 1/2, pp. 261 – 272.

CARVALHO JUNIOR, Orlando de; POVINELLI, Jurandyr. Biofiltro aeróbio submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais. Campo Grande: Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. p. 1 - 11.

CARVALHO JUNIOR, Orlando de. Nova configuração de biofiltro aerado submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator UASB. 2008. 141 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Civil - Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. Disponível em: <[www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/.../OrlandoCarvalho.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/.../OrlandoCarvalho.pdf)>. Acesso em: 18 jul. 2015.

CAVALCANTI, P. F. F., MEDEIROS, E. J. S., SILVA, J. K. M. e VAN HAANDEL, A. (1999). “Excess sludge discharge frequency for UASB reactors.”, *Water Science & Technology*, 40(8), 211-219.

CESAR NETO, Julio Cerqueira. Saneamento Básico antes, durante e depois do PLANASA. *Brasil Engenharia*, São Paulo - Sp, v. 1, n. 616, p.11-12, jul. 2013. Bimestral. Disponível em: <[http://www.brasilengenharia.com/portal/images/stories/revistas/edicao616/616\\_palavra\\_01.pdf](http://www.brasilengenharia.com/portal/images/stories/revistas/edicao616/616_palavra_01.pdf)>. Acesso em: 26 out. 2014.

CHAN, Yi Jing et al. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 155, n. 1, p. 1-18, 2009.

CHEN, Ye; CHENG, Jay J.; CREAMER, Kurt S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. *Anaerobic Reactors*. Minas Gerais: Iwa Publishing, 2007. 175 p. (Biological Wastewater Treatment Series). Volume four.

———. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 2007. 379 p.

CHERNICHARO, Carlos Augusto; ARAÚJO, Vera Lúcia; GONÇALVES, Ricardo Franci. Estudos sobre o Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB Através de Biofiltros Aerados Submersos. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01414p04.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2014.

CHERNICHARO, CAL de. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO C.A.L, VAN HAANDEL A.C. & CAVALCANTI P.F.F. (1999). Capítulo 9: Controle operacional de reatores anaeróbios. In: Campos, J.R. (coordenador). *Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. ABES/FINEP/PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 436 p.

CHONG, Siewhui *et al.* The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. *Water Research*, [s.l.], v. 46, n. 11, p.3434-3470, jul. 2012. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.066. Disponível em: <<http://api.elsevier.com/content/article/PII:S0043135412002400?httpAccept=text/xml>>. Acesso em: 17 jul. 2015.

DILALLO,R. e ALBERTON, O.E. *Volatile acids by direct titration*. *Journal of water pollution control federation*, v. 33, n.4, p. 356-356. 1961.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FARABEGOLI, G.; CHIAVOLA, A.; ROLLE, E. The biological aerated filter (BAF) as alternative treatment for domestic sewage. Optimization of plant performance. *Journal of hazardous materials*, v. 171, n. 1, p. 1126-1132, 2009.

FOCO, M. L. R.; NOUR, E. A. A, Desempenho de sistema combinado anaeróbio/aeróbio na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário, *Ciências Exatas e Tecnológicas*, v.35, n.2, p.131-138, 2014.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: *Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Montevideo, Uruguay, p. 97-110. 1994.

FORESTI E., ZAIAT M., VALLERO M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends,

perspectives, and challenges. *Rev Environ Sci Bio/Technol* 2006;5:3–19.

GIUSTINA, Saulo Varela Della; MIRANDA, Luis Alcides Schiavo; MONTEGGIA, Luiz Olinto. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 3, p. 257-266, Sept. 2010. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522010000300009&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522010000300009&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 20 jul. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000300009>.

GOMES, C. S., ALVES H. B., SQUIBA, L. M. (2005). “Escumas como pesadelos dos tratamentos RALF e UASB, para esgotos sanitários.” *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. II-449, Campo Grande, Brasil.

GONÇALVES, R.F.; PASSAMANI, F.R.F.; SALIM, F.P., SILVA; A.L.B., MARTINELLI; G. e BAUER, D.G (2000). Associação de um reator UASB e biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – FINEP/ PROSAB, 1, 119-134.

GONÇALVES, R.F.; SAMMUT, F.; ROGALLA, F. (1992) - High rate biofilters - simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal - *Chemical water and Wastewater Treatment II* - Hahn, H.H. et Klute, R. (Eds) - Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 357 – 372

GOOGLE. Uru. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/place/Uru,+SP/@-21.7707491,-49.3165717,11z/data=!4m2!3m1!1s0x94bef9b7ea0a14bd:0x77105911cce1f3a4>>. Acesso em: 30 set. 2015.

HULSHOFF POL, L. W., LOPES, S. I., LETTINGA, G. and LENS, P. N. L. (2004). “Anaerobic sludge granulation.”, *Water Research*, 38(6), 1376-1389.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estados. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=df>>. Acesso em: 04 mar. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Informações básicas dos municípios. 2010. Disponível em: <[http://www.cidades.ibge.gov.br/download/mapa\\_e\\_municipios.php?lang=&uf=sp](http://www.cidades.ibge.gov.br/download/mapa_e_municipios.php?lang=&uf=sp)>. Acesso em: 28 maio. 2015.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Novo Ranking do Instituto Trata Brasil mostra os avanços e desafios para a universalização do saneamento básico nas 100 maiores cidades do país. 2013. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/novo-ranking-do-instituto-trata-brasil-mostra-os-avancos-e-desafios-para-a-universalizacao-do-saneamento-basico-nas-100-maiores-cidades-do-pais>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Ranking do Saneamento 2015: Avanço tímido do saneamento básico nas maiores cidades compromete universalização em duas décadas. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015>>. Acesso em: 18 maio 2016.

JAVAREZ JUNIOR, Antônio; PAULA JUNIOR, Durval R. de; GAZZOLA, Jonathan. Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 794-803, dez. 2007. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-69162007000400024&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162007000400024&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 12 jun. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162007000400024>.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 6 ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES Rio de Janeiro, 969 p., 2011

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. *Environmental Technology*, v. 20, n. 4, p. 355-365, 1999.

KASPAR, H. F.; WUHRMANN, K. (1978). Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 36, p. 1-7.

KASSAB, G. *et al.* Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater—A review. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 10, p. 3299-3310, 2010.

KHAN, Abid Ali *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011.

LACAMP, B. *et al.* (1992) - Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors - *Water Sci. & Technol.*, vol. 27, no 5/6, pp. 263 – 276.

LEITÃO, Renato Carrhá *et al.* The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 9, p. 1105-1118, 2006.

LETTINGA, G., and J. N. Vinken (1980) “Feasibility of the Upflow Anaerobic-Sludge Blanket (UASB) Process for the Treatment of Low-Strength Wastes,” *Proceedings of the 35th Industrial Waste Conference*, Purdue University, 1980.

LETTINGA, G. *et al.* (1980) “Use of the Upflow Anaerobic-Sludge Blanket (UASB) Concept for Biological Wastewater Treatment,” *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 22, pp. 699-743.

LETTINGA, G.; HULSHOF, P.L.W.; ZEEMAN, G. Biological wastewater treatment. Part 1: *Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes*. Wageningen Agricultural University, ed. January 1996.

LOBATO, L. C. S., CHERNICHARO, C. A. L., OLIVEIRA FILHO, J. M., MORAES, O. J. S., SOUZA, J. R. (2007). “Avaliação de desempenho da pré-operação dos reatores UASB da ETE Onça: Capacidade Instalada 2,05 m<sup>3</sup>/s.” *Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. II-383, Belo Horizonte/MG, Brasil.

MAGALHÃES J.F., VON SPERLING M. & CHERNICHARO (2005). Estudo da padronização da concentração de sólidos na realização do teste de IVL em lodos provenientes de reatores UASB. In: *Anais eletrônico do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Campo Grande.

MASSOUD, May A.; TARHINI, Akram; NASR, Joumana A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of environmental management*, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009

METCALF, L.; EDDY, H. P., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York, McGraw-Hill, 4th ed., 1334 p., 2003.

MONTEIRO, Engenheiro José Roberto do Rego. Plano Nacional de Saneamento - PLANASA: Análise de desempenho. 1993. Disponível em: <[www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/fulltext/planasa/planasa.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/fulltext/planasa/planasa.pdf)>. Acesso em: 26 out. 2014.

PEREIRA, Erlon Lopes; CAMPOS, Cláudio Milton Montenegro; MOTTERAN, Fabrício. Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor in series with Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor in the treatment of pig farming wastewater-*doi: 10.4025/actascitechnol.v35i3.14069*. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 35, n. 3, p. 477-483, 2013

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Effects of pH, acidity and alkalinity on the microbiota activity of an anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating pig manure effluents. *Revista Ambiente e Água*, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PONTES, Patrícia Procópio; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 223-234, June 2009. Available from <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522009000200010&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000200010&lng=en&nrm=iso)>. access on 28 Jan. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000200010>.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB (Rio de Janeiro). Rede Cooperativa de Pesquisa - Recope. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: Abes, 1999. 435 p. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosabcamposfinal.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2014.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB (Rio de Janeiro). Rede Cooperativa de Pesquisa - Recope. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – volume I. Rio de Janeiro: Abes, 2000. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB (Rio de Janeiro). Rede Cooperativa de Pesquisa - Recope. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – volume II. Rio de Janeiro: Abes,

2001. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

PUJOL, R., CANLER, J.P. e IWEMA, A. (1992) - Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process - *Water Sci. & Technol.*, vol. 26, no 3/4, pp. 693 - 702.

RAMOS, Ricardo Augusto. Avaliação da Influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de esgoto no Distrito Federal. 2008. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

RICE, E.W., *et al.* (Eds.) *Standard methods for the examination of water and waste water 22nd Edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation* , v.38, p. 406-411, 1986.

RODRIGUES, Luciano S. *et al.* Influence of the ratio IA/PA and volatile acids in the monitoring of UASB reactor in the treating of swine waste water. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 6, n. 5, p. 526, 2014.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Informações sobre a ECTE (e-mails, conversas, dados, imagens, projetos, etc), 2015.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8468, de 08 de janeiro de 1976. Prevenção e O Controle da Poluição do Meio Ambiente. São Paulo, Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>>. Acesso em: 11 jun. 2015.

SATO, NOBUYUKI *et al.* Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, v. 80, n. 3, p. 198-207, 2006.

SILVA, G. H. R. ; NOUR, E. A. A. ; FERMOSO, F. G. . Anaerobic-Aerobic Baffled Reactor Treating Real Municipal Wastewater in a Low Income Community. *Environmental Engineering and Management Journal (Print)*, 2015. No prelo

SILVA, J. A.; SILVA, G. H. R; SARTI, A. Tratamento de esgoto sanitário de baixa carga utilizando reator compartimentado anaeróbio/aeróbio em escala piloto. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2016. No prelo

SILVA, JULIANA ALVES DA. Nova configuração de um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga. 2015. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental - Saneamento, Universidade Estadual Paulista “júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2015. Disponível em: <<http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/cathedra/28-05-2015/000829007.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2015.

SINGH, Nitin Kumar; KAZMI, A. A.; STARKL, M.. A review on full-scale decentralized wastewater treatment systems: techno-economical approach. *Water Science & Technology*, [s.l.], v. 71, n. 4, p.468-478, mar. 2015. IWA Publishing. DOI: 10.2166/wst.2014.413.

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2013. Brasília: Ministério das Cidades, 2013. 181 p.

SPEECE, R. E., *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*, Archae, Nashville, TN.1996.

TSCHUI, M. *et al.* (1993) - Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters - Anais 2nd International Conf. Specialize on Biofilm Reactors, Paris, France - pp. 109 – 116.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. . Vocabulary Catalog List Detail - Terms of Environment. 2014. Disponível em: <[http://ofmpub.epa.gov/sor\\_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do;jsessionid=UUkpfvxtAmlei\\_mDVSkJRLdJBNS3oJhbx4s3CU4wx5g1zsWJT85i!1382820810](http://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do;jsessionid=UUkpfvxtAmlei_mDVSkJRLdJBNS3oJhbx4s3CU4wx5g1zsWJT85i!1382820810)>. Acesso em: 19 out. 2014.

VAN HAANDEL, A., LEETINGA, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with Hot Climates*. John Wiley & Sons, Inc., Chichester, U.K pp.226.

VERSIANI, B. M., *et al.* (2005). “Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais.” *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. II-026, Campo Grande, Brasil.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions Minas Gerais*: Iwa Publishing, 2005. 856 p. Volume one.

———. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions Minas Gerais*: Iwa Publishing, 2005. 634 p. Volume two.

VON SPERLING, Marcos. Coliformes e pH – médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais... . Rio de Janeiro: Abes, 2001. p. 1 - 7. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/brasil/i-094.pdf>>. Acesso em: 27 ago. 2015.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, S. C. 2009. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. *Water Science & Technology* 59 (1), 15–22.

VON SPERLING, MARCOS. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 2014. 470 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Lodos Ativados*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.

VON SPERLING, MARCOS. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 1996. 211 p.

WIKIPÉDIA. Uru (São Paulo). Disponível em: <[https://pt.wikipedia.org/wiki/Uru\\_\(São\\_Paulo\)](https://pt.wikipedia.org/wiki/Uru_(São_Paulo))>. Acesso em: 24 jul. 2015.

ZANELLA, L. *Plantas Ornamentais no Pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte*. Tese (Doutorado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP, 189 p., 2008.

ZHOU, WEILI *et al.* Effect of loading rate on the granulation process and granular activity in a bench scale UASB reactor. *Bioresource technology*, v. 98, n. 7, p. 1386-1392, 2007.

ØDEGAARD, H. Advanced Compact Wastewater Treatment Based on Precoagulation and moving Bed Biofilm Processes. *Water Science & Technology*. Vol. 42, No. 12, pp 33-48, 2000.