

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
ENGENHARIA AMBIENTAL**

JOSÉ EDUARDO MUNHOZ MARTINS

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR UASB
TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS DA UNIVERSIDADE
TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, CÂMPUS CAMPO
MOURÃO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO

2012

JOSÉ EDUARDO MUNHOZ MARTINS

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR UASB
TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS DA UNIVERSIDADE
TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, CÂMPUS CAMPO
MOURÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel de Engenharia Ambiental, pela Coordenação de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof^a. Dra. Karina Querne de Carvalho

CAMPO MOURÃO

2012



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Campo Mourão
Nome da Diretoria
Nome da Coordenação
Nome do Curso



TERMO DE APROVAÇÃO

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM REATOR UASB TRATANDO
ESGOTOS SANITÁRIOS DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ, CÂMPUS CAMPO MOURÃO**

por

JOSÉ EDUARDO MUNHOZ MARTINS

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 17 outubro de 2012 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Karina Querne de Carvalho
Profa. Dra. Orientadora

Fernando Hermes Passig
Membro titular

Eudes José Arantes
Membro titular

Dedico este trabalho a essas pessoas
excepcionais que estão sempre ao meu
lado me incentivando e me apoiando em
minhas decisões.

À vocês, Neusa, Kele e Danieli, a minha
eterna gratidão e meu amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as oportunidades proporcionadas no decorrer do curso, por me dar calma e sabedoria nas horas de angústia, por sempre estar iluminando o meu caminho.

À minha orientadora, Professora Dra. Karina Querne de Carvalho, por sua sabedoria e por seu exemplo de determinação e amor ao trabalho, pela amizade como orientadora e professora e por sua paciência em seus ensinamentos diários.

A Professora Dra. Cristiane Kreutz e ao Professor Dr. Fernando Hermes Passig por todo o apoio durante a realização deste trabalho.

A Jessica Luiza Trevizani, Débora de Mello, Ana Paula Retkva, Aline Yumi Hattori, Aline Watanabe e Kelly Leiko Umeki que estiveram me apoiando com palavras e até mesmo gestos de carinho.

A todos os professores Coordenação de Engenharia Ambiental pelos ensinamentos.

Aos amigos do laboratório Aldria Diana Belini, Andréia dos Santos Goffi, Ellen Caroline Baettker, Géssica Silva Gasparini, Jamy Oliveira Costa, Lais de Oliveira Candido, Maria Aparecida da Silva Porfírio e Regiane Cristina Ferreira por toda a ajuda prestada.

A todos meus amigos que direta ou indiretamente estiveram me apoiando durante o curso.

Aos técnicos do laboratório Kássia Ayumi Segawa do Amaral, Luana Caroline Figueiredo e Marcelo Nunes de Jesús pela ajuda prestada para realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de iniciação científica e recursos financeiros para o projeto.

Ao professor Dr Eduardo Cleto Pires por ter cedido o reator UASB para o desenvolvimento do Trabalho de Conclusão de Curso.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Campo Mourão, pelo espaço cedido para realização deste trabalho e por todo ensinamento.

Que os vossos esforços desafiem as
impossibilidades, lembrai-vos de que as
grandes coisas do homem foram
conquistadas do que parecia impossível.

Charlie Chaplin (1889 – 1977)

RESUMO

MARTINS, J. E.M. **Avaliação hidrodinâmica de um reator UASB tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão**. 2012. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

O objetivo deste trabalho de conclusão de curso foi avaliar o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB operado com vazão constante e submetido a variação senoidal cíclica de carga hidráulica em valores inferiores e superiores a 40% da vazão afluyente no tratamento dos esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão. Para isso, um reator UASB em escala piloto (160 L) foi operado com vazão afluyente de 16 L.h⁻¹ e TDH de 10 h (etapa I), variação senoidal cíclica da vazão afluyente em valores inferiores e superiores a 40 % (etapa II) e mantido a temperatura ambiente. O comportamento do reator foi avaliado por determinação dos parâmetros físico-químicos temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, DQO (bruta e filtrada), sólidos totais (fixos e voláteis) e sólidos suspensos (fixos e voláteis). Além disso, foram realizados testes de estímulo-resposta tipo pulso com eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol para avaliar o regime hidrodinâmico do reator nas duas etapas. Os resultados indicaram que os esgotos sanitários podem ser classificados como “médio” em termos de DQO e sólidos totais de acordo com Metcalf e Eddy (2003). Os valores médios de pH, alcalinidade a bicarbonato foram de 6,8, 128 mgCaCO₃.L⁻¹ (etapa I); 7,2, 247 mgCaCO₃.L⁻¹ (etapa II), para o afluyente e de 7,2, 199 mgCaCO₃.L⁻¹ (etapa I); 7,6 , 322 mgCaCO₃.L⁻¹ (etapa II) para o efluyente. A eficiência média de remoção de DQO variou de 51% a 73% (Etapa I) e de 31 a 79% (etapa II). A concentração de ácidos voláteis no efluyente resultou inferior a 76 mgHac.L⁻¹ (etapa I) e 106 mgHac.L⁻¹ (etapa II). As concentrações médias de ST foram de 1138 mg.L⁻¹ e 1022 mg.L⁻¹ (etapa I e II), para o afluyente e de 567 mg.L⁻¹ e 622 mg.L⁻¹ (etapa I e II) para o efluyente. As concentrações médias de SST foram de 355 mg.L⁻¹ e 323 mg.L⁻¹ (etapa I e II), para o afluyente e de 86 mg.L⁻¹ e 93 mg.L⁻¹ (etapa I e II) para o efluyente. O fenômeno de cauda observado nas curvas obtidas é resultante da difusão do traçador nas zonas mortas e de sua lenta liberação no efluyente. Para o número de Reynolds foi obtido valor de 8,7 (etapa I) e na (etapa II) foi obtido 3,8 para vazão mínima (7,10 L.h⁻¹), 5,8 para a vazão média (10,66 L.h⁻¹) e de 7,7 para vazão máxima (14,20 L.h⁻¹). Para o cálculo de zonas mortas foi obtida média de 31% e 20% (etapa I e II) para os ensaios com eosina Y, 26% e 30% (etapa I e II) para os ensaios com azul de bromofenol e de 16% e 40% (etapa I e II) para os ensaios com verde de bromocresol. A presença de curto-circuitos foi verificada em quase todos os ensaios hidrodinâmicos (etapa I) e na etapa II não foi verificada a presença de curto-circuitos. No estudo da eficiência hidráulica foi constatado que em todos os ensaios realizados resultaram em eficiência hidráulica insatisfatória ($\lambda \leq 0,5$) tanto para vazão constante como para a variação da vazão

Palavras-chave: Comportamento. Carga Orgânica. Tempo de Detenção Hidráulica. Zonas Mortas. Eficiência Hidráulica.

ABSTRACT

MARTINS, J. E.M. Avaliação hidrodinâmica de um reator UASB tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná câmpus Campo Mourão 2012. 100. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

The objective of completion was to evaluate the hydrodynamic behavior of a UASB reactor operated with constant and subjected to sinusoidal cyclic variation of hydraulic head values in the lower and upper 40% of the inflow of sewage treatment in the Federal Technological University Paraná, campus Campo Mourão. For this, a pilot-scale UASB reactor (160 L) was operated with influent flow of 16 L.h^{-1} and HRT of 10 h (stage I), sinusoidal cyclic variation in the inflow below and above 40% (stage II) and kept at room temperature. The behavior of the reactor was evaluated by determining the physico-chemical parameters temperature, pH, alkalinity to bicarbonate, volatile acids, COD (raw and filtered), total solids (fixed and volatile) and suspended solids (fixed and volatile). In addition, tests were performed stimulus-response type pulse with eosin Y, bromophenol blue and bromocresol green to evaluate the hydrodynamic regime of the reactor in two stages. The results indicated that the sewage can be classified as "average" in terms of COD and total solids according to Metcalf and Eddy (2003). The average values of pH, bicarbonate alkalinity were 6.8, $128 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ (step I); 7.2, $247 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ (step II) for the influent and 7.2, $199 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ (step I); 7.6, $322 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ (step II) for the effluent. The average efficiency of COD removal ranged from 51% to 73% (Stage I) and 31 to 79% (stage II). The volatile acid concentration in the effluent resulted in less than 76 mgHac.L^{-1} (step I) and 106 mgHac.L^{-1} (step II). The average concentrations of ST were 1138 mg.L^{-1} and 1022 mg.L^{-1} (stage I and II) for the influent and 567 mg.L^{-1} and 622 mg.L^{-1} (stage I and II) for the effluent. The mean concentrations of TSS 355 mg.L^{-1} and 323 mg.L^{-1} (stage I and II) for the influent and 86 mg.L^{-1} and mg.L^{-1} (stage I and II) for the effluent. The phenomenon observed in the tail curves obtained results from the diffusion of the tracer in dead zones and its slow release in the effluent. For the Reynolds number was obtained value of 8.7 (step I) and (stage II) was obtained 3.8 to minimum flow (7.10 L.h^{-1}) 5.8 to the average flow (10.66 L.h^{-1}) and 7.7 for maximum throughput (14.20 L.h^{-1}). For the calculation of dead zones was obtained average of 31% and 20% (stage I and II) for assays with Eosin Y, 26% and 30% (stage I and II) for assays with bromophenol blue and 16% and 40% (stage I and II) for assays with bromocresol green. The presence of short circuiting was observed in almost all tests hydrodynamic (step I) and step II was not detected the presence of short circuits. In the study of hydraulic efficiency was found that in all tests have resulted in poor hydraulic efficiency ($\lambda \leq 0.5$) for both constant flow and for the flow variation

Keywords:Hydrodynamic tests. Organic Load. Hydraulic Detention Time. Dead Zones. Hydraulic Efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema simplificado da digestão anaeróbia	19
Figura 2. Desenho esquemático de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente.....	21
Figura 3. Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB).....	35
Figura 4. Tanque de equalização	36
Figura 5. Lodo anaeróbio floculento utilizado como inóculo	37
Figura 6. Variação senoidal cíclica de 40% da vazão média afluyente.....	39
Figura 7. Fluxograma da distribuição porcentual da concentração de sólidos no afluyente	48
Figura 8. Resultados dos perfis de 9 h de amostragem temporal: a) temperatura, b) pH, c) alcalinidade a bicarbonato, d) ácidos voláteis, e) DQO bruta, f) DQO filtrada, g) ST, h) relação STV/ST	50
Figura 9. Resultados do perfil 1 de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, E) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA I – TDH = 10 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9 h	54
Figura 10. Resultados do perfil 2 de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação de SSV/SST (ETAPA I – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo de 0 dos gráficos correspondem às 9 h	57
Figura 11. Resultados do perfil 3 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA I – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h	60
Figura 12. Resultados do perfil 1 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h	65
Figura 13. Resultados do perfil 2 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h	68
Figura 14. Resultados do perfil 3 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h ⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h	71
Figura 15. Curvas de variação da concentração dos traçadores nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol - c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol - e) ensaio 5, f) ensaio 6.....	75
Figura 16. Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol ao longo do tempo de amostras do efluente	

para os ensaios de estímulo-resposta com vazão constante: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol – c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol – e) ensaio 5, f) ensaio 6 -◇- Dados experimentais; -- pequena dispersão; -Δ- N-CSTR em série; – grande dispersão.78

Figura 17. Curvas de variação da concentração dos traçadores nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol - c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol - e) ensaio 5, f) ensaio 6.....81

Figura 18. Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol ao longo do tempo de amostras do efluente para os ensaios de estímulo-resposta com vazão constante: eosina Y– a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol – c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol – e) ensaio 5, f) ensaio 6 -◇- Dados experimentais; -- pequena dispersão; -Δ- N-CSTR em série; – grande dispersão.84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica de esgotos sanitários	17
Tabela 2 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios reator (UASB) em relação aos processos aeróbios convencionais	20
Tabela 3 - Aplicações de reatores UASB no tratamento de esgotos sanitários	23
Tabela 4 - Condições operacionais do sistema reator UASB seguido de filtro biológico.....	25
Tabela 5 - Resultados da eficiência média de remoção de matéria orgânica	27
Tabela 6 - Aplicações de ensaios hidrodinâmicos em reatores UASB.....	29
Tabela 7 - Parâmetros analisados, seus respectivos métodos e metodologia utilizada	37
Tabela 8 - Etapas de operação do reator UASB	38
Tabela 9 - Características dos ensaios de estímulo-resposta utilizados no reator UASB	40
Tabela 10 - Definição das variáveis para a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica ($E\theta$) em função do tempo adimensional (θ)	41
Tabela 11 - Modelos teóricos uniparâmetros de dispersão, pequena intensidade (PD), grande intensidade (GD) e tanques em séries (N-CSTR).....	42
Tabela 12 - Caracterização dos esgotos sanitários coletados no campus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná	47
Tabela 13 - Composição típica dos esgotos sanitários	49
Tabela 14 - Parâmetros de amostragem do monitoramento do afluente e efluente..	52
Tabela 15 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 1 de 24 h (TDH = 10 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	56
Tabela 16 - Resumo dos resultados do perfil 2 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	59
Tabela 17 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 3 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	62
Tabela 18 - Parâmetros de amostragem do monitoramento do afluente e efluente..	63
Tabela 19 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 1 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	67
Tabela 20 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 2 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	70
Tabela 21 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 3 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = $0,23 \text{ m.h}^{-1}$).....	73
Tabela 22 - Parâmetro obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o reator UASB	76
Tabela 23 - Coeficiente de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos	77
Tabela 24 - Parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o reator UASB	82

Tabela 25 - Coeficiente de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos	85
Tabela 26 - Volume de zonas mortas obtidos com os ensaios eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol.....	88
Tabela 27 - Resultados da análise estatística ANOVA fator duplo com repetição	91

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ANOVA – Análise de Variância;

C_i - Concentração de traçador, $[M] \cdot [L]^{-3}$

$CaCO_3$ – Carbonato de Cálcio;

CH_4 – Gás Metano;

CH_3COO – Acetato;

CO_2 – Gás Carbônico;

D – Coeficiente de dispersão, $[L]^2 \cdot [T]^{-1}$

D – Diâmetro para o fluxo no tubo;

$D/\mu L$ – Número de dispersão do reator;

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; $[M].[L]^{-3}$

DP- Desvio padrão;

DQO – Demanda Química de Oxigênio; $[M].[L]^{-3}$

DTR – Distribuição de Tempo de Residência;

e – Volume efetivo do reator;

E_i – Curva de distribuição de idade de saída do traçador, $[T]^{-1}$

EESC – Escola de Engenharia de São Carlos;

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto;

FB – Filtro Biológico;

GD – Grande Dispersão;

H_2 – Hidrogênio;

H_2S – Ácido Sulfídrico;

LiCl – Cloreto de Lítio;

Máx- Valor máximo

Mín – Valor mínimo

NaF – Fluoreto de Sódio;

NaOH – Hidróxido de Sódio;

N – Número de Reatores em Séries;

N-CSTR – Tanques em Séries;

NH_3 – Amônia;

PD – Pequena Dispersão;

PFF – Fatores de Fluxo de pico;

pH – Potencial Hidrogênionico;

Q – Vazão média afluyente; [M³]. [T⁻¹]

RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado;

RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo;

R_e – Número de Reynolds;

S - Área sob a curva concentração – tempo [M]. [T]. [L]⁻³

ST – Sólidos Totais; [M].[L]⁻³

STF – Sólidos Totais Fixos; [M].[L]⁻³

STV – Sólidos Totais Voláteis; [M].[L]⁻³

SST – Sólidos Suspensos Totais; [M].[L]⁻³

SSF – Sólidos Suspensos Fixos; [M].[L]⁻³

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; [M].[L]⁻³

t – Tempo;

T_K – Pico de concentração do traçador;

T_N – TDH real;

T – Temperatura (°C);

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico;

T_R – Tempo de médio de residência obtido da curva DTR, [T]

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto;

USP – Universidade de São Paulo;

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

v – Volume do reator [L³];

V_d – Volume do reator;

V_t – Volume do total do reator;

μ - Viscosidade dinâmica do fluido;

x – Média;

Θ_m – Variância média;

λ – Comprimento de onda

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.1 ESGOTOS SANITÁRIOS.....	16
3.2 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	17
3.3 REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO E FLUXO ASCENDENTE (UASB)	19
3.4 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS.....	21
3.5 APLICAÇÕES DE REATORES UASB NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	23
3.6 COMPORTAMENTO DE REATORES UASB SUBMETIDOS À VARIAÇÃO DE VAZÃO	25
3.7 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS EM REATORES UASB.....	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 REATOR UASB.....	34
4.2 SUBSTRATO	35
4.3 INÓCULO.....	36
4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS	37
4.5 OPERAÇÃO DO REATOR UASB.....	38
4.6 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS.....	39
4.7 NÚMERO DE REYNOLDS.....	43
4.8 VOLUME DE ZONAS MORTAS.....	43
4.9 PRESENÇA DE CURTO-CIRCUITOS.....	44
4.10 EFICIÊNCIA HIDRÁULICA.....	44
4.11 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA.....	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS	46
5.2 OPERAÇÃO DO REATOR UASB (160 L) – ETAPA I.....	51
5.3 OPERAÇÃO DO REATOR UASB (160l) – ETAPA II	62
5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS – ETAPA I.....	73
5.5 CURVAS DE CONCENTRAÇÃO x TEMPO.....	74
5.6 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS – ETAPA II.....	80
5.7 NÚMERO DE REYNOLDS.....	87
5.8 VOLUME DE ZONAS MORTAS.....	88

5.9 PRESENÇA DE CURTO-CIRCUITOS	89
5.10 EFICIÊNCIA HIDRÁULICA.....	89
5.11 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA.....	90
6 CONCLUSÃO	92
REFERÊNCIAS.....	94

1 INTRODUÇÃO

Um dos sistemas mais utilizados para o tratamento de esgotos sanitários é os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Os reatores UASB no tratamento de esgotos sanitários apresentam uma série de vantagens em relação aos sistemas aeróbios convencionais (lodos ativados), tais como: eficiência de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 65 a 75%, baixa produção de lodo, baixo requerimento de energia elétrica, facilidade de instalação, operação e manutenção, baixo requerimento de área de construção, possibilidade de aproveitamento do biogás, capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e hidráulicas, dentre outras (CHERNICHARO, 2000).

No entanto uma significativa desvantagem do reator UASB é a baixa eficiência quanto à remoção de patógenos e nutrientes, havendo a necessidade de um sistema de pós-tratamento, sensibilidade do processo caso ocorra mudança das condições operacionais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas), dentre outras.

Com a expansão da utilização do reator UASB, melhor conhecimento acerca do comportamento hidrodinâmico destes reatores tornou-se necessário, devido que a grande maioria dos trabalhos realizados abordam somente o reator sob o ponto de vista da eficiência na remoção de parâmetros (matéria orgânica, sólidos, alcalinidade, nitrogênio, fósforo, dentre outros), com pouco conhecimento acerca das características hidrodinâmicas destes reatores (Hanisch; Pires, 1996).

A realização do estudo hidrodinâmico de um reator contribui para o aumento da eficiência do mesmo, pois possibilita a detecção de zonas mortas, caminhos preferenciais, recirculação interna e outras anomalias do escoamento no interior do reator. Estas anomalias podem prejudicar a eficiência do reator no tratamento de águas residuárias devido à diminuição ou o aumento do volume útil e do tempo de detenção hidráulica do reator (Passig; Blundi, 1999; Carvalho et al. 2008; Salgado, 2008).

Os ensaios estímulo-resposta tipo pulso é um método experimental utilizado para estudar as curvas de distribuição do tempo de residência (DTR) de um fluido no

reator, que consiste na injeção de uma substância inerte chamada traçador na entrada da linha de alimentação do reator e a medição da concentração do traçador na saída do efluente do reator ao longo do tempo. Os dois métodos mais utilizados de injeção são perturbação em pulso e perturbação em degrau (LEVENSPIEL, 2000).

Segundo Levenspiel (2000) a perturbação em pulso consiste na injeção de traçador na entrada da linha de alimentação do reator, em um dado intervalo com o menor tempo possível. A perturbação em degrau consiste na injeção do traçador na linha de alimentação do reator a uma taxa constante em um intervalo de tempo estabelecido.

Peña et al. (2006) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB com volume de 296 m^3 , operando com variação de vazão de $7,7$ a $15,5 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, com TDH de 5 h e 10 h , mantido a temperatura ambiente variável de 21°C a 25°C . Esses autores verificaram comportamento hidrodinâmico tendendo a fluxo de mistura completa em série no reator. Os coeficientes de dispersão foram de $0,15$; $0,19$; $0,66$ e $0,38$.

Uldal (2008) estudou o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB com volume de 53 m^3 , operado com variação de vazão de $2000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, $4000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ e $5000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, TDH de $10,6 \text{ h}$, $12,5 \text{ h}$ e $26,5 \text{ h}$ e mantido a temperatura ambiente variando de 20°C a 35°C . A autora constatou que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo de pistão e os coeficientes de pequena dispersão foram de $0,0115$; $0,0048$ e $0,037$ para vazões de $2000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, $4000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ e $5000 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, respectivamente.

Dentro deste contexto, esse trabalho teve como objetivo principal avaliar a influência da variação senoidal cíclica da vazão afluyente no regime hidrodinâmico de um reator UASB, em escala piloto, tratando os esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O trabalho de conclusão de curso tem como objetivo geral avaliar a influência da variação senoidal cíclica da vazão afluyente no regime hidrodinâmico do reator UASB.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos corresponderam a:

- Caracterizar os esgotos sanitários do câmpus Campo Mourão da UTFPR por meio de determinações de parâmetros físico-químicos;
- Avaliar o comportamento (eficiência) do reator UASB operado com vazão constante e submetido a variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluyente ($10,66 \text{ L.h}^{-1}$), por meio de análises de parâmetros físico-químicos;
- Testar eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol nos ensaios hidrodinâmicos de estímulo-resposta com reator operado com vazão constante ($10,66 \text{ L.h}^{-1}$) e submetido a variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluyente;
- Estudar as características hidráulicas número de Reynolds, volume de zonas mortas, presença de curto-circuito e eficiência hidráulica para reator operado com vazão constante ($10,66 \text{ L.h}^{-1}$) e submetido a variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluyente;
- Analisar os dados experimentais de concentração dos traçadores (eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol) no efluente do reator através da análise estatística ANOVA fator duplo com repetição, nas condições de vazão constante ($10,66 \text{ L.h}^{-1}$) e variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluyente.

3 REVISÃO DE LITERATURA

Esse capítulo aborda os seguintes tópicos: esgotos sanitários, processo de digestão anaeróbia, reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), caracterização dos esgotos sanitários, aplicações de reatores UASB no tratamento de esgotos sanitários, comportamento de reatores UASB submetidos à variação de vazão e ensaios hidrodinâmicos em reatores UASB.

3.1 ESGOTOS SANITÁRIOS

Esgotos sanitários são aqueles provenientes de residências, edifícios comerciais, instituições e edificações que contenham instalações de banheiro, lavanderia, cozinhas, ou outros, em que houver utilização de água para fins domésticos. Esses resíduos são compostos principalmente da água do banho, fezes, urinas, restos de alimentos, sabão/detergente e águas de lavagem (JORDÃO; PESSOA, 2005).

A origem dos esgotos pode ser doméstica, pluvial (água das chuvas) e industrial (água utilizada nos processos industriais). Os esgotos sanitários podem causar enormes prejuízos à saúde, a segurança e o bem-estar do homem se não receberem tratamento adequado antes do lançamento em corpos hídricos receptores. Outro aspecto de grande relevância em termos de qualidade biológica da água é relativo à possibilidade da transmissão de doenças como: cólera, leptospirose, febre tifóide, disenteria amebiana, giardíase, paralisia infantil, hepatite infecciosa, dentre outros.

Segundo Sperling (1996), cerca de 99,9% dos esgotos está sob a forma líquida e o restante constituído por sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos e dissolvidos, sendo necessário seu tratamento devido à presença deste 0,1% de sólidos.

Os constituintes presentes nos esgotos sanitários são organismos patogênicos, matéria orgânica, nutrientes (fósforo e nitrogênio), óleos e graxas, materiais sólidos e flutuantes (Jordão; Pessoa, 2005). A matéria orgânica

carbonácea é um dos constituintes que tem maior presença nos esgotos, sendo formada principalmente por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%), uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, dentre outros.

Metcalf e Eddy (2003) caracterizaram os esgotos domésticos em concentração baixa, média ou alta, de acordo com a concentração dos constituintes físico-químicos (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição típica de esgotos sanitários

Parâmetros	Esgotos Sanitários		
	Baixa	Média	Alta
DQO Total (mg.L ⁻¹)	250	430	800
DBO (mg.L ⁻¹)	110	190	350
ST (mg.L ⁻¹)	390	720	1230
STD (mg.L ⁻¹)	270	500	860
SDF (mg.L ⁻¹)	160	300	520
SDV (mg.L ⁻¹)	110	200	340
SST (mg.L ⁻¹)	120	210	400
SSF (mg.L ⁻¹)	25	50	85
SSV (mg.L ⁻¹)	95	160	315

Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

3.2 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia consiste em um processo biológico no qual ocorre a degradação da matéria orgânica carbonácea por grupos de micro-organismos que transformam a matéria orgânica carbonácea em subprodutos, tais como lodo, líquido e gases. A digestão pode ser dividida em três etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Os produtos finais do processo anaeróbio são compostos inorgânicos, incluindo o dióxido de carbono e amônia e o metano, sendo este último com potencial para ser utilizado como fonte alternativa de energia (SPERLING, 1996; CHERNICHARO, 2000).

Na etapa da hidrólise, como as bactérias hidrolíticas não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, os materiais particulados complexos (moléculas maiores) são convertidos em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores) através da ação de exoenzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas.

Na etapa da acidogênese, os produtos solúveis formados na primeira etapa (hidrólise) são assimilados nas células das bactérias fermentativas, sendo realizada conversão destes produtos, transformando em compostos orgânicos mais simples. Os principais produtos formados no decorrer do processo são ácido propiônico, ácido butírico, ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, dióxido de carbono (CO_2), ácido sulfídrico (H_2S) e hidrogênio (H_2). Como os ácidos graxos voláteis são o principal produto formado, nessa etapa é usualmente designada de fase ácida.

Na etapa da acetogênese, os produtos formados gerados durante a fase de acidogênese são convertidos em substratos apropriados para as bactérias metanogênicas, tais como hidrogênio (H_2), dióxido de carbono (CO_2) e acetato (CH_3COO^-). Contudo, no mínimo 50% da matéria orgânica carbonácea é transformada em propionato e butirato, no qual posteriormente são transformados em acetato e hidrogênio, através da ação das bactérias acetogênicas.

A etapa final do processo de digestão anaeróbia, a metanogênese, é realizada por um grupo de micro-organismos, denominados arqueias metanogênicas. Este grupo de micro-organismos pode desempenhar papel importante no processo anaeróbio por duas vias, sendo a primeira via realizada através das bactérias utilizadoras de acetato (CH_3COO^-) (acetoclásticas), que são capazes de produzir o metano (CH_4) a partir do acetato pelos gêneros predominantes *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*. Na segunda via, são capazes de produzirem o metano (CH_4) a partir do hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2) através bactérias utilizadoras de hidrogênio (hidrogenotróficas), os gêneros predominantes *Methanosarcina* e *Methanosaeta*.

Na Figura 1 é apresentado um esquema simplificado do processo de digestão anaeróbia.

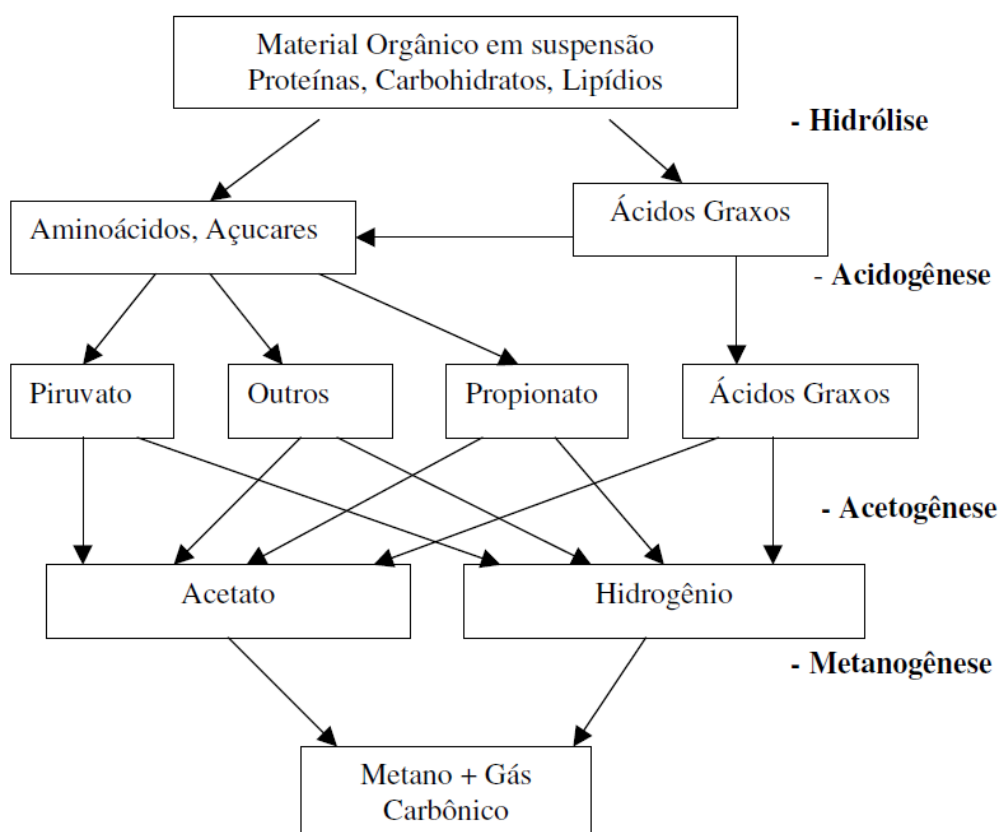


Figura 1. Esquema simplificado da digestão anaeróbia
Fonte: Brito (2006) adaptado de Foresti (1999)

3.3 REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO E FLUXO ASCENDENTE (UASB)

O reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB- *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) foi desenvolvido na Holanda, no final dos anos 70, desenvolvido pelo Prof. Gatzke Lettinga e seus colaboradores da Universidade de Wageningen. Os reatores UASB vêm sendo cada vez mais implantados em países em desenvolvimento como Colômbia, Brasil, México, Cuba, dentre outros.

Os processos anaeróbios (com ênfase no reator UASB) apresentam algumas vantagens e desvantagens em relação aos processos aeróbios convencionais como pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios reator (UASB) em relação aos processos aeróbios convencionais

Vantagens	Desvantagens
Simplicidade de construção e operação	Geração de maus odores
Flexibilidade de instalação	Longo intervalo de tempo necessário para partida (sem inóculo)
Menor demanda de área	Necessidade de pós-tratamento para atender a legislação vigente
Menores custos de energia elétrica	Menor remoção de nutrientes e patógenos
Menor produção de lodo	
Boa desidratabilidade do lodo	
Reuso do lodo em novos reatores	
Eficiência de remoção da matéria orgânica (65% a 75% - DQO)	

Fonte: Adaptado de Foresti (2002); Seghezzeo (2004)

O princípio de funcionamento de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) compreende a entrada do líquido pela parte inferior do reator em sentido fluxo ascendente e escoamento através de uma camada de leito de lodo que pode ser granular ou floculento, na qual diferentes mecanismos físicos e bioquímicos agem a fim de reter e biodegradar substâncias orgânicas.

Com o crescimento da biomassa há formação de grânulos que auxiliam na eficiência do reator. Com o processo de digestão anaeróbia do líquido no reator, há formação de gases metano (CH_4) e sulfídrico (H_2S) que em forma de bolhas tendem a flotar. Para minimizar o efeito do arraste de sólidos no efluente, utiliza-se um separador trifásico (gás-sólido-líquido) na parte superior do reator, promovendo retenção das bolhas, acúmulo de biogás e retorno da biomassa para o manto de lodo. Dentre os resíduos gerados nessa unidade de tratamento destacam-se o biogás e o lodo (CHERNICHARO, 2000).

Um desenho esquemático do funcionamento de um reator UASB é apresentado na Figura 2, com os pontos de entrada do afluente, compartimento de digestão composto por leito e manta de lodo, defletores de gases, separador trifásico e compartimento de sedimentação.

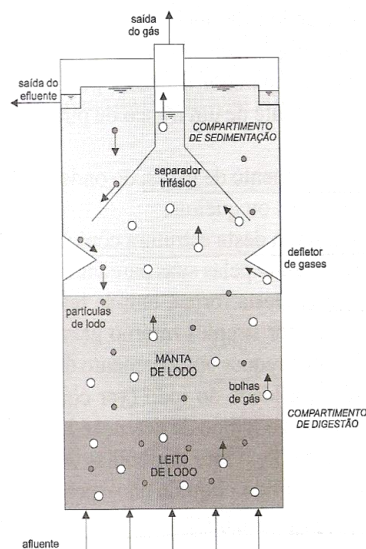


Figura 2. Desenho esquemático de um reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente
Fonte: Sperling (1996)

3.4 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

A caracterização dos esgotos sanitários é importante para conhecermos a composição quantitativa e qualitativa do esgoto, dessa forma adotar um sistema de tratamento mais adequado para cada tipo de efluente.

A caracterização dos esgotos sanitários é de grande importância para se obter maiores conhecimentos sobre a composição quantitativa e qualitativa do esgoto, e conseqüentemente analisar a eficiência do sistema de tratamento e até mesmo a adoção de um sistema de tratamento mais adequado para cada tipo de efluente.

Villela e Foresti (1998) estudaram a caracterização dos esgotos sanitários coletados na área nordeste do câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). O estudo foi desenvolvido no período de outubro de 1995 a fevereiro de 1996, com realização de 11 (onze) perfis de amostragens temporais, com coleta de amostras de esgoto bruto, no horário das 06:00 h às 20:00 h em diferentes dias da semana. Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV),

sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Os autores observaram que os valores médios de temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis e DQO foram de 29 ± 5 °C, $6,8 \pm 0,3$, 62 ± 22 mgCaCO₃.L⁻¹, 57 ± 12 mgHAc.L⁻¹ e 639 ± 158 mg.L⁻¹, respectivamente. As concentrações de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV foram de 676 ± 200 mg.L⁻¹, 187 ± 41 mg.L⁻¹, 490 ± 187 mg.L⁻¹, 216 ± 54 mg.L⁻¹, 35 ± 12 mg.L⁻¹ e 181 ± 53 mg.L⁻¹, respectivamente. Os autores concluíram que alguns parâmetros analisados apresentaram variações que podem ser atribuídas às contribuições de esgotos industriais e comerciais da região central da cidade, além dos resíduos gerados no próprio câmpus.

Bertolino et al. (2008) avaliaram a caracterização dos efluentes líquidos produzidos no câmpus do Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto, MG. O estudo foi realizado nos pontos de amostragem A₁ (recebe contribuições do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas), A₂ (recebe contribuições do centro médico, centro desportivo, maternidade de cães, biotério, canil, Escola de Minas e laboratório da Escola de Minas) e A₃ (recebe contribuições do ponto A₂ acrescido de algumas contribuições de repúblicas da UFOP).

Os autores obtiveram valores de DQO no ponto A₁ de 403 mg.L⁻¹, ponto A₂ de 505 mg.L⁻¹, ponto A₃ de 670 mg.L⁻¹; SST: ponto A₁ de 140 mg.L⁻¹, ponto A₂ de 223 mg.L⁻¹, ponto A₃ de 296 mg.L⁻¹; pH: ponto A₁ de 8,23, ponto A₂ de 7,77, ponto A₃ de 7,35. Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos indicaram que o efluente do câmpus possui característica típica de esgotos domésticos.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), esgotos sanitários com valores de DBO_{5,20} de 200 mg.L⁻¹ são classificados como concentração média.

Carvalho et al. (2011) estudaram a caracterização dos esgotos sanitários gerados no câmpus Campo Mourão da UTFPR. O estudo foi desenvolvido no período julho de 2009 a novembro de 2010, com realização de 7 (sete) perfis de amostragens temporais, com coleta de amostras de esgoto bruto, no horário das 09:00 h às 18:00 h. Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Os autores observaram que os valores médios de temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis e DQO foram de $25 \pm 2,6$ °C; $7,0 \pm 0,6$; 294 ± 40 mgCaCO₃.L⁻¹; 53 ± 22 mgHAc.L⁻¹ e 648 ± 46 mg.L⁻¹, respectivamente. As concentrações de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV foram de 637 ± 64 mg.L⁻¹, 184 ± 44 mg.L⁻¹, 463 ± 76 mg.L⁻¹, 140 ± 30 mg.L⁻¹, 18 ± 12 mg.L⁻¹ e 120 ± 24 mg.L⁻¹, respectivamente. Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos indicaram que os esgotos sanitários podem ser classificados como “médio” em termos de DQO e sólidos totais de acordo com Metcalf e Eddy (2003).

3.5 APLICAÇÕES DE REATORES UASB NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Na Tabela 3 podem ser observadas algumas aplicações de reatores UASB no tratamento de esgotos sanitários.

Tabela 3 - Aplicações de reatores UASB no tratamento de esgotos sanitários

V	T	DQO	TDH	Eficiência de remoção		Referências
				DQO	SST	
(m ³)	°C	(mg.L ⁻¹)	(h)	(%)	(%)	
67,5	-	237	22	72	83	Paulo e Figueiredo (1996)
$3,75 \cdot 10^{-3}$	25	-	6	92	-	Sabry (2005)
22	27	97	8	81	89	Versiani (2005)

Legenda: V: volume do reator; T: temperatura de operação; TDH: tempo de detenção hidráulica.

Paulo e Figueiredo (1996) verificaram a aplicabilidade e a eficiência de um reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo 67,5 m³ operado com vazão de 1800 L.h⁻¹ e TDH de 22 h no tratamento dos esgotos sanitários de um bairro da cidade de Sumaré – SP.

Os autores obtiveram valores médios de DQO, SST e SSV correspondentes a 237 mg.L⁻¹, 54 mg.L⁻¹ e 38 mg.L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de DQO, SST e SSV foram de 72%, 83% e 80%, respectivamente. A carga orgânica

específica aplicada ao reator foi de 1,0 kg DQO/m³.d no final do experimento e a produção de lodo foi estimada em 0,25 kg ST/kg DQO afluente.

Sabry (2005) estudou a aplicação de reatores UASB (3,75 L cada) inoculados com lodo granular e lodo floculento no tratamento de esgotos submetidos a diferentes cargas de choque hidráulicos. Cada reator foi inoculado com um tipo de lodo (granular ou floculento) com concentração 13,5.10³ mgSSV.L⁻¹. Os reatores foram alimentados com água residuária sintética com temperatura de 25 °C, simulando as mesmas condições dos efluentes das comunidades rurais do Egito e operados com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 h e 6 h.

O autor obteve eficiência de remoção de DQO total de 92% e 91% com TDH de 6 h com reator inoculado com lodo floculento e lodo granular, respectivamente. Para TDH de 4 h, o autor notou redução na eficiência de remoção de DQO total para 87% e 89%, para o reator inoculado com lodo floculento e granular, respectivamente. As concentrações de ácidos voláteis foram inferiores a 30 mg/L, evidenciando que não houve inibição das arqueias metanogênicas no processo de digestão anaeróbia. As concentrações de SSV no lodo apresentaram aumento significativo e resultaram de 23,6.10³ mg.L⁻¹ e 25,9.10³ mg.L⁻¹ para o reator inoculado com lodo floculento e lodo granular, respectivamente. O autor atribuiu este fato a maior remoção de DQO devido ao aprisionamento de sólidos suspensos orgânicos no leito de lodo, em vez de conversão de DQO a gás metano (CH₄). O autor concluiu que reatores inoculados com lodo floculento e lodo granular apresentaram bons resultados no tratamento de esgotos com elevados teores de sólidos.

Versiani (2005) analisou o comportamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo com volume de 22 m³, tratando esgotos sanitários de um campus universitário, submetido a diferentes TDHs de 3, 5, 7 e 9h. O reator foi operado com variação de vazão de 60,5 a 172,8 m³.d⁻¹ e alimentado com esgotos sanitários pré-tratados por gradeamento e desarenador.

A autora obteve valores médios para DQO bruta, DQO filtrada, SST, SSV, ST, STV de 97 mg.L⁻¹, 62 mg.L⁻¹, 36 mg.L⁻¹, 26 mg.L⁻¹, 103 mg.L⁻¹, 61 mg.L⁻¹, respectivamente. A temperatura e pH foram de 27 °C e 7,0.

3.6 COMPORTAMENTO DE REATORES UASB SUBMETIDOS À VARIAÇÃO DE VAZÃO

Os processos de tratamento de esgotos sanitários por reatores UASB, assim como outros processos, são suscetíveis a variações de carga hidráulica e orgânicas afluente, alterações de pH e alcalinidade, arraste de sólidos e toxicidade, que podem acarretar na redução da eficiência do sistema de tratamento ou até mesmo em falhas no projeto (BORGES, 2005).

Nascimento et al. (2000) avaliaram o desempenho de um reator UASB de (416 L) seguido de um filtro biológico (88 L), quando submetidos a variação de vazão no tratamento dos esgotos coletados do interceptor do Ribeirão Arrudas, na cidade de Belo Horizonte (MG). O estudo foi desenvolvido em três etapas, sendo etapa 1 para vazão de 100 L.h^{-1} e TDH de 4 h; etapa 2 para vazão de 150 L.h^{-1} e TDH de 2,7 h e etapa 3 para vazão de 50 L.h^{-1} e TDH de 8 h. Na Tabela 4 pode ser observado as condições operacionais do sistema reator UASB/Filtro Biológico.

Tabela 4 - Condições operacionais do sistema reator UASB seguido de filtro biológico.

Condições do teste			Reator UASB		
Fase	TDH (h)	Vazão	Vazão (L.h^{-1})	TDH (h)	Velocidade Ascensional (m/h)
1	10	vazão de referência	100	4,0	1,4
2	24	1,5 x vazão normal	150	2,7	2,1
3	24	0,5 x vazão normal	50	8,0	0,7

Os autores observaram que os valores de pH para as etapas 1 a 3 foram na faixa de 6,58 a 6,78, 6,35 a 6,84, 6,37 a 6,79, respectivamente, para o efluente do reator UASB. Os valores médios de temperatura, DQO total e SST foram de $21,8 \text{ }^\circ\text{C}$, 185 mg.L^{-1} e 51 mg.L^{-1} , respectivamente, para o efluente do UASB. As eficiências médias de remoção de DQO total do sistema piloto UASB/Filtro Biológico para as etapas 1, 2 e 3 foram de 91%, 84% e 69%, respectivamente.

Os autores concluíram que o sistema operou satisfatoriamente, mesmo com as variações de carga hidráulica impostas, demonstrando que pode suportar determinadas variações da vazão durante sua operação.

Leitão et al. (2006) avaliaram a resposta de seis reatores UASB (120 L), tratando esgotos domésticos da cidade de Campina Grande (PB), quando submetidos a cargas de choque orgânicas de cinco vezes a DQO média afluente e de carga hidráulica de três vezes a vazão média (20 L.h^{-1}), com TDH de 6 h e temperatura de 27°C .

Os autores observaram que os reatores operados com menores valores de DQO no afluente (195 mg.L^{-1} e 298 mg.L^{-1}) e menores TDH (2 h e 4 h) obtiveram maior eficiência média de remoção de DQO em torno de 53%. A DQO no efluente aumentou de quatro a oito vezes em todos os reatores quando foram submetidos a cargas de choques orgânicas variando de $0,8 \text{ kgDQO/m}^3.\text{d}^{-1}$ a $9,4 \text{ kgDQO/m}^3.\text{d}^{-1}$.

Em relação às cargas hidráulicas, os autores notaram que os reatores que foram operados com menores valores de DQO afluente resultaram em eficiência média de remoção de DQO negativa em torno de -68%. Este fato pode estar relacionado com o arraste de sólidos suspensos que ocorre na saída do efluente do reator.

Os autores concluíram que os reatores UASB apresentaram bom desempenho quanto à eficiência de remoção de DQO e estabilidade de pH quando submetidos a cargas de choques orgânicas.

Francisqueto (2007) descreveu o comportamento de três reatores UASB em escala piloto (R_1 , R_2 e R_3), com volume de 47,6 L, operando com variações horárias de vazão tratando os esgotos sanitários de um bairro de classe média da cidade de Vitória (ES).

O estudo foi dividido em três etapas, sendo a etapa I com vazão constante de 100 mL.min^{-1} e TDH de 8 h; na etapa II o reator R_1 foi operado com vazão de 100 mL.min^{-1} e os reatores R_2 e R_3 com vazões de até 1,8 e 3 vezes o valor da vazão média e TDH de 8 h; etapa III, o reator R_1 foi operado com vazão de 132 mL.min^{-1} e os reatores R_2 e R_3 foi operado com TDH de 6 h e com vazão de até 3,5 e 4 vezes o valor da vazão média. Na Tabela 5 podem ser observados os resultados da eficiência média de remoção de DQO, DBO, SST e SS nos reatores.

Tabela 5 - Resultados da eficiência média de remoção de matéria orgânica

Parâmetros	Etapas								
	1			2			3		
	100 mL.min ⁻¹ ; 8 h			R ₁ : 100 mL.min ⁻¹ R ₂ e R ₃ : 1,8 e 3 vezes a vazão de R ₁ ; 8h			R ₁ : 132 mL.min ⁻¹ R ₂ e R ₃ : 3,5 e 4 vezes a vazão do R ₁ ; 6h		
	R ₁	R ₂	R ₃	R ₁	R ₂	R ₃	R ₁	R ₂	R ₃
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	61	60	61	59	48	45	51	35	28
DBO (mgO ₂ .L ⁻¹)	50	49	51	46	42	40	45	33	30
SST (mg.L ⁻¹)	58	60	62	58	51	49	54	25	13
SS (mg.L ⁻¹)	68	73	74	58	45	43	55	0,2	0,8

Os autores concluíram que, os reatores apresentaram resultados similares submetidos à mesma condição na etapa 1. Na etapa 2, após aplicação da variação de vazão, os reatores R₂ e R₃ apresentaram redução na eficiência de remoção de todos os parâmetros analisados. Na etapa 3, a redução do TDH de 8 h para 6 h não afetou significativamente o desempenho do R₁; já as variações de vazões aplicadas aos reatores R₂ e R₃ de 3,5 e 4 vezes o valor da vazão média, respectivamente, resultaram menor diminuição da remoção de matéria orgânica e particulada e do desempenho desses reatores.

3.7 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS EM REATORES UASB

O conhecimento dos mecanismos hidrodinâmicos dos reatores anaeróbios é fundamental tanto para melhoria do processo quanto para detecção de problemas operacionais. Com o conhecimento do comportamento hidrodinâmico de um reator é possível estabelecer os regimes do fluxo de escoamento (fluxo pistão, fluxo mistura completa ou ambos), detectar presença de zonas mortas, canais preferenciais, curtos-circuitos que podem reduzir sua eficiência (LEVENSPIEL, 2000).

Segundo Roma (2006), o número de Reynolds é um número adimensional utilizado para a determinação do regime de escoamento de um fluido dentro de um tubo ou sobre uma superfície.

O regime de escoamento pode ser classificado em três tipos diferentes de fluxo de fluido em relação ao número de Reynolds. O primeiro destes é

caracterizado por um escoamento em que as forças viscosas são predominantes ($Re < 1$), o segundo é caracterizado por escoamento de transição ($Re \leq 20$) e o terceiro é classificado em escoamento turbulento ($Re > 20$) (BINDER, 1993).

As zonas mortas são espaços estagnados dentro dos reatores que impedem a capacidade de distribuição uniforme dos traçadores ao longo dos reatores. Para Binder (1993) zonas mortas reduzem os volumes efetivos dos reatores de modo que os picos de saída dos traçadores aparecem antes do previsto, com isso o TDH real é menor que o TDH teórico.

Os canais preferenciais são caminhos por onde o fluido teria mais facilidade de percorrer ao longo do reator. Esses canais podem interferir na distribuição uniforme do traçadores ao longo do reator, acarretando no adiantamento da resposta dos traçadores.

Curtos-circuitos são caminhos percorridos por partículas do fluido que resultam em tempos de detenção hidráulica nos reatores inferiores ao tempo de detenção hidráulico teórico (TDH). Segundo Sarathai et. al. (2010), os curtos-circuitos é a relação entre o primeiro aparecimento do traçador no efluente e o TDH nominal.

A eficiência hidráulica é baseada em dois fatores básicos, o volume efetivo e a condição de tanques em série. A eficiência hidráulica pode ser classificada em três grupos: (i) boa eficiência hidráulica para $\lambda > 0,75$; (ii) eficiência hidráulica satisfatória para $0,5 > \lambda > 0,75$; (iii) eficiência hidráulica pobre onde $\lambda \leq 0,5$ (PERSSON et al., 1999).

O uso de traçadores no entendimento da hidrodinâmica apresenta-se como opção na determinação de curvas no processo, distribuição de tempos de residência (DTR) e de parâmetros hidrodinâmicos, tais como número de dispersão e eficiência hidráulica e na determinação das características hidrodinâmicas (LEVENSPIEL, 2000).

Estudos sobre o comportamento hidrodinâmico de reatores biológicos tratando águas residuárias têm sido realizados por meio de testes de estímulo e resposta com os corantes azul de bromofenol, dextrano azul, eosina Y, mordante violeta, rodamina WT e verde de bromocresol, dentre outros, como traçadores.

Na Tabela 6 podem ser observadas as aplicações de ensaios hidrodinâmicos em reatores UASB.

Tabela 6 - Aplicações de ensaios hidrodinâmicos em reatores UASB

V (m ³)	Q (L.s ⁻¹)	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR	Referências
296	7,7 a 15,5	5 a 10	4,6 a 10	-	Pena et al. (2006)
0,16	16	10	16	5	Carvalho et al. (2008)
53	2000 a 5000	10,6 a 26,5	16,7 a 25	-	Uldal (2008)
0,01	1,03	12	38	-	Lourenço e Campos (2009)
0,09	1 a 6	24 a 48	20 a 42		Sarathai et al. (2009)
5,5.10 ⁻³	2,29 a 204	12 a 48	12 a 180	1 a 9	Romero et al. (2011)

Legenda: V: volume do reator; Q: vazão; TDH: tempo de detenção hidráulico; N-CSTR: tanques em série

Peña et al. (2006) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB (296 m³), operando com variação de vazão de 7,7 L.s⁻¹, 9,7 L.s⁻¹, 12,8 L.s⁻¹ e 15,5 L.s⁻¹, TDH de 5 h a 10 h e mantido a temperatura ambiente de 21 °C a 25 °C. O reator foi operado em quatro etapas com esgotos sanitários da cidade de Ginebra, Colômbia. Nas etapas I e II, o reator foi operado com TDH de 10 h e 8 h; nas etapas III e IV, o reator foi operado com TDH 6 h e 5 h e variação de vazão de 7,7 L.s⁻¹, 9,7L.s⁻¹, 12,8 L.s⁻¹ e 15,5 L.s⁻¹. Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o traçador cloreto de lítio (LiCl).

Os autores observaram que o TDH real foi de 6,4 h, 5,2 h e 4,6 h, ou seja, menor do que o TDH teórico de 10 h, 7,9 h, 5,0 h, respectivamente, nas etapas I, II e IV; a exceção foi na etapa III, na qual o TDH real de 6,1 h foi maior do que o TDH teórico de 5,7 h, provavelmente devido a existência de canais preferenciais dentro do reator. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico tendendo a fluxo de mistura completa. Os coeficientes de dispersão foram de 0,15; 0,19; 0,66 e 0,38. Os autores destacaram a ocorrência do fenômeno de cauda longa, que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

Carvalho et al. (2008) avaliaram a hidrodinâmica de um reator UASB (160 L), tratando esgotos sanitários, operado com vazão afluyente constante de 16 L.h⁻¹ e TDH de 10 h e submetido a variação cíclica senoidal da vazão afluyente em valores inferiores e superiores a 40%). Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o traçador eosina Y.

Os autores verificaram que o TDH real em todos os ensaios realizados com eosina Y foram superiores ao TDH teórico (10 h), sendo de 16 h e 15 h para vazão constante e de 15 h para a variação de vazão em 40%. Esses resultados demonstraram atraso na resposta do traçador, o que pode indicar existência de zonas mortas no interior do reator ou adsorção do traçador na biomassa. O reator apresentou comportamento próximo ao de reator de mistura completa com aproximadamente 4 ou 5 reatores de mistura completa (N-CSTR) em séries em variação de vazão afluyente e comportamento próximo de um reator de fluxo pistonado com aproximadamente 7 e 8 reatores de mistura completa (N-CSTR) com variação de vazão.

O coeficiente de dispersão de pequena intensidade foi de 0,112 e 0,121 para vazão constante e de 0,064 e 0,072 para variação de vazão. Os autores destacam a ocorrência do fenômeno de cauda longa, o que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

Salgado (2008) avaliou um modelo matemático simplificado para analisar a variação de vazão no comportamento hidrodinâmico de reatores operando em regime não permanente utilizando eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol como traçadores. O modelo considerou que o reator possui escoamento pistonado com dispersão, sem zonas mortas, caminhos preferenciais ou outras zonas de perturbação.

A autora concluiu que o estudo hidrodinâmico nos reatores em escala de bancada, piloto e real, demonstraram que a variação de vazão afluyente pode influenciar na determinação dos parâmetros. Além disso, o modelo matemático aplicado pode representar, adequadamente, reatores com escoamento pistonado, em especial o reator UASB. Dentre os traçadores utilizados a eosina Y obteve os melhores resultados para a determinação das curvas de distribuição do tempo de residência.

Uldal (2008) estudou o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB (53 m³) operado com temperatura variável de 20 a 35° C, tratando esgotos sanitários da cidade de Vapi, Índia. O reator foi operado com os tempos de detenção hidráulica de 10,6, 13,25 e 26,5 h e submetido à variação de vazão de 2000 L.h⁻¹, 4000 L.h⁻¹ e 5000 L.h⁻¹. Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com cloreto de lítio (LiCl) e vermelho Procion 8B brilhante como corantes.

O autor observou que os valores de TDH real de 16,7 h e 25 h foram maiores que TDH teórico de 13,25 h e 10,6 h para vazões de 4000 L.h⁻¹ e 5000 L.h⁻¹, exceto na vazão de 2000 L.h⁻¹ na qual o TDH real de 23,2 h foi menor do que o teórico de 26,5 h. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo de pistão. Os coeficientes de dispersão foram de 0,0115; 0,0048 e 0,037 para as vazões de 2000 L.h⁻¹, 4000 L.h⁻¹ e 5000 L.h⁻¹). A autora destaca a ocorrência do fenômeno de cauda ao longo nas amostras do efluente do reator com o cloreto de lítio (LiCl) e o corante vermelho Procion 8B, evidenciando a presença de zonas mortas dentro do reator.

Na comparação entre os dois traçadores o vermelho Procion 8B brilhante e o cloreto de lítio (LiCl) a autora reporta que o primeiro traçador se comportou de forma satisfatória, já o segundo traçador não se comportou de forma satisfatória, dessa forma esse traçador não poderia ser utilizado para a avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator.

Lourenço e Campos (2009) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB em escala de laboratório, com volume aproximadamente de 12,1 L, operado com vazão de 1,03 L h⁻¹, TDH de 12 h e mantido à temperatura de 28° C. Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o cloreto de lítio (LiCl).

Os autores observaram que o TDH real foi de 38,29 h, ou seja, maior do que o TDH teórico de 12 h. Esses resultados demonstraram atraso na resposta do traçador, devido provavelmente à adsorção do traçador na biomassa. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico tendendo ao fluxo disperso de grande intensidade obtido para as curvas experimentais de distribuição do tempo de residência (DTR). O coeficiente de dispersão foi de 0,2675. Os autores destacam a ocorrência do fenômeno de cauda longa, o que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

Sarathai et al. (2010) estudaram as características hidráulicas de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 92,4 L, operado com variação de fatores de fluxo de pico (PFF) de (1 a 6) e TDH de 24 h, 36 h e 48 h. Seis ensaios foram realizados para estudar as características hidráulicas, sendo que nos três primeiros ensaios o reator foi alimentado com água da torneira e com TDH de 24 h, 36 h e 48 h; nos demais ensaios, o reator foi alimentado com água residuária

sintética e TDH de 48 h. Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o traçador cloreto de lítio (LiCl).

Os autores verificaram que o TDH real foi de 20 h, 31 h e 42 h, ou seja, foram menores do que o TDH teórico de 24 h, 36 h, 48 h, provavelmente devido a existência de canais preferenciais dentro do reator. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico intermediário tendendo ao fluxo de pistão e fluxo de mistura completa. O coeficiente de dispersão variou de 0,04 a 0,09. Os autores destacam a ocorrência do fenômeno de cauda longa, o que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

Romero et al. (2011) avaliaram hidrodinâmica de um reator anaeróbio de leito fixo Armfield, em escala de laboratório, com volume de 5,5 L, operado com variação de vazão de $2,29 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ a $204 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, TDH variando de 12 h a 48 h e mantido à temperatura de 25° C . O reator foi alimentado com água residuária de abatedouro de aves. Os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o traçador rodamina B.

Os autores observaram que o TDH real foram de 12 h, 40 h, 100 h e 180 h, ou seja, igual o maior do que o TDH teórico de 12 h, 24 h, 36, 48 h. Esses resultados demonstraram atraso na resposta do traçador, provavelmente devido a adsorção do traçador na biomassa. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo em mistura completa para vazão de $0,14$ a $1,68 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ com equivalência de 1 a 9 reatores de mistura completa em série (N-CSTR) e de comportamento próximo de fluxo de pistão com baixa dispersão axial para maiores vazões de $6,6$ a $12,24 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$. O coeficiente de dispersão foi de 0,49. Os autores destacaram a ocorrência do fenômeno de cauda longa, o que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

Ji et al. (2012) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) (7,5 L) e mantido à temperatura de 30° C . O reator foi operado com água residuária sintética, com variação de carga orgânica de $28 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, $40 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e $60 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e TDH de 6 h, 8 h e 12 h. Os ensaios estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com o traçador fluoreto de sódio (NaF), na linha de alimentação do reator.

Os autores verificaram que o TDH real foram próximos de uma hora para as cargas orgânicas volumétricas de $28 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, $40 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e $60 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, ou

seja, menores do que o TDH teórico de 24 h, 36 h, 48 h, provavelmente devido a existência de canais preferenciais dentro do reator. O reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo pistão para baixa carga orgânica $28 \text{ Kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e de mistura completa para alta carga orgânica com 4, 2 e 3 reatores de mistura completa em séries (N-CSTR) para as cargas orgânicas, respectivamente. Os autores destacam a ocorrência do fenômeno de cauda longa, o que poderia indicar presenças de zonas estagnadas dentro do reator.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Esse capítulo descreve a metodologia aplicada no desenvolvimento do Trabalho de Conclusão de Curso para realização dos objetivos propostos. O trabalho foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Campo Mourão que correspondeu à operação, monitoramento do reator UASB em escala piloto e o estudo do regime hidrodinâmico do reator.

4.1 REATOR UASB

A confecção e a montagem do reator UASB foi realizada na oficina mecânica do câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo em São Carlos (EESC/USP) e posteriormente foi cedido pelo professor Dr Eduardo Cleto Pires para realização desse projeto no câmpus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

O reator com capacidade de 160 L é constituído por uma coluna cilíndrica de PVC com diâmetro de 0,30 m e altura de 1,86 m, de um separador trifásico (gás-sólido-líquido) em PVC com altura total de 0,60 m e diâmetro de 0,30m. O separador de fases está acoplado à coluna cilíndrica à distância de 1,86 m da base do reator. O reator possui seis pontos de amostragem, espaçados de 19 cm (pontos 1 e 2) e 37 cm (pontos 3, 4, 5 e 6), ao longo da altura do reator.

O sistema de coleta de gás é composto por mangueira de silicone acoplado a saída de gás, selo hídrico em PVC e medidor de vazão de biogás produzido. A mangueira de silicone ligava a saída de gás do reator ao selo hídrico, que é conectado ao medidor por mangueira de silicone.

O selo hídrico confeccionado em PVC com 0,30 m de diâmetro e 0,60 m de altura foi projetado para manter a pressão de gás a 0,26 mca nas calhas de coleta do reator e manter uma superfície de separação das fases gás/líquido e gás/sólido dentro do sistema de coleta de gás.

Uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) com concentração de 5 molar foi colocada no interior do sistema de coleta de gás para medir apenas a vazão do gás metano.

O esgoto sanitário coletado para alimentar o reator é armazenado em um tanque de equalização com capacidade de 500 L. Esse tanque possibilita o armazenamento do esgoto bruto proveniente do sistema de recalque em períodos de 24 h, sua suplementação e a possibilidade de manutenção da qualidade do substrato para controle das condições de entrada do reator. O substrato é introduzido no reator por meio de bomba dosadora (Figura 3).

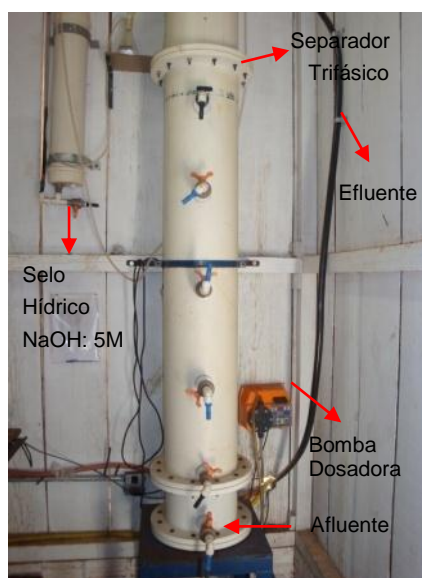


Figura 3. Reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB)

4.2 SUBSTRATO

O substrato utilizado na alimentação do reator UASB é composto de esgoto sanitário coletado em uma caixa de passagem da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão (Figura 4).

As determinações dos parâmetros de controle: temperatura, pH, alcalinidade total e bicarbonato, ácidos voláteis, demanda química de oxigênio (DQO bruta e filtrada) e sólidos totais foram realizadas para caracterizar o substrato.



Figura 4. Tanque de equalização

4.3 INÓCULO

O reator foi inoculado com lodo anaeróbico floculento, proveniente de reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente que trata os esgotos sanitários do município de Campo Mourão e pertence a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) (Figura 5).

Para fazer a inoculação foram utilizados 55L de lodo, correspondente a aproximadamente 34% do volume do reator.

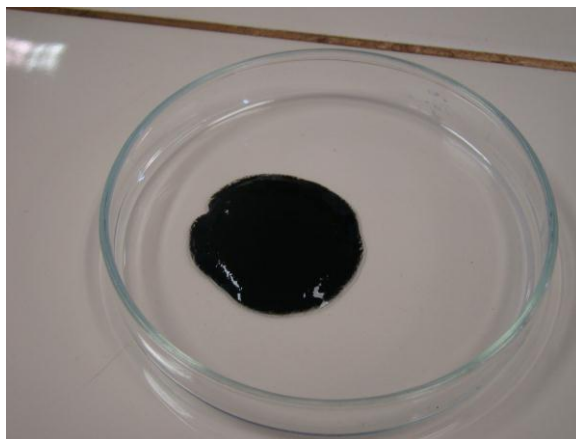


Figura 5. Lodo anaeróbio flocculento utilizado como inóculo

4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

A caracterização dos esgotos sanitários gerados na UTFPR, câmpus Campo Mourão foi realizada por meio de análises físico-químicas em sete campanhas de amostragem temporal realizada no período de 07/10/2009 a 05/11/2010.

Para a caracterização do esgoto bruto foram coletadas amostras pontuais nos horários das 09:00 h, 11:00 h, 14:00 h, 16:00 h e 18:00 h. As amostras foram coletadas na caixa de passagem de esgotos do câmpus. Os parâmetros físico-químicos analisados para caracterizar os esgotos sanitários gerados (bruto), estão de acordo com os métodos e bibliografia apresentados na (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros analisados, seus respectivos métodos e metodologia utilizada

Parâmetros	Método de Análise	Método N°	Referência
Temperatura	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H ⁺	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade a Bicarbonato	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
Ácidos Voláteis	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
DQO	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Sólidos Totais	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)

4.5 OPERAÇÃO DO REATOR UASB

Um resumo das etapas de operação do reator UASB é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Etapas de operação do reator UASB

Etapa	Período de operação (d)	Q (L/h)	TDH (h)	Velocidade ascensional (m/h)	Número de perfis de amostragem Temporal
1	0 a 13	12,1	12	0,17	3
	14 a 290	16,0	10	0,26	
2	291 a 320	10,6	15	0,23	3

ETAPA I – Essa etapa teve início com a operação do reator em regime de fluxo contínuo, com vazão média afluyente de aproximadamente $12,1 \text{ L.h}^{-1}$, velocidade ascensional de $0,17 \text{ m.h}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 12 h durante de dez dias. Nesse período, o reator foi alimentado com esgoto bruto. A partir do 14º dia de operação, o reator vem sendo operado com vazão média afluyente de aproximadamente $16,0 \text{ L.h}^{-1}$, velocidade ascensional de $0,26 \text{ m.h}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 10 h e alimentado com esgoto bruto, até atingir o estado de equilíbrio dinâmico aparente. Após o alcance do estado de equilíbrio dinâmico aparente foram realizados três perfis de amostragens.

ETAPA II – Esta etapa teve início de operação do reator, com aplicação de variação senoidal cíclica da carga hidráulica em valores inferiores e superiores a 40%, da vazão média afluyente de $10,6 \text{ L.h}^{-1}$. As variações impostas nessa etapa foram acompanhadas com conseqüente variação de carga orgânica, visto que o esgoto afluyente era mantido em tanques de equalização. Nessa etapa também foram realizados três perfis de amostragens temporais, após o reator ter alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente. Na Figura 6 pode ser observada a variação senoidal cíclica de 40% da vazão média afluyente.

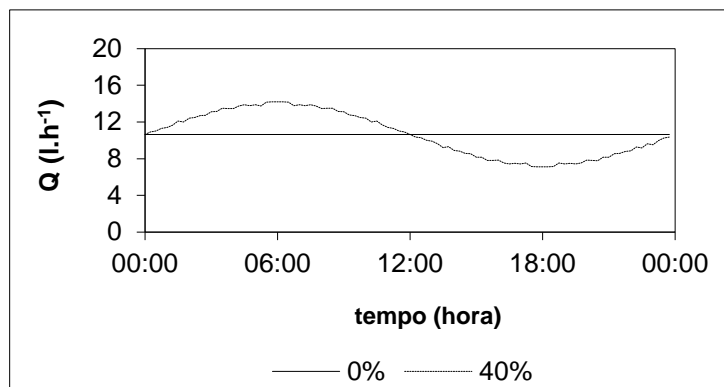


Figura 6. Variação senoidal cíclica de 40% da vazão média afluyente

Nas etapas I e II o comportamento do reator foi avaliado por determinações dos parâmetros de controle em amostras do afluyente (substrato) e do efluente: temperatura, pH, alcalinidade total e a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO (bruta e filtrada), sólidos suspensos fixos (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) com frequência de 3 vezes por semana. Nessa etapa foram realizados três perfis de amostragem temporal, com intervalos de 3 h entre as coletas em período de 24 h. O alcance do estado de equilíbrio dinâmico aparente foi verificado por meio dos mesmos parâmetros determinados no monitoramento do reator.

4.6 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Os procedimentos adotados para realização dos ensaios de estímulo-resposta tipo pulso foram realizados com os traçadores eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol após o reator UASB ter alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente em cada etapa de operação. Esses traçadores foram escolhidos em razão de suas características que permitem fácil detecção, elevada recuperação das massas injetadas, estabilidade e segurança no manuseio.

Nos ensaios o reator foi alimentado continuamente com esgoto sanitário com concentração de matéria orgânica variando na faixa de 116,5 mg.L⁻¹ a 852,2 mg.L⁻¹

(em termos de DQO bruta) em todos os ensaios de estímulo-resposta e mantido à temperatura ambiente.

O método colorimétrico de leitura de absorvância foi aplicado para determinação da concentração de eosina Y (traçador 1), azul de bromofenol (traçador 2) e verde de bromocresol (traçador 3) nas amostras do efluente do reator. As leituras dos comprimentos de ondas foram realizadas em espectrofotômetro Hach uv-vis, modelo DR/5000 com comprimento de onda (λ) de 516 nm para eosina Y, 590 nm para azul de bromofenol e de 616 nm para verde de bromocresol.

As condições operacionais do reator, as concentrações e as massas moleculares dos traçadores podem ser observadas na Tabela 9. Medidas foram tomadas para garantir que a injeção dos traçadores fosse o mais similar possível de um pulso ideal. O volume de injeção dos traçadores foi de aproximadamente 20 mL em cada ensaio e o tempo de injeção foi de aproximadamente 50 s.

O tempo total de duração dos ensaios foi determinado de tal forma que as amostras fossem coletadas pelo menos durante três vezes o tempo de detenção hidráulica teórico, com intervalos não superiores há uma hora. As amostras coletadas foram centrifugadas na centrífuga (Twister 12 T) por cerca de 2 min, com velocidade de 3500 rpm, para evitar a interferência da presença de sólidos na leitura das absorvâncias pelo método colorimétrico.

Tabela 9 - Características dos ensaios de estímulo-resposta utilizados no reator UASB

Traçador	Ensaio	Massa de Traçador aplicada (mg)	Massa Molecular do traçador (g/g-mol)	Concentração dos traçadores (mg/20mL)
Eosina Y	1	450	691,88	22,50
	2	453	691,88	22,65
Azul de bromofenol	3	733	669,99	36,65
	4	710	669,99	35,50
Verde de bromocresol	5	702	698,05	35,10
	6	701	698,05	35,05

As curvas experimentais da variação de concentração dos traçadores ao longo do tempo, $C(t)$, foram normalizadas (área sobre a curva igual a 1) de acordo com Levenspiel (2000), resultando em curvas de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ). Após a normalização, foi possível calcular a variância para cada ensaio (σ_θ^2).

Na Tabela 10 pode ser observado o resumo das definições das variáveis empregadas nos modelos uniparamétricos para obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ).

O ajuste das curvas experimentais de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional foi realizado com base nos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão de pequena (PD) e de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR) (Tabela 11).

Tabela 10 - Definição das variáveis para a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ)

Variáveis	Definição
E_i	$\frac{C_i}{S}$
S	$\sum C_i \cdot \Delta t_i$
T_R	$\frac{\sum t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i}$
θ	$\frac{t}{t_R}$
E_θ	$t_R \cdot E_i$
σ^2	$\frac{\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} - t_R^2$
σ_θ^2	σ^2 / t_R^2

Fonte: Carvalho et al. (2008)

Os modelos de dispersão representam o reator avaliado por um reator de fluxo pistonado no qual ocorre dispersão axial do escoamento. Nesse modelo, o escoamento do fluido ocorre de forma ordenada através do reator, ou seja, não há mistura ou difusão ao longo do caminho de escoamento. O modelo de tanques em série simula o comportamento do reator avaliado por N (número) reatores de mistura completa (ideais) em série. A mistura completa indica que o conteúdo está agitado e uniforme em todo o reator, ou seja, a corrente de saída (efluente) tem a mesma composição que o fluido no interior do reator. Essas características podem ser verificadas pelos parâmetros D (ou D/uL) para os modelos de pequena e grande dispersão ou pelo número (N) de reatores de mistura completa em série para o modelo N-CSTR (Tabela 11). A estimativa desses parâmetros foi realizada pela variância dos dados de resposta apresentados na Tabela 11.

Os modelos teóricos uniparamétricos de dispersão de pequena (PD) e de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR) são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Modelos teóricos uniparamétricos de dispersão, pequena intensidade (PD), grande intensidade (GD) e tanques em séries (N-CSTR)

Modelo	Parâmetro	Equação
Dispersão de pequena intensidade	$\sigma^2_{\theta} = 2\left(\frac{D}{u.L}\right)$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/u.L)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4(D/u.L)}\right]$
Dispersão de grande intensidade (tanque aberto)	$\sigma^2_{\theta,ta} = 2\left(\frac{D}{u.L}\right) + 8\left(\frac{D}{u.L}\right)^2$	$E_{\theta,ta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/u.L)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta(D/u.L)}\right]$
Tanques de mistura completa em série	$N = \frac{1}{\sigma^2_{\theta}} = \frac{\bar{\theta}^2_h}{\sigma^2}$	$E_{\theta} = \frac{N(N.\theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N.\theta}$

Fonte: Adaptado de Levenspiel (2000).

4.7 NÚMERO DE REYNOLDS

Para determinar o tipo de regime de escoamento foi determinado o número de Reynolds (Equação 1), com base na viscosidade do esgoto sanitário.

$$R_e = \frac{\rho \cdot v \cdot D}{\mu} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

R_e = Número de Reynolds;

ρ = Massa específica do fluido (Kg.m^{-3});

v = Velocidade média do fluido (m/s);

D = Diâmetro para o fluxo no tubo (m);

μ = Viscosidade dinâmica do fluido (N.s.m^{-2}).

A determinação da viscosidade dinâmica do esgoto sanitário foi feita com utilização de um reômetro Brookfield (modelo DV-III) com eixo SC4-34.

4.8 VOLUME DE ZONAS MORTAS

O cálculo do volume de zonas mortas seguiu a metodologia de PEÑA et al. (2006) que se basearam nos valores de TDH teórico, volume total do reator e TDH real obtidos a partir dos ensaios hidrodinâmicos. Para o cálculo do volume de zonas mortas dentro do reator foi utilizada a Equação 2.

$$\frac{V_d}{V_t} = (1 - \theta_m) \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

V_d = Volume morto (m^3);

V_t = Volume total (m^3)

Θ_m = Variância média.

4.9 PRESENÇA DE CURTO-CIRCUITOS

A presença de curto-circuitos no reator foi verificada pela Equação 3.

$$\psi = T_k / T_n \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

T_k = Pico da concentração do traçador (h);

T_n = TDH real (h).

4.10 EFICIÊNCIA HIDRÁULICA

A eficiência hidráulica (λ) expressa na Equação (4) é determinada com base no volume efetivo e a condição de tanques em série. Para o cálculo da eficiência hidráulica do reator foi utilizada a seguinte (Equação 4):

$$\lambda = e \left(1 - \frac{1}{N} \right) \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

e = Volume efetivo (m^3);

N = Número de tanques em série.

4.11 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

Os dados experimentais de concentração dos traçadores foram submetidos à análise estatística ANOVA fator duplo com repetição, a fim de verificar a interferência da vazão no comportamento hidrodinâmico do reator. Para tanto, foram comparadas duas condições, Etapa I (reator operado com vazão constante) e Etapa II (reator operado com variação da vazão afluyente em valores inferiores e superiores a 40%), considerando a vazão como fator dependente na variação de concentração do traçador.

Para a análise estatística ANOVA tem-se duas hipóteses (Equação 5 e 6).

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 \quad \text{Equação 5}$$

$$H_1 : \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \quad \text{Equação 6}$$

Em que:

H_0 = Hipótese nula;

μ = Média.

Para analisar os dados foram feitas as considerações em que:

$F_{\text{crítico}}$ = associado ao valor de α ;

P_{value} = probabilidade associada ao valor de F_{obtido} ;

Caso $P_{\text{value}} < \alpha$ e $F_{\text{obtido}} > F_{\text{crit}}$ \rightarrow resultados são estatisticamente significativos, ou seja, as médias são distintas;

Quanto maior F/F_{crit} melhor o resultado da análise.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esse capítulo descreve os resultados e discussões mencionados no capítulo Material e Métodos para as etapas (I e II) de operação do reator UASB. Os resultados e discussões correspondem caracterização dos esgotos sanitários, à operação e monitoramento do reator UASB e os ensaios hidrodinâmicos.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

Para a caracterização dos esgotos sanitários foram realizados sete perfis de amostragem temporal, em cada um foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos, temperatura, pH, alcalinidade a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO bruta, DQO filtrada, concentrações de sólidos totais (fixos e voláteis) e concentrações de sólidos suspensos (fixos e voláteis).

Na Tabela 12 são apresentados os valores médios obtidos na caracterização dos esgotos sanitários do câmpus durante as sete campanhas de amostragem temporal no período de 07/10/09 a 05/11/10.

Pela Tabela 12, é possível notar que o valor médio obtido de temperatura ambiente foi de $25,6 \pm 2,6$ °C, com pico mínimo de 21,3 °C e máximo de 29,9 °C. Os valores de pH variaram de 5,8 a 7,8.

Abreu e Zaiat (2008) e Bertolino et al. (2008) reportaram valores de pH de $7,6 \pm 0,12$ e $8,23 \pm 0,88$ nos esgotos sanitários efluentes a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do câmpus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto, respectivamente.

Carvalho (2006) observou valores de pH de $7,3 \pm 0,1$ para esgotos sanitários coletados na área nordeste do câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC).

Tabela 12 - Caracterização dos esgotos sanitários coletados no câmpus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná

PARÂMETROS	ESGOTO BRUTO				
	N	X	DP	Min	Máx
T (°C)	35	25,6	2,6	21,3	29,9
pH	35	7,0	0,60	5,8	7,8
Alcalinidade à bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	35	294	40	264	428
Ácidos Voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	35	53	22	14	98
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	70	648	46	564	712
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	70	454	38	428	518
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	38	637	64	454	767
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	38	184	44	145	226
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	38	463	76	328	584

N: número de amostras; X: média; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.

A alcalinidade a bicarbonato média foi de 294 ± 40 mgCaCO₃.L⁻¹, com valor mínimo de 264 mgCaCO₃/L e máximo de 428 mgCaCO₃/L⁻¹. O valor médio obtido foi superior àquele reportado por Abreu e Zaiat (2008) de 143 ± 38 mgCaCO₃.L⁻¹ nos esgotos sanitários da Estação de Tratamento de Esgotos do câmpus I da EESC/USP.

Bertolino et al. (2008) reportaram alcalinidade a bicarbonato média de 149 ± 20 mgCaCO₃.L⁻¹ em esgotos sanitários coletados no câmpus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto, MG.

A concentração média de ácidos voláteis obtida na amostra de esgotos sanitários foi de 53 ± 22 mgHAc.L⁻¹, com concentração mínima de 14 mgHAc.L⁻¹ e máxima de 98 mgHAc.L⁻¹. Neto (2007) observou concentração de ácidos voláteis de 83 ± 25 mgHAc.L⁻¹ em esgotos sanitários do câmpus I da EESC/USP.

A concentração média de matéria orgânica em termos de DQO bruta foi de 648 ± 46 mg.L⁻¹, com pico mínimo de 564 mg.L⁻¹ e máximo de 712 mg.L⁻¹. Sarti et al. (2006) reportaram valores médios de DQO de 563 ± 118 mg.L⁻¹ em esgotos sanitários do câmpus I da EESC/USP.

A concentração média de matéria orgânica em termos de DQO filtrada foi de 454 ± 38 mg.L⁻¹, com pico mínimo de 428 mg.L⁻¹ e máximo de 518 mg.L⁻¹, respectivamente, valores superiores àqueles reportados por Sarti et al. (2006) de

$190 \pm 37 \text{ mg.L}^{-1}$ e Netto (2007) de $259 \pm 91 \text{ mg.L}^{-1}$ dos esgotos sanitários do câmpus I da EESC/USP.

Na Figura 7 pode ser observado um fluxograma da distribuição das concentrações de sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis, calculada a partir dos dados da caracterização do esgoto bruto da Tabela 12.

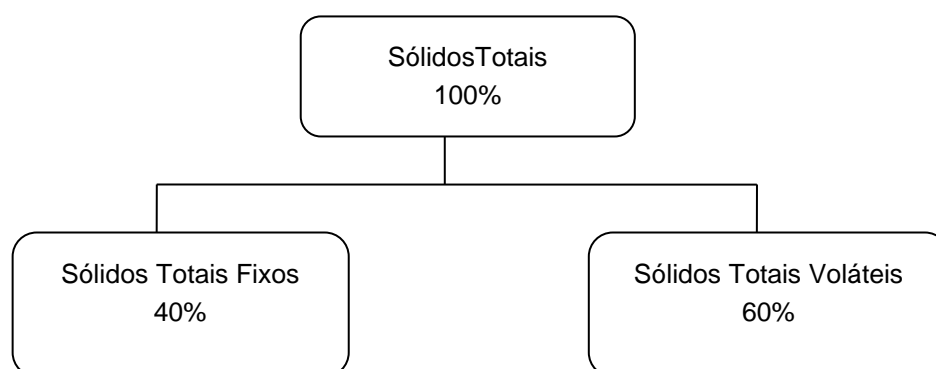


Figura 7. Fluxograma da distribuição percentual da concentração de sólidos no afluente

Pela Figura 7 é possível notar que 60% dos sólidos totais correspondem à parcela volátil, ou seja, matéria orgânica biodegradável.

A composição típica e a classificação dos esgotos sanitários em relação às características físico-químicas de acordo com Metcalf e Eddy (2003) são apresentadas na Tabela 13.

Ao comparar os resultados obtidos de DQO e de ST da Tabela 12 e da Figura 7, é possível observar que o esgoto sanitário do câmpus pode ser classificado como esgoto “médio” de acordo com Metcalf e Eddy (2003).

A concentração média de sólidos totais foi de $637 \pm 64 \text{ mg.L}^{-1}$ com pico mínimo de 454 mg.L^{-1} e máximo de 767 mg.L^{-1} . Paulo et al. (2005) observaram valores na faixa variável de 325 mg.L^{-1} a 435 mg.L^{-1} de ST.

A concentração média de sólidos totais fixos foi de $184 \pm 44 \text{ mg.L}^{-1}$, com ponto mínimo de 145 mg.L^{-1} e máximo de 226 mg.L^{-1} . A concentração média de sólidos totais voláteis foi de $463 \pm 76 \text{ mg.L}^{-1}$, com pico mínimo de 328 mg.L^{-1} e máximo de 584 mg.L^{-1} , valores inferiores ao reportado por Versiani (2005) que foi de

578 mg.L⁻¹ para STF e 877 mg.L⁻¹ para STV em esgotos sanitários do câmpus da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Tabela 13 - Composição típica dos esgotos sanitários

PARÂMETROS	ESGOTO SANITÁRIO		
	Fraco	Médio	Forte
DQO total (mg.L ⁻¹)	250	430	800
DBO (mg.L ⁻¹)	110	190	350
ST (mg.L ⁻¹)	390	720	1230
STD (mg.L ⁻¹)	270	500	860
SDF (mg.L ⁻¹)	160	300	520
SDV (mg.L ⁻¹)	110	200	340
SST (mg.L ⁻¹)	120	210	400
SSF (mg.L ⁻¹)	25	50	85
SSV (mg.L ⁻¹)	95	160	315

Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

Na Figura 8 podem ser observadas as variações temporais de temperatura, pH, alcalinidade a bicarbonato, concentrações de ácidos voláteis, DQO de amostras brutas, DQO de amostras filtradas, concentrações de sólidos totais (ST) e a relação STV/ST nas amostras do afluyente do reator.

Pela Figura 8a é possível verificar que a temperatura variou de 21,3 °C a 29,9 °C, com média de 25,6 ± 2,6 °C nas amostras do afluyente do reator. A maior temperatura foi registrada no horário das 14:00 h.

Pela Figura 8b é possível notar que os valores de pH resultaram de 7,0 ± 0,6, com pico mínimo de 5,8 e máximo de 7,8.

De acordo com a Figura 8c, é possível observar valor de alcalinidade a bicarbonato com média de 294 ± 40 mgCaCO₃.L⁻¹.

Pela Figura 8d, é possível observar que concentração média de ácidos voláteis foi de 53 ± 22 mgHAc.L⁻¹, com variação de 14 mgHAc.L⁻¹ a 98 mgHAc.L⁻¹.

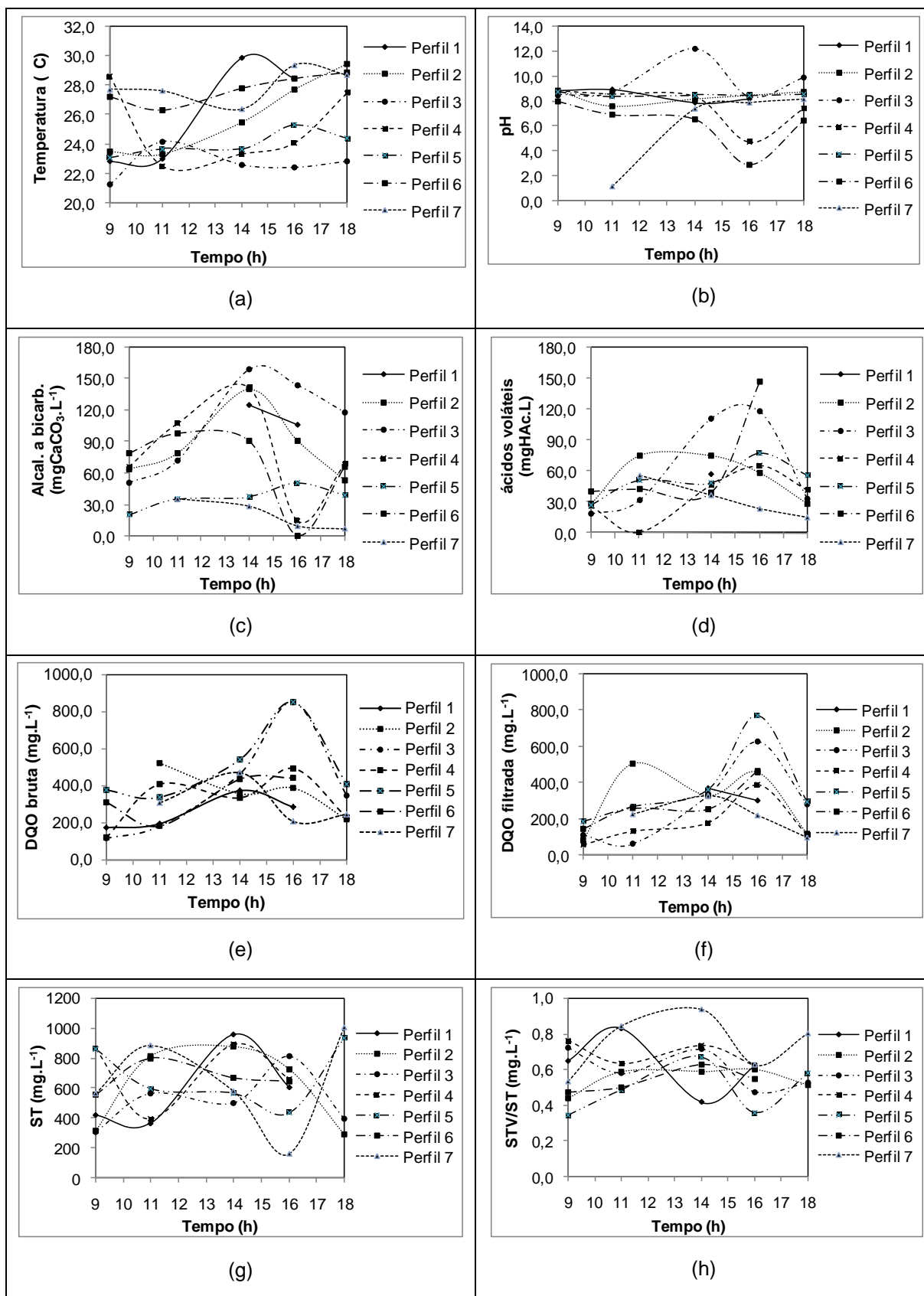


Figura 8. Resultados dos perfis de 9 h de amostragem temporal: a) temperatura, b) pH, c) alcalinidade a bicarbonato, d) ácidos voláteis, e) DQO bruta, f) DQO filtrada, g) ST, h) relação STV/ST

Na Figura 8e é possível verificar concentração de matéria orgânica em termos de DQO bruta variável de 564 mg.L^{-1} a 712 mg.L^{-1} , com média de $648 \pm 180,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Vela (2006) reportou valores de DQO bruta variáveis de 98 mg.L^{-1} a 1309 mg.L^{-1} , valor superior ao reportado neste trabalho, em amostras dos esgotos sanitários da estação de tratamento do câmpus I da Universidade de São Paulo (USP), em São Carlos, SP.

Na Figura 8f, é possível notar que a concentração média de matéria orgânica em termos de DQO filtrada resultou de $454 \pm 38 \text{ mg.L}^{-1}$, com pico mínimo de 428 mg.L^{-1} e máximo de 518 mg.L^{-1} .

Pela Figura 8g é possível verificar variação de 454 mg.L^{-1} a 767 mg.L^{-1} na concentração de sólidos totais, com média de $637 \pm 64 \text{ mg.L}^{-1}$.

Na Figura 8h, é possível notar que a relação média de STV/ST foi de $0,6 \pm 0,14 \text{ mg.L}^{-1}$, com pico mínimo de $0,34 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $0,93 \text{ mg.L}^{-1}$.

5.2 OPERAÇÃO DO REATOR UASB (160 L) – ETAPA I

Conforme descrito no capítulo 4 a etapa I compreendeu o início da operação do reator com vazão constante de 16 L.h^{-1} e TDH de 10 h até a mudança da condição operacional para vazão constante $10,66 \text{ L.h}^{-1}$ e TDH de 15 h. Nessa etapa foi avaliado o comportamento do reator com a realização das mesmas análises físico-químicas da caracterização dos esgotos sanitários em amostras do afluente e efluente do UASB.

Após a partida do reator, foi realizado um monitoramento durante 11 d para avaliar se o UASB havia alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente.

Os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo obtidos com as análises de monitoramento em amostras do afluente e efluente do reator UASB estão expressos na Tabela 14.

De acordo com os dados da Tabela 14 é possível notar que os valores de pH variaram de 5,8 a 7,8 para o afluente e de 6,4 a 7,9 para o efluente.

O valor médio obtidos para a temperatura do afluente e do efluente (líquido) do reator foram de $15 \pm 27 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e $14 \pm 27 \text{ }^{\circ}\text{C}$, respectivamente.

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e o efluente do reator variou de 4 mgCaCO₃.L⁻¹ a 1309 mgCaCO₃.L⁻¹ e 179 mgCaCO₃.L⁻¹ a 1519 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores de alcalinidade no efluente foram superiores àqueles obtidos no afluente, indicando a capacidade de tamponamento do reator.

Tabela 14 - Parâmetros de amostragem do monitoramento do afluente e efluente

Parâmetros	Afluente					Efluente				
	N	x	DP	Mín	Max	N	x	DP	Mín	Max
pH	11	7	0,6	5,8	7,8	11	6,9	0,4	6,4	7,9
Temperatura (°C)	11	21	3,7	15	27	11	20	4,1	14	27
Alcal a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	11	159	99	4	1309	11	208	61	179	1519
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	11	132	91	64	361	11	100	31	60	479
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	22	594	274	125	892	22	288	117	97	388
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	22	334	169	73	568	22	162	81	68	313
ST (mg.L ⁻¹)	11	515	211	124	690	11	204	54	124	270
STV (mg.L ⁻¹)	11	611	678	88	1900	11	243	218	22	536
STF (mg.L ⁻¹)	11	204	54	124	270	11	168	62	132	268

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo

A concentração de ácidos voláteis variou de 64 mgHAc.L⁻¹ a 361 mgHAc.L⁻¹ para o afluente e de 60 mgHAc.L⁻¹ a 479 mgHAc.L⁻¹ para o efluente, notando que este acúmulo poderia inibir a fase metanogênica.

A concentração de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente variou de 125 mg.L⁻¹ a 892 mg.L⁻¹ e menos acentuada no efluente, com variação de 97 mg.L⁻¹ a 388 mg.L⁻¹, indicando a capacidade de amortecimento do reator.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 73 mg.L⁻¹ a 568 mg.L⁻¹ para o afluente e de 68 mg.L⁻¹ a 313 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. É importante ressaltar que os valores obtidos para DQO filtrada no efluente reforçam a importância de uma etapa de pós-tratamento para remoção da fração suspensa da DQO, de acordo com Carvalho (2006).

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi de 52% para DQO bruta e 51% para DQO filtrada.

As concentrações de ST variaram de 124 mg.L⁻¹ a 690 mg.L⁻¹ no afluente e 124 mg.L⁻¹ a 270 mg.L⁻¹ no efluente do reator. Para as concentrações de STV foram observadas variações de 88 mg.L⁻¹ a 1900 mg.L⁻¹ para o afluente e de 22 mg.L⁻¹ a 536 mg.L⁻¹ para o efluente. Estas variações podem ter sido causadas pelo arraste de sólidos no efluente do reator, o que acarreta e maiores valores de desvio padrão em comparação com a média. Para STF foram observadas variações de 124 mg.L⁻¹ a 270 mg.L⁻¹ e de 132 mg.L⁻¹ a 268 mg.L⁻¹ para o afluente e o efluente, respectivamente.

Três perfis de amostragem temporal foram realizados nesse período para comparar o desempenho do reator com vazão constante.

Na Figura 9 podem ser observadas variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO de amostras brutas, DQO de amostras filtradas, concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) e relação SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para temperatura do efluente (líquido) do reator foram de 22,4 ± 1,7 °C e 21,3 ± 1,2 °C, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 5,8 a 6,6 no afluente e de 6,3 a 6,6 no efluente do reator (Figura 9a). Segundo Tiwari et al. (2006) a faixa ótima de crescimento bacteriano está entre 6,3 e 7,8.

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou de 35 a 139 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 132 a 213 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores desta alcalinidade foram superiores no efluente em relação àqueles obtidos no afluente, indicando a capacidade do reator sistema tamponar o meio.

A concentração média de ácidos voláteis foi de 76 ± 30 mgHAC.L⁻¹, com pico mínimo de 64 mgHAC.L⁻¹ e de máximo de 148 mgHAC.L⁻¹

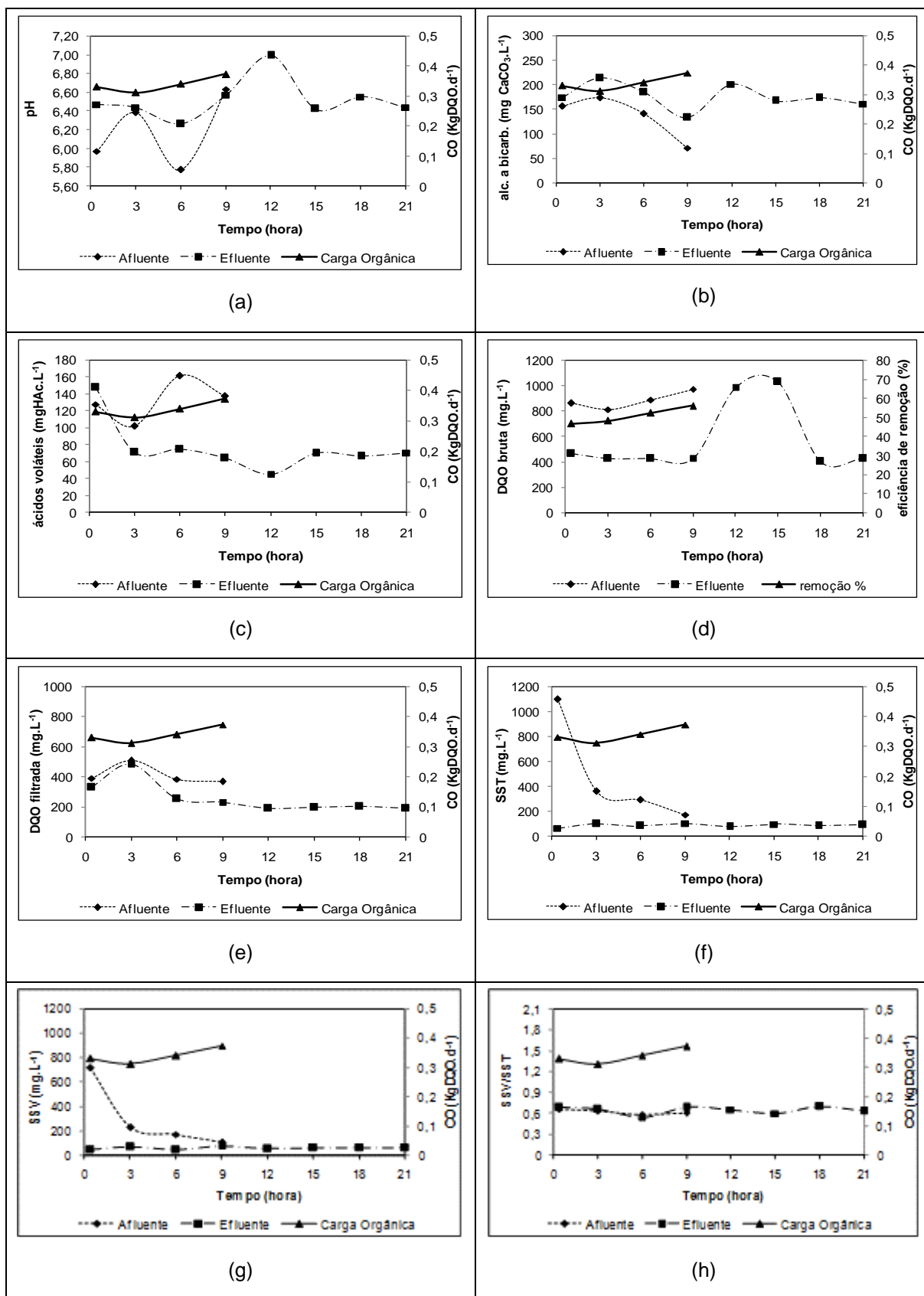


Figura 9. Resultados do perfil 1 de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, E) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA I – TDH = 10 h; Vasc = 0,23 m.h^{-1}). O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9 h

Não foram observadas variações significativas na concentração de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente ao longo do tempo de operação do reator, variando de 810 mg.L⁻¹ a 969 mg.L⁻¹. Todavia no efluente as variações foram mais acentuadas com picos de mínimo de 399 mg.L⁻¹ e máximo de 1025 mg.L⁻¹, devido ao arraste de sólidos que ocorre no efluente do reator.

A carga orgânica imposta ao reator variou de 0,31 a 0,37 kgDQO.d⁻¹, com média de 0,34 kgDQO.d⁻¹. A taxa de carregamento orgânico resultou na faixa variável de 1,94 a 2,33 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, com média de 2,11 kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variam de 366 mg.L⁻¹ a 506 mg.L⁻¹, para o afluente e de 185 mg.L⁻¹ e 484 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO filtrada variou de 4 % a 37 %, com média de 23 ± 16 % (Figura 9e). O pico da DQO filtrada do afluente ocorreu às 3 h, provavelmente devido à alimentação do sistema seguida de agitação que pode ter causado revolvimento dos sólidos suspensos presentes no fundo do tanque de armazenamento.

As concentrações de SST variaram de 170 a 1096 mg.L⁻¹ e de 63 a 102 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente. Os valores obtidos de SSV foram de 103 a 716 mg.L⁻¹ para o afluente e de 43 a 70 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 642 a 1908 mg.L⁻¹ para o afluente e de 552 a 608 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 476 a 1678 mg.L⁻¹ e de 356 a 462 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela volátil de SSV em relação à concentração de SST correspondeu a aproximadamente 63% no afluente e 64% no efluente do reator.

A eficiência da remoção de DQO foi prejudicada nessa etapa de operação devido à elevada concentração de sólidos no efluente do reator. O arraste ocorreu provavelmente pela formação de “bolsões de gás” que carreavam os sólidos para a saída do reator.

Na tabela 15 é apresentado um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil 1 de amostragem temporal de operação do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 12 h e do efluente de 24 h.

Tabela 15 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 1 de 24 h (TDH = 10 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Máx	N	x	DP	Mín	Máx
pH	4	6,2	0,4	5,8	6,6	8	6,5	0,2	6,3	6,6
Temperatura (°C)	4	22,4	1,7	21	24,5	8	21,3	1,2	19,7	23,9
Alc. a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	68	48	35	139	8	175	25	132	213
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	114	18	101	161	8	76	30	64	148
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	881	66	810	969	8	571	269	399	1025
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	-	51	-	-	-
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	411	64	366	506	8	257	104	185	484
ST (mg.L ⁻¹)	4	1118	550	642	1908	4	582	29	552	608
STV (mg.L ⁻¹)	4	947	517	476	1678	4	423	47	356	462
STF (mg.L ⁻¹)	4	171	43	126	230	8	159	42	100	196
SST (mg.L ⁻¹)	4	478	419	170	1096	8	86	13	63	102
SSV (mg.L ⁻¹)	4	303	280	103	716	8	55	9	43	70
SSF (mg.L ⁻¹)	4	175	140	67	380	8	31	6	20	37

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Max: valor máximo

Na Figura 10 podem ser observadas as variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) e relação SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para a temperatura do efluente (líquido) do reator foram de $24,2 \pm 2,6$ °C e $22,7 \pm 2,7$ °C, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 6,9 a 7,2 no afluente e de 7,4 a 8,2 no efluente do reator (Figura 10a). Os resultados obtidos para pH afluente estão em faixa recomendada para o processo de digestão anaeróbia (SPEECE, 1996).

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou de 269 a 322 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 325 a 427 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores de alcalinidades no efluente foram superiores àqueles obtidos no afluente do reator, indicando a capacidade do sistema tamponar o meio.

As concentrações de ácidos voláteis variaram de 55 a 109 mg.L⁻¹ e de 28 a 62 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente variaram de 298 mg.L⁻¹ a 632 mg.L⁻¹ no afluente e de 68 mg.L⁻¹ a 188 mg.L⁻¹ no efluente.

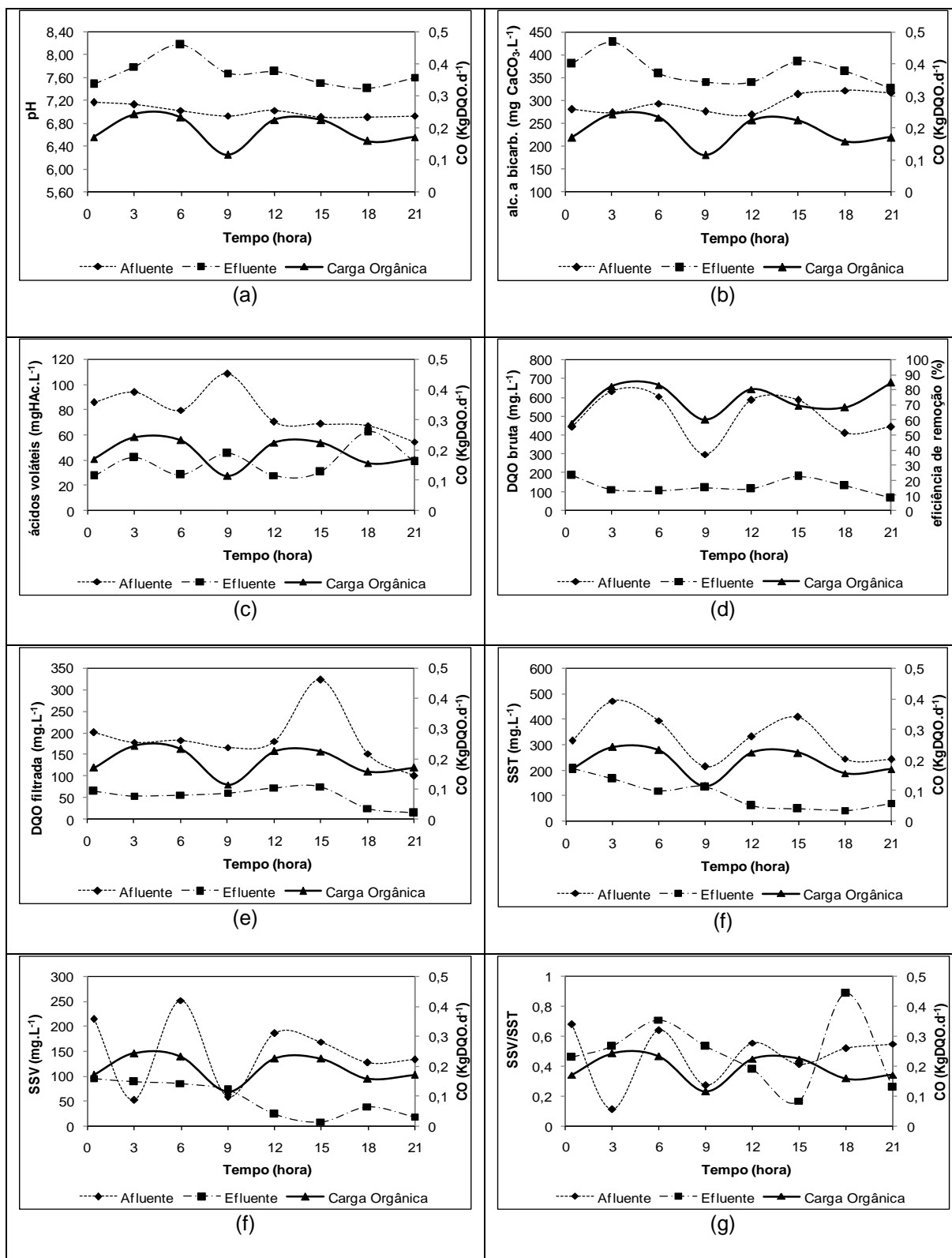


Figura 10. Resultados do perfil 2 de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação de SSV/SST (ETAPA I – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹). O tempo de 0 dos gráficos correspondem às 9 h

A eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema variou de 58% a 85% em termos de DQO bruta, obtendo-se valor médio de aproximadamente $73 \pm 11\%$.

A carga orgânica imposta ao reator variou de 0,11 a 0,24 kgDQO.d⁻¹, com média de aproximadamente 0,19 kgDQO.d⁻¹. A taxa de carregamento orgânica variou de 0,7 a 1,5 kgDQO.m⁻³d⁻¹, com média de 1,18 kgDQO.m⁻³d⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada no afluente variaram de 100 mg.L⁻¹ a 323 mg.L⁻¹ e de 14 mg.L⁻¹ a 75 mg.L⁻¹ no efluente. A eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema variou de 60% a 86% em termos de DQO filtrada, obtendo-se valor médio de aproximadamente $72 \pm 9\%$ (Figura 10e).

As concentrações de SST variaram de 215 a 472 mg.L⁻¹ no afluente e de 43 a 207 mg.L⁻¹ no efluente do reator. Os valores obtidos de SSV variaram de 52 a 252 mg.L⁻¹ para o afluente e de 8 a 95 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 324 a 1180 mg.L⁻¹ para o afluente e de 266 a 1254 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 300 a 598 mg.L⁻¹ e de 224 a 500 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela volátil de SSV em relação à concentração de SST correspondeu a aproximadamente 45% no afluente e 50% no efluente do reator.

A eficiência de remoção de matéria orgânica não foi prejudicada nessa etapa de operação (perfil 2), devido o aumento do tempo de detenção hidráulico (TDH) que era de 10 h e foi aumentado para 15 h. Esse aumento foi uma forma de diminuir o constante arraste de sólidos que carreavam sólidos para a saída do reator. Dessa forma com diminuição do arraste de sólidos conseguiu aumentar a eficiência de remoção de DQO bruta média que era 51% no perfil 1 e no perfil 2 foi aumentada para 73%.

Na tabela 16 apresenta um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil 2 de amostragem temporal de operação do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 12 h e do efluente durante o período de 24 h.

Tabela 16 - Resumo dos resultados do perfil 2 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Max	N	x	DP	Mín	Max
pH	4	6,2	0,4	5,8	6,6	8	6,5	0,2	6,3	6,6
Temperatura do líquido(°C)	4	22,4	1,7	21,0	24,5	8	21,3	1,2	19,7	23,9
Alc a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	68	48	35	139	8	175	25	132	213
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	79	17	55	109	8	38	12	28	62
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	499	118	298	632	8	127	39	68	188
% remoção DQO bruta	-						73			
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	185	63	100	323	8	53	22	14	75
ST (mg.L ⁻¹)	4	659	318	324	1180	4	561	333	266	1254
STV (mg.L ⁻¹)	4	449	92	300	598	4	295	90	224	500
STF (mg.L ⁻¹)	4	210	268	4	688	8	266	297	24	924
SST (mg.L ⁻¹)	4	328	91	215	472	8	107	60	43	207
SSV (mg.L ⁻¹)	4	149	70	52	252	8	54	35	8	95
SSF (mg.L ⁻¹)	4	180	106	102	420	8	53	32	5	112

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Max: valor máximo

A Figura 11 podem ser observadas as variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) e relação SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para a temperatura do efluente (líquido) do reator foram de $22,5 \pm 0,2$ °C e $21,3 \pm 0,4$ °C, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 7,0 a 7,4 e de 7,3 a 7,5 nas amostras do afluente e efluente do reator, respectivamente.

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou na faixa de 12 a 32 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 44 a 71 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. A capacidade de tamponamento do meio pode ser observada pelos valores superiores de alcalinidade total e de alcalinidade a bicarbonato no efluente em relação àqueles observados no afluente do sistema.

A concentração média de ácidos voláteis no afluente foi de 109 mg.L⁻¹, com pico mínimo de 95 mg.L⁻¹ e máximo de 120 mg.L⁻¹. O pico de maior concentração de ácidos foi observado no horário das 12 h, devido o tempo de degradação do substrato no tanque de alimentação do sistema. O valor médio de ácidos no efluente do reator foi de 50 mg.L⁻¹, com concentração mínima de 45 mg.L⁻¹ e máxima de 60 mg.L⁻¹.

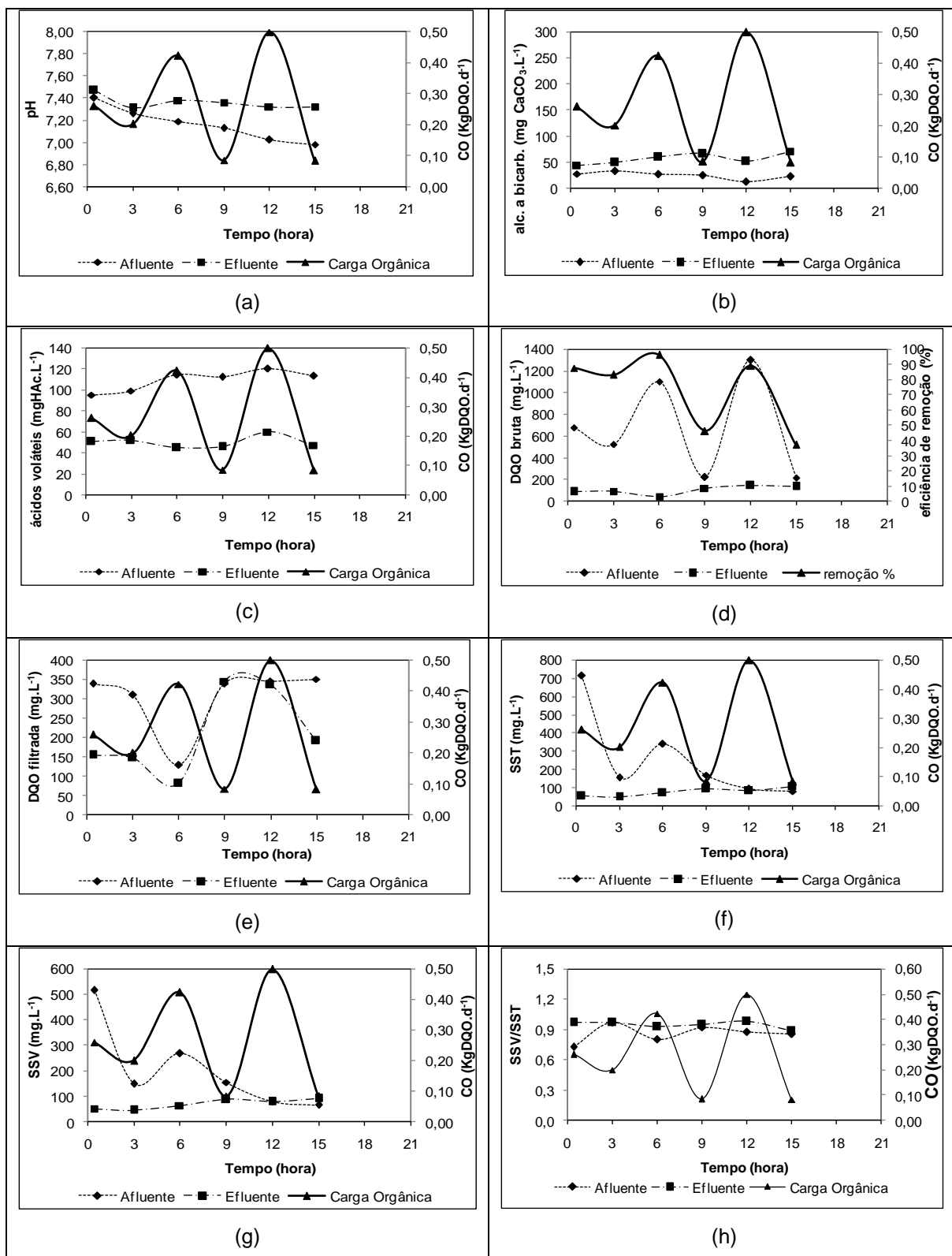


Figura 11. Resultados do perfil 3 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA I – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹). O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta variaram de 214 a 1298 mg.L⁻¹ no afluente e de 42 a 143 mg.L⁻¹ no efluente. A eficiência média de remoção de matéria orgânica foi de $73 \pm 25\%$, com variação de 37% a 96% para DQO bruta.

A carga orgânica imposta ao reator variou de 0,08 a 0,50 kgDQO.d⁻¹, obtendo média aproximadamente 0,26 kgDQO.d⁻¹. A taxa de carregamento orgânico resultou na faixa variável de 0,5 a 3,12 kgDQO m⁻³.d⁻¹, com valor médio de aproximadamente 1,62 kgDQO m⁻³.d⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 130 mg.L⁻¹ a 351 mg.L⁻¹ para o afluente e de 82 mg.L⁻¹ a 346 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. A eficiência de remoção média de DQO filtrada foi de $32 \pm 24\%$.

As concentrações de SST variaram de 78 a 713 mg.L⁻¹ e de 48 a 103 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente. Os valores obtidos de SSV foram de 67 a 517 mg.L⁻¹ para o afluente e de 47 a 92 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 686 a 1502 mg.L⁻¹ para o afluente e de 502 a 676 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 334 a 1066 mg.L⁻¹ e de 258 a 344 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela volátil de SSV em relação à concentração de SST correspondeu a aproximadamente 80% no afluente e 95% no efluente do reator.

Na Tabela 17 apresenta um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil 3 de amostragem temporal do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 12 h e do efluente durante o período de 24 h.

Tabela 17 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 3 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h-1)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Máx	N	x	DP	Mín	Máx
pH	4	7,2	01	7,0	7,4	8	7,4	0,1	7,3	7,5
Temperatura do líquido (°C)	4	22,5	0,2	22,2	22,7	8	21,3	0,4	20,6	21,8
Alc a. bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	24,3	6,9	12	32	8	57	10	44	71
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	109	9,6	95	120	8	50	5,5	45	60
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	672	449	214	1298	8	102	37	42	143
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	-	73	-	-	-
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	303	86	130	351	8	210	108	82	346
ST (mg.L ⁻¹)	4	966	409	686	1502	4	559	62	502	676
STV (mg.L ⁻¹)	4	608	328	334	1066	4	304	31	258	344
STF (mg.L ⁻¹)	4	358	89	284	495	8	255	64	206	384
SST (mg.L ⁻¹)	4	258	241	78	713	8	75	21	48	103
SSV (mg.L ⁻¹)	4	207	168	67	517	8	71	19	47	92
SSF (mg.L ⁻¹)	4	52	75	5	197	8	4	3,8	1,7	92

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo

5.3 OPERAÇÃO DO REATOR UASB (160L) – ETAPA II

A etapa II compreendeu o período de operação do reator, com aplicação de variação senoidal cíclica da vazão média afluyente em 40%. Nessa etapa foi realizado monitoramento do reator durante 11 d para avaliar se o UASB havia alcançado do estado de equilíbrio dinâmico aparente para realização de três perfis de amostragem temporal.

Os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo obtidos com as análises de monitoramento em amostras do afluyente e efluyente do reator UASB estão expressos na Tabela 18.

De acordo com os dados da Tabela 18 é possível notar que os valores de pH variaram de 6,9 a 8,0 para o afluyente e de 7,5 a 8,1 para o efluyente.

O valor médio obtidos para a temperatura do afluyente e efluyente (líquido) do reator foram de 27 °C ± 2,8 °C e 26 °C ± 2,1 °C, respectivamente.

A alcalinidade a bicarbonato para o afluyente e o efluyente do reator variou de 152 mgCaCO₃.L⁻¹ a 251 mgCaCO₃.L⁻¹ e 159 mgCaCO₃.L⁻¹ a 255 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores de alcalinidade no efluyente

foram superiores àqueles obtidos no afluente, indicando a capacidade do de tamponamento do reator.

Tabela 18 - Parâmetros de amostragem do monitoramento do afluente e efluente

Parâmetros	Afluente					Efluente				
	N	x	DP	Mín	Max	N	x	DP	Mín	Max
pH	11	7,6	,0,4	6,9	8,0	11	7,7	0,3	7,5	8,1
Temperatura (°C)	11	26,8	2,8	24	30	11	26,2	2,1	24	28
Alcal a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	11	193	46	152	251	11	198	43	159	255
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	11	52	10	38	61	11	38	4	35	44
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	22	387	73	302	428	22	178	55	137	255
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	22	194	62	112	252	22	119	8	112	128
ST (mg.L ⁻¹)	11	569	195	368	834	11	334	42	288	558
STV (mg.L ⁻¹)	11	423	184	234	676	11	216	43	170	354
STF (mg.L ⁻¹)	11	146	29	134	180	11	118	26	104	204

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética DP: desvio padrão Mín: valor mínimo Max: valor máximo.

A concentração média de ácidos voláteis para o afluente e o efluente do reator foi de 52 mgHAc.L⁻¹ para o afluente e de 38 mgHAc.L⁻¹ para o efluente.

A concentração de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente variou de 302 mg.L⁻¹ a 428 mg.L⁻¹ e de 137 mg.L⁻¹ a 255 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram na faixa de 112 mg.L⁻¹ a 252 mg.L⁻¹ para o afluente e de 112 mg.L⁻¹ a 128 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. É importante ressaltar que os valores obtidos para DQO filtrada no efluente reforçam a importância de um sistema de filtração ou de processo de pós-tratamento para remoção da fração suspensa da DQO, de acordo com Carvalho (2006).

A eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 48% para DQO bruta e 38% para DQO filtrada.

As concentrações de ST atingiram picos de mínimo e máximo iguais a 368 mg.L⁻¹ e 834 mg.L⁻¹ e de 288 mg.L⁻¹ e 558 mg.L⁻¹ no afluente e no efluente do reator, respectivamente. Para as concentrações de STV houve variações de 234 mg.L⁻¹ a 676 mg.L⁻¹ para o afluente e de 170 mg.L⁻¹ a 354 mg.L⁻¹ para o efluente, respectivamente. Para STF houve variações de mínimo e máximo de 134 mg.L⁻¹ a 180 mg.L⁻¹ e de 104 mg.L⁻¹ a 204 mg.L⁻¹ para o afluente e o efluente, respectivamente.

Na Figura 12 pode ser observadas as variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO de amostras brutas, DQO de amostras filtradas, concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de sólidos suspensos totais (SSV) e relação SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para a temperatura do efluente (líquido) do reator foram de 21,8 ± 0,5 °C e 21,4 ± 0,5 °C, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 7,2 a 7,8 nas amostras do afluente e de 7,4 a 8,0 nas amostras do efluente do reator (Figura 12a).

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou de 247 a 424 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 261 a 475 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. A capacidade de tamponamento do meio pôde ser observada pelos valores superiores de alcalinidade a bicarbonato no efluente em relação àqueles observados no afluente do sistema.

A concentração média de ácidos voláteis no afluente foi de 32 mg.L⁻¹, com pico mínimo de 13 mg.L⁻¹ e máximo de 48 mg.L⁻¹. O pico de maior concentração de ácidos foi observado no horário das 12 h, devido o tempo de degradação do substrato no tanque de alimentação do sistema. O valor médio da concentração de ácidos no efluente do reator foi de 36 mg.L⁻¹, com concentração mínima de 27 mg.L⁻¹ e máxima de 51 mg.L⁻¹.

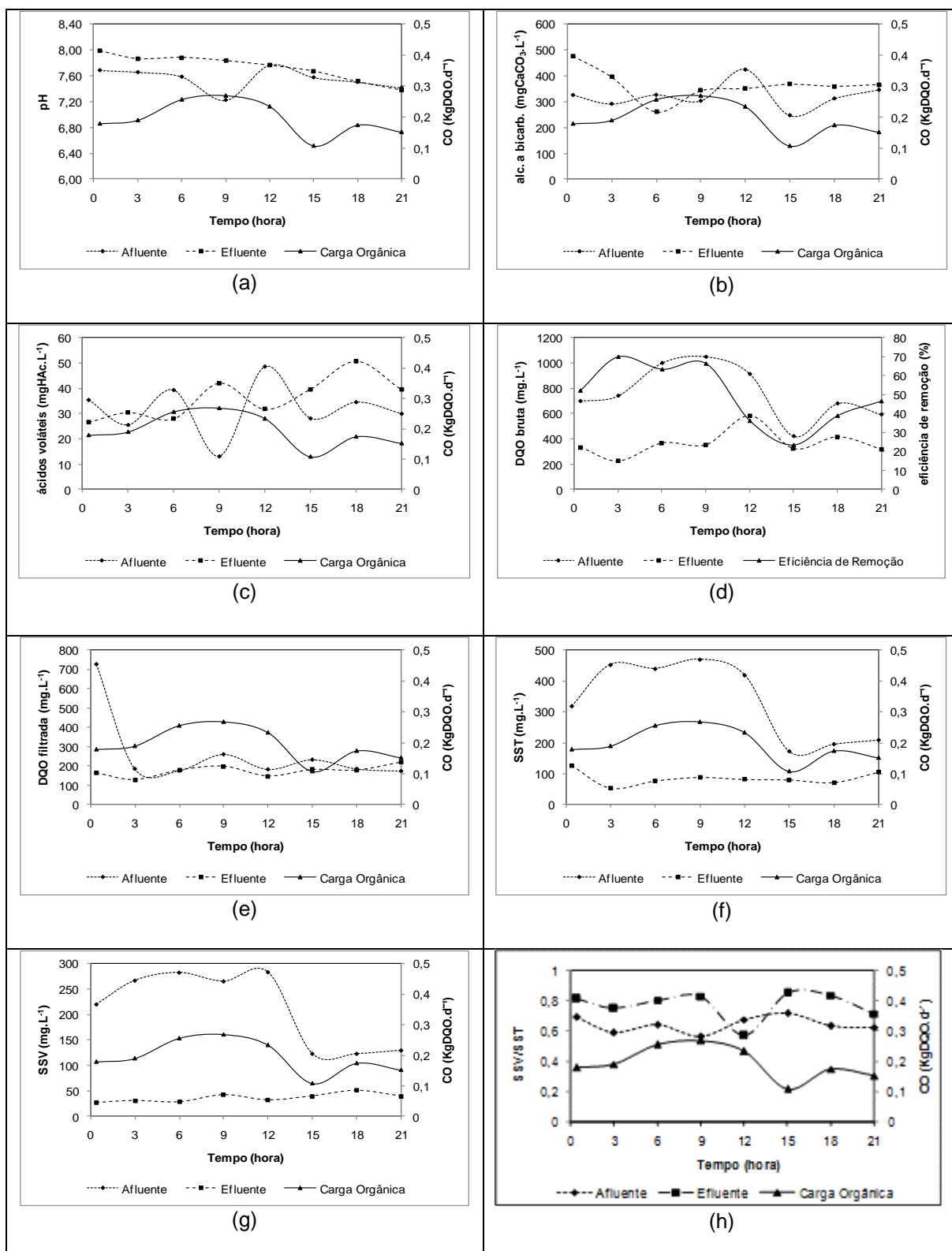


Figura 12. Resultados do perfil 1 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente variaram significativamente ao longo do tempo de operação do reator, atingindo picos de mínimo e de máximo de 420 a 1050 mg.L⁻¹. Essas variações foram menos acentuada no efluente, atingindo picos de mínimo de 222 a 582 mg.L⁻¹. A eficiência média de remoção de matéria orgânica foi de 50 ± 16%, com variação de 24% a 70% para DQO bruta.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 174 mg.L⁻¹ a 725 mg.L⁻¹ para o afluente e de 129 mg.L⁻¹ a 220 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO filtrada foi em média de 19 ± 30% (Figura 12e).

As concentrações de SST variaram de 172 a 470 mg.L⁻¹ para o afluente e de 53 a 127 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de SSV foram de 123 a 283 mg.L⁻¹ para o afluente e de 40 a 103 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 532 a 852 mg. L⁻¹ para o afluente e de 416 a 726 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 276 a 542 mg.L⁻¹ e de 54 a 262 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela volátil dos sólidos suspensos em relação à concentração de sólidos suspensos totais correspondeu a aproximadamente 64% no afluente e 77% no efluente do reator.

A aplicação das variações senoidais com valores inferiores e superiores a 40% na vazão média afluente influenciou a resposta dinâmica do sistema, principalmente em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica, que variou de 24% a 70%.

Na Tabela 19 pode ser observado um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil 1 de amostragem temporal de operação do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 24 h.

Tabela 19 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 1 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Máx	N	x	DP	Mín	Máx
pH	4	7,5	0,2	7,2	7,8	8	7,7	0,2	7,4	8,0
Temperatura do líquido (°C)	4	21,8	0,5	21,0	22,0	8	21,4	0,5	21,0	22,0
Alc a.bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	322	51	247	424	8	365	59	261	475
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	32	10	13	48	8	36	8	27	51
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	762	214	420	1050	8	364	104	222	582
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	-	50			
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	265	188	174	725	8	174	28	129	220
ST (mg.L ⁻¹)	4	590	106	532	852	4	493	96	416	726
STV (mg.L ⁻¹)	4	342	89	276	542	4	209	68	54	262
STF (mg.L ⁻¹)	4	249	49	188	310	8	284	101	194	496
SST (mg.L ⁻¹)	4	334	127	172	470	8	85	22	53	127
SSV (mg.L ⁻¹)	4	212	74	123	283	8	66	19	40	103
SSF (mg.L ⁻¹)	4	123	57	48	205	8	19	9	12	35

Legenda N: número de amostras; **x:** média aritmética; **DP:** desvio padrão; **Mín:** valor mínimo; **Max:** valor máximo

Na Figura 13 podem ser observadas as variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO de amostras brutas, DQO de amostras filtradas, SST, SSV e a relação de SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para temperatura do efluente (líquido) do reator foram de $21,7 \pm 0,1^\circ\text{C}$ e $21,6 \pm 0,2^\circ\text{C}$, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 6,7 a 7,3 no afluente e de 7,3 a 8,1 no efluente do reator (Figura 13a) .

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou na faixa de 229 a 350 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 297 a 374 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores de alcalinidades no efluente foram superiores àqueles obtidos no afluente do reator, indicando a capacidade do sistema tamponar o meio.

A concentração de ácidos voláteis manteve-se abaixo de 60 mg.L⁻¹ no efluente, o que indica possível “equilíbrio” entre bactérias acetogênicas e as arqueias metanogênicas existentes no sistema.

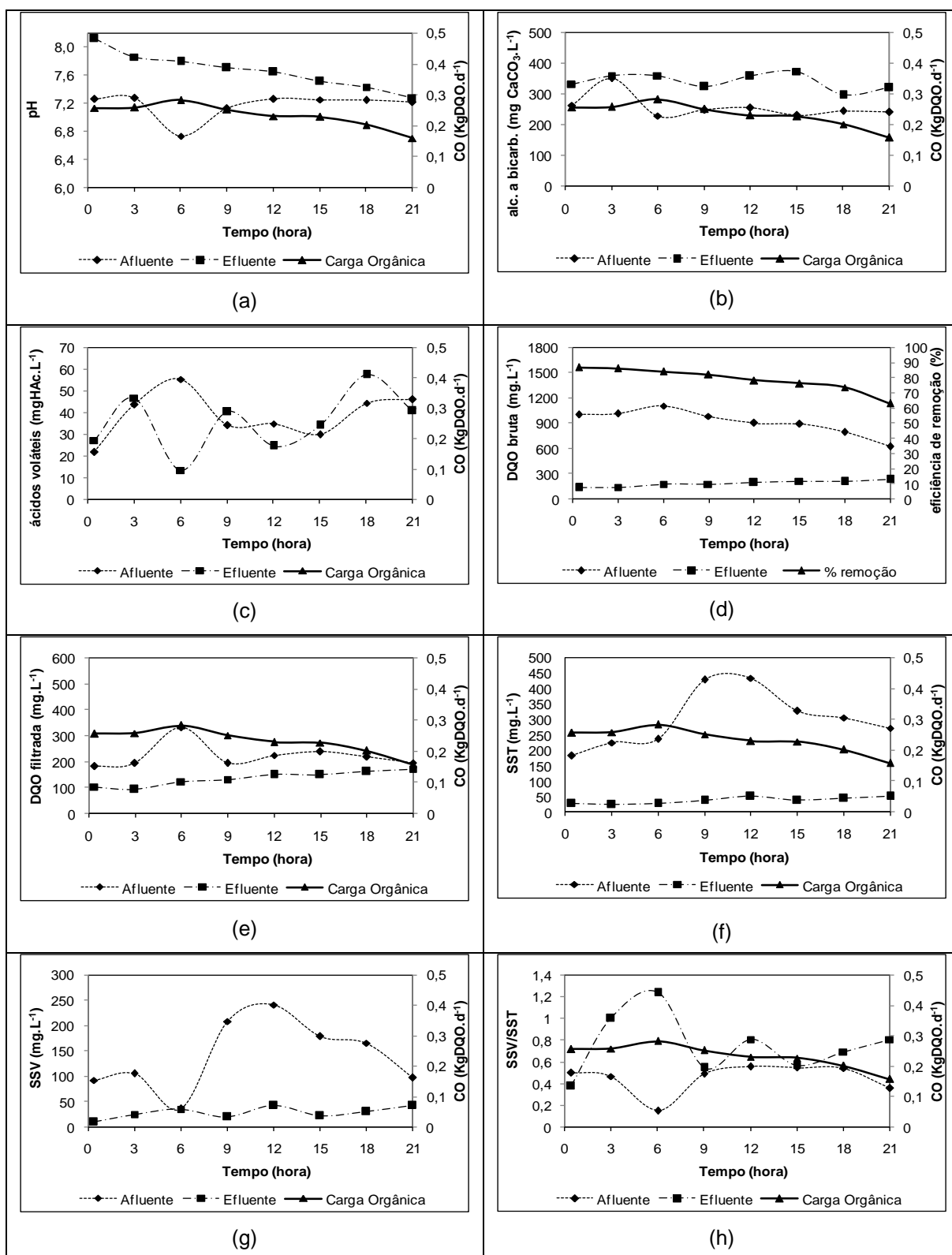


Figura 13. Resultados do perfil 2 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹). O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta variaram de 620 mg.L⁻¹ a 1105 mg.L⁻¹, para o afluente e de 169 mg.L⁻¹ e 289 mg.L⁻¹, para o efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO bruta variou de 63% a 87%, obtendo o valor médio de 79 ± 8%.

A carga orgânica imposta ao reator variou de 0,16 a 0,28 kgDQO.d⁻¹, obtendo média de 0,23 kgDQO.d⁻¹. A taxa de carregamento orgânico resultou na faixa variável de 1,00 a 1,75 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, com valor médio de aproximadamente 1,43 kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 182 mg.L⁻¹ a 331 mg.L⁻¹, para o afluente e de 95 mg.L⁻¹ e 172 mg.L⁻¹, para o efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO filtrada variou de 12% a 63%, obtendo o valor médio de 37 ± 16 % (Figura 13e).

As concentrações de SST variaram de 183 a 433 mg.L⁻¹ e de 25 a 52 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente. Os valores obtidos de SSV variaram de 36 a 240 mg.L⁻¹ para o afluente e de 10 a 42 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 770 a 2200 mg.L⁻¹ para o afluente e de 388 a 504 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 594 a 1598 mg.L⁻¹ e de 194 a 392 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela de SSV em relação à concentração de SST totais correspondeu a aproximadamente 46% no afluente e 68% no efluente do reator.

Com a realização desse perfil foi possível observar que a aplicação das variações senoidais da vazão média afluente, para valores inferiores e superiores a 40%, não houve influência significativa na eficiência de remoção da matéria orgânica bruta.

Na Tabela 20 é apresentado um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil 2 de amostragem temporal de operação do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 12 h e do efluente durante o período de 24 h.

Tabela 20 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 2 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Máx	N	x	DP	Mín	Máx
pH	4	7,2	0,2	6,7	7,3	8	7,7	0,3	7,3	8,1
Temperatura do líquido (°C)	4	21,7	0,1	21,6	21,9	8	21,6	0,2	21,4	21,9
Alc.a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	258	39	229	350	8	341	26	297	374
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	39	11	22	52	8	36	14	13	57
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	913	152	620	1105	8	184	34	134	230
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	-	79			
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	223	48	182	331	8	136	28	95	172
ST (mg.L ⁻¹)	4	1235	476	770	2200	4	432	39	388	504
STV (mg.L ⁻¹)	4	919	337	594	1598	4	306	62	194	392
STF (mg.L ⁻¹)	4	315	186	14	602	4	126	59	60	232
SST (mg.L ⁻¹)	4	301	92	183	433	4	38	11	25	52
SSV (mg.L ⁻¹)	4	140	69	36	240	4	26	11	10	42
SSF (mg.L ⁻¹)	4	161	43	92	219	4	12	5	2	17

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo

Na Figura 14 pode ser observadas as variações temporais de pH, alcalinidade a bicarbonato, concentração de ácidos voláteis, DQO de amostras brutas, DQO de amostras filtradas, concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de sólidos suspensos totais (SSV) e relação SSV/SST.

Os valores médios obtidos para temperatura ambiente e para a temperatura do efluente (líquido) do reator foram de $19,5 \pm 0,8$ °C e $20,1 \pm 1,0$ °C, respectivamente.

Os valores de pH variaram de 5,8 a 8,0 no afluente e de 6,8 a 8,3 no efluente do reator (Figura 14a).

A alcalinidade a bicarbonato para o afluente e efluente do reator variou de 16 a 308 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 200 a 336 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. É possível observar que os valores de alcalinidades no efluente foram superiores àqueles obtidos no afluente do reator, indicando a capacidade do sistema tamponar o meio.

As concentrações de ácidos voláteis variaram de 33 a 230 mg.L⁻¹ e de 27 a 180 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente.

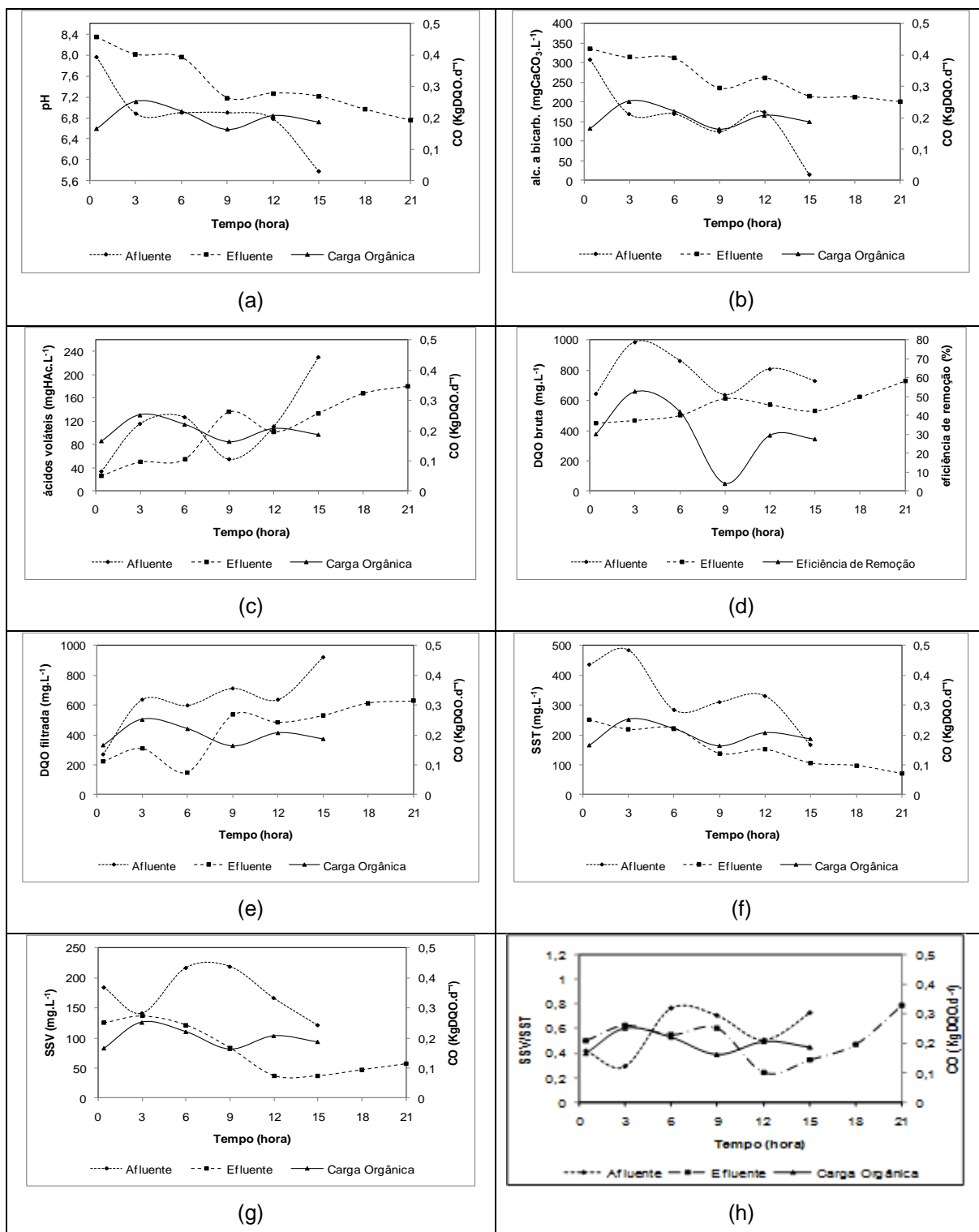


Figura 14. Resultados do perfil 3 temporal de 24 h do reator: a) pH, b) alcalinidade a bicarbonato, c) ácidos voláteis, d) DQO bruta, e) DQO filtrada, f) SST, g) SSV, h) relação SSV/SST (ETAPA II – TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹). * O tempo 0 dos gráficos corresponde às 9h

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta no afluente variaram de 637 mg.L⁻¹ a 986 mg.L⁻¹ no afluente e de 451 mg.L⁻¹ a 729 mg.L⁻¹ no efluente. O pico máximo de DQO afluente ocorreu às 3h, provavelmente devido à alimentação do sistema seguida de agitação que pode ter causado revolvimento dos sólidos suspensos presentes no fundo do tanque de armazenamento. A eficiência de matéria orgânica variou de 4% a 52%, obtendo remoção média de 31 ± 16 mg.L⁻¹.

A carga orgânica imposta ao reator variou de 0,16 a 0,25 kgDQO.d⁻¹, obtendo-se média de aproximadamente 0,20 kgDQO.d⁻¹. A taxa de carregamento orgânica variou na faixa de 1,00 a 1,56 kgDQO.m⁻³d⁻¹, com valor médio de aproximadamente 1,25 kgDQO.m⁻³d⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 270 mg.L⁻¹ a 920 mg.L⁻¹, para o afluente e de 149 mg.L⁻¹ e 629 mg.L⁻¹, para o efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO filtrada variou de 18% a 75%, com média de 39 ± 22% (Figura 14e).

As concentrações de SST variaram de 167 a 483 mg.L⁻¹ e 72 a 250 mg.L⁻¹ no afluente e efluente do reator, respectivamente. Os valores obtidos de SSV foram de 122 a 219 mg.L⁻¹ para o afluente e de 37 a 137 mg.L⁻¹ para o efluente do reator.

As concentrações de ST variaram de 596 a 1974 mg.L⁻¹ para o afluente e de 800 a 1130 mg.L⁻¹ para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV foram de 8 a 930 mg.L⁻¹ e de 400 a 520 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

A parcela volátil dos SSV em relação à concentração de SST correspondeu a aproximadamente 52% no afluente e 50% no efluente do reator.

Com a realização desse perfil foi possível observar que a aplicação das variações senoidais da vazão média afluente, para valores inferiores e superiores a 40%, influenciaram na eficiência de remoção da matéria orgânica.

Com a variação da vazão afluente de 10,66 L.h⁻¹ para 6,21 L.h⁻¹ houve diminuição de aproximadamente 26% na eficiência de remoção de matéria orgânica no período das 0 h às 9 h, devido provavelmente ao arraste de sólidos.

O sistema apresentou capacidade de recuperação das condições iniciais de remoção de matéria orgânica quando foi aplicada variação da vazão mínima afluente de 7,10 L.h⁻¹ para vazão média de 10,66 L.h⁻¹ no período das 9 h às 15 h.

Na Tabela 21 é apresentada um resumo dos resultados obtidos durante a realização do perfil de amostragem temporal de operação do reator. Neste perfil foram coletadas amostras do afluente do sistema de cada 3 h durante o período de 12 h e do efluente durante o período de 24 h.

Tabela 21 - Resumo dos resultados obtidos no perfil 3 de 24 h (TDH = 15 h; Vasc = 0,23 m.h⁻¹)

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE				
	N	x	DP	Mín	Máx	N	x	DP	Mín	Máx
pH	4	6,9	0,7	5,8	8,0	8	7,5	0,6	6,8	8,3
Temperatura do líquido (°C)	4	19,5	0,8	19,0	21,0	8	20,1	1,0	19,0	22,0
Alc a bicarb (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4	160	94	16	308	8	261	53	200	336
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	2	112	69	33	230	8	106	57	27	180
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	4	778	135	637	986	8	561	92	451	729
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	-	31			
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	4	628	210	270	920	8	434	183	149	629
ST (mg.L ⁻¹)	4	1252	398	596	1678	4	962	120	800	1030
STV (mg.L ⁻¹)	4	622	317	8	864	4	444	36	400	520
STF (mg.L ⁻¹)	4	630	145	374	814	8	518	110	356	714
SST (mg.L ⁻¹)	4	335	113	167	483	8	157	66	72	250
SSV (mg.L ⁻¹)	4	175	39	122	219	8	80	42	37	137
SSF (mg.L ⁻¹)	4	160	117	45	341	8	77	36	15	125

Legenda: N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.

5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS – ETAPA I

Nesse item são apresentados e discutidos os resultados obtidos através dos ensaios hidrodinâmico de estímulo-resposta tipo pulso realizados no reator UASB com os traçadores eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol. Com a realização destes ensaios foram obtidos:

- Curvas de concentração do traçador ao longo do tempo de duração de cada ensaio;
- TDH real em cada ensaio;
- Valores dos parâmetros D/uL (para os modelos de dispersão) e N (para o modelo de tanques em série) em cada ensaio;
- Curvas de DTR pelo ajuste dos dados experimentais de cada ensaio pelos modelos uniparamétricos;

➤ Valores do coeficiente de correlação com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos em cada ensaio.

5.5 CURVAS DE CONCENTRAÇÃO x TEMPO

Com resultados experimentais dos ensaios de estímulo-resposta foi possível traçar as curvas de variação da concentração de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo (Figura 15).

Nos ensaios hidrodinâmicos realizados com vazão afluente de 16 L.h^{-1} foi possível observar lento decaimento na concentração dos traçadores ao longo do tempo, que pode indicar o fenômeno de cauda longa. Isso pode ter ocorrido devido à difusão dos traçadores em zonas mortas do reator, adsorção dos traçadores na biomassa do reator ou presença de curto-circuitos hidráulicos (LEVENSPIEL, 2000).

Os picos de concentração máxima dos traçadores nos ensaios realizados foram aproximadamente de 2,3 h para o eosina Y, 2,0 h para o azul de bromofenol e 1,8 h para o verde de bromocresol (Figura 15), ou seja, inferiores ao TDH teórico de 10 h. Isso pode indicar a ocorrência de canais preferenciais e conseqüentemente a presença de zonas estagnadas dentro do reator.

Os valores de TDH apresentaram diferenças de 77% no ensaio com eosina Y, 80% no ensaio com azul de bromofenol e 82% no ensaio com verde de bromocresol em relação ao TDH teórico.

Outros estudos também observaram o efeito de cauda longa (Jimenez et al., 1988; De Nardi et al., 1997; De Nardi et al., 1999; Lima, 2001; Passig, 2005; Peña et al., 2006; Carvalho et al., 2008; Lourenço e Campos, 2009 e Romero et al., 2011).

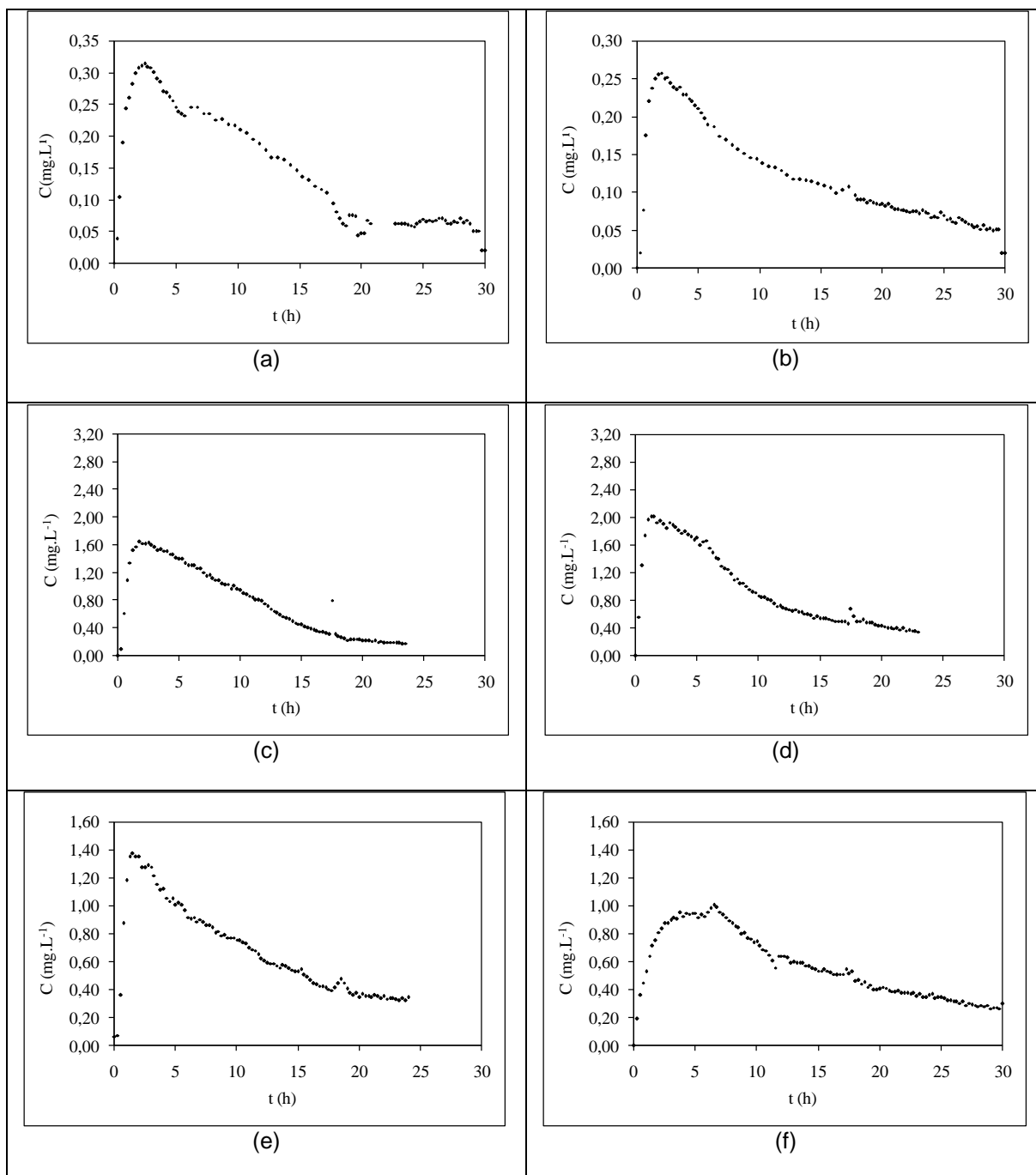


Figura 15. Curvas de variação da concentração dos traçadores nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol - c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol - e) ensaio 5, f) ensaio 6.

Os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos são apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Parâmetro obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o reator UASB

Traçador	Ensaio	TDH (h)	N-CSTR em série	Pequena dispersão (PD) (D/uL)	Grande dispersão (GD) (D/uL)
Eosina Y	1	6,7	1	0,394	0,158
	2	7,1	1	0,386	0,159
Azul de Bromofenol	3	7,8	2	0,286	0,150
	4	7,0	1	0,277	0,178
Verde de Bromocresol	5	8,8	2	0,251	0,106
	6	8,0	2	0,319	0,148

Pela Tabela 22, é possível notar que o TDH real obtido pela curva DTR resultou em 6,7 h e 7,1 h para os ensaios com eosina Y, 7,8 h e 7,0 h para os ensaios com azul de bromofenol e 8,8 h e 8,0 h para os ensaios com verde de bromocresol. Os valores de TDH e do parâmetro N não apresentaram diferenças significativas, o que indicou grau de mistura semelhante para os ensaios realizados.

Com base na Tabela 22, foi possível observar que o modelo teórico N-CSTR em série indicou número de reatores em série de 1 e 1 reatores para os ensaios com eosina Y, 2 e 1 para os ensaios com azul de bromofenol e 2 e 2 reatores para os ensaios com verde de bromocresol. No ajuste uniparamétrico com o modelo de pequena dispersão os valores foram iguais a 0,394 e 0,386 para os ensaios com eosina Y, 0,286 e 0,277 para os ensaios com azul de bromofenol e 0,251 e 0,319 para os ensaios com verde de bromocresol, respectivamente.

Carvalho et al. (2008) avaliaram a hidrodinâmica de um reator UASB (160 L), tratando esgoto doméstico, com vazão afluyente de 16 L.h^{-1} e TDH de 10 h. Os autores verificaram de 4 e 5 reatores de mistura completa em série operando com vazão afluyente constante. Os coeficientes dispersão de pequena intensidade foram de 0,112 e 0,121 e os coeficientes de grande dispersão foram de 0,075 e 0,079.

Pela Tabela 22 é possível observar que os valores do parâmetro N e do modelo de pequena e grande dispersão nos ensaios com eosina Y não foram similares ao reportado por Carvalho et al. (2008). Isso pode estar associado com o tipo de lodo, já que no trabalho realizado por Carvalho et al. (2008) o reator foi inoculado com lodo granular.

De Nardi et al. (1997) obtiveram 3 reatores N-CSTR em série em ensaios realizados com eosina Y em um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) em escala de bancada (1,9 L) e TDH de 2 h. O reator foi alimentado com água destilada.

Romero et al. (2011) avaliaram a hidrodinâmica de um reator anaeróbio de leito fixo (5,5 L) com rodamina B, tratando efluente de abatedouro, com variação de vazão de 2,29 mL.min⁻¹ a 204 mL.min⁻¹ e TDH de 12 h a 48 h. Os autores obtiveram 1 reator de mistura completa e coeficiente de dispersão de 0,49.

As curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) obtidas com ajuste dos dados experimentais dos ensaios realizados no reator UASB com eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol são apresentadas na Figura 16.

Os resultados dos coeficientes de correlação obtidos para os modelos matemáticos teóricos são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Coeficiente de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos

Traçador	Ensaio	N-CSTR em série	Pequena dispersão (PD) (D/μL)	Grande dispersão (GD) (D/μL)
Eosina Y	1	0,921	0,850	0,542
	2	0,938	0,794	0,440
Azul de Bromofenol	3	0,819	0,790	0,470
	4	0,956	0,608	n.v
Verde de Bromocresol	5	0,887	0,567	n.
	6	0,924	0,790	n.v

Através da análise das curvas DTR e dos coeficientes de correlação, pôde-se observar que o modelo uniparamétrico de N-CSTR em série apresentou melhor ajuste dos dados experimentais em todos os ensaios realizados, independentemente do tipo de traçador utilizado.

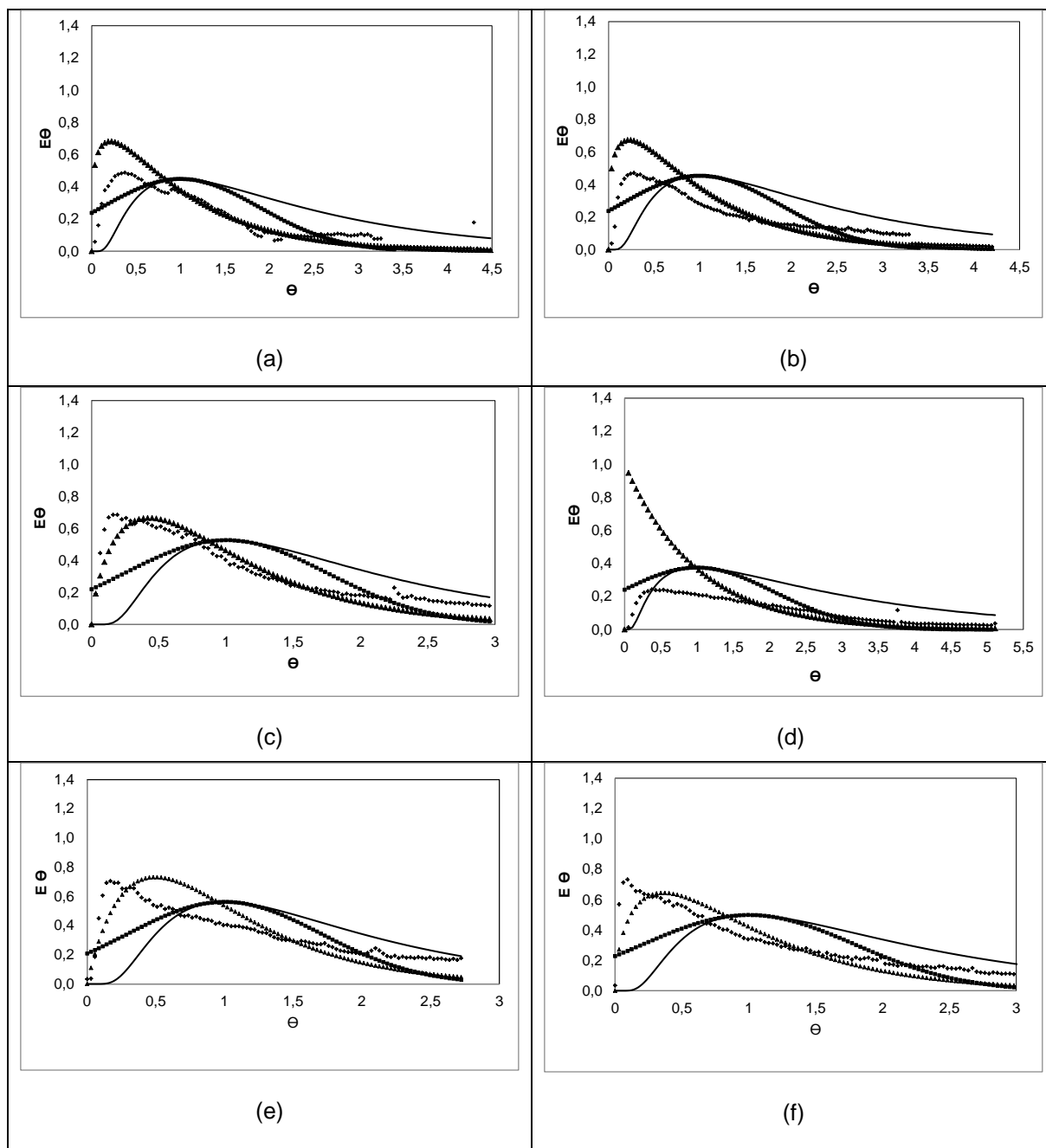


Figura 16. Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol ao longo do tempo de amostras do efluente para os ensaios de estímulo-resposta com vazão constante: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol – c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol – e) ensaio 5, f) ensaio 6 -◇- Dados experimentais; --- pequena dispersão; -△- N-CSTR em série; – grande dispersão.

No modelo N-CSTR era previsto a ocorrência de uma concentração máxima de traçador, a qual não ocorreu, exceto no ensaio 1 com azul de bromofenol e nos ensaios (1 e 2) com verde de bromocresol. Sendo assim seu ajuste ficou comprometido como visto também no trabalho de Carvalho et al. (2008).

Dentre os modelos uniparamétricos de dispersão, o modelo PD melhor se ajustou aos dados experimentais em todos os ensaios realizados, apesar de inicialmente os ensaios não respeitarem suas premissas ($D/uL < 0,01$ e dispersão idêntica dentro e fora do volume de controle). Entretanto, isto não significa que o ajuste tenha sido satisfatório, porque, mesmo neste modelo, foi grande a dispersão em relação aos valores experimentais.

As curvas DTR obtidas com o modelo (N-CSTR) em série nos dois ensaios com eosina Y resultaram no melhor ajuste (média de correlação de 0,929) em relação a todas as outras curvas obtidas em todos os ensaios realizados.

Na comparação entre as curvas DTR obtidas nos ensaios entre os traçadores utilizados, para os modelos de dispersão, as curvas obtidas com o traçador eosina Y apresentaram melhores valores de correlação entre os dados experimentais e os dados teóricos (média de 0,822 para o modelo PD e 0,491 para o modelo GD) em relação aos valores de correlação obtidos com os traçadores azul de bromofenol e verde de bromocresol (médias de 0,699 e 0,681 para o modelo PD e de 0,235 e 0 para o modelo GD – tanque aberto, respectivamente).

Devido à elevada dispersão longitudinal encontrada no parâmetro D/uL nos modelos de dispersão de pequena e grande intensidade, ao valor do parâmetro N encontrado e ao melhor de ajuste dos dados experimentais pelo modelo de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) em relação aos demais modelos, pode-se afirmar que o regime de fluxo predominante no reator UASB é o regime de mistura completa.

Passig (2005) avaliou a hidrodinâmica de um reator UASB ($18,8 \text{ m}^3$), tratando esgotos sanitários com imposição de velocidade ascensional de $0,78 \text{ m.h}^{-1}$; $1,17 \text{ m.h}^{-1}$; $1,56 \text{ m.h}^{-1}$ e de $1,96 \text{ m.h}^{-1}$ (mediante recirculação do efluente) com TDH de 6 h. O autor constatou que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo de 2 e 4 reatores de mistura completa em série e com D/uL de 0,112.

Peña et al. (2006) estudaram a hidrodinâmica de um reator UASB (296 m^3), tratando água residuária da cidade Ginebra, Colômbia. O reator foi operado com TDH de 10 h, 8 h, 6 h e 5 h e foi submetido à variação de vazão de 8 L.s^{-1} , 10 L.s^{-1} , 13 L.s^{-1} e 16 L.s^{-1} . Os autores constataram que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico similar a regime de mistura completa. Os coeficientes de dispersão

foram de 0,42; 0,41; 0,61 e 0,46. Para a realização dos ensaios hidrodinâmicos foi utilizado cloreto de lítio como traçador.

Calheiros et al. (2009) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB com volume de (862 L), com TDH de 0,9 h e vazão de $0,964 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, tratando esgotos sanitários de Itajubá (MG). Os autores verificaram que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico de escoamento disperso e coeficiente dispersão de 0,127 para os ensaios com cloreto de sódio (NaCl) como traçador.

Romero et al. (2011) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio de leito fixo (5,5 L), tratando efluente de abatedouro. Os autores constataram que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao regime de mistura completa para baixas taxas volumétricas ($2,29 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$) e de comportamento próximo de fluxo de pistão para altas taxas volumétricas que foi de ($204 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$).

5.6 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS – ETAPA II

Nesse tópico serão apresentados os resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos do reator UASB, quando submetido a variações senoidais cíclicas com valores inferiores e superiores a 40% da vazão afluente.

Com resultados experimentais dos ensaios de estímulo-resposta foi possível obter as curvas de variação da concentração de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo (Figura 17).

Nos ensaios hidrodinâmicos de estímulo-resposta realizados com variação de vazão média afluente em 40% foi possível observar que os maiores picos de concentrações dos traçadores se aproximaram do intervalo de tempo de 3 h a 6 h após a injeção do traçador, coincidindo com o momento que o reator atingiu a sua variação máxima de vazão de $15,1 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ nos ensaios realizados.

A curva de concentração dos traçadores apresentou comportamento similar em relação à curva de variação de vazão, quando a curva de variação de vazão começou decrescer tendendo para a variação mínima de vazão de $6,2 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ o mesmo comportamento foi notado para a curva de concentração dos traçadores,

exceto no período entre 17 h a 29 h, em que houve crescimento da curva de vazão tendendo para máxima de vazão, e a concentração dos traçadores continuou a decrescer.

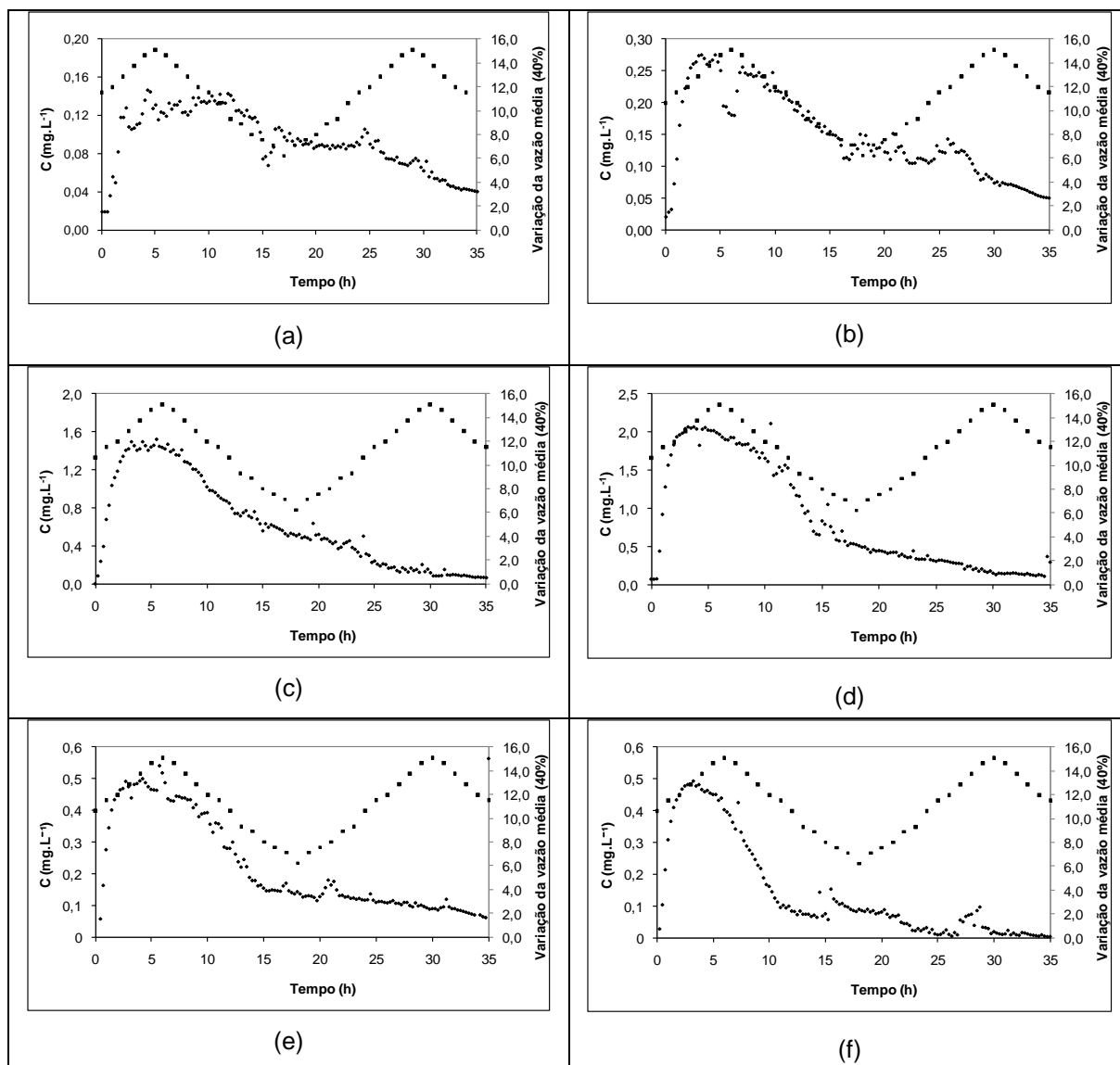


Figura 17. Curvas de variação da concentração dos traçadores nas amostras do efluente do reator UASB ao longo do tempo: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol - c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol - e) ensaio 5, f) ensaio 6.

Com os ensaios hidrodinâmicos foi possível notar o lento decaimento dos traçadores ao longo do tempo, que pode indicar o fenômeno de cauda longa. Isso pode ter ocorrido devido a fenômenos de difusão em zonas mortas do reator,

adsorção dos traçadores na biomassa do reator ou curto circuito hidráulico (LEVENSPIEL, 2000).

Outros estudos também observaram o efeito de cauda longa (Jimenez et al., 1988; Lima, 2001; Passig, 2005; Peña et al., 2006; Carvalho et al., 2008; Lourenço e Campos, 2009; Sarathai et al., 2010; Romero et al., 2011 e Ji et al., 2012).

Os picos de concentração máxima do traçadores nos ensaios realizados foram aproximadamente de 4,4 h para o eosina Y, 4,1 h para o azul de bromofenol e 3,8 h para o verde de bromocresol (Figura 16), ou seja, inferiores ao TDH teórico de 10 h. Isso pode indicar a ocorrência de canais preferenciais e conseqüentemente a presença de zonas estagnadas dentro do reator. Os valores de TDH apresentaram diferenças de 71% no ensaio com eosina Y, 73% no ensaio com azul de bromofenol e 75% no ensaio com verde de bromocresol em relação ao TDH teórico.

Peña et al. (2006) e Ji et al. (2012) e também observaram adiantamento da resposta dos traçadores. Esses estudos reportam também que o adiantamento da resposta dos traçadores pode estar relacionado com a ocorrência de canais preferenciais e a conseqüentemente na presença de zonas mortas dentro reator.

Os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos são apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 - Parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o reator UASB

Traçador	Ensaio	TDH (h)	N-CSTR em série	Pequena dispersão (PD) (D/ μ L)	Grande dispersão (GD) (D/ μ L)
Eosina Y	1	12	2	0,254	0,119
	2	12	2	0,263	0,138
Azul de Bromofenol	3	11	2	0,248	0,148
	4	10	2	0,188	0,162
Verde de bromocresol	5	11	2	0,332	0,173
	6	7	1	0,438	0,202

Observa-se nos ensaios que o TDH real obtido por meio da curva DTR resultou em 12 h para os ensaios com eosina Y, 11 h e 10 h para os ensaios com azul de bromofenol e 11 h e 7 h para os ensaios com verde de bromocresol.

Apesar da aplicação das variações senoidais cíclicas de 40%, os parâmetros TDH e grau de mistura do reator não apresentaram diferenças significativas.

Com base na Tabela 24, foi possível observar que o modelo N-CSTR em série indicou número de reatores igual a 2 para os ensaios com eosina Y e azul de bromofenol e 2 e 1 reatores para os ensaios com verde de bromocresol. No ajuste uniparamétrico com o modelo de pequena dispersão, os valores foram iguais a 0,254 e 0,263 para os ensaios com eosina Y, 0,248 e 0,188 para os ensaios com azul de bromofenol e 0,332 e 0,438 para os ensaios com verde de bromocresol, respectivamente.

Carvalho et al. (2008) avaliaram a hidrodinâmica de um reator UASB (160 L), tratando esgoto doméstico, com variação cíclica senoidal da vazão média afluente em valores inferiores e superiores a 40% e TDH de 10 h. Os autores verificaram valores de 8 e 7 N-CSTR em série operando com variação da vazão. Os coeficientes de dispersão de pequena intensidade foram de 0,064 e 0,072 e os coeficientes de grande dispersão foram de 0,075 e 0,075.

Pela Tabela 24 é possível observar que os valores do parâmetro N e do modelo de pequena e grande dispersão nos ensaios com eosina Y não foram similares ao reportado por Carvalho et al (2008). Isso pode estar relacionado com o tipo de lodo, já que no trabalho realizado por Carvalho et al. (2008) o reator foi inoculado com lodo granular.

Sarathai et al. (2010) notaram 4 N-CSTR em série nos ensaios realizados com cloreto de lítio (NaCl) em um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 92,4 L, operando com TDH de 24 h, 36 h, 48 h.

Romero et al. (2011) obteve 1 reator de mistura completa em série nos ensaios realizados com rodamina B em reator anaeróbio de leito fixo de (5,5 L), operando com variação de vazão de (0,14 L.h⁻¹ a 12,24 L.h⁻¹) e com TDH de 12 h a 48 h

Ji et al. (2012) obtiveram valores aproximados de 4, 2 e 3 reatores de mistura completa em série nos ensaios realizados com Fluoreto de Sódio (NaF) em um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 7,5 L, operando com variação de carga orgânica de 28, 40, 60 Kg.m⁻³.d⁻¹) e TDH de 6, 8 e 12 h.

As curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) obtidas com ajuste dos dados experimentais dos ensaios realizados no reator UASB com eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol podem ser observadas na Figura 18.

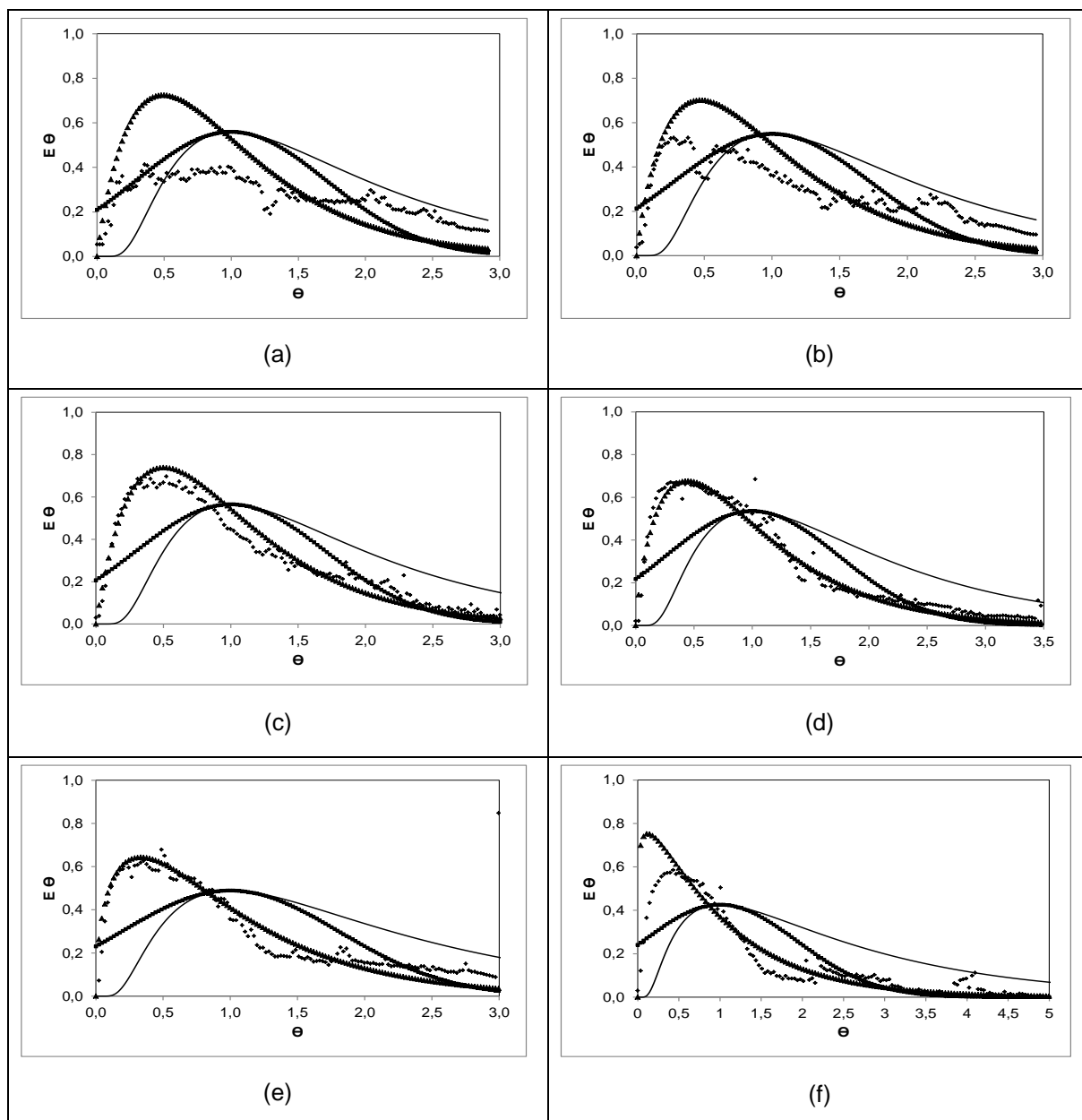


Figura 18. Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso de eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol ao longo do tempo de amostras do efluente para os ensaios de estímulo-resposta com vazão constante: eosina Y – a) ensaio 1, b) ensaio 2; azul de bromofenol – c) ensaio 3, d) ensaio 4; verde de bromocresol – e) ensaio 5, f) ensaio 6 -◇- Dados experimentais; --- pequena dispersão; -Δ- N-CSTR em série; – grande dispersão

Os resultados dos coeficientes de correlação obtidos para os modelos matemáticos teóricos podem ser observados na Tabela 25.

Tabela 25 - Coeficiente de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos

Traçador	Ensaio	N-CSTR em série	Pequena dispersão (PD) (D/ μ L)	Grande dispersão (GD) (D/ μ L)
Eosina Y	1	0,860	0,792	0,547
	2	0,924	0,695	0,245
Azul de Bromofenol	3	0,984	0,799	0,398
	4	0,984	0,805	0,389
Verde de Bromocresol	5	0,869	0,514	0,005
	6	0,912	0,573	0,485

Através da análise das curvas DTR e dos coeficientes de correlação, pôde-se observar que o modelo uniparamétrico N-CSTR em série apresentou melhor ajuste dos dados experimentais em todos os ensaios realizados (média de 0,892 para os ensaios com eosina Y, 0,984 para os ensaios com azul de bromofenol e 0,890 para os ensaios com verde de bromocresol).

Dentre os modelos uniparamétricos de dispersão, o modelo PD apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, apesar de inicialmente os ensaios não respeitarem suas premissas ($D/\mu L < 0,01$ e dispersão idêntica dentro e fora do volume de controle. No entanto, ajuste feito pelos dois modelos não foi satisfatório devido a grande dispersão em relação aos valores experimentais. No modelo teórico N-CSTR era previsto a ocorrência de uma concentração máxima de traçador que não ocorreu, exceto nos ensaios com eosina Y e no ensaio 2 com verde de bromocresol. Sendo assim seu ajuste ficou comprometido como visto também no trabalho de Carvalho et al. (2008).

As curvas DTR obtidas com o modelo (N-CSTR) em série nos dois ensaios com azul de bromofenol resultaram no melhor ajuste (média de correlação de 0,984) em relação as demais curvas obtidas nos ensaios realizados.

Na comparação entre as curvas DTR obtidas nos ensaios entre os traçadores utilizados, para os modelos de dispersão, as curvas obtidas com o traçador azul de bromofenol apresentaram melhores valores de correlação entre os dados experimentais e os dados teóricos (médias de 0,802 para o modelo PD e 0,394 para o modelo GD) em relação aos valores de correlação obtidos com eosina Y e verde de bromocresol (médias de 0,744 e 0,543 para o modelo de pequena intensidade e de 0,396 e 0,245 para o modelo de grande intensidade – tanque aberto, respectivamente).

Devido à elevada dispersão longitudinal encontrada no parâmetro D/uL nos modelos de dispersão de pequena e grande intensidade, ao valor do parâmetro N encontrado e ao melhor de ajuste dos dados experimentais pelo modelo N-CSTR em série em relação aos demais modelos, pode-se afirmar que o regime de mistura completa é predominante no reator UASB.

Carvalho et al. (2008) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB com eosina Y e constataram que o reator demonstrou comportamento próximo de mistura completa para os ensaios realizados com vazão de 16 L.h^{-1} e TDH de 10 h, porém quando submetido a variações senoidais cíclicas de vazão afluente, o comportamento foi próximo a de um reator de fluxo pistonado.

Uldal (2008) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB (53 m^3) tratando os esgotos domésticos da cidade de Vapi, Índia, com variação de vazão 2000 L.h^{-1} a 5000 L.h^{-1} e com TDH de 10,6 a 26,5 h. A autora constatou que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico similar a reator de fluxo de pistão. Os coeficientes de dispersão foram de 0,0115, 0,0048 e 0,037.

Sarathai et al. (2010) estudaram as características hidráulicas de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 92,4 L, operando com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 h, 36 h, 48 h. Os autores reportam que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico intermediário ao fluxo de pistão e fluxo de mistura completa.

Ji et al. (2012) estudaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 7,5 L, operado com água residuária sintética, com variação de carga orgânica de $28 \text{ Kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, $40 \text{ Kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e $60 \text{ Kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e três tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 h, 8 h e 12 h. Os autores constataram que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico com

tendência ao fluxo pistão para baixa carga ($28 \text{ Kgm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) e de comportamento próximo de fluxo em mistura completa para alta carga orgânica ($60 \text{ Kgm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

Nos ensaios hidrodinâmicos da etapa I (vazão constante) com vazão é possível observar que houve aumento dos valores de TDH reais quando comparados aos TDH reais obtidos na etapa II (variação de vazão), exceto no ensaio 6 com o verde de bromocresol. Para os números N-CSTR em séries resultou em aumento quando comparados aos valores obtidos com na etapa I, exceto no ensaio 3 com o azul de bromofenol e no ensaios 5 e 6 com o verde de bromocresol.

Na comparação entre as etapas (I e II) para o modelo de pequena dispersão (PD) e grande dispersão (GD) foi possível observar que na etapa I houve diminuição dos valores de PD e GD quando comparados aos valores obtidos na etapa II, exceto nos ensaios (5 e 6) com o verde de bromocresol para os modelos (PD e GD).

Para os coeficientes de correlação pode observar que os valores do modelo uniparamétrico N-CSTR e o PD na etapa I apresentou diminuição em relação aos valores obtidos na etapa II, exceto nos ensaios (3 e 4) para os modelos (N-CSTR) e no ensaio 3 para o PD.

5.7 NÚMERO DE REYNOLDS

O valor obtido do número de Reynolds para o esgoto sanitário foi de 8,7 para a Etapa I (vazão constante). Na Etapa II (variação de vazão) foi de 3,8 para a vazão mínima ($7,10 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$), 5,8 para a vazão média ($10,66 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$) e de 7,7 para a vazão máxima ($14,2 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$). Passig (2005) obteve valor de número de Reynolds de 64 com vazão média de $3130 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$.

Leitão et al. (2006) obteve valor de número de Reynolds de 49 com variação de vazão de três vezes a vazão média ($20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$).

Carvalho et al. (2008) obteve valores de número de Reynolds de 8,7 para vazão constante. Para variação de vazão obteve 5,2 para vazão mínima e 12,2 para vazão máxima.

5.8 VOLUME DE ZONAS MORTAS

A partir dos ensaios hidrodinâmicos foi possível determinar o volume de zonas mortas no reator UASB em relação aos traçadores utilizados.

Na Tabela 26 podem ser observados os volumes de zonas mortas obtidos com os ensaios eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol.

Tabela 26 - Volume de zonas mortas obtidos com os ensaios eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol

Etapa I	Traçador	Ensaio	Volume de zonas mortas (%)
I	Eosina Y	1	33
		2	29
	Azul de bromofenol	3	30
		4	22
	Verde de bromocresol	5	12
		6	20
II	Eosina Y	1	20
		2	20
	Azul de bromofenol	3	27
		4	33
	Verde de bromocresol	5	27
		6	53

Young e Young (1988) avaliaram o comportamento hidráulico de filtros anaeróbios de fluxo ascendente para número de Reynolds menor do que 25. Segundo os autores o volume de zonas mortas aumenta com o aumento do número de Reynolds. Os autores reportaram volumes de zonas mortas variando de 50% a 75% do volume dos filtros.

Singh et al. (2006) operaram dois reatores UASB (8 L cada) durante 900 d. Segundo os autores, a mistura de gás desempenha um papel crucial para garantir eliminação de grande parte do espaço morto no reator UASB. Os resultados obtidos para o cálculo de zonas mortas foram de 10% para temperatura de 32 °C e 11% para temperatura de 20%.

Peña et al. (2006) reportaram volume de zonas mortas de 0,9% para TDH de 10 h, 2,4% para TDH 8 h, 2,7% para TDH de 6 h e de 1,1% para TDH de 5 h nos ensaios com cloreto de lítio em um reator UASB com volume de (296 m³), tratando água residuária da cidade Ginebra, Valle Del Cauca, sudoeste da Colômbia.

Sarathai et al. (2010) estudaram as características hidráulicas de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 92,4 L, operando com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 h, 36 h, 48. Os autores reportaram porcentagens de zonas mortas de 16% para TDH de 24h, 15% para TDH de 36 h e de 12% para TDH de 48h. Para os ensaios foi utilizado o traçador cloreto de lítio.

Romero et al. (2011) obtiveram volume de zonas de mortas de 13% a 39% para TDH de 12 a 48 h e variação de vazão de 2,29 mL.min⁻¹ a 204 mL.min⁻¹ em um reator anaeróbio de leito fixo Armfield (5,5 L) tratando água residuária de abatedouro. Os ensaios foram realizados com traçador rodamina B.

5.9 PRESENÇA DE CURTO-CIRCUITOS

A partir dos ensaios hidrodinâmicos foi possível determinar presença de curto-circuitos no reator UASB.

Com os ensaios hidrodinâmicos foi possível observar a presença de curto-circuitos na Etapa I (vazão constante) ($\Psi \leq 0,3$) em quase todos os ensaios hidrodinâmicos, exceto no ensaio 1 com eosina Y. Para a Etapa II (variação de vazão) não foi verificada a presença de curto-circuitos.

Alguns autores reportaram em trabalhos a presença de curto-circuitos (De Nardi et al., 1999; Peña et al., 2006; Carvalho et al., 2008; Udal, 2008; Sarathai et al., 2010; Romero et al., 2011, dentre outros).

5.10 EFICIÊNCIA HIDRÁULICA

Com os ensaios hidrodinâmicos foi possível determinar a eficiência hidráulica do reator.

Foi observada eficiência hidráulica insatisfatória ($\lambda \leq 0,5$) nos ensaios com eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol na Etapa I (vazão constante) e na Etapa II (variação de vazão)

A eficiência hidráulica foi classificada como eficiência hidráulica insatisfatória neste trabalho devido a presença de zonas mortas que pode interferir na ocorrência de curtos-circuitos e na eficiência hidráulica, uma vez que as zonas mortas impedem a capacidade de distribuição uniforme do traçador ao longo do reator.

5.11 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

Para a avaliação estatística ANOVA fator duplo com repetição foi proposto duas hipóteses:

H_0 = a variação de vazão não causa interferência no comportamento hidrodinâmico do reator UASB; em relação aos traçadores;

H_1 = a variação de vazão causa interferência no comportamento hidrodinâmico do reator UASB em relação aos traçadores.

Com a aplicação da análise estatística ANOVA, avaliando a interferência da variação de vazão no comportamento hidrodinâmico do reator em relação aos traçadores, foi possível observar que na Etapa I (reator operado com vazão constante) e na Etapa II (reator operado com variação de vazão média afluyente em 40%) resultaram em uma diferença significativa no comportamento hidrodinâmico do reator, nível de significância de 5%. Dessa forma rejeitou-se H_0 , ou seja, na comparação entre a Etapa I e II do reator resultaram em valores de $F_{obtido} > F_{crítico}$.

Na Tabela 27 pode ser observado o resultado da análise estatística ANOVA fator duplo com repetição.

Tabela 27 - Resultados da análise estatística ANOVA fator duplo com repetição

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	Valor-P	F crítico
Amostra	0,599045	1	0,599045	4,708516	0,030122	3,845744
Colunas	154,6955	2	77,34776	607,9561	2,1E-210	2,999868
Interações	35,91972	2	17,95986	141,1651	2,3E-58	2,999868
Dentro	276,3346	2172	0,127226	-	-	-
Total	467,5489	2177	-	-	-	-

Na comparação entre os traçadores eosina Y, azul de bromofenol e verde de bromocresol através da análise estatística ANOVA foi observado que a eosina Y apresentou menor variância na concentração do traçador. Esse comportamento foi observado na Etapa I (vazão constante) com variância de (0,063) e também na Etapa II (variação de vazão em 40%) com variância de (0,027). Para os traçadores azul de bromofenol e verde de bromocresol a variância foi de (0,375 e 0,166) na Etapa I e de (0,455 e 0,128) na Etapa II, respectivamente.

Com avaliação estatística foi possível verificar que a variação de vazão causa interferência no comportamento hidrodinâmico do reator UASB.

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos por ensaios, análises e determinações realizadas ao longo do período de operação do reator UASB foi possível concluir que:

Na caracterização físico-química dos esgotos sanitários do câmpus foi possível concluir que os esgotos sanitários podem ser classificados como esgoto “médio” de acordo com Metcalf e Eddy (2003)

Na avaliação do comportamento (eficiência) do reator UASB operado com vazão constante foi possível concluir que após o reator ter alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente, a eficiência de remoção de DQO bruta variou de 37% a 96%. Os valores de pH variou de 5,8 a 7,4 no afluente e de 6,3 a 8,2 no efluente. A concentração de ácidos voláteis no efluente resultou inferior a 170 mgHAc.L^{-1} ; alcalinidade a bicarbonato do efluente foi superior ao do afluente, o que indicou a capacidade do sistema de tamponamento do meio.

Na avaliação do comportamento (eficiência) do reator UASB submetido a variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluente ($10,66 \text{ L.h}^{-1}$) foi possível concluir que variação de vazão pode influenciar na resposta dinâmica do sistema. A eficiência de remoção de DQO bruta variou de 4% a 87%, após o reator ter atingido o estado de equilíbrio dinâmico aparente. Os valores de pH variou de 5,8 a 8,0 no afluente e de 6,8 a 8,3 no efluente. A concentração de ácidos voláteis no efluente resultou inferior a 181 mgHAc.L^{-1} ; alcalinidade do efluente foi superior ao do afluente, o que indicou a capacidade do sistema de tamponamento do meio.

Nos ensaios hidrodinâmicos com reator submetido a vazão constante e variação senoidal cíclica de 40% da vazão afluente foi possível concluir que o reator UASB apresentou comportamento próximo ao reator de mistura completa em série.

Na análise de número de Reynolds foi possível concluir que o esgoto apresentou escoamento laminar.

A eficiência hidráulica resultou insatisfatória tanto para reator operado com vazão constante e para reator submetido a variação senoidal cíclica de carga hidráulica de 40% da vazão afluente.

Na avaliação estatística foi possível concluir que a variação de vazão causa interferência no comportamento hidrodinâmico do reator UASB.

REFERÊNCIAS

ABREU, Sérgio. B.; ZAIAT, Marcelo. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 181-188, abr/jun. 2008. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n02/_ArtigoTecnico-027_07.pdf>. Acesso em: 06 jan 2011.

BERTOLINO, Sueli. M.; CARVALHO, Cornélio. F.; AQUINO, Sérgio. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 271-277, jul/set. 2008. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n03/_ArtigoTecnico-121_07.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2011.

BINDER, Raymond. C. (1973). Fluid mechanics. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 154.

BORGES, Raquel. M. **Desenvolvimento e aplicação de um sistema de diagnóstico fuzzy baseado em modelos para reatores UASB tratando esgoto sanitário**. 2005. 141 f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica do Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2005.

BRITO, Moacir. **Determinação das frações orgânicas de efluentes de reatores UASB**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: http://www.teses.usp.br/2fteses/2fdisponiveis/2F3%2F3147%2Fde-23042007-212647%2Fpublico/2FDissertacaoUASBLARevisadaV4.pdf&ei=SseOUIqLLIqF0QHxjoCwDg&usg=AFQjCNEFxeG9Oa4YxBxroWuMYuE6sdG8gg&sig2=4_OWB-a_Et_E2pVUzjMN4Q <.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

CALHEIROS, Herlane. C.; PERICO, Ana. C. S.; NUNES, Camila. F. Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio seqüencial tratando esgotos domésticos. **Ambiente e água** – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 144-156, set. 2009. Disponível em: <http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/estudo-experimental-aspectos-hidrodin%C3%A2micos-da-partida-um-reator-anaerobio-sequencial/id/54657925.html>. Acesso em: 10 mai. 2012.

CARVALHO, Karina Q. **Resposta Dinâmica de Reator UASB em Escala Piloto Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulicas Cíclicas: Modelos Matemáticos e Resultados Experimentais**. 2006. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-02032007-150552/pt-br.php>. Acesso em: 10 mai. 2012.

CARVALHO, Karina. Q.; SALGADO, Monique. T.; PASSIG, Fernando. H.; PIRES, Eduardo. Cleto. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235. abr./jun. 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522008000200013&script=sci_arttext. Acesso em: 10 mai. 2012.

CARVALHO, Karina. Q. C.; MARTINS, José. E. M.; VIEIRA, Tiago. A. P.; KREUTZ, Cristiane.; PASSIG, Fernando. H, PIRES, Eduardo. Cleto. Aplicações de traçadores na avaliação hidrodinâmica do reator UASB. In: X Oficina e Seminário Latino Americano de Digestão Anaeróbia (DAAL), Ouro Preto, 2011.

CHERNICHARO, Carlos. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2^o ed: Belo Horizonte. DESA-UFMG – 2000.

DE NARDI, Ivana. R.; ZAIAT, Marcelo.; FORESTI, Eugênio. Respostado reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) nos ensaios hidrodinâmicos com diferentes traçadores. in: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19. 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais do 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

DE NARDI, Ivana. R.; ZAIAT, Marcelo.; FORESTI, Eugênio. (1999). **Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors**. Bioprocess Engineering, v. 21, n.5, p. 469-476, nov.1999. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/mx73qxttvdr1duc/>. Acesso em: 10 mai. 2012.

DILLALO, Rosemaire.; ALBERTSON, Orris. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York, v. 33, n. 4, p. 356-365, apr. 1961.

EATON, Andrew. D.; CLESCERI, Lenores. S.; RICE, Eugene W.; GREENBERG, Arnold. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington:American Public Health Association; American Water Works Association; Water PollutionControl Federation, 2005.

FORESTI, Eugenio. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.181-186. 2002. Disponível em:< <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12188541>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

FORESTI, Eugenio.; FLÔRENCIO, Lourdinha.; VAN HAANDEL, Adrianus.; ZAIAT, Marcelo.; CAVALCANTI, Paula. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, Rio de Janeiro: ABES, 1999, 1ª ed., p. 29-52.

FRANCISQUETO, Letícia, O. S. **Comportamento de reatores UASBs frente a variações horárias de vazão de esgoto sanitário**. 2007. 178 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007. Disponível em: http://www.ct.ufes.br/ppgea/files/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Let%C3%ADcia%20liveira.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2012.

HANISCH, Werner. S.; PIRES, Eduardo. C (1996). **Modelagem hidrodinâmica de reatores anaeróbios de escoamento ascendente e manta de lodo (UASB)**. Disponível em:< <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01230p04.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

JIMÉNEZ, Blanca.; NOYOLA, Adalberto.; CAPDEVILLE, Bernard. Selected dyes for residence time distribution in bioreactors. **Biotechnology Techniques**, v. 2, n. 2, p. 77-82. 1988.

JI, Jun-yuan.; ZHENG, Kai.; XING, Ya-juan.; ZHENG, Ping. Hydraulic characteristics and their effects on working performance of compartmentalized anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, v 116, p. 47-52, Jul. 2012. Disponível em:<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412006281> >. Acesso em: 10 mai. 2012.

JORDÃO, Eduardo. P. PESSÔA, Constantino. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4ª Edição, Rio de Janeiro, 2005.

LEVENSPIEL, Octave. **Engenharia das Reações Químicas**. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blücher Ltda, 563 p, 2000.

LEITÃO, Renato.C.; SANTAELLA, Sandra. T.; VAN HAANDEL, Adrianus .C.; ZEEMAN, Grietje.; LETTINGA, Gatzte. The effects of hydraulic and organic shock loads on the robustness of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating sewage. **Water Science & Technology**, v 54, n. 9, p. 49–55, jun 2006. Disponível em:< http://ac.els-cdn.com/S0960852405000052/1-s2.0-S0960852405000052-main.pdf?_tid=99bd6610-2204-11e2-9652-00000aacb35e&acdnat=1351541573_2ba00f0e8e69ed0f21473c6063a03cd>. Acesso em: 10 mai. 2012.

LIMA, Cláudio. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário em reator horizontal de leito fixo (RAHLF) - Escala Piloto**. 2001. 165 f. Tese (Doutorado Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2001.

LOURENÇO, Aguinaldo. M. P.; CAMPOS, Cláudio. M. M. Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours. **Ciência e Agrotecnologia** – UFLA, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1139-1144, jul./ago. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542009000400027>. Acesso em: 10 mai. 2012.

METCALF e EDDY, INC. (2003). **Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill.

NASCIMENTO, Mauro. C. P.; CHERNICHARO, Carlos. A. L.; MOURA, Jussara. C. R.; DE CASTRO, Lucy. Comportamento de um sistema UASB/Filtro biológico aeróbico quando exposto a choques de carga hidráulica. in: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000 Porto Alegre – RS. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-049.pdf>>. Acesso em: Março. 2012.

NETTO, Antonio P. O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo, com Reciculação da Fase Líquida, Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2007. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07052007-143501/pt-br.php>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

PASSIG, Fernando. Hermes. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 2005. 150 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PASSIG, Fernando. Hermes.; BLUNDI, Carlos. E. Caracterização hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. **Engenharia e Arquitetura** – EESC/USP, São Carlos, v. 1, n. 1, p. 1-6, 1999. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01180i04.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

PAULO, Oliva. B. F.; FIGUEIREDO, Roberto. F. Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo. In: XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 1996, Cidade do Mexico, Mexico. **Anais** do XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 1996. v. 1, p. 135-141.

PAULO, Paula. L.; BRITES, Carlo. R. C.; GONÇALVES, José. L.; RIBEIRO, Maria. L.; NOBUYOSHI IDE, Carlos. Avaliação da Eficiência de um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente Tratando Esgoto Domestico e Hospitalar. **Engenharia Ambiental e Sanitária**. Rio de Janeiro, ABES, 2005.

PEÑA, Miguel. R.; MARA, David. D.; AVELLA, Gina. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v.50, n.3, p. 445-452, fev 2006. Disponível em:< http://ac.els-cdn.com/S0043135405006378/1-s2.0-S0043135405006378-main.pdf?_tid=b36b1c00-2205-11e2-8f85-00000aacb362&acdnat=1351542045_74f01072b0a79caac0b4a6d95c57cfc2>. Acesso em: 10 mai. 2012.

PERSSON, Jesper.; SOMES, Nicholas. L. G.; WONG, Tony. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 291–300, 1999.

RIPLEY, Leonard.E.; BOYLE, Willian. C.; CONVERSE, James. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, New York, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

ROMA, Woodrow. N. L. **Fenômenos de Transporte para Engenharia**. 2^o ed. São Carlos. RIMA-SP-2006.

ROMERO, Dulce. C. M.; LÓPEZ, Alberto.; RODRÍGUEZ, Ramiro. V.; BECERRIL, Elizabeth. L. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 50, n.3, p. 273-280, mar. 2011. Disponível em:< http://ac.els-cdn.com/S0255270111000286/1-s2.0-S0255270111000286-main.pdf?_tid=b8ad40de-2206-11e2-8dc8-00000aacb361&acdnat=1351542483_7665b4ee7eec243484f0ae9a78530e84>. Acesso em: 10 mai. 2012.

SABRY, Tarek. Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shock loads. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4073-4077, jul 2008. Disponível em:<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852407007444>>. Acesso em: 03 out. 2011.

SALGADO, Monique. T. **Modelo matemático para avaliação hidrodinâmica em reatores tubulares operando em regime não-permanente**. 2008. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-04052009-132725/pt-br.php>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

SARATHAI, Yuttachai.; KOOTTATEP, Thammarat.; MOREL, Antoine. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. **Journal of Environmental Sciences**, v 22, n. 9, p. 1319-1326, set. 2010. Disponível em:< http://ac.els-cdn.com/S1001074209602576/1-s2.0-S1001074209602576-main.pdf?_tid=5ec4e256-2207-11e2-b08d-00000aab0f02&acdnat=1351542762_f9c4dcadfe86303b2e07383e35b221a4>. Acesso em: 10 mai. 2012.

SARTI, Arnaldo.; SAKAMOTO, Isabel. K.; VARESCHE, Maria. B. A.; ZAIAT, Marcelo.; FORESTI, Eugenio. Tratamento de esgoto sanitário utilizando reatores anaeróbios operados em bateladas sequenciais (escala piloto). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 73-82, jan./mar. 2006. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf/esa/v11n1/29140.pdf>>. Acesso em: 03 out. 2011.

SEGHEZZO, Lucas. **Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions**. Wageningen. 2004. 172 f. Ph.D. Thesis – sub-department of environmental technology, Wageningen Universid, The Netherlands.

SINGH, Kripa. S.; F.ASCE, Thiruvengkatachar. V.; BHATTACHARYYA, Debraj. *Sludge Blanket Height and Flow Pattern in UASB Reactor: Temperature Effects*. **Journal Environmental. Engineering**, v. 132, n. 8, p. 885-900, ago. 2006.

SPEECE, Richard. E. (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Nashville, Tennessee. Archae Press.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2ª Ed. Belo Horizonte, 1996.

TIWARI, Manoj. k.; GUHA, Saumyen.; HARENDRANATH, C.S.; TRIPATHI, Shweta. Influence of extrinsic factors granulation in UASB reactor. **Applied Microbiology Biotechnology**, v.71, n 2, p.145-154, 2006.

ULDAL, Martina. **Effect of hydraulic loading variation on a pilot scale UASB reactor treating domestic wastewater at Vapi CETP, India**. 2008. 112 f. Thesis (Master) - Water and Environmental Engineering Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008. Disponível em:< <http://www.vateknik.lth.se/exjobbR/E521.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

VELA, Francisco. J. **Tratamento de Esgoto Sanitário em Reator Operado em Bateladas Seqüenciais e Periodicamente Aerado**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em:< http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/tratamento-esgoto-sanitario-em-reatores-anaerobios-operados-em-bateladas-sequenciais/id/15355989.html>. Acesso em: 10 mai. 2012.

VERSIANI, Betina. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)– COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em:<
http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/mestrado/inter/2005/Teses/VERSIANI_BM_05_t_M_int.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2012.

VILELA, Livia C. H.; FORESTI, Eugênio. Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas. São Carlos. Disponível em:
<<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/peru/bratar205.pdf>>. Acesso em: 03 out. 2011.

YOUNG, Harley. W.; YOUNG, James. C. Hydraulic characteristics of upflow anaerobic filters. **Journal. Environmental. Engeneering**. Fayetteville, v 114, n 3, p. 621–638, dez. 1988.