

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS CAMPO MOURÃO
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ELLEN CAROLINE BAETTKER

**AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DE UM REATOR ANAERÓBIO DE
LEITO FIXO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO

CAMPO MOURÃO
2012

ELLEN CAROLINE BAETTKER

**AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DE UM REATOR ANAERÓBIO DE
LEITO FIXO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS**

Trabalho apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Coordenação de Ambiental – COEAM – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Campo Mourão, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel de Engenharia Ambiental.

Orientadora: Dr. 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 Hidrodinâmica de um Reator Anaeróbico de Leito Fixo Tratando Esgotos Sanitários

por

ELLEN CAROLINE BAETTKER

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 10 dezembro 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

Thiago Morais de Castro
Membro titular

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho as pessoas que lutaram diariamente ao meu lado, transmitindo fé, amor, alegria, determinação, paciência, e coragem, tornando os meus dias mais felizes e bonitos. Aos meus pais, Sirlei e Auri, aos meus irmãos, Ellene e Emilio e ao meu namorado, Alex. Sem vocês eu não seria nada!

AGRADECIMENTOS

A Deus, que está acima de todas as coisas deste mundo. Concebendo sempre os nossos desejos e vontades, mesmo quando de forma oculta.

Aos meus pais, Sirlei e Auri, pela confiança, amor, cuidado e sabedoria. Aos meus irmãos Ellene e Emilio, que mesmo longe sempre me deram apoio e entusiasmo para seguir em frente.

As meus avós, avôs, tios e tias, primos e primas, pois minha família é meu maior tesouro e quando estou com eles não preciso de mais nada. A Elaine Bortolotto que é parte da minha família e que sempre me apoiou e Ligiane Inhoato, que foi minha família em Campo Mourão, obrigada por todos os momentos felizes ao seu lado.

Ao meu amigo e namorado, Alex Rosch Faria, por toda caminhada que fizemos juntos até o dia de hoje, e as pelas próximas que virão. Pela paciência e pela compreensão, por me aturar, me ajudar e me fazer feliz mesmo tão distante, pois mesmo assim, seu carinho e amor sempre estiveram muito perto.

A minha orientadora, professora Karina Querne de Carvalho Passig, que no primeiro ano de faculdade me disse palavra de incentivo o que me fez não desistir. A ela meus agradecimentos pela amizade, orientação, incentivo, dedicação, compreensão e principalmente por ser um exemplo de profissional honesta e competente. Obrigada pela confiança depositada todos esses anos, pela paciência e todo carinho que nunca faltou nos momentos de dificuldade.

Ao Professor Dr. Fernando Hermes Passig pelo apoio na iniciação científica e a Professora Dra. Cristiane Kreutz por toda ajuda durante a realização deste trabalho. E a todos os professores da Coordenação de Engenharia Ambiental pelos ensinamentos.

A turma maravilhosa do laboratório de Saneamento Aldria Diana Belini, José Eduardo Martins, Aline Hattori e Regiane Cristina Ferreira por toda a ajuda prestada e em especial a Andreia do Santos Goffi que realizou o trabalho junto comigo dividindo o mesmo experimento, mas também foi o ombro amigo nas dificuldades, nas horas de apuros e em vários momentos de risos e descontração.

A todos os meus amigos e colegas de sala, que com certeza plantaram um pedaço de si em meu coração. Mas, especialmente o meu grupo de trabalho Daiane Cristina Freitas, Suellen Sachet, Amanda Solarewicz e Raphael Augusto Gatti. Pessoas antes desconhecidas e tão diferentes de mim, que me fizeram ver a vida com outros olhos, obrigada pela amizade!

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 intitulado Avaliação da eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário utilizando reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (2008-2011) Edital 14/2008 - Universal.

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

“Eu pedi Força e Deus me deu dificuldades para me fazer forte.

Eu pedi Sabedoria e Deus me deu Problemas para resolver.

Eu pedi Prosperidade e Deus me deu Cérebro e Músculos para trabalhar.

Eu pedi Coragem e Deus me deu Perigo para superar.

Eu pedi Amor e Deus me deu pessoas com Problemas para ajudar.

Eu não recebi nada do que pedi, mas eu recebi tudo de que precisava.”

(Autor Desconhecido)

RESUMO

BAETTKER, E. C. **Avaliação hidrodinâmica de um reator anaeróbio de leito fixo tratando esgotos sanitários**. 2012. 63 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 desempenho de um reator anaeróbio de leito fixo com espumas de poliuretano e argila expandida como meio suporte no tratamento de esgotos sanitários. Para isso, um reator em escala de bancada (6,2 L) foi operado com vazão afluente de $0,6 \text{ L.h}^{-1}$ e TDH de 8 h e mantido a temperatura ambiente. O comportamento do reator foi avaliado por determinação dos parâmetros físico-químicos temperatura, pH, alcalinidade total, parcial e 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 e verificação de anomalias no comportamento hidrodinâmico. Os resultados indicaram que os esgotos sanitários podem ser classificados como “forte” em termos de DQO e sólidos totais de acordo com Metcalf e Eddy (2003). Os exames microscópicos foram realizados durante o período de inoculação para avaliar a microbiota presente no reator. Entre as bactérias, as morfologias mais observadas foram cocos, vibrios, bacilos e filamentos. Os valores médios de temperatura, pH, foram de $24,9 \pm 6,9$ afluente e de $24,0 \pm 7,4$ efluente. As concentrações de alcalinidade a bicarbonato foram 131 e 188 afluente e efluente respectivamente. Ácidos voláteis no efluente resultou em valores inferiores a 76 mgHac.L^{-1} . A eficiência média de remoção de DQO bruta variou de 84% a 52% e DQO filtrada de 65% a 27%. As concentrações médias de ST foram de 1395 mg.L^{-1} para o afluente e de 391 g.L^{-1} para o efluente. As concentrações médias de SST foram de 587 mg.L^{-1} , para o afluente e de 216 mg.L^{-1} para o efluente. Nos ensaios hidrodinâmicos o fenômeno de cauda observado nas curvas obtidas é resultante da difusão do traçador nas zonas mortas e de sua lenta liberação no efluente. Para o cálculo de zonas mortas foi obtida valores negativos devido a presença de caminhos preferenciais. A presença de curto-circuitos quase não foi verificada nos ensaios hidrodinâmicos exceto no 3 de verde de bromocresol. No estudo da eficiência hidráulica foi constatado que em quase todos os ensaios realizados resultaram em eficiência hidráulica insatisfatória ($\lambda \leq 0,5$) para vazão constante, exceto nos ensaio 1 de azul de bromofenol e 2 de verde de bromocresol.

Palavras-chave: Desempenho. Eficiência. Espuma de poliuretano. Traçadores.

ABSTRACT

BAETTKER, E. C. **Hydrodynamics evaluation of a fixed bed anaerobic reactor treating sewage.** 2012. 63 f. Completion of Course Work (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná. Campo Mourão, 2012.

The objective of this Completion of Course Work was to evaluate the performance of an anaerobic fixed channel reactor with polyurethane foams and expanded clay as a medium for the treatment of sewage. For this, a bench scale reactor (6.2 L) was operated with influent flow rate of 0.6 L.h^{-1} and HRT of 8 h and maintained at room temperature. The behavior of the reactor was evaluated by determining the physico-chemical parameters temperature, pH, total and partial alkalinity, bicarbonate, volatile acids, COD (raw and filtered), total solids (fixed and volatile) and suspended solids (fixed and volatile). Further, tests were performed stimulus-response type pulse with eosin Y, blue bromophenol and green bromocresol to evaluate the hydrodynamic regime of the reactor and verification of anomalies in the hydrodynamic behavior. The results indicated that the sewage can be classified as "strong" in terms of COD and total solids according to Metcalf and Eddy (2003). The microscopic examinations were performed during the inoculation to assess the microbiota present in the reactor. Among the bacteria, the morphologies observed were more coconuts, vibrios, rods and filaments. The average values of temperature, pH, were 24.9 ± 6.9 and 24.0 ± 7.4 effluent. The concentrations of bicarbonate alkalinity were 131 and 188 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ respectively influent and effluent. Volatile acids in the effluent resulted in values below 76 mgHac.L^{-1} . The medium efficiency of removal of COD gross ranged from 84% to 52% and filtered COD of 65% to 27%. The average concentrations of ST were 1395 mg.L^{-1} for the affluent and of 391 mg.L^{-1} for the effluent. The average concentrations were TSS 587 mg.L^{-1} for the influent and 216 mg.L^{-1} for the effluent. In tests of hydrodynamic phenomena trail observed in the curves obtained results from the diffusion of the tracer in dead zones and its slow release in the effluent. For the calculation of dead zones was obtained negative values due to the presence of preferential paths. The presence of short circuits has barely been seen in hydrodynamic tests except 3 of green bromocresol. In the study of hydraulic efficiency was found that in almost all tests have resulted in poor hydraulic efficiency ($\lambda \leq 0.5$) for constant flow, except in trial 1 blue bromophenol and 2 green bromocresol.

Keywords: Performance. Efficiency. Poliurethane Foam. Tracers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desenho esquemático do aparato experimental.	24
Figura 2 - Reator anaeróbico de leito fixo e escoamento ascendente.....	25
Figura 3 - Materiais utilizados como suporte para imobilização da biomassa: a) argila expandida, b) espuma de poliuretano.	26
Figura 4 - Lodo anaeróbico granular utilizado como inóculo.....	26
Figura 5 - Tanque de equalização.....	27
Figura 6 - Principais morfologias do inóculo do reator anaeróbico: a) espirilo, filamentos, b) bacilos, c) espirilos, d) filamentos, g) bacilos, h) filamentos.....	36
Figura 7 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para temperatura (a) e pH (b).	40
Figura 8 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para alcalinidade a bicarbonato (a) e ácidos voláteis (b).	41
Figura 9. Média dos seis perfis temporal de 24 h para DQO bruta (a) e DQO filtrada (b).....	43
Figura 10 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para SST (a), ST (b), SSV (c) e STV (d).....	45
Figura 11 - Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c), bromofenol azul (d, e, f) e de bromocresol verde (g, h, i) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta.	46
Figura 12 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. Legenda: ▲ N-CSTR em série, ■ grande dispersão, ● pequena dispersão, ◇ valores experimentais.....	50
Figura 13 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com bromofenol azul (a, b, c) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. Legenda: ▲ N-CSTR em série, ■ grande dispersão, ● pequena dispersão, ◇ valores experimentais.	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Aplicações de reatores RALF no tratamento de esgotos sanitários.	21
Tabela 2 - Parâmetros analisados, seus respectivos método de análise, metodologia e a referenciana utilizada.....	28
Tabela 3 - Características das soluções de traçadores utilizadas nos ensaios de estímulo-resposta.....	29
Tabela 4 - Definição das variáveis para a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_{θ}) em função do tempo adimensional(θ).....	30
Tabela 5 - Modelos teóricos uniparamétricos de dispersão, pequena intensidade (PD), grande intensidade (GD) e tanques em séries (N-STR)	30
Tabela 6 - Equações para determinação da presença de zonas mortas, curtos-circuitos e eficiência hidráulica.....	32
Tabela 7 - Caracterização dos esgotos sanitários coletados no câmpus Campo Mourão da UTFPR.	33
Tabela 8 - Composição típica do esgoto sanitário	35
Tabela 9 -Resumo do resultados dos parâmetros físico-químicos dos perfis 1, 2 e 3 de 24 horas.....	38
Tabela 10 - Resumo dos resultados dos parâmetros físico-químicos dos perfis 4, 5 e 6 de 24 horas.....	39
Tabela 11 - Parâmetro obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o RALF.	48
Tabela 12 - Coeficiente de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos	49
Tabela 13 - Valores obtidos no cálculo das anomalias do comportamento hidrodinâmico do RALF	54

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ASBBR - Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor;

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_0 – Curva de distribuição do tempo de detenção hidráulica;

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 de mistura em Séries;

NH_3 – Amônia;

PD – Pequena Dispersão;

pH – Potencial Hidrogênionico;
 Q – Vazão média afluente; $[M^3] \cdot [T^{-1}]$
 RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado;
 RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fixo;
 RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo;
 R_e – Número de Reynolds;
 S - Área sob a curva concentração – tempo $[M] \cdot [T] \cdot [L]^{-3}$
 ST – Sólidos Totais; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 STF – Sólidos Totais Fixos; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 STV – Sólidos Totais Voláteis; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 SST – Sólidos Suspensos Totais; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 SSF – Sólidos Suspensos Fixos; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; $[M] \cdot [L]^{-3}$
 t – Tempo;
 T_K – Pico de concentração do traçador;
 T_N – TDH real;
 T – Temperatura ($^{\circ}C$);
 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 $[L^3]$
 V_d – Volume do reator;
 V_t – Volume do total do reator;
 μ - Viscosidade dinâmica do fluido;
 x – Média;
 θ – Tempo adimensional;
 Θ_m – Variância média;
 λ – Comprimento de onda
 σ_{θ}^2 – Variância;

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	18
3.2 REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO (RALF)	19
3.3 MATERIAIS USADOS COMO MEIO SUPORTE	20
3.4 APLICAÇÕES DE RALF	22
4 MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1 REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO	24
4.2 IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA DO REATOR	25
4.3 INÓCULO	26
4.5 ALIMENTAÇÃO DO REATOR	27
4.6 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS	28
4.7 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS	28
4.8 VERIFICAÇÃO DE ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DO REATOR	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	34
5.2 EXAMES MICROBIOLÓGICOS	35
5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RALF	37
5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS	45
5.5 ANOMALIAS DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO	54
6 CONCLUSÕES	56
REFERÊNCIAS.....	57

1 INTRODUÇÃO

Esgotos quando lançados sem tratamento em corpos d'água, além de contribuir para a degradação do ambiente, constituem graves problemas de saúde pública, principalmente doenças gastrintestinais, e por isso devem ser tratados para atender aos padrões de lançamento definidos na legislação ambiental vigente para preservação dos corpos hídricos e do solo.

Atualmente existem diversas formas de tratamento dos esgotos sanitários, dentre elas os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente, reatores anaeróbios de leito fixo, sistemas de lodos ativados, lagoas de estabilização, sistemas aerados com biofilme, dentre outros. As comparações entre estes processos são baseadas na eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e de patógenos, custos e viabilidade de instalação, operação e manutenção e nos subprodutos resultantes do processo de tratamento.

O processo anaeróbio de águas residuárias tem vantagens em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica (70%), economia e possibilidade de recuperação de energia, não há requerimento de oxigênio, baixa produção de lodo e geração de gás metano, um resíduo com potencial de aproveitamento energético, simplicidade operacional e baixo custos. Por outro lado, esse processo possui desvantagens em relação à qualidade do efluente tratado e à inibição biológica (WANG et al., 1986; SPERLING, 2005).

A desvantagem da menor velocidade de degradação da matéria orgânica quando comparado a processos aeróbios convencionais pode ser melhorada pelo desenvolvimento de novos reatores para aumentar a concentração de biomassa e conseqüentemente aumentar o tempo de retenção celular, aumentando as velocidades, como por exemplo, utilização de meio suporte (DENAC e DUNN, 1988; LETTINGA et al., 1997).

O crescente desenvolvimento do processo anaeróbio, nas últimas décadas, vem provocando mudanças na concepção dos sistemas de tratamento de águas residuárias, principalmente em regiões em que há predomínio de temperaturas ambientes superiores a 25 °C.

Os reatores vêm sendo criados com configuração otimizada, com construção e operação simples; com vários formatos, em sentidos de fluxo ascendente e descendente, com material suporte diferenciado, podendo operar com TDH baixo, mínimo consumo energético e capazes de suportar variações de vazão com baixa perda dos sólidos biológicos.

As combinações de diferentes processos e operações no tratamento de águas residuárias têm oferecido diversas vantagens, tais como, o aumento de capacidade de

recuperar sobrecargas orgânicas, além de conferir elevada segurança operacional ao sistema e maior estabilidade ao efluente. A combinação do reator de leito fixo tem se tornado uma alternativa ao reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), que normalmente apresenta problemas como arraste de sólidos no efluente, sendo assim, os resultados encontrados com a junção dos dois processos viabilizam o tratamento nesses tipos de reatores (NETTO, 2007).

Alguns estudos realizados com reatores anaeróbios de leito fixo tratando esgotos sanitários sintético demonstram sua aplicabilidade com bons resultados como eficiências de remoção de matéria orgânica variando de 60 a 90% (ZAIAT, 1996; PASSIG; BLUNDI, 1997; DE NARDI, 1997; CABRAL, 1998; SARTI, 2006; CRUZ et al., 2012).

Passig e Blundi (1997) operaram um filtro anaeróbio de fluxo ascendente com diâmetro de 200 mm e altura de 1,20 m e volume de 0,64 m³, com PVC como material suporte. O reator foi submetido a diferentes cargas orgânicas volumétricas médias de 0,48 Kg.DQO.m⁻³.d⁻¹ e TDH de 23,12 h e 23,72 h durante 244 dias somando as duas etapas, alcançando eficiências médias de remoção de matéria orgânica de 82,7% na primeira etapa e de 86,7% na segunda etapa.

Cruz et al. (2012) avaliaram um reator anaeróbio de fluxo ascendente tratando esgoto sanitário sintético utilizando matrizes de espuma de poliuretano como meio suporte. O reator de bancada foi construído em PVC com volume útil de 1,7 L. O reator obteve remoção de DQO média igual a 74,4 % em todo o período de operação, mesmo quando submetido às variações de vazão de 0,5 a 2,0 L.d⁻¹ e de carga orgânica de 0,25 a 1,0 Kg.DQO.d⁻¹.

Entretanto o desenvolvimento de novas configurações de reatores devem ter essencialmente critérios que busquem aperfeiçoar o processo de tratamento, minimizando principalmente as desvantagens. Segundo Souza et al. (2011), deve-se dar atenção especial também para fenômenos de transferência de massa, cinética, microbiologia e hidrodinâmica dos processos de tratamento.

Considerando que o padrão de fluxo nos reatores está diretamente associado a sua eficiência e desempenho, os estudos hidrodinâmicos são de grande relevância, uma vez que possuem o mesmo estabelecimento de parâmetros para simulação, ampliação e, principalmente, otimização dos reatores de biomassa imobilizada (DE NARDI et al., 1999).

O estudo do comportamento hidrodinâmico determinado pelo ensaio de estímulo e resposta pode ser realizado a partir de um estudo com traçadores, consistindo no levantamento de informações sobre a distribuição do tempo de residência do fluido (DRT). As curvas da distribuição de tempo de residência (DTR) indicam o tempo de permanência das moléculas individuais do fluido que escoam no reator e fornecem informações como o tempo médio de

detenção hidráulica, o modelo matemático que melhor descreve o comportamento hidrodinâmico do reator, problemas associados com projeto, falhas operacionais e identificação de anomalias no escoamento (LEVENSPIEL, 2000).

Dentro deste contexto, o objetivo geral do trabalho de conclusão de curso é avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica no tratamento esgotos sanitários de um reator anaeróbio de leito fixo tratando esgotos sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral é avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de leito fixo com espuma de poliuretano e argila expandida no tratamento de esgotos sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar o comportamento do reator pela determinação dos parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, alcalinidade total e a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO (bruta e filtrada), série de sólidos totais (ST) e de sólidos suspensos (SS) em amostras do afluente e efluente do reator;
 - Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica do reator;
 - Monitorar o comportamento hidrodinâmico do reator através de ensaios de estímulo - resposta tipo pulso;
 - Verificar anomalias no comportamento hidrodinâmico do reator como presença de zonas mortas, curto-circuitos e recirculações e;
 - Determinar a eficiência hidráulica do reator.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

O papel desempenhado pelos micro-organismos no tratamento de efluentes depende do processo a ser utilizado. Nos sistemas anaeróbios de tratamento, as condições são favoráveis ou mesmo exclusivas ao desenvolvimento de micro-organismos adaptados à ausência de oxigênio, com destaque para as bactérias acidogênicas e arqueias metanogênicas (SPERLING, 2005).

O processo de digestão anaeróbia tem início com a ação das bactérias fermentativas (acidogênicas) que hidrolisam as moléculas complexas através da produção de enzimas extracelulares que são assimiladas pela células bacterianas. No interior da célula, através de processo de oxirredução, resulta a formação de dióxido de carbono, hidrogênio e ácidos graxos voláteis, tais como ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico, além de etanol e ácido sulfídrico, designando essa fase como ácida.

Na etapa da acetogênese, os produtos formados gerados durante a 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 acetoclásticas que utilizam o acetato (CH_3COO^-) para produzir metano (CH_4), pelos gêneros predominantes *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*; e na segunda via, as hidrogenotróficas que produzem gás metano (CH_4) a partir do hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2), pelos gêneros predominantes *Methanosarcina* e *Methanosaeta*.

Segundo Henze; Harremões (1983), a bioquímica e a microbiologia do processo de degradação anaeróbia são muito mais complexas do que as do processo aeróbio, devido à maior variedade de caminhos metabólicos disponíveis para a comunidade anaeróbia.

Nos sistemas de tratamento anaeróbio procura-se acelerar o processo da digestão, criando-se condições favoráveis. Essas condições se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento como às condições operacionais nele existentes. Quanto às condições operacionais, os fatores que mais influenciam na digestão anaeróbia são temperatura, pH, presença de nutrientes e ausência de materiais tóxicos no afluente. De acordo com Foresti, (2002) reatores anaeróbios são utilizados com sucesso como a primeira unidade dos sistemas concebidos para tratamento de esgotos domésticos à temperatura ambiente superior a 20 °C. tem se obtido eficiência de remoção de DQO de 65% a 80% com a aplicação de carga orgânica geralmente inferior 3 kg.DQO.m⁻³.d⁻¹ e TDH variando de 6 a 10 h.

3.2 REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO (RALF)

As primeiras configurações de filtros anaeróbios ascendentes são do final da década de 1960, por meio do trabalho pioneiro de Young; McCarty (1969) que ampliaram suas expectativas sobre os processos anaeróbios no tratamento de águas residuárias, diferente das configurações anteriores, que eram basicamente utilizados para material mais particulado e concentrado.

Segundo Zaiat (1996), as pesquisas sobre novas configurações de reatores anaeróbios se intensificaram nos últimos anos para desenvolver configurações otimizadas que forneçam o máximo desempenho, segurança operacional e baixo custo.

O reator anaeróbio de leito fixo consta de um tanque contendo material de enchimento, geralmente brita ou outros materiais inertes, formando um leito fixo. A estabilização da matéria orgânica nesses reatores consiste basicamente em um processo de contato, no qual a água residuária passa por uma massa de sólidos biologicamente ativa contida no interior do reator, na qual ocorre a conversão da matéria orgânica em produtos finais, especialmente metano e gás carbônico (YOUNG, 1991).

O reator anaeróbio de leito fixo possui facilidade operacional quando comparado aos reatores com leitos expandidos ou fluidificados. A razão da utilização do meio suporte inerte é que ele permite o crescimento e a retenção da biomassa no seu interior.

Alguns parâmetros como pH, alcalinidade e ácidos são primordiais para garantir a estabilidade dos reatores RALF e segundo Speece (1996) a utilização de biomassa imobilizada traz muitas vantagens em relação à aplicação de células livres ou em suspensão,

tais como obtenção de maiores concentrações celulares, além de maiores tempos de retenção celular, superiores aos obtidos em sistemas com células não aderidas.

As principais vantagens dos RALF estão associadas com o processo anaeróbio e o leito fixo, sendo elas (SPERLING, 1996; FORESTI, 2002; LETTIGA, 2005; ZAIAT, 2012):

- Obtenção de efluente clarificado e com baixa concentração de matéria orgânica;
- Não há consumo de energia elétrica;
- Menor perda dos sólidos biológicos no efluente;
- Menor produção de lodo;
- Resistência às variações da vazão afluente e;
- Liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões.

Por outro lado, esses reatores apresentam desvantagens, tais como:

- São relativamente sensíveis a descargas tóxicas;
- Possuem menor estabilidade operacional;
- Apresentam menor eficiência e;
- Apresentam possibilidade de obstrução dos interstícios (entupimento ou colmatção do leito).

Para obter correta aplicação dos reatores anaeróbios de leito fixo é necessário conhecer e compreender os aspectos fundamentais da tecnologia e de tratamento anaeróbio, especialmente da bioquímica e da microbiologia da digestão anaeróbia (ANDRADE NETO, 2000).

3.3 MATERIAIS USADOS COMO MEIO SUPORTE

De acordo com Sperling (1996), a principal vantagem do meio suporte é que a biomassa cresce aderida, formando um biofilme. O meio de suporte pode estar imerso no meio líquido ou receber descargas contínuas ou intermitentes de líquido. A matriz do meio

suporte pode ser um material sólido natural (brita, areia, solo) ou artificial (plástico) ou constituído pela própria biomassa aglomerada (grânulo).

Van Haandel; Lettinga (1994) indicam filtros anaeróbios com meio suporte para tratamento de águas residuárias devido aos elevados tempos de retenção de sólidos nos reatores e a ocorrência de baixos tempos de detenção hidráulica.

Com o emprego de um meio suporte para imobilização da biomassa se obtém melhores desempenho do reator, pois irão surgir resistências à transferência de massa, essenciais aos processos que envolvem as fases distintas, no caso sólida e líquida.

Os materiais plásticos têm sido recentemente empregados como suporte de reatores, pois dados à sua geometria, alta porosidade e baixo peso, facilitam o transporte e arranjo nos reatores, contudo o seu elevado custo tem limitado a sua aplicação (ANDRADE NETO et al, 2000, LUIZ, 2007).

Lettinga (1995) enfatiza que a imobilização dos micro-organismos envolvidos na remoção de matéria orgânica promove maiores tempos de retenção celular e favorece altas velocidades de conversão de substratos. O autor menciona, ainda, que as condições operacionais para a associação microbiana são favorecidas e se instalam de maneira mais equilibrada, principalmente para minimizar os efeitos negativos de elevadas concentrações de produtos intermediários específicos.

Na Tabela 1 podem ser observadas algumas aplicações de RALF com diferentes meios suportes no tratamento de esgotos sanitários

Tabela 1 - Aplicações de reatores RALF no tratamento de esgotos sanitários.

Efluente	TDH (h)	Meio suporte	Eficiência de remoção – DQO (%)	Referência
Esgoto sanitário	6 – 24	Escórias de alto forno	Bruta 49 -70	Pinto e Chernicharo (1996)
Esgoto sanitário	9,5 4,8 7,2	Anéis de eletroduto corrugado.	1º etapa – 36 (bruta) e 38 (filtrada) 2º etapa – 48 (bruta) e 48 (filtrada) 3º etapa - 48 (bruta) e 49 (filtrada)	Andrade Neto et al; (2000)
Esgoto sanitário Sintético	5	Espuma de poliuretano	Bruta – 60 à 90 Filtrada – 60 à 90	Cabral et al (2000)
Esgoto sanitário	6 8 10	Espuma de poliuretano	1º etapa - 50 (bruta) e 85 (filtrada) 2º etapa - 70 (bruta) e 80 (filtrada) 3º etapa - 70(bruta) e 85 (filtrada)	Netto (2007)
Esgoto sanitário	12	Bambu	Bruta – 90,3	Souza et al; 2011

3.4 APLICAÇÕES DE RALF

Vários autores testaram o reator anaeróbio de leito fixo de fluxo ascendente, verificando a eficiência de remoção de diversos parâmetros com esgotos sanitários e obtiveram eficiências de remoção de matéria orgânica na faixa de 40 a 95% (CAMARGO, 2000; BUSATO, 2004; TONETTI, 2008; MELIDIS et al., 2009; CRUZ et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2011).

Camargo (2000) monitorou quatro filtros anaeróbios (FA) de fluxo ascendente com enchimento de bambu no tratamento de esgotos domésticos em diferentes condições de operação, isto é, com vazão de 20,4 L.h⁻¹ e variando o TDH de nove a duas horas. A planta piloto é formada por quatro reatores cilíndricos de aço inox com volume individual (vazio) de aproximadamente 0,75 m³, os quais recebem esgoto sanitário por meio de um sistema de alimentação. O meio suporte utilizado foi anel inteiro de bambu da espécie *Bambusa tuldoides* e foi avaliado o desempenho do FA com diminuição gradativa no TDH de 9, 7, 6, 5, 4, 3, 2 h a cada 30 d. Também foi avaliado o desempenho do FA diante de uma diminuição drástica no pH do afluente, com aproximadamente 570 d de operação, atingindo valor de pH de 1,7, o que provocou choque ácido no FA, resultando em reduções de remoção de aproximadamente 20%, 40%, 30% e 15% para DQO total, DQO filtrada, DBO e SST, respectivamente.

Os valores de eficiência de remoção de matéria orgânica nos TDH de 9, 7 e 6h foram respectivamente 64,4%, 60,2% e 84,0% e os valores médios de remoção de SST variaram de 60 a 70%.

Busato (2004) avaliou o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como pós-tratamento do efluente de um reator UASB na ETE de Imbituva – PR. O sistema era composto por gradeamento manual, desarenador, reator UASB com volume de 300 m³ e filtro anaeróbio de fluxo ascendente de volume total 681 m³ e volume útil de 454 m³. O filtro preenchido com brita nº 4 foi operado com vazão média de 10,26 L.s⁻¹ e TDH de 12,61 h.

O autor obteve eficiência média de remoção de DQO bruta de 78% para o UASB/filtro e de 48% para o filtro, com concentração no efluente de 47 mg.L⁻¹. A concentração média de SST no efluente final foi de 80 mg.L⁻¹, resultando em eficiência global do sistema de 71% e de 37% no filtro anaeróbio e a media de remoção de SSV foi de 33,9%.

Melidis et al. (2009) operaram um filtro anaeróbio de leito fixo em escala piloto (40 L) no tratamento de esgotos sanitários. O reator, preenchido com anéis de vidro poroso, foi operado durante 165 dias com TDH de 5,52 h, 6,72 h e 8,64 h em temperaturas de 25,8 °C, 30,8 °C e 35,8 °C, respectivamente.

Os autores obtiveram eficiência de remoção média de 52 % para DQO e de 57% para SST.

Oliveira et al. (2011) avaliaram um reator anaeróbio ascendente de leito fixo tratando esgoto sanitário da cidade de Pelotas – RS. O reator utilizado neste estudo foi construído de policloreto de vinila (PVC) com 60 cm de altura e 15 cm de diâmetro. O meio suporte utilizado para imobilização da biomassa foi a argila expandida com granulometria média variando entre 5 mm e 15 mm e com TDH de 8 h e vazão de 0,65 L.h⁻¹. Os autores obtiveram eficiência média de remoção de DQO de 87,2% e SST de 94%.

Cruz et al. (2009) avaliaram o tratamento de esgoto sintético por um reator anaeróbio de fluxo ascendente operado em regime contínuo. O reator de bancada foi operado em temperatura ambiente e construído em tubos de PVC de diâmetro de 10 cm, altura de 45 cm com volume útil de 1,7 L.

O valores encontrados para o parâmetro alcalinidade a bicarbonato do efluente tratado foram de 163 a 812 mgCaCO₃.L⁻¹ durante o período experimental, a acidez volátil total manteve-se entre 16 e 240 mgHAc.L⁻¹ e o pH no intervalo de 5,12 a 8,38. A remoção de DQO média foi igual a 74,4 % em todo o período operacional.

Tonetti, (2008) a estudou um sistema para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades composto pela combinação de filtro anaeróbio com filtro de areia e reator de desnitrificação. Para isso foi avaliada a partida e a operação de três filtros anaeróbios com recheio de bambu operados com tempo de detenção hidráulica nominal de 9 horas, sendo o efluente gerado disposto sobre os leitos de quatro filtros de areia em distintas taxas de aplicações. O volume total dos filtro eram de 500 L.

Os resultados encontrados para filtros anaeróbios para remoção de matéria orgânica atingiu 68,1%. e de SST de 39%

4 MATERIAIS E MÉTODOS

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

4.1 REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO

O reator anaeróbio de leito fixo em escala de bancada utilizado foi montado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Campo Mourão e instalado no Anexo 1 do Laboratório de Saneamento. O aparato experimental utilizado é mostrado na Figura 1.

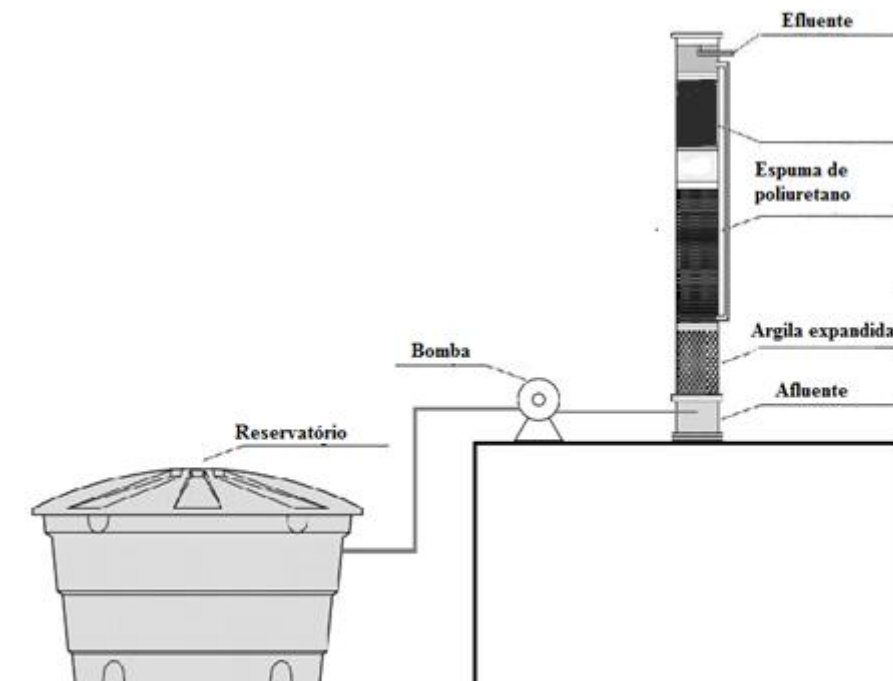


Figura 1 - Desenho esquemático do aparato experimental.
Fonte: Autoria própria, 2012.

O reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente é constituído de um tubo cilíndrico de *plexiglass* de diâmetro interno de 0,093 m e comprimento de 1,10 m, formado por uma câmara de alimentação e um leito reacional. O volume útil do reator é de aproximadamente 4,75 L e o volume total de 6,70 L (Figura 2).



**Figura 2 - Reator anaeróbio de leito fixo e escoamento ascendente.
Fonte: Própria autoria, 2011.**

4.2 IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA DO REATOR

No reator anaeróbio de leito fixo foram utilizados dois materiais para imobilização da biomassa como meio suporte - argila expandida e matrizes cúbicas de espuma de poliuretano (Figura 3).

As características dos meios suporte utilizados são: argila expandida com granulometria média variando de 5 mm a 15 mm na parte inferior do reator e matrizes cúbicas de espuma de poliuretano com 0,01 m de aresta, densidade aparente de 23 kg.m^{-3} e porosidade de aproximadamente 95%, na parte superior do reator.

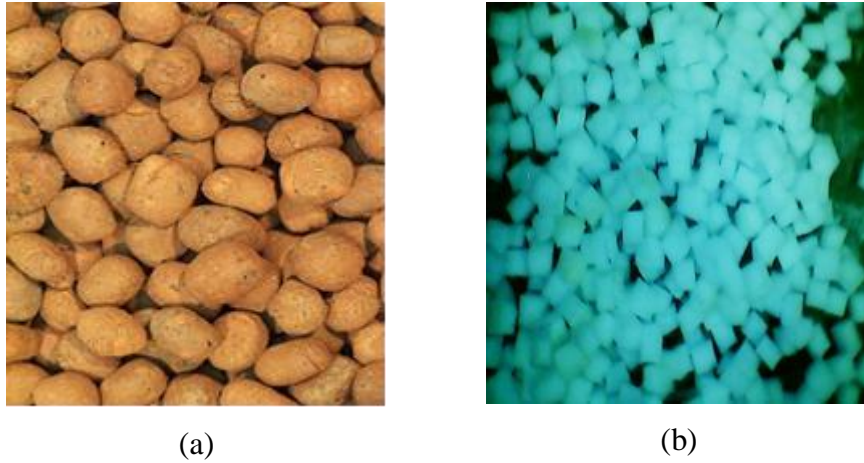


Figura 3 - Materiais utilizados como suporte para imobilização da biomassa: a) argila expandida, b) espuma de poliuretano.
Fonte: Própria autoria, 2011.

4.3 INÓCULO

A preparação do inóculo consistiu em imobilizar o módulo de espuma de poliuretano do reator anaeróbio com dois litros de lodo anaeróbio floculento (Figura 4) proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos Km 119 da cidade de Campo Mourão - PR.

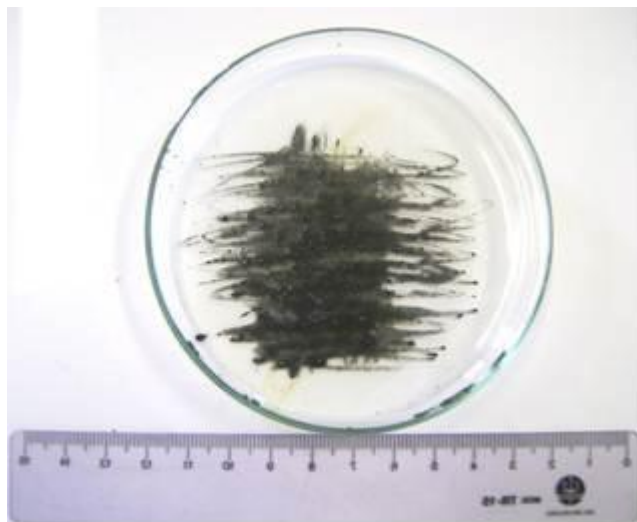


Figura 4 - Lodo anaeróbio granular utilizado como inóculo.
Fonte: Própria autoria, 2011.

A fim de conhecer melhor a microbiota existente no lodo, as amostras foram coletadas e diluídas a 10^{-3} com água destilada para promover a quebra dos grânulos, e então foram colocadas em lâminas de vidro para observação no microscópio óptico comum.

4.5 ALIMENTAÇÃO DO REATOR

O esgoto sanitário coletado para alimentar o reator foi armazenado em um tanque de equalização com capacidade de 500 L (Figura 5) que possibilitou 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.

Partindo do taque de armazenamento, o substrato era introduzido no reator por meio de bomba dosadora tipo pistão com fluxo em pulso da marca ProMInent. O efluente passava por peneiramento para promover a retenção de sólidos grosseiros, evitando que esses se acumulassem e impedissem o fluxo do afluente para o reator.



Figura 5 - Tanque de equalização.
Fonte: Própria autoria, 2012.

4.6 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

As análises físico-químicas para caracterização dos esgotos sanitários gerados no câmpus foram realizadas em seis perfis de amostragem temporal no Laboratório de Saneamento (C104) em duplicata, no período de agosto de 2010 a dezembro de 2011.

Nos perfis de amostragem temporal foram coletadas amostras do afluente e efluente do reator de 3 em 3 horas, durante período de 24 h.

Os dados referentes à caracterização e acompanhamento do afluente e efluente foram tabulados na ferramenta computacional *Microsoft Excel*®.

Os parâmetros físico-químicos analisados na caracterização das amostras do afluente e do efluente do reator, os métodos de análises e as referências são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros analisados, seus respectivos método de análise, metodologia e a referencia utilizada.

Parâmetros	Método de Análise	Método N°	Referência
Temperatura do líquido (°C)	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H ⁺	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
Alcalinidade a Bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
DQO (bruta e filtrada) (mgO ₂ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540_G	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais (mgL ⁻¹)	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)

4.7 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Os resultados dos ensaios hidrodinâmicos foram obtidos em nove ensaios no período de outubro de 2010 a junho de 2011

Para avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator anaeróbico de leito fixo foram realizados 3 ensaios de estímulo-resposta tipo pulso com os traçadores eosina Y, bromofenol azul e bromocresol verde, após o mesmo ter alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente. O reator foi mantido à temperatura ambiente.

Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados com vazão afluente de 0,6 L.h⁻¹ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 h. O reator foi alimentado continuamente com os esgotos sanitários gerados no câmpus da universidade em todos os ensaios de estímulo-resposta.

As concentrações de eosina Y, bromofenol azul, bromocresol verde foram de 0,12, 0,07, 0,07 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 3). Em cada ensaio o tempo de injeção era de aproximadamente 10 s, e após a injeção do traçador foram feitas coletas de amostras do efluente do reator em intervalos de 30 min com utilização de um coletor automático de amostras da marca ISCO série 6772.

Tabela 3 - Características das soluções de traçadores utilizadas nos ensaios de estímulo-resposta.

Traçador	Massa Molecular (g.mol ⁻¹)	Massa aplicada do traçador (mg)	Concentração do traçador (mg.10 mL ⁻¹)
Eosina Y	692	45	0,120
Bromofenol Azul	670	20	0,070
Bromocresol Verde	698	25	0,070

O tempo total de duração dos ensaios foi determinado de tal forma que as amostras fossem coletadas pelo menos três vezes durante o TDH teórico de 8 h. As amostras coletadas foram centrifugadas por cerca de 2 min a 3500 rpm para evitar a interferência de sólidos na leitura das absorbâncias pelo método colorimétrico. Para determinação da concentração do traçador nas amostras do efluente, foi utilizado o método colorimétrico de leitura de absorbância, realizado em espectrofotômetro Hach uv-vis, modelo DR/5000, com comprimento de onda de 516 nm para a eosina Y, 590 nm para bromofenol azul e 616 nm para bromocresol verde.

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_θ²).

Na Tabela 4 pode ser observado um resumo das definições das variáveis empregadas nos modelos teóricos uniparamétricos para obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ).

Tabela 4 - 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

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 de mistura completa em série (N-CSTR) (Tabela 5).

Tabela 5 - Modelos teóricos uniparamétricos de dispersão, pequena intensidade (PD), grande intensidade (GD) e tanques em séries (N-STR)

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

Fonte: ADAPTADO DE LEVENSPIEL (2000).

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. A estimativa desses parâmetros foi realizada pela variância dos dados de resposta apresentados na Tabela 5.

4.8 VERIFICAÇÃO DE ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DO REATOR

O volume de zonas mortas foi calculado de acordo com metodologia reportada por Peña (2006), com base nos valores de TDH teórico e real, este último obtido a partir dos ensaios hidrodinâmicos e do volume total do reator.

A presença de curtos-circuitos foi verificada pela relação entre o tempo do primeiro aparecimento do traçador no efluente do reator e o TDH teórico de acordo com Thackston (1987) e Sarathai et al. (2010).

A eficiência hidráulica reflete o volume efetivo e o número de tanques de mistura completa em série e foi calculada de acordo com Persson et al. (1999) e Sarathai et al. (2010).

As equações necessárias para o cálculo do volume de zonas mortas, presença de curto-circuitos e determinação da eficiência hidráulica estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6 - Equações para determinação da presença de zonas mortas, curtos-circuitos e eficiência hidráulica

Anomalias	Equações	Significado
Volume de zonas mortas	$\beta = \frac{TDH_r}{TDH_t}$	β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h);
	$V_a = V_t \times \beta$	V_a = volume ativo do reator (m ³); V_t = volume total do reator (m ³); V_d = volume de zonas mortas (m ³).
	$V_d = V_t - V_a$	
Presença de curtos-circuitos	$\Psi = \frac{\tau_k}{\tau_r}$	Ψ = presença de curto-circuitos; τ_k = tempo em que ocorre pico da concentração (h); τ_r = TDH real (h).
Eficiência Hidráulica	$\lambda = Ve \left(1 - \frac{1}{N}\right)$	λ = eficiência hidráulica; V_e = volume efetivo (m ³); N = número de tanques CSTR em série.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

A caracterização físico-química dos esgotos sanitários gerados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão, foi baseada nos resultados experimentais obtidos em seis campanhas de amostragem de perfis temporais realizados no período de agosto de 2010 a dezembro de 2011.

Em cada perfil foram determinados os parâmetros físico-químicos temperatura do líquido, pH, alcalinidade total e a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO bruta, DQO filtrada, concentrações de sólidos totais (fixos e voláteis) em amostras do afluente e do efluente do reator.

Na Tabela 7 é apresentado um resumo dos valores médios obtidos na caracterização dos esgotos sanitários.

Tabela 7 - Caracterização dos esgotos sanitários coletados no câmpus Campo Mourão da UTFPR.

Parâmetros	N	X	DP	Mín	Máx
Temperatura do líquido (°C)	96	24,9	2,0	21,0	30,9
pH	96	6,9	0,6	5,9	8,3
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	96	182	161	60	705
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	96	131	149	9	665
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	96	835	261	291	1498
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	96	403	187	72	752
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	96	1395	771	208	4990
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	96	1109	598	120	4398
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	96	286	198	2	1220

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

Pela Tabela 7 é possível notar que os valores de temperatura do líquido variaram de 21,0 a 30,9 °C estando na faixa mesofílica de temperatura que favorece a digestão anaeróbia.

Pode-se observar que o pH das amostras do esgoto bruto variou de 5,9 a 8,3 com média de $6,9 \pm 0,6$, similar ao obtido por Villela e Foresti (1999) e Carvalho et al., (2008) de $6,9 \pm 0,3$ e $7,3 \pm 0,1$ nos esgotos sanitários coletados em uma região central da cidade de São Carlos - SP e do câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Martins, (2012) obteve valores médios de temperatura ambiente de $25,6 \pm 2,6$

°C, e valores de pH variaram de 5,8 a 7,8, nos esgotos sanitários da UTFPR câmpus Campo Mourão – PR nos períodos de outubro/2009 a novembro/2010.

A variação do pH, pode ser atribuída a algum lançamento inadequado feito nos laboratórios do câmpus, uma vez que ainda não há implantação de um plano de controle para a destinação destes resíduos.

A alcalinidade a bicarbonato média verificada nas amostras foi de $131 \pm 149 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$, com variação de 9 a $665 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$. Esta alcalinidade foi similar àquela verificada por Bertolino et al. (2008) de $149 \pm 20 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ em esgoto sanitário coletado no câmpus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto. Abreu e Zaiat (2008) reportaram alcalinidade de $143 \pm 38 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ para esgotos sanitários na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do câmpus I da Universidade de São Paulo em São Carlos - SP.

Os valores médios da DQO bruta do afluente foram de $835 \pm 261 \text{ mg.L}^{-1}$ e de DQO filtrada de $403 \pm 187 \text{ mg.L}^{-1}$. Netto (2007) obteve valor médio na DQO bruta de $597 \pm 220 \text{ mg.L}^{-1}$ e DQO filtrada de $172 \pm 35 \text{ mg.L}^{-1}$. É possível notar que maior concentração de matéria orgânica neste trabalho, fato que pode ser atribuído às características da água residuária que é utilizada como afluente, uma vez que no trabalho realizado por Netto (2007), além dos resíduos gerados no câmpus universitário também havia a contribuição de mais dois bairros, logo pode haver maior diluição desses resíduos chegando com uma carga de sólidos menor.

A concentração média de sólidos totais foi de $1395 \pm 771 \text{ mg.L}^{-1}$; a concentração média de sólidos totais fixos de $286 \pm 198 \text{ mg.L}^{-1}$ e de sólidos totais voláteis de $1109 \pm 593 \text{ mg.L}^{-1}$. As relações STV/ST e SFT/ST foram de 0,79 e 0,20, respectivamente. Versiani (2005) obteve concentrações médias de ST, STF e STV foram de 1455 mg.L^{-1} , 578 mg.L^{-1} e 877 mg.L^{-1} , respectivamente.

Com base nestes resultados foi possível verificar de acordo com Metcalf e Eddy (2003), que o afluente gerado no câmpus possui composição típica do esgoto sanitário “forte” em relação aos parâmetros DQO bruta e sólidos, são valores que se enquadram na sua caracterização (Tabela 8).

Tabela 8 - Composição típica do esgoto sanitário

PARÂMETRO	ESGOTO SANITÁRIO		
	Fraco	Médio	Forte
DQO (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 por Metcalf e Eddy (2003)

5.2 EXAMES MICROBIOLÓGICOS

Conforme descrito no item 4.3 Material e Métodos, os exames microbiológicos do lodo foram realizados por microscopia óptica comum. Essas análises microbiológicas consideraram as principais morfologias presentes em alguns campos das amostras de lodo de acordo com descrições da literatura técnico-científica.

As morfologias mais frequentes observadas no inóculo do reator anaeróbio foram cocos, vibrios, bacilos e filamentos (Figura 6). No trabalho desenvolvido por Netto (2007) também foram observadas as mesmas morfologias no lodo, porém devido ao seu equipamento foi possível também observar a presença de cocos e cocos em cadeia, além de verificar a presença de micro-organismos semelhantes a *Methanosarcina* sp. e *Methanosaeta* sp.

Foi verificada presença de organismos filamentosos com grande frequência, o que não foi observado por Netto (2007) que descreve menor frequência destes.

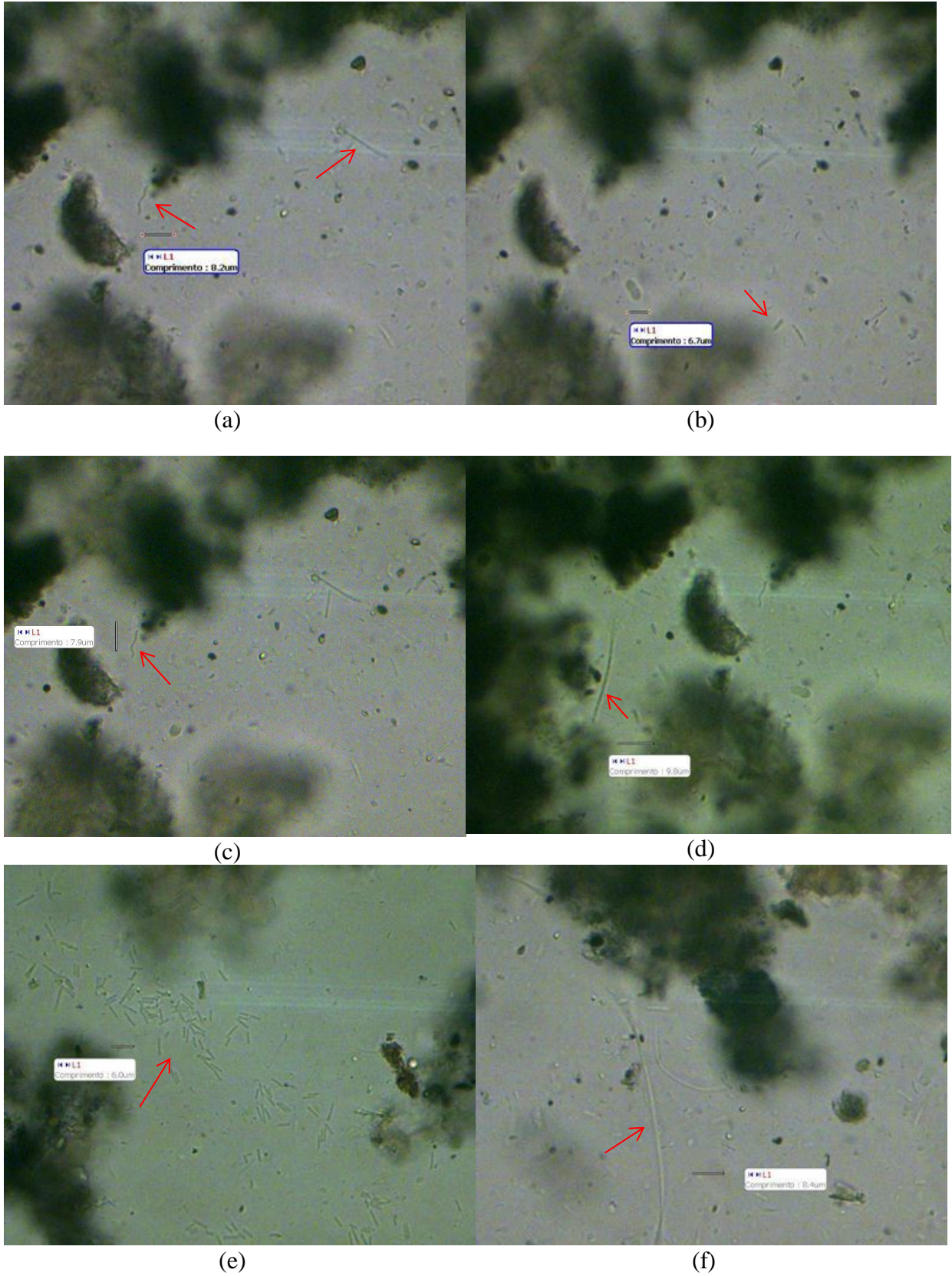


Figura 6 - Principais morfologias do inóculo do reator anaeróbio: a) espirilo, filamentos, b) bacilos, c) espirilos, d) filamentos, g) bacilos, h) filamentos.

5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RALF

Para avaliação do desempenho do reator anaeróbio de leito fixo no tratamento dos esgotos sanitários foram realizados seis perfis de amostragem temporal com determinação dos parâmetros físico-químicos. Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados um resumo dos seis perfis temporais de 24 h, apresentando o número de amostras (N), média (X), desvio padrão (DP), valores mínimos (Min) e máximos (Max).

Tabela 9 – Resumo do resultados dos parâmetros físico-químicos dos perfis 1, 2 e 3 de 24 h

Parâmetros	Perfil 1									Perfil 2								Perfil 3								
	N	AFL				EFL				AFL				EFL				AFL				EFL				
	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max		
Temperatura do líquido (°C)	8	28,6	0,3	28,0	29,0	27,8	1,2	25,0	28,7	25,5	3,2	22,1	30,9	24,8	3,4	20,6	29,6	23,2	1,6	21,0	26,0	22,4	1,8	20,0	25,0	
pH	8	6,5	0,5	5,9	8,0	7,6	0,4	7,0	8,1	8,0	0,3	7,3	8,3	7,5	0,1	7,2	7,7	6,8	0,2	6,6	7,0	7,3	0,1	7,2	7,4	
Alc. total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	245	21	223	278	349	56	267	442	77	11	60	88	106	10	92	124	483	103	337	705	477	31	533	436	
Alc. parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	47	29	19	88	24	4	19	30	46	11	30	62	77	13	69	108	361	92	254	556	336	60	267	410	
Alc. bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	85	66	14	184	177	135	5	312	18	9	9	32	59	10	45	71	429	108	300	665	397	47	340	461	
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	8	226	115	56	340	185	227	16	544	83	15	68	104	66	13	43	82	75	37	41	150	112	43	48	153	
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	8	797	174	583	1185	243	102	123	422	925	379	364	1498	102	32	42	143	1179	321	892	1625	489	110	312	607	
% remoção DQO bruta	8					71								84											57	
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	8	289	78	112	368	125	31	88	187	248	74	72	298	151	90	24	283	551	67	490	692	191	64	123	299	
% remoção DQO filtrada	8					59								63												65
ST (mg.L ⁻¹)	8	1079	376	648	1908	404	192	190	608	373	170	208	764	101	70	42	226	2565	1393	1014	4990	678	264	470	1190	
STV (mg.L ⁻¹)	8	947	338	476	1678	296	141	462	142	274	163	120	654	75	53	22	168	1914	1098	642	3780	531	203	352	1000	
% de remoção STV	8					69								72												72
STF (mg.L ⁻¹)	8	132	63	2	230	109	63	22	196	100	59	20	226	26	33	2	94	651	306	372	1210	147	113	24	320	
SST (mg.L ⁻¹)	8	269	77	155	433	138	47	75	193	219	82	130	382	49	14	25	73	1353	946	467	3202	765	254	372	1055	
SSV (mg.L ⁻¹)	8	228	97	83	432	107	50	25	178	187	95	100	377	46	12	18	58	893	551	362	1933	689	261	352	1003	
% de remoção SSV	8					53								75												23
SSF (mg.L ⁻¹)	8	41	25	2	77	31	22	2	62	32	26	5	82	9	6	2	18	460	398	105	1268	76	70	13	198	

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

Tabela 10 – Resumo dos resultados dos parâmetros físico-químicos dos perfis 4, 5 e 6 de 24 h

Parâmetros	N	Perfil 4								Perfil 5								Perfil 6							
		AFL				EFL				AFL				EFL				AFL				EFL			
		X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max
Temperatura do líquido (°C)	8	23,8	2,1	21,0	26,0	22,3	0,8	21,0	23,2	24,3	1,9	22,0	26,0	23,6	2,0	21,0	26,0	24,0	1,2	22,0	26,0	23,1	0,9	22,0	25,0
Ph	8	7,0	0,3	6,5	7,5	7,8	0,2	7,6	8,1	6,4	0,2	6,2	6,8	6,8	0,2	6,5	7,1	6,6	0,2	6,5	7,1	7,4	0,3	7,0	7,7
Alc. total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	117	36	74	182	168	30	103	190	98	22	81	139	169	30	103	190	69	7	62	82	175	57	113	249
Alc. parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	75	27	40	127	119	27	59	142	54	6	47	66	120	27	59	142	46	5	38	50	126	37	90	186
Alc. bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8	108	37	63	175	163	31	96	185	87	22	68	127	162	30	96	180	57	7	48	66	168	55	107	238
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	8	12	6	4	24	8	4	3	13	15	4	11	24	11	2	6	14	18	5	7	23	11	3	6	15
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	8	533	144	355	858	200	53	123	278	1028	49	956	1101	501	212	163	764	546	241	291	1086	87	23	57	137
% remoção DQO bruta	8					60								52								82			
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	8	573	128	362	752	376	87	181	452	588	80	436	686	434	131	214	652	171	31	126	221	116	20	87	149
% remoção DQO filtrada	8					34								27								32			
ST (mg.L ⁻¹)	8	1231	428	800	1882	658	154	420	834	1994	1200	854	4666	911	383	608	1816	1126	1417	270	4274	415	135	248	608
STV (mg.L ⁻¹)	8	984	458	418	1786	474	139	318	682	1668	1246	458	4398	604	389	358	1536	866	1099	154	3306	364	158	212	586
% de remoção STV	8					52								64								58			
STF (mg.L ⁻¹)	8	247	116	96	402	184	66	102	282	326	143	96	556	307	131	142	600	259	321	68	968	51	62	4	170
SST (mg.L ⁻¹)	8	360	164	47	523	77	35	12	120	844	517	463	2000	224	151	112	497	476	500	72	1302	44	39	17	103
SSV (mg.L ⁻¹)	8	310	144	20	442	72	35	8	118	735	517	385	1971	211	141	103	473	337	348	30	900	38	42	10	102
% de remoção SSV	8					77								71								89			
SSF (mg.L ⁻¹)	8	50	45	7	138	5	5	2	17	109	179	8	540	13	12	3	38	138	163	2	402	5	4	2	12

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

Pelos dados das Tabelas 9 e 10 é possível notar que os valores de temperatura nas amostras do afluente nos perfis variam de 23,6 °C a 28,6 °C e para o efluente foram observados valores inferiores, sendo 22,4 a 27,8. Essa diferença pode ser associada ao fato do reator estar acomodado em um ambiente fechado, enquanto o afluente fica exposto ao sol, em um reservatório. Vella (2006) operou um reator anaeróbio a temperatura ambiente e observou temperaturas no afluente entre 26 e 30°C e considerou que está dentro da faixa ótima para a atividade bacteriana (25 °C a 35 °C), e os valores encontrados no trabalho estão próximos dessas faixas.

O pH variou de $6,4 \pm 0,2$ a $8,0 \pm 0,3$ nas amostras do afluente e de $6,8 \pm 0,2$ a $7,8 \pm 0,2$ nas amostras do efluente do reator. Chernicharo (1997) considerou que os valores de pH compreendidos entre 6,0 e 8,0 são adequados para o bom funcionamento dos sistemas anaeróbios enquanto que Speece (1996) estipulou a faixa limite de 6,5 a 8,2. Portanto, tanto o esgoto bruto como o efluente tratado estão dentro destas especificações, garantindo condições apropriadas para formação dos micro-organismos responsáveis pelo tratamento.

Na Figura 7 pode ser observada a variação das médias da temperatura e do pH durante os seis perfis nas amostras afluente e efluente do reator.

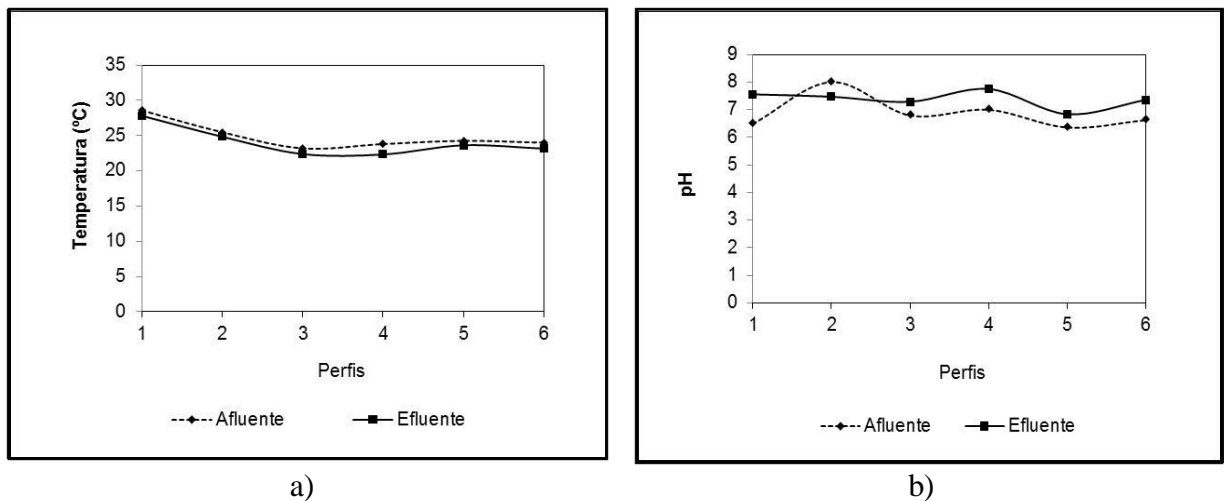


Figura 7 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para temperatura (a) e pH (b).

A média de temperatura foi de $24,9 \pm 2,0$ °C nas amostras do afluente e de $24,0 \pm 2,1$ °C efluente; as médias obtidas para pH foram de $6,9 \pm 0,6$ nas amostras do afluente e de $7,4 \pm 0,3$ nas amostras do efluente do reator.

Segundo Passig e Blundi (1997), o monitoramento da alcalinidade nos reatores anaeróbios é mais eficaz que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala a alcalinidade é linear. Valores máximos e mínimos obtidos de

alcalinidade a bicarbonato nas amostras do afluente foram respectivamente 429 ± 108 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 18 ± 9 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e de 397 ± 47 e 32 ± 59 ; $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ nas amostras do efluente do reator. Cruz et al, (2012) obtiveram valores máximos parecidos nas amostras afluente e efluente, sendo 460 ± 131 e 717 ± 41 respectivamente, para alcalinidade a bicarbonato.

Os parâmetros alcalinidade a bicarbonato e ácidos são indicativos de estabilidade no sistema, ou seja, quando a alcalinidade nas amostras do afluente for menor do que a alcalinidade nas amostras do efluente é um indicativo do tamponamento do reator.

Na Figura 8 pode ser observada a variação das médias da alcalinidade a bicarbonato e dos ácidos voláteis nos seis perfis de amostragem temporal.

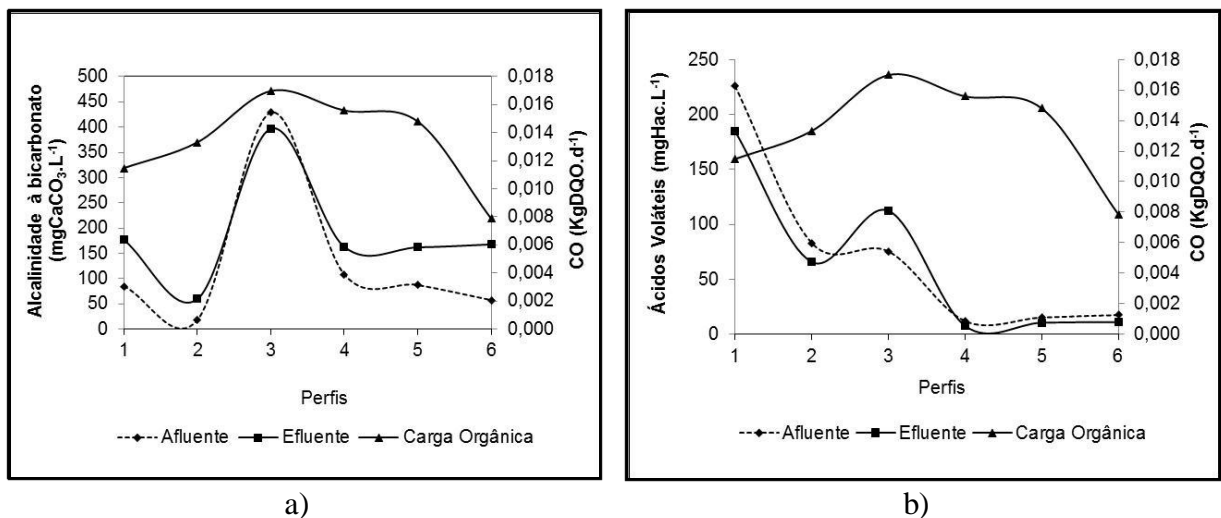


Figura 8 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para alcalinidade a bicarbonato (a) e ácidos voláteis (b).

O valor médio da alcalinidade parcial do afluente foi de 105 ± 126 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto que a alcalinidade total foi de 182 ± 161 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, valores similares aos reportados por Sperling (1996) de 110 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 170 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para esgotos sanitários. Nas amostras do efluente, o valor médio da alcalinidade parcial foi de 134 ± 107 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e a alcalinidade total foi de 241 ± 142 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Dominato (2011) obteve média de alcalinidade parcial de 176 ± 58 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e de alcalinidade total de 245 ± 68 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ no efluente de filtros anaeróbios com leito fixo de bambu, ou seja, valores similares ao verificados neste trabalho.

Os valores médios dos seis perfis de amostragem temporal para alcalinidade a bicarbonato foi de 131 ± 149 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ nas amostras do afluente e de 188 ± 111 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ nas amostras do efluente (Figura 9). Netto (2007) verificou valores similares de

alcalinidade a bicarbonato de $102 \pm 15 \text{ mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$ nas amostras do afluente e de $162 \pm 27 \text{ mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ nas amostras do efluente ao operar um reator com a mesma configuração na fase anaeróbia com TDH de 8 h.

As concentrações de ácidos voláteis variaram de 12 ± 6 a $226 \pm 115 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ nas amostras do afluente e de 8 ± 4 a 185 ± 13 nas amostras do efluente do reator. Valores parecidos aos encontrados por Cruz et al., (2012), que obtiveram valores de ácidos nas amostras efluentes entre 16 e 240 mgHAc.L^{-1} .

Segundo Souza (1984) quando a concentração de ácidos voláteis aumenta, pode ser um indicativo de desequilíbrio no sistema, podendo ser ocasionado por aplicação de sobrecargas orgânicas, hidráulicas ou tóxicas ou por variação da temperatura e do pH. Esse comportamento pode ser evidenciado no 3º perfil no qual foi verificado maior pico de carga ($0,017 \text{ kgDQO.d}^{-1}$) que elevou os valores de ácidos voláteis (112 mgHAc.L^{-1}) devido ao consumo da alcalinidade que alcançou o maior pico ($397 \text{ mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$).

O valor médio encontrado de ácidos voláteis foi de $72 \pm 82 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ nas amostras do afluente e de $65 \pm 72 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ nas amostras efluente. É possível observar que a partir do 3º perfil a concentração de ácidos voláteis manteve-se abaixo de 60 mg.L^{-1} nas amostras do efluente, o que indica possível “equilíbrio” entre as bactérias acetogênicas e as arqueias metanogênicas existentes no reator (Figura 8a).

Houve acúmulo de ácidos orgânicos no perfil 3 e segundo Leitão et al., (2003), isto pode ser uma resposta típica do reator durante a aplicação de sobrecarga, e, durante as variações bruscas de taxas de carga hidráulica e orgânica, fato que ocorreu no mesmo período.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta obtiveram variações médias afluentes de 573 a 1179 mg.L^{-1} , e efluentes 87 a 501 mg.L^{-1} .

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada variaram de 171 a 588 mg.L^{-1} para o afluente e de 116 a 434 mg.L^{-1} para o efluente do reator.

Sarti et al (2006) fez estudos na Estação de Tratamento de Esgoto da USP de São Carlos e obteve valores médios de afluentes de $563 \pm 118 \text{ mg.L}^{-1}$ (DQO bruta) e de $190 \pm 37 \text{ mg.L}^{-1}$ (DQO filtrada) durante a fase experimental, ao final de 70 dias de operação, o efluente do reator ASBBR (Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor) apresentou valores médios em termos de DQO bruta ($215 \pm 50 \text{ mg.L}^{-1}$) e DQO filtrada ($127 \pm 28 \text{ mg.L}^{-1}$). Valores bem abaixo do reportado nesse trabalho.

Na Figura 9 pode ser observada a variação das médias dos parâmetros DQO bruta e filtrada dos seis perfis de amostragem temporal.

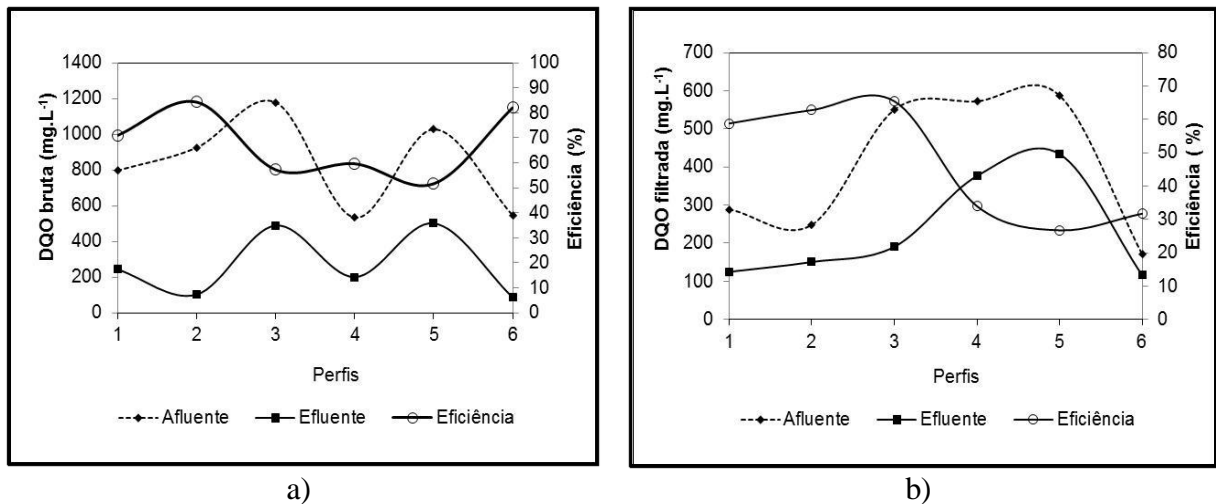


Figura 9. Média dos seis perfis temporal de 24 h para DQO bruta (a) e DQO filtrada (b).

A média encontrada para DQO bruta foi de $835 \pm 261 \text{ mg.L}^{-1}$ afluente e de $270 \pm 184 \text{ mg.L}^{-1}$ efluente. Tonetti (2008) operando um filtro anaeróbio com recheio de bambu encontrou valores similares a DQO do esgoto bruto afluente de $823 \pm 113 \text{ mg.L}^{-1}$, e efluente, atingiu-se a média de $318 \pm 202 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando uma remoção para todo o período da pesquisa de $61 \pm 22\%$.

Os valores estão ligeiramente acima da faixa considerada como típica por Sperling (1996) que estipulou mínimo de $400 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ e máximo de $800 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ como para esgotos sanitários de origem doméstica.

Em relação a remoção de matéria orgânica obteve-se eficiência de $68 \pm 14\%$ para DQO bruta e de, $47 \pm 18\%$ para DQO filtrada. De acordo com Chernicharo (2001) o sistema anaeróbio pode ser considerado eficiente para o tratamento de águas residuárias, quando a remoção de matéria orgânica for superior a 65%.

Busato, (2004) obteve valores de eficiência mais baixos, utilizando como meio suporte bruta nº 4, aos reportados nesse trabalho, tendo como media de remoção de DQO bruta 48%. Cruz et al., (2011) encontraram valores de eficiência de DQO brutas mas próximos aos desse trabalho, em torno de 74%.

Nota-se que não houve grandes eficiências de remoção de DQO filtrada e de acordo com Carvalho (2006), 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.

As concentrações de SST possuem valores médios mínimos e máximos respectivamente de $219 \pm 82 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1353 \pm 946 \text{ mg.L}^{-1}$ afluente e de, $44 \pm 39 \text{ mg.L}^{-1}$ e $765 \pm 254 \text{ mg.L}^{-1}$ efluente do reator. Os valores médios mínimos e máximos obtidos de SSV foram de, $187 \pm 95 \text{ mg.L}^{-1}$ e $893 \pm 551 \text{ mg.L}^{-1}$ para o afluente, respectivamente e de, $38 \pm 42 \text{ mg.L}^{-1}$ e 689 ± 261 para o efluente do reator, respectivamente.

Na relação SSV/SST obteve-se 0,8 para afluente e 0,9 para efluente. Camargo, (2000), obteve no THD de 7 h valores de 0,86 e 0,87. Valores que representa o grau de mineralização orgânica suspensa no reator.

As concentrações de ST possuem valores médios variando de, 1994 a 373 mg.L^{-1} para o afluente e de, 991 a 101 mg.L^{-1} para o efluente do reator. Os valores obtidos para as concentrações de STV variaram de, 604 a 75 mg.L^{-1} e de, 1668 a 274 mg.L^{-1} para o afluente e efluente do reator, respectivamente.

Os valores de sólidos totais e sólidos voláteis evidenciam a alta concentração de sólidos na caixa de homogeneização, mesmo assim isso não influenciou na redução da eficiência de remoção de matéria orgânica

A médias dos seis perfil de eficiência de remoção de STV e 64,5%. Melidis et al., (2009) operando um reator anaeróbio fluxo ascendente com recheio de vidro poroso obteve um valores similares de remoção de STV 68% com TDH de 8,3 h.

Passig e Blundi (1197) obtiveram remoção de SSV no reator anaeróbio de leito fixo e recheio de PVC de 87,8%. O maior valor de SSV encontrado no presente trabalho foi de 75% no 2º perfil (Tabela 10).

Na Figura 11 pode ser observada a variação das médias dos parâmetros sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspenso totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) dos seis perfis.

As médias obtidas para SST e SSV afluente foram de $587 \pm 436 \text{ mg.L}^{-1}$ e $448 \pm 292 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Os valores de SST foram superiores aos reportados por Sperling (1996) como concentrações típicas de esgotos sanitários (doméstico) de 200 mg.L^{-1} a 450 mg.L^{-1} .

É possível notar que no pico da carga orgânica no 3º perfil ($0,017 \text{ KgDQO.d}^{-1}$) deve ao arraste de sólidos que podem ser evidenciados em todos os gráficos da Figura 10.

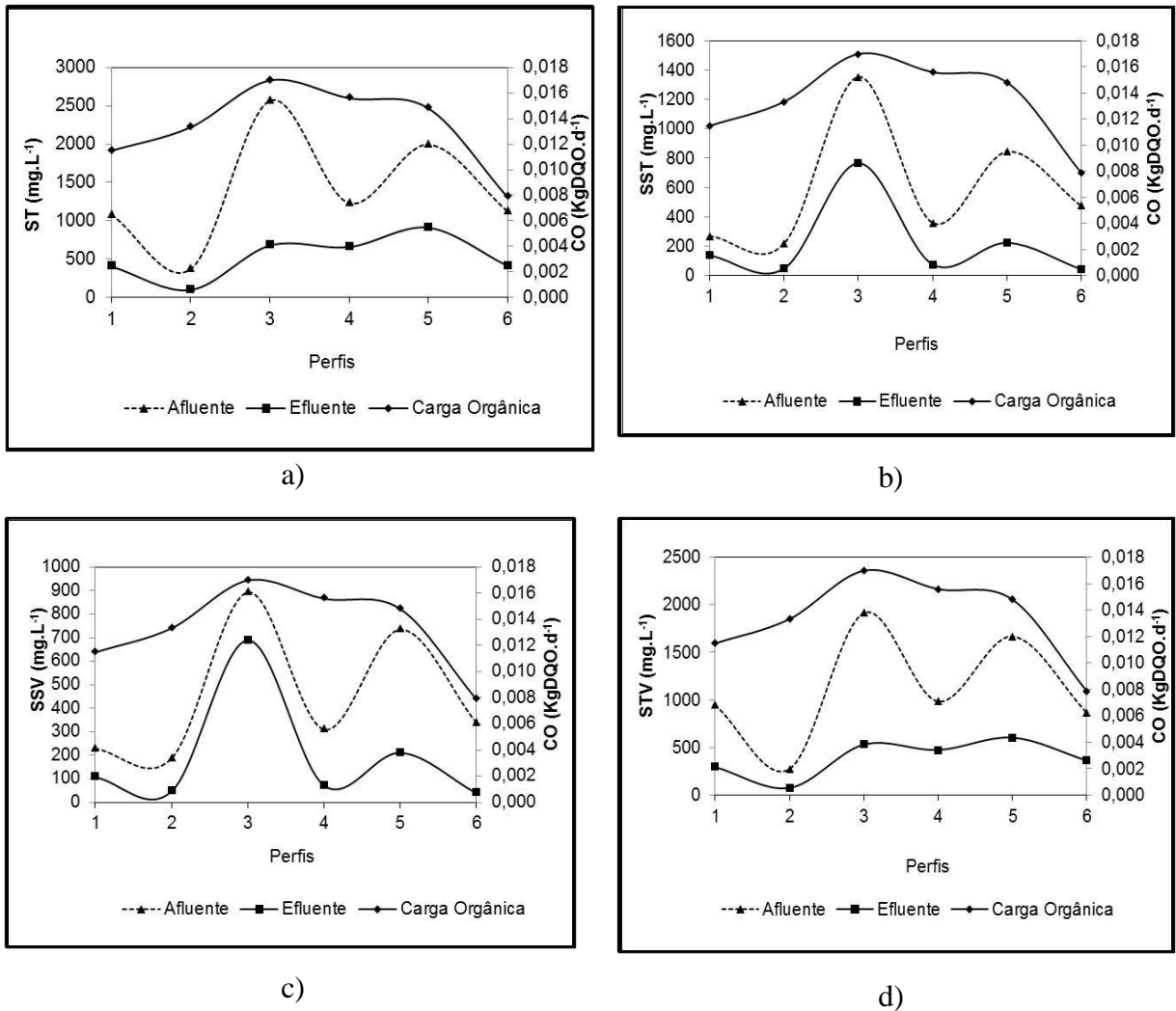


Figura 10 - Média dos seis perfis de amostragem temporal de 24 h para SST (a), ST (b), SSV (c) e STV (d).

E possível notar que a eficiência de DQO bruta no terceiro perfil (Figura 11a) teve redução devido a esses sólidos, contudo a DQO filtrada nesse mesmo período teve sua melhor eficiência (65%), sendo assim os sólidos solúveis presentes foram degradados, demonstrando a eficiência do reator.

5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

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 anaeróbio de leito fixo ao longo do tempo (Figura 11).

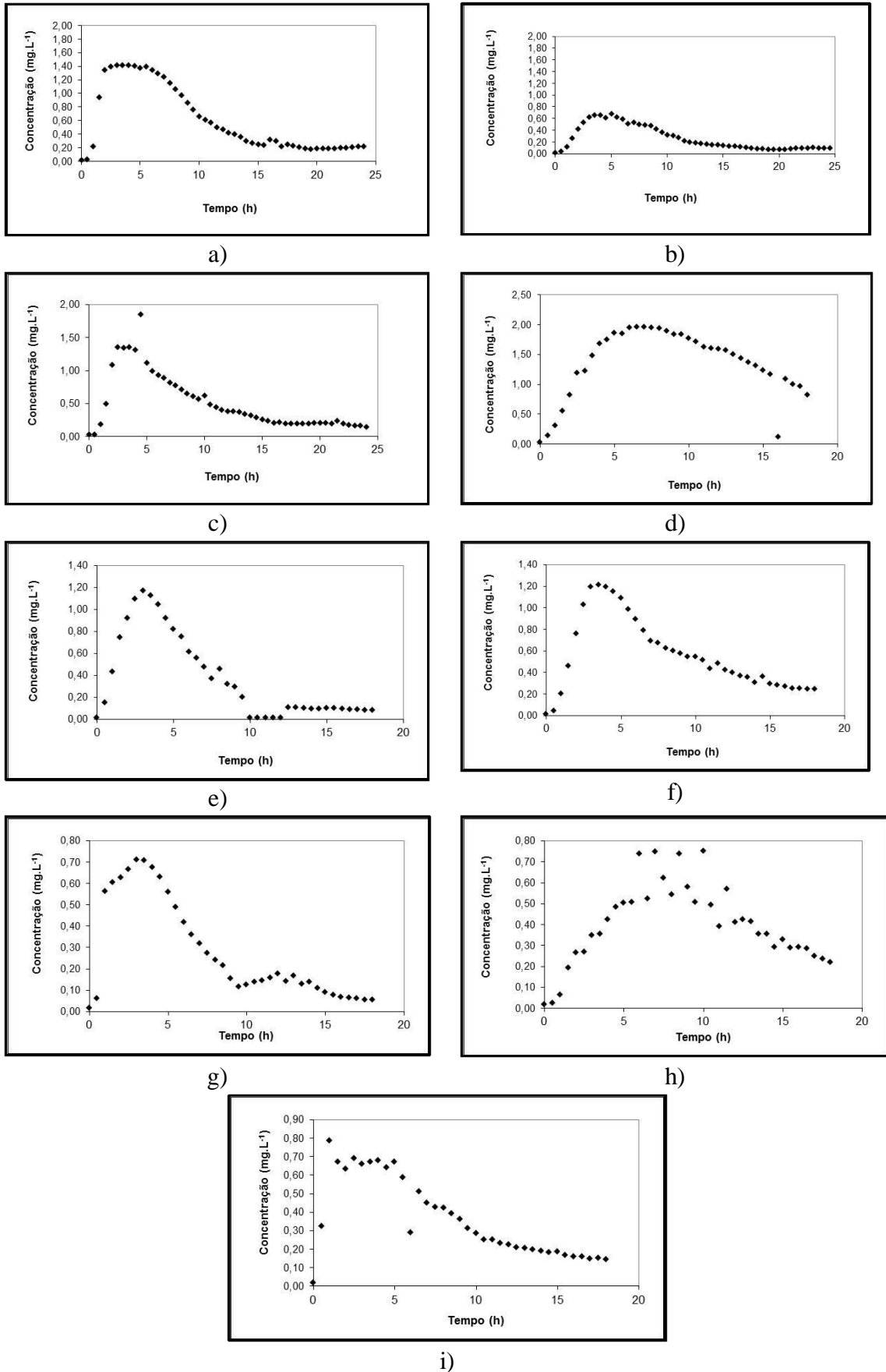


Figura 11 - Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c), bromofenol azul (d, e, f) e de bromocresol verde (g, h, i) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta.

Nos ensaios hidrodinâmicos realizados com vazão afluyente de $0,6 \text{ L.h}^{-1}$ 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 curtos-circuitos hidráulicos (Levenspiel, 2000).

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; Sarathai et al., 2010; Romero et al., 2011 e Ji et al., 2012, Martins, 2012).

Nos ensaios foi verificada antecipação do pico da curva que indica presença de regiões de estagnação, uma vez que a média está muito antecipada. No ensaio com bromofenol azul a cauda longa não é tão notada (Figura 12e).

Quando observado o primeiro ensaio com o traçador bromocresol verde (Figura 12g), verificam-se múltiplos picos decrescentes a intervalos regulares, que indicam indícios de uma forte recirculação interna (LEVENSPIEL, 2000).

Foi possível observar que os picos de concentração máxima dos traçadores nos ensaios realizados foram para eosina Y com 3,5 h; bromofenol azul com 6,5 h e bromocresol verde com 10,0 h. Os valores experimentais obtidos para os dois primeiros traçadores foram inferiores ao TDH teórico, o que indica adiantamento nas respostas dos traçadores, provavelmente devido a caminhos preferenciais.

Nos ensaios realizados com bromocresol verde houve atraso (Figura 11h) na resposta dos traçadores devido à provável existência de zonas mortas no interior do reator ou adsorção do traçador na biomassa.

Os valores de TDH apresentaram diferenças de 56% nos ensaios com eosina Y, 15% nos ensaios com azul de bromofenol e 120% nos ensaios com verde de bromocresol em relação ao TDH teórico.

Mesmo após a centrifugação das amostras do efluente para os ensaios de estímulo-resposta, foi possível verificar algumas variações nas leituras de absorbância devido à presença de sólidos nessas amostras (Figura 11h).

Na Tabela 11 estão presentes os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos, de acordo com Levenspiel (2000).

Tabela 11 - Parâmetro obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o RALF.

Traçador	Ensaio	TDH (h)	N-CSTR em série	PD (D/ μ L)	GD (D/ μ L)
Eosina Y	1	8,2	2	0,231	0,146
	2	8,5	2	0,224	0,142
	3	8,2	2	0,24	0,15
Azul de Bromofenol	1	10	4	0,13	0,01
	2	6,3	2	0,323	0,185
	3	8,7	2	0,219	0,14
Verde de bromocresol	1	6,7	2	0,312	0,181
	2	10,	4	0,134	0,01
	3	7,9	2	0,279	0,167

Observando os dados da Tabela 11, nota-se que o modelo teórico de N-CSTR em série fornece resultados iguais a 2 reatores para eosina Y, 2-4 reatores para bromofenol azul e 2-4 reatores para bromocresol verde.

Fazolo et al. (2006) obtiveram de 3-4 reatores de mistura completa em série em ensaios hidrodinâmicos em um reator de leito fixo em escala piloto contendo biomassa imobilizada em matrizes de poliuretano tratando esgotos domésticos.

Nota-se que os modelos de pequena dispersão (PD) apresentaram melhor ajuste aos dados experimentais ($D/uL < 0,01$ e dispersão idêntica dentro e fora do volume de controle). Porém, isto não significa que o ajuste tenha sido satisfatório, porque, mesmo neste modelo, foi grande a dispersão em relação aos valores experimentais.

No ajuste uniparamétrico com o modelo de pequena dispersão os valores foram iguais a 0,231, 0,224 e 0,240 para os ensaios com eosina Y, 0,130, 0,323 e 0,219 para os ensaios com azul de bromofenol e 0,312, 0,134 e 0,2799 para os ensaios com verde de bromocresol, respectivamente.

De Nardi et al. (1997) obtiveram 3 reatores N-CSTR em série em ensaios abióticos 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.

Sarathai et al. (2010) notaram 4 reatores 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, tratando esgoto sanitário.

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 N-CSTR e coeficiente de dispersão de 0,49.

Ji et al. (2012) obtiveram valores aproximados de 4, 2 e 3 reatores N-CSTR 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 h, 8 h e 12 h.

Os resultados dos coeficientes de correlação obtidos para os modelos matemáticos teóricos são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - 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	0,967	0,712	0,294
	2	0,969	0,720	0,323
	3	0,910	0,609	0,239
Azul de Bromofenol	1	0,938	0,848	0,596
	2	0,884	0,625	0,294
	3	0,926	0,621	0,218
Verde de Bromocresol	1	0,948	0,670	0,224
	2	0,949	0,819	0,552
	3	0,927	0,571	0,000

As curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) obtidas com ajuste dos dados experimentais dos ensaios realizados no reator anaeróbio de leito fixo com eosina Y (Figura 12), azul de bromofenol (Figura 13) e verde de bromocresol (Figura 14) são apresentadas na

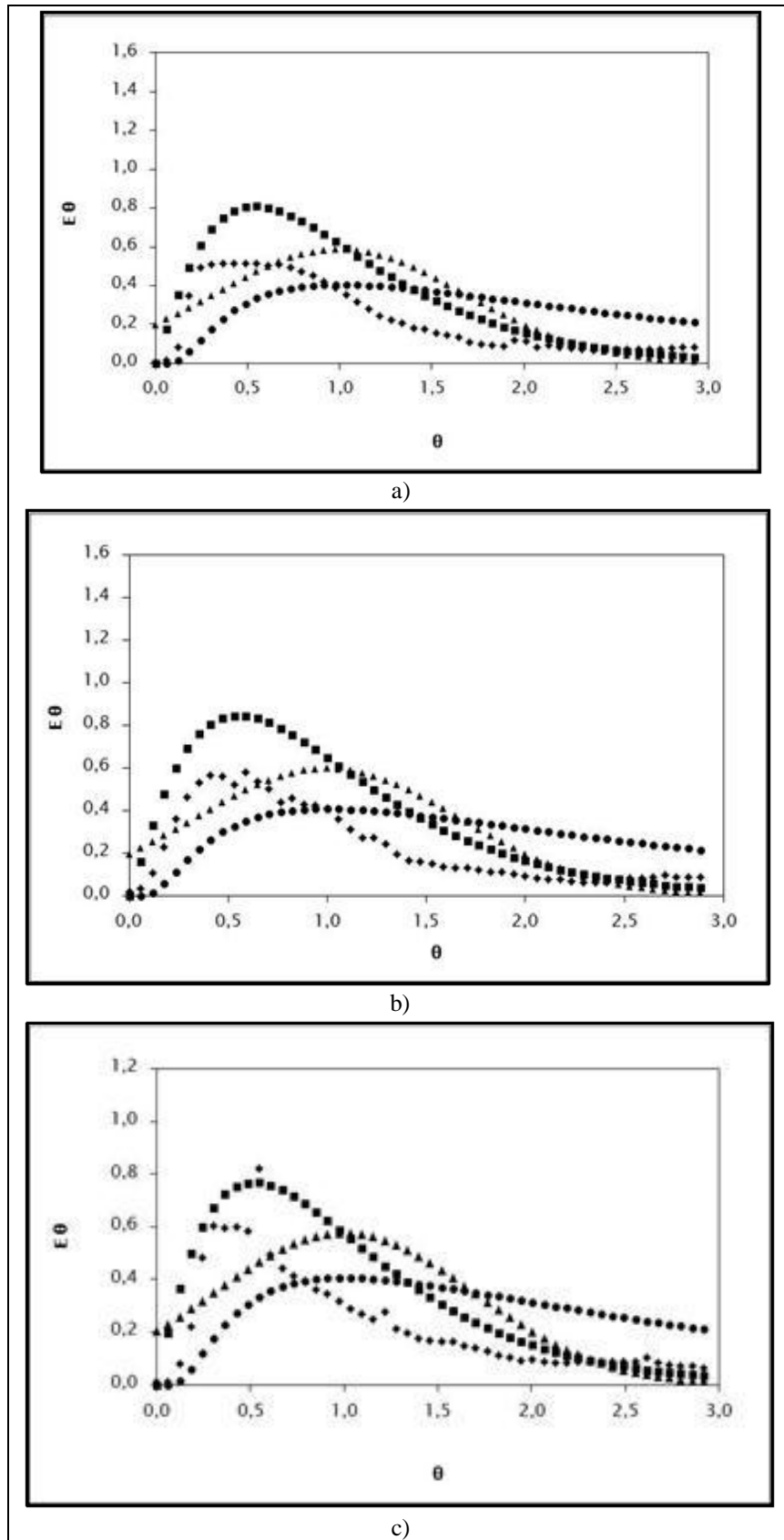


Figura 12 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. Legenda: \blacktriangle N-CSTR em série, \blacksquare grande dispersão, \bullet pequena dispersão, \blacklozenge valores experimentais.

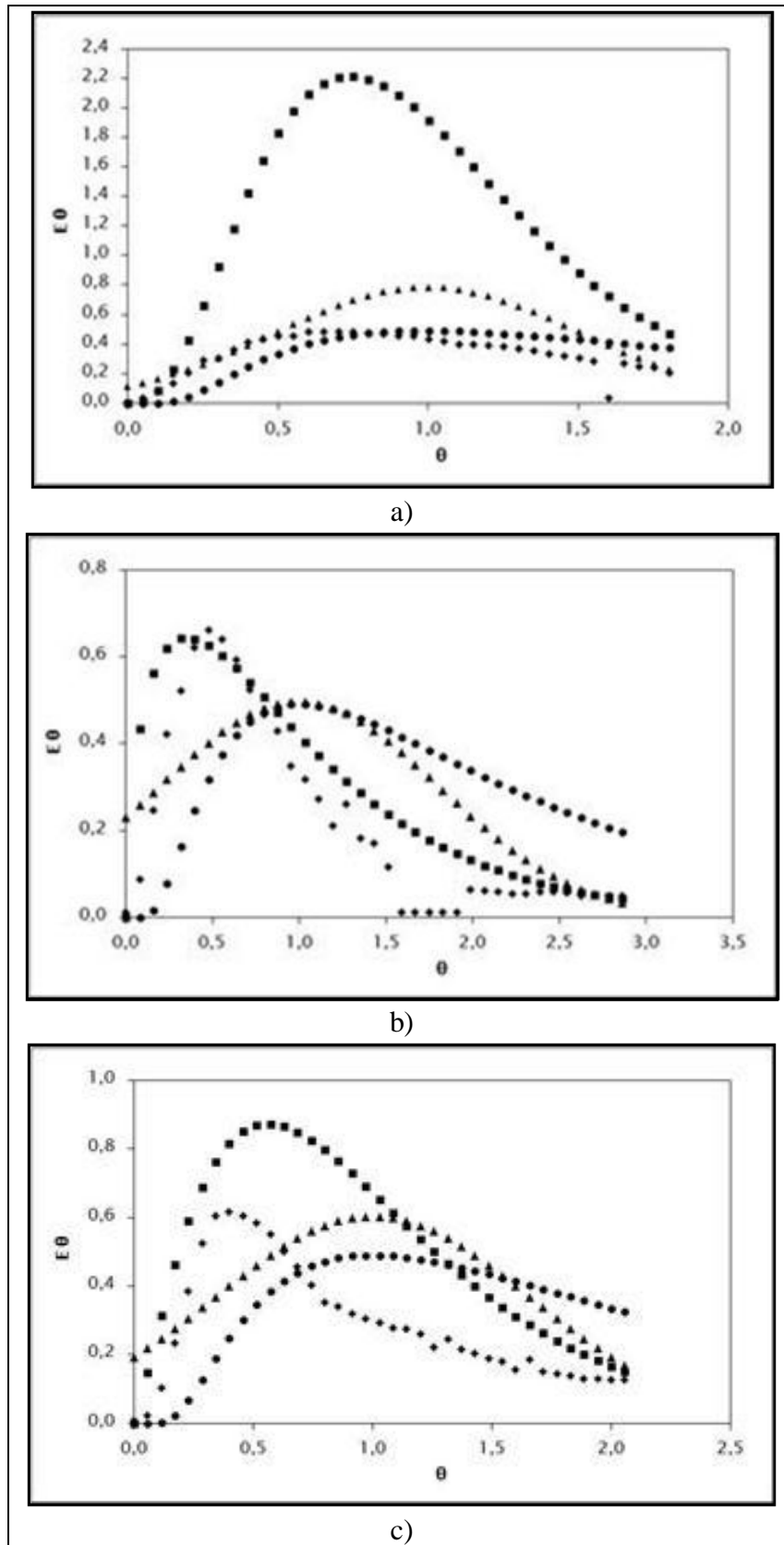


Figura 13 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com bromofenol azul (a, b, c) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. Legenda: ▲ N-CSTR em série, ■ grande dispersão, ● pequena dispersão, ◇ valores experimentais.

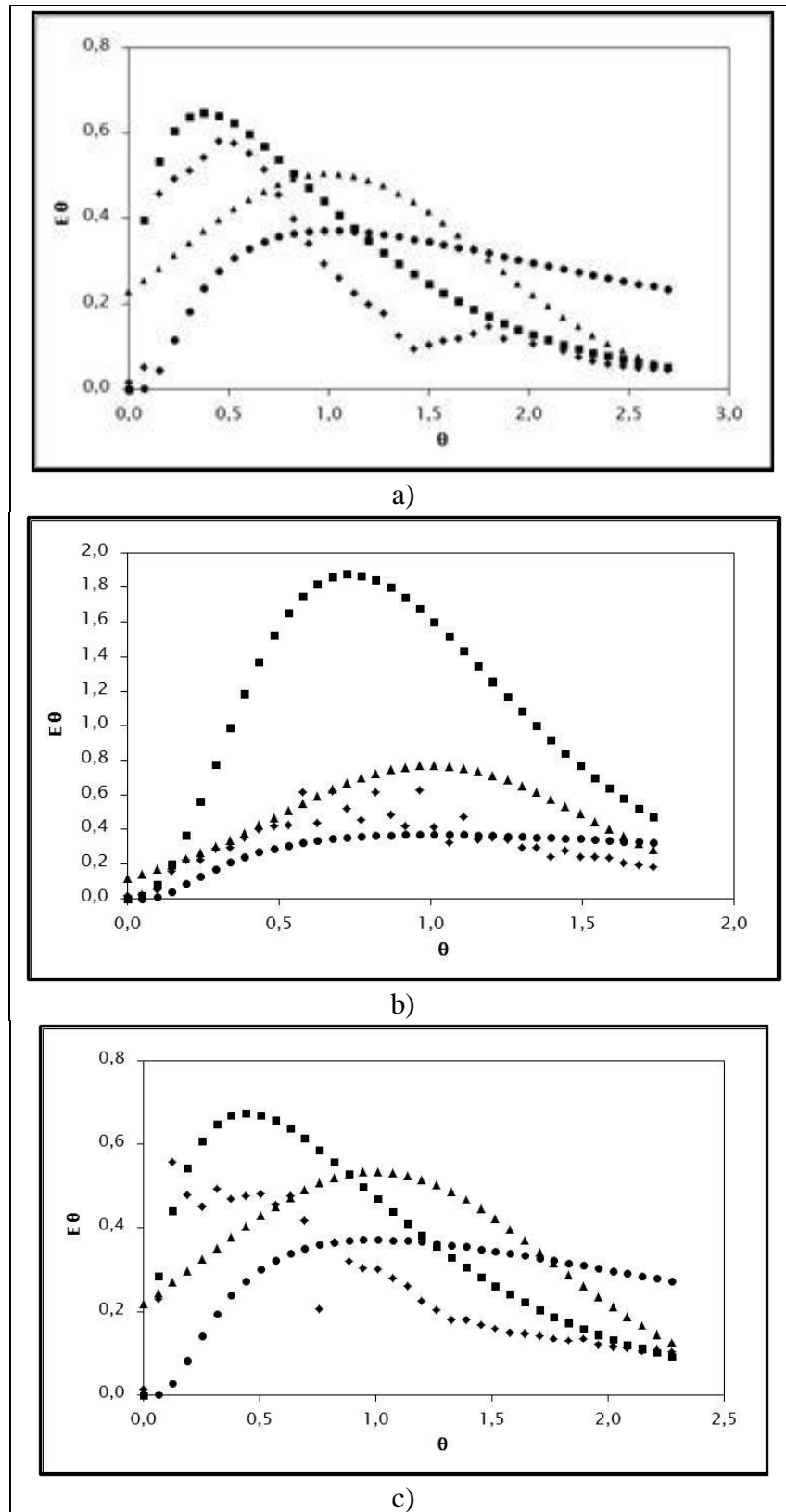


Figura 14 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com bromocresol verde (a, b, c) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. Legenda: ▲ N-CSTR em série, ■ grande dispersão, ● pequena dispersão, ◇ valores experimentais.

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.

Ao observar a Figura 12, notam-se picos de concentração dos corantes utilizados como traçadores. Para os ensaios com eosina Y, azul de bromofenol e os ensaios 1 e 3 com verde de bromocresol há adiantamento desses picos. Esse fenômeno pode ser atribuído a presença de caminhos preferenciais. Para o ensaio 2 com eosina Y, houve atraso no TDH experimental. Esse fenômeno pode ter sido influenciado pelo tipo de material suporte utilizado, pois de acordo com Lima et al. (2005) e Ribeiro et al. (2005), a espuma de poliuretano tem apresentado desvantagem quanto ao aspecto hidrodinâmico, em função de sua capacidade de compressibilidade e de retenção de sólidos no leito, contribuindo para a origem de problemas operacionais em reatores de leito fixo.

As curvas DTR obtidas com o modelo (N-CSTR) em série nos três ensaios com eosina Y resultaram no melhor ajuste (média de correlação de 0,949) 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 0,680 para o modelo PD e 0,285 para o modelo GD) em relação aos valores de correlação obtidos com os traçadores azul de bromofenol e verde de bromocresol (médias de 0,698 e 0,687 para o modelo PD e de 0,369 e 0,258 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 RALF é o regime de mistura completa.

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 ($204 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$).

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 e 48 h. Os autores reportaram 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 esgoto sintético, 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 autores constataram que o reator apresentou comportamento hidrodinâmico com tendência ao fluxo pistão para baixa carga orgânica ($28 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) e de comportamento próximo de fluxo em mistura completa para alta carga orgânica ($60 \text{ Kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$).

5.5 ANOMALIAS DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Na Tabela 13 são apresentados os resultados obtidos com o cálculo de zonas mortas, presença de curtos-circuitos hidráulicos e da eficiência hidráulica, referente aos ensaios hidrodinâmicos realizados no reator.

Tabela 13 - Valores obtidos no cálculo das anomalias do comportamento hidrodinâmico do RALF

Traçador	Ensaio	TDH Experimental (h)	Zonas mortas - β	Curto-circuito hidráulico - Ψ	Eficiência Hidráulica - λ (%)
Eosina Y	1	8,2	-0,17	0,4	0,5
	2	8,5	-0,42	0,4	0,5
	3	8,2	-0,17	0,4	0,5
Azul de bromofenol	1	10,3	-1,7	0,7	0,75
	2	6,3	1,4	0,5	0,5
	3	8,7	-0,58	0,4	0,5
Verde de bromocresol	1	6,7	1,1	0,5	0,5
	2	10,	-2,0	1,0	0,75
	3	7,9	0,1	0,1	0,5

Legenda: β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h); Ψ = presença de curtos-circuitos; λ = eficiência hidráulica;

Pela Tabela 12 é possível observar valores negativos no cálculo do volume de zonas mortas nos ensaios de eosina Y, nos ensaios 1 e 3 de azul do bromofenol e no ensaio 2 de bromocresol. Peña et al. (2006) também obtiveram valores negativos ao estimarem o volume de zonas mortas (Vd) em um reator UASB e justificaram devido à existência de caminhos preferenciais.

Além do mais, os valores negativos das zonas mortas são devidos as valores experimentais (8,2 h, 8,5 h e 8,2 h) terem dado acima dos valores teóricos que é de 8 h.

As porcentagens de zonas mortas para os valores positivos encontrados foram de 21,25% para o ensaio 2 de azul de bromofenol, 16,25% e 1,25% para os ensaios 1 e 3 de bromocresol verde, respectivamente.

Sarathai et al. (2010) reportaram porcentagens de zonas mortas de 16% para TDH de 24 h, 15% para TDH de 36 h e de 12% para TDH de 48 h em ensaios com cloreto de lítio em um reator anaeróbio compartimentado (RAC, 92,4 L).

Não foi verificada presença de curtos-circuitos uma vez que os valores obtidos para os 3 ensaios, com exceção do terceiro ensaio de verde de bromocresol com 0,1, obtiveram valores acima de 0,3. Thackston et al. (1987) e Sarathai et al. (2010) consideraram que para haver indicação de fluxo com efeito significativo de curto-circuito os valores devem ser menores ou iguais a 0,3.

Young e Young (1988) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de filtros anaeróbios de fluxo ascendente e reportaram volumes de zonas mortas variando de 50% a 75% do volume dos filtros.

Os valores de eficiência obtidos foram de 0,5 para todos os ensaios com eosina Y, ensaios 2 e 3 com azul de bromofenol e ensaios 1 e 3 com bromocresol verde, ou seja, eficiência hidráulica insatisfatória ($\lambda \leq 0,5$). 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.

Pode-se notar na Tabela 13 que nos ensaios com eosina Y foram obtidos os valores de TDH experimental mais próximos do TDH teórico, provavelmente devido a menor difusão na biomassa em relação aos demais traçadores.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos durante a operação do reator RALF foi possível concluir que:

De acordo com o monitoramento do comportamento do reator pela determinação dos parâmetros físico-químicos: a temperatura esteve dentro das faixas adequadas para o processo anaeróbio (25 °C afluente e 24 °C efluente), o pH variou de 6,4 a 8,0 no afluente e de 6,8 a 7,8 no efluente do reator. A concentração de ácidos voláteis no efluente resultou inferior a 65 mgHAc.L⁻¹; alcalinidade a bicarbonato do efluente foi superior ao do afluente, o que indicou a capacidade do sistema de tamponamento do meio. Exceto no terceiro perfil devido a grande quantidade de sólidos e o pico de carga orgânica. A média encontrada para DQO bruta foi de 835 ± 261 mg.L⁻¹ afluente e de 270 ± 184 mg.L⁻¹ efluente. Os valores de sólidos totais e sólidos voláteis evidenciam a alta concentração de sólidos na caixa de homogeneização, mesmo assim isso não influenciou na redução da eficiência de remoção de matéria orgânica.

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

Nas exames microscópicos foi possível avaliar a microbiota presente no reator composta por morfologias mais observadas foram cocos, vibrios, bacilos e filamentos.

Na avaliação do comportamento (eficiência) do reator RALF 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 52% a 84% e a DQO filtrada 32% a 65%.

Nos ensaios hidrodinâmicos com reator submetido a vazão constante foi possível concluir que o RALF apresentou comportamento próximo ao reator de mistura completa em série.

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.

E pode se notar que a eosina Y obteve os valores de TDH experimental mais próximos como TDH teórico, provavelmente devido a sua menor difusão na biomassa em relação aos demais traçadores.

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 out 2012.

ANDRADE NETO, Cicero; PEREIRA, Maria G.; MELO, Henio S. Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais...** UFPE, 2000, v. 1. p. 28-35.

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 agos 2012.

BUSATO., Rosilete. **Avaliação do desempenho de um filtro aneróbio de fluxo ascendente como pós-tratamento de um reator UASB.** 2004. 237 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

CABRAL, Amorim Karla Ariuska; ZAIAT, Marcelo ; FORESTI, Eugenio. Desempenho e Estabilidade de Um Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (Rahlf) Submetido A Variações Na Concentração Afluente e Carga de Choque Orgânica. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26., 1998, Lima. **Anais eletrônicos...** Lima, Peru. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/peru/bratar083.pdf>>. Acesso em: set 2012.

CAMARGO, Sandra. **Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários.** Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Campinas, São Paulo, 2000.

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.

CHERNICHARO, Carlos Augusto L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 1.ed. Belo Horizonte: DESA/ UFMG, 1997.

CHERNICHARO, Carlos. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2º ed: Belo Horizonte. DESA-UFMG – 2001.

CRUZ, Luana Mattos de Oliveira. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio preenchido por casca de coco verde (cocos nucifera) combinado com filtro de areia**. 2009. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo., Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

CRUZ, Paula Camargo Ferreira da; TEJEIRA, Priscila Santos; CARLOS, Laura Emilia; PEREIRA, Caroline; RIBAS, Maria; BARANA, Ana Claudia. Desempenho de um filtro anaeróbio ascendente de fluxo contínuo preenchido com espuma de poliuretano para tratamento de esgoto doméstico. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v. 4, n. 2, p.1-10, ago. 2012

DE NARDI, Ivana R., ZAIAT, Marcelo, FORESTI, Eugenio. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**. v. 21, n.5, p. 469-476, nov.1999

DE NARDI, Ivana Ribeiro de; ZAIAT, Marcelo; FORESTI, Eugenio. Respostas do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) nos ensaios hidrodinâmicos com diferentes traçadores. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Editora ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. p. 127-138.

DENAC, M.; DUNN, I. J. Packed -and fluidized – bed biofilm reactor performance for anaerobic wastewater treatment. **Biotechnol. Bioeng.** v. 32, p. 159-173, 1988.

DILLALO, Rosemarie; 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.

DOMINATO, Daniele Tonon. Tratamento de Efluente Anaeróbio: **Condicionamento em Filtros de Areia visando Lançamento e Reúso**. 2011. 278 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil, Na Área de Concentração em Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

EATON, Andrew. D; CLESCERI, Lenore. S; RICE, Eugeni. 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 Pollution Control Federation, 2005.

FAZOLO, Ajadir ; PASOTTO, M. Bruno. ; FORESTI, Eugenio. ; ZAIAT, Marcelo. . Kinetics, Mass Transfer and Hydrodynamics in a Packed Bed Aerobic Reactor Fed with Anaerobically Treated Domestic Sewage. **Environmental Technology**, v. 27, p. 1125-1135, 2006.

FORESTI, Eugenio. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.181-186. 2002.

HENZE, Mogens, HARREMOES, Poul. Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactor. **Water Science and Technology**, v 15, n 8/9. p.1-101. 1983

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.

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

LEITÃO, Renato.C.; SANTAELLA, Sandra. T.; VAN HAANDEL, Adrianus .C.; ZEEMAN, Grietje.; LETTINGA, Gatze. 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_2ba000f0e8e69ed0f21473c6063a03cd>. Acesso em: 10 mai. 2012.

LETTINGA, Gatze. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. Antonie von Leeuwenhoek. p 67 1995.

LETTINGA, Gatze. et al. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. *Wat. Sci. Tech.*, 35(10): 5-12, 1997.

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

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

MARTINS, José Eduardo. Avaliação do comportamento de um reator uasb tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão. 2012. 104f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, Paraná, 2012.

MELIDIS Paraschos, VAIPOULOU Eleni, ATHANASOULIA Evagelia, AIVASIDIS Alexander. Anaerobic treatment of domestic wastewater using an anaerobic fixed-bed loop reactor. **Desalination** 248: 716-722. 2009.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.

NETTO, Antônio P. O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo, com Recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.** 207 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo. 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07052007-143501/pt-br.php>>. Acesso em: set. 2012

OLIVEIRA, Helen Rodrigues.; MACHADO, Sérgio Luis Fonseca.; SOUZA, Rosimeri Corrêa de.; VIEIRA, Juliana Guerra. Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio com leito de argila expandida. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIÊNTIFICA,10., 2011, Pelotas - Rs. **Anais...** Pelotas - Rs: Ufpel, 2011. p. 1-4. Disponível em: <http://www.ufpel.edu.br/cic/2011/anais/pdf/CE/CE_00148.pdf>. Acesso em: 01 out. 2012.

PASSIG, Fernando Hermes; BLUNDI, Carlos E. . Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente : uma nova concepção. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19. 1997, Foz do Iguaçu – PR. **Anais...** Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

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.

PEÑA, Miguel. R.; MARA, D.D.; AVELLA, G.P. (2006). Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v.50, n.3, p. 445-452.

PERSSON J, SOMES N L G, WONG T H F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, 40: 291–300. 1999.

PINTO, J. D. S.; CHERNICHARO, C., A, L. Escoria de alto fomo: uma nova alternativa de meio suporte para filtros anaeróbio. IN: **Anais.** Simpósio Italo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 3 ABES/ANDIS/AIDIS, 1996, GRAMADO, RIO GRANDE DO SUI.

RIPLEY, LEONARD,.E.; BOYLE, WILLIAM, 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

RIBEIRO, R.; VARESCHE, M. B. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the Carbon Source on the Anaerobic Biomass Adhesion on Polyurethane Foam Matrices. Journal of Environmental Management, v. 74, p.187-194. 2005.

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.]

SARATHAI, Yuttachai.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. **Journal of Environmental Sciences**, v 22, p. 1319-1326, 2010.

SARTI, Arnaldo.SAKAMOTO, Isabel K; VARESCHE, Maria Bernadete A; ZAIAT, Marcelo ; FORESTI, Eugenio. Tratamento de Esgoto Sanitário Utilizando Reatores Anaeróbios Operados em Bateladas Seqüenciais (Escala Piloto). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 73-82, 2006.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**. São Paulo, v. 44, n. 137, p 88-94. 1984.

SOUZA, Rosimeri Correa de; ISOLDI, Loraine Andre; OLIZ, Camila Mizette. Tratamento de esgoto doméstico por filtro anaeróbio com recheio de bambu. **Vetor**, Rio Grande do Sul, v. 20, n. 2, p.5-19, 2011. Disponível em: <<http://www.seer.furg.br/vetor/article/view/825/1371>>. Acesso em: 19 nov. 2012.

SOUZA, T H Y ; PANTOJA-FILHO, J L R ; ZAIAT, M ; FORESTI, E . Hydrodynamic Characterization of an Alternative Two-Chambers Reactor Applied in the Tertiary Treatment of Sewage. In: Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAAL), 10., 2011, Ouro Preto, MG. **Anais...** Ouro Preto, MG., 2011. CD-ROM.

SPEECE, RichardE. **Anaerobic Biotechnology for Industrial WasteWaters**. EUA: Vanderbij University, 394p. 1996.

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.

SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3ª ed: Belo Horizonte, 2005.

THACKSTON E. L., SHIELDS JR. F. D., SCHROEDER P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**, 116(6): 1319–1332. 1987.

TONETTI, A.L. **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de Areia**. Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP. 2008.

VAN HAANDEL, Adianus C.; LETTINGA, Gatzke. **Tratamento anaeróbio de esgotos: uma manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, 1994. 240p.

VELA, Francisco. J. **Tratamento de Esgoto Sanitário em Reator Operado em Bateladas Sequenciais 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.

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.

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. 1999. Disponível em:
<<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/peru/bratar205.pdf>>. Acesso em: 03 out. 2012.

WANG, Y. T.; SUIDAN, M. T.; RITTMAN, B. E. Anaerobic treatment of phenol by an expanded-bed reactor. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*, 58(3): 227-233, 1986.

YOUNG, James C., MCCARTY Perry. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Stanford University Technical Report**. n 87. 1969.

YOUNG, James. C. Factors affecting the desing and performance of upflow anaerobic filters. **Water Science and Technology**. v. 24, p. 133-155, 1991.

ZAIAT, Marcelo. Desenvolvimento de reator anaerobio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento de águas residuárias. Tese (Doutorado). 1996. Escola de Engenharia de São Carlos, USP.1996.

ZAIAT, Marcelo. **Desenvolvimento e Análise de Biorreatores Anaeróbios Contendo Células Imobilizadas para Tratamento de Águas Residuárias**. 2004. 165 f. Tese (Livre Docência) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em:
<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/18/tde-30012008-100731/pt-br.php>>. Acesso em: out 2012.