

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

ANDREIA DOS SANTOS GOFFI

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR  
ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO COM RECIRCULAÇÃO DA  
FASE LÍQUIDA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO  
2013

ANDREIA DOS SANTOS GOFFI

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR  
ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO COM RECIRCULAÇÃO DA  
FASE LÍQUIDA**

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 Engenheira Ambiental.

Orientador: Prof. Msc. Thiago Morais de Castro  
Co-orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

CAMPO MOURÃO  
2013



Ministério da Educação  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Câmpus Campo Mourão

Diretoria de Graduação e Educação Profissional  
Coordenação de Engenharia Ambiental  
Engenharia Ambiental



---

## **TERMO DE APROVAÇÃO**

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM UM REATOR ANAERÓBIO-  
AERÓBIO DE LEITO FIXO COM RECIRCULAÇÃO DA FASE LÍQUIDA**

por

**ANDREIA DOS SANTOS GOFFI**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 11 de Setembro de 2013 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.

---

Thiago Morais Castro  
Prof. Orientador

---

Fernando Hermes Passig  
Prof. Co-orientador

---

Eudes José Arantes  
Membro titular

---

Morgana Suszek Gonçalves  
Membro titular

*“O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso”*

Ao Pai, ao Filho e ao Santo Espírito, a Eles toda honra e toda glória.

Aos meus pais, que com seus exemplos de amor e coragem sempre me incentivaram a caminhar.

A minha Irmã e Avó por todo amor e compreensão.

A Professora Karina e Professor Fernando por toda a paciência e dedicação em me ensinar os primeiros passos para uma boa pesquisa.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pelo seu amor incondicional.

Aos meus pais, Maria Lucia dos Santos Goffi e Adelar Goffi, pelo apoio de sempre e por acreditarem na minha escolha.

A Andressa dos Santos Goffi Bin e Etelvina Paz dos Santos por todo o amor, apoio e confiança em mim depositada durante todos os momentos da minha vida.

A Maria Aparecida, Regiane Cristina Ferreira, Aldria Diana Belini e Franciele Pimenta Guaiume pelos anos de convivência, conhecimento transmitido, momentos de descontração e verdadeira amizade, essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

A Bruna Picoli dos Santos pela convivência, companheirismo, amizade sincera e carinho.

Aos meus amigos, pastores e familiares, que presentes ou não, sempre contribuíram com palavras de apoio e orações, sendo peças fundamentais para a desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu orientador Professor Thiago Morais de Castro pela atenção, disponibilidade e orientação na elaboração deste trabalho.

Ao co-orientador Professor Fernando Hermes Passig pelas oportunidades oferecidas, orientação e por ter despertado em mim o interesse à pesquisa.

Aos professores Eudes José Arantes e Elizabete Satsuki Sekine pela oportunidade concedida para desenvolver meu primeiro trabalho de pesquisa científica no Laboratório de Saneamento.

A professora Karina Querne de Carvalho Passig, a quem não tenho palavras para agradecer pela ajuda na elaboração deste trabalho, pela oportunidade, empenho, carinho, confiança, incentivo e amizade – sem os quais este curso de graduação não seria possível.

A Professora Cristiane Kreutz por toda ajuda durante a realização deste trabalho.

A todos os professores da Coordenação de Engenharia Ambiental pelos ensinamentos.

Aos amigos e colaboradores do Laboratório de Saneamento que de alguma forma ajudaram na realização desta pesquisa.

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

À Fundação Araucária e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas de iniciação científica que proporcionaram a realização deste trabalho.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Campo Mourão, por toda sua infraestrutura cedida, o que me permitiu não só obter o título, mas a aprender muito.

Enfim, a todos que de alguma maneira contribuíram para a concretização deste sonho.

Muito Obrigada!

“Mas em todas estas coisas somos mais do que vencedores, por aquele que nos amou. Porque estou certo de que, nem a morte, nem a vida, nem os anjos, nem os principados, nem as potestades, nem o presente, nem o porvir, nem a altura, nem a profundidade, nem alguma outra criatura nos poderá separar do amor de Deus, que está em Cristo Jesus nosso Senhor.”

(Romanos 8: 37-39)

## RESUMO

GOFFI, A. S. **Tratamento de esgoto doméstico em um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação da fase líquida**. 2013. 76 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

Este trabalho de conclusão de curso teve por objetivo avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo sem e com recirculação da fase líquida. O reator foi imobilizado com espumas de poliuretano e argila expandida, utilizado no tratamento de esgotos sanitários. Para isso, um reator em escala de bancada (4,75 L) foi operado com vazão afluente de  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$  e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 8 h e mantido a temperatura ambiente. Foram avaliados os seguintes 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), também foram realizadas séries de Nitrogênio (nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato). Além disso, foram realizados testes de estímulo-resposta tipo pulso com eosina Y, a fim de conhecer o escoamento hidrodinâmico do reator. Os resultados de caracterização dos esgotos sanitários classificaram como forte em termos de DQO e sólidos totais. 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. O desempenho do sistema foi avaliado em duas diferentes condições, com mesmo TDH, 8 horas. Sendo uma sem recirculação e outra com a inclusão da recirculação da fase líquida. A condição sem recirculação apresentou elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica em termos de DQO (86%), além da remoção de sólidos (63%). O sistema combinado se demonstrou bastante estável, mesmo com as variações de carga orgânica imposta ao sistema. As concentrações de nitrito mantiveram-se sempre baixas, o que indica equilíbrio da nitrificação. Foram obtidos ganhos quando feita recirculação do efluente tratado, principalmente em relação à remoção de matéria orgânica chegou a remoção de 99% e remoção de nitrogênio total que foi de 71% para razão de recirculação de 0,5. O reator avaliado apresentou estabilidade operacional, alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio sem a necessidade de adição de fonte exógena de carbono e de suplementação de alcalinidade.

**Palavras-chave:** Desempenho. Processo Combinado. Eficiência.

## ABSTRACT

GOFFI, A. S. **Treatment of domestic sewage in an anaerobic-aerobic fixed bed with recirculation of the liquid phase.** 2013. 76 f. Completion of Course Work (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná. Campo Mourão, 2013.

This completion of course work aimed to evaluate the performance of an anaerobic-aerobic fixed bed with and without recirculation of the liquid phase, the reactor immobilized with polyurethane foams and expanded clay, used in the treatment of sewage. For this, a bench scale reactor (4,75 L) was operated with influent flow rate of  $0.6 \text{ L h}^{-1}$  and HRT of 8 h and kept at room temperature. We evaluated the following physico-chemical parameters: temperature, pH, total alkalinity, and partial baking, volatile acids, COD (raw and filtered), total solids (fixed and volatile) and suspended solids (fixed and volatile), were also carried series of nitrogen (total Kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen, organic nitrogen, nitrite and nitrate). In addition, tests were performed stimulus-response type wrist with eosin Y in order to know the hydrodynamic flow reactor and verify the presence of anomalies in the hydrodynamic behavior. The results of characterization of sewage classified as "strong" in terms of COD and total solids. The microscopic examinations were performed during the inoculation to evaluate the microbial flora in the reactor. Among the bacteria, the morphologies were observed most cocos, vibrios, bacilli and filaments. The system performance was evaluated in two different conditions, with the same hydraulic retention time (HRT), 8 hours. One without recirculation and another with the inclusion of the recirculation of the liquid phase. The condition without recirculation showed high removal efficiency of organic matter in terms of COD (86%), and removing solid (63%). The combined system is shown quite stable, even with variations in organic loads imposed on the system. The nitrite concentrations are always kept low, which indicates balance nitrification. Gains made were obtained when recirculation of the treated effluent, especially in relation to the removal of organic matter removal reached 99% and total nitrogen removal was 71% for recirculation ratio of 0.5. The reactor had rated operational stability, high removal of organic matter and nitrogen without the need for addition of exogenous carbon source and alkalinity supplementation.

**Keywords:** Performance. Combined process. Efficiency.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Desenho esquemático do aparato experimental.....	25
Figura 2	Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente: a) desenho esquemático, b) foto do reator.....	26
Figura 3	Materiais suporte para imobilização da biomassa: a) argila expandida, b) espuma de poliuretano.....	27
Figura 4	Lodo anaeróbio granular utilizado como inóculo.....	27
Figura 5	Tanque de equalização.....	28
Figura 6	Pontos de amostragem de OD.....	31
Figura 7	Variação temporal da DQO afluente(♦), efluente(■) e eficiência(○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) DQO Bruta, (b) DQO filtrada.....	38
Figura 8	Variação temporal da concentração de ST, STV, SST e SSV, afluente (▲), efluente (■) e Carga orgânica (♦), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Sólidos Totais (ST), (b) Sólidos Totais Voláteis (STV), (c) Sólidos Suspensos Totais (SST) e (d) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).....	39
Figura 9	Variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais e Alcalinidade a Bicarbonato afluente (♦), efluente (■) e carga orgânica (▲), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Ácidos Voláteis Totais, (b) Alcalinidade a Bicarbonato.....	40
Figura 10	Variação temporal do pH afluente (♦), efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas.....	41
Figura 11	Variação temporal da concentração de NTK e N-Amoniacal, afluente (♦), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) NTK, (b) N-Amoniacal.....	41

Figura 12	Variação temporal da concentração de Nitrogênio Orgânico, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas.....	42
Figura 13	Variação temporal da concentração de Nitrito e Nitrato, afluente (◆) e efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Nitrito ( $N-NO_2^-$ ), (b) Nitrato ( $N-NO_3^-$ ).....	43
Figura 14	Variação temporal da concentração de DQO, bruta e filtrada, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) DQO Bruta (b) DQO filtrada.....	45
Figura 15	Variação temporal da concentração de ST, STV, SST e SSV, afluente (▲), efluente (■) e Carga orgânica (◆), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Sólidos Totais (ST), (b) Sólidos Totais Voláteis (STV), (c) Sólidos Suspensos Totais (SST) e (d) Sólidos Suspensos.....	46
Figura 16	Variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais e Alcalinidade à Bicarbonato, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Ácidos Voláteis Totais, (b) Alcalinidade a Bicarbonato.....	47
Figura 17	Variação temporal do pH, afluente (◆), efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas.....	48
Figura 18	Variação temporal da concentração NTK e N-amoniacal, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) NTK, (b) N-Amoniacal.....	49

Figura 19	Varição temporal da concentração de N-Orgânico, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas.....	50
Figura 20	Varição temporal da concentração de Nitrito e Nitrato, afluente (◆) e efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Nitrito ( $N-NO_2^-$ ), (b) Nitrato ( $N-NO_3^-$ ).....	50
Figura 21	Biomassa aderida às células imobilizadas. (a) Espuma de poliuretano compartimento anaeróbio, (b) Argila expandida compartimento anaeróbio, (c) Espuma de poliuretano compartimento com aeração.....	54
Figura 22	Curvas de variação da concentração de eosina Y ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. (a), (b), (c) Etapa sem recirculação; (d), (e) e (f) Etapa com recirculação.....	56
Figura 23	Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso do corante Eosina Y ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. N-CSTR em serie (▲), grande dispersão (■), pequena dispersão (●), valores experimentais (◇). (a), (b), (c) Etapa sem recirculação; (d), (e) e (f) Etapa com recirculação.....	58

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Caracterização dos efluentes sanitários.....	18
Tabela 2	Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios.....	22
Tabela 3	Parâmetros analisados, seus respectivos métodos de análises, metodologias e a referências utilizadas.....	29
Tabela 4	Parâmetros analisados e seus respectivos métodos de análise e frequências de amostragens.....	30
Tabela 5	Características do traçador e das soluções de utilizadas.....	33
Tabela 6	Caracterização dos esgotos sanitários.....	35
Tabela 7	Composição típica do esgoto sanitário.....	37
Tabela 8	Principais características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e em etapa combinada sem recirculação ( $r = 0$ ) e TDH de 8 horas.....	44
Tabela 9	Principais características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e em etapa combinada com recirculação ( $r = 0,5$ ) e TDH de 8 horas.....	51
Tabela 10	Comparação entre os valores afluentes e efluentes das duas fases combinadas estudadas.....	53
Tabela 11	Parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais.....	59
Tabela 12	Coeficiente de correlação para os ajustes dos modelos teóricos obtidos.....	59
Tabela 13	Valores obtidos para análise de curto circuito.....	60
Tabela 14	Valores obtidos para análise de eficiência hidráulica.....	60
Tabela 15	Valores obtidos para análise de zonas mortas.....	61

## LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

- $C_i$  - 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;  $[M] \cdot [L]^{-3}$
- DP- Desvio padrão;
- DQO – Demanda Química de Oxigênio;  $[M] \cdot [L]^{-3}$
- 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;
- 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 afluyente;  $[M^3] \cdot [T]^{-1}$
- RALF – Reator Anaerobio de Leito Fixo;

RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo;

$R_e$  – Número de Reynolds;

S - Área sob a curva concentração – tempo [M]. [T]. [L]<sup>3</sup>

ST – Sólidos Totais; [M].[L]<sup>3</sup>

STF – Sólidos Totais Fixos; [M].[L]<sup>3</sup>

STV – Sólidos Totais Voláteis; [M].[L]<sup>3</sup>

SST – Sólidos Suspensos Totais; [M].[L]<sup>3</sup>

SSF – Sólidos Suspensos Fixos; [M].[L]<sup>3</sup>

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; [M].[L]<sup>3</sup>

t – Tempo;

$T_K$  – Pico de concentração do traçador;

$T_N$  – TDH real;

T – Temperatura (°C);

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico;

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

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto;

USP – Universidade de São Paulo;

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

v – Volume do reator [L<sup>3</sup>].

$V_d$  – Volume do reator;

$V_t$  – Volume do total do reator;

$\mu$  - Viscosidade dinâmica do fluido;

x – Média;

$\theta$  – Tempo adimensional;

$\Theta_m$  – Variância média;

$\lambda$  – Comprimento de onda

$\sigma_\theta^2$  – Variância;

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>16</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>17</b>
3.1 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITÁRIOS .....	17
3.2 SISTEMAS COMBINADOS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS ....	18
3.3 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RAALF) .....	19
3.4 BIOMASSA IMOBILIZADA EM SUPORTE INERTE.....	23
3.5 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA .....	23
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>25</b>
4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO .....	25
4.2 MATERIAIS SUPORTE.....	26
4.3 INÓCULO .....	27
4.4 ALIMENTAÇÃO DO REATOR .....	28
4.5 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO.....	29
4.6 MÉTODOS ANALÍTICOS .....	29
4.7 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL .....	31
4.8 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA.....	32
4.9 ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO.....	33
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>35</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO.....	35
5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO REATOR.....	37
5.2.1 Avaliação do desempenho do reator operado de forma combinada sem recirculação da fase líquida. ( $r = 0$ ) .....	38
5.2.2 Avaliação do desempenho do reator operado de forma combinada com recirculação da fase líquida. ( $r = 0,5$ ) .....	45
5.2.3 Comparação entre as duas fases combinadas.....	52
5.3 BIOMASSA ADERIDA AS CÉLULAS IMOBILIZADAS .....	54
5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS .....	55
5.5 ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO.....	60
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	<b>62</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>63</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As contaminações dos corpos d'água representam uma série de riscos à saúde pública, sendo estreita a relação entre a qualidade de água e inúmeras enfermidades que acometem as populações, especialmente aquelas não atendidas por serviços de saneamento (LIBÂNIO et al., 2005).

Sendo assim, o tratamento de esgotos gerados é importante para a saúde pública e para o meio ambiente, porque evita riscos de contaminação e transmissão de doenças, além de ajudar no controle da poluição e eutrofização das águas (NETTO, 2007).

Dependendo da capacidade de assimilação do corpo d'água, a população de algas poderá atingir valores bastante elevados, trazendo uma série de problemas (VON SPERLING, 2005), entre eles, problemas estéticos e recreacionais, condições anaeróbias no corpo d'água, como consequência maus odores e mortandade de peixes, problemas com a toxicidade das algas, além de dificultar e elevar os custos com o tratamento da água, entre outros.

Considerando esses problemas advindos de lançamentos inadequados, fica evidente a necessidade de implantação e ampliação de sistemas de tratamento de esgoto. Neste sentido, várias investigações têm sido realizadas na busca por configurações modernas e mais eficientes de estações de tratamento.

Com base nisto, o desenvolvimento de novas configurações de reatores deve ter, essencialmente, como base critérios que busquem otimizar o processo de tratamento. Segundo Souza et al. (2001) deve-se dar atenção especial para fenômenos de transferência de massa, cinética, microbiologia e hidrodinâmica do sistema de reação. Também é importante a busca por sistemas mais eficientes, pelo melhor aproveitamento do volume útil reacional, com a consequente diminuição do volume total, pela melhoria da estabilidade e facilidade de operação. Uma das tentativas nesse sentido consiste em se desenvolver reatores combinados, mesclando os benefícios de cada processo.

Considerando o exposto acima, este trabalho teve por objetivo avaliar o comportamento de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com fluxo ascendente imobilizado com argila expandida e espuma de poliuretano, utilizado no tratamento de esgoto doméstico, com intuito de promover a remoção da matéria orgânica e de nutrientes, em uma única unidade de tratamento, com baixo consumo de energia e baixa geração de lodo.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente (RAALF), operado de modo contínuo, sem e com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, contendo biomassa imobilizada com espuma de poliuretano e argila expandida.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos corresponderam a:

- Avaliar o comportamento físico-químico do reator vertical de leito fixo operando em condições anaeróbias e aeróbias;
- Estudar a influência da inclusão da zona aeróbia sobre remoção de matéria carbonácea e nitrogenada, em termos de DQO e nitrogênio total, respectivamente;
- Avaliar a influência da recirculação do efluente da zona aeróbia para a anaeróbia sobre a remoção de matéria orgânica e nitrogenada;
- Monitorar a influência da variação da taxa de recirculação do efluente da zona aeróbia para a anaeróbia sobre a remoção de matéria orgânica e nitrogenada;
- Verificar o comportamento hidrodinâmico do reator vertical de leito fixo a partir de ensaios de estímulo-resposta do tipo pulso e dos modelos matemáticos uniparamétricos de dispersão e tanques de mistura completa em série (N-CSTR);
- Identificar anomalias no escoamento hidrodinâmico do reator através (presença de caminhos preferenciais, zonas mortas e curtos circuitos);

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

O tratamento dos resíduos e efluentes sanitários tem grande importância para a preservação dos recursos naturais, além disso, representa ação preventiva eficaz para a melhoria do bem-estar e da qualidade de vida da população nas questões relacionadas à saúde pública.

As águas residuárias domésticas são misturas complexas de sólidos e componentes dissolvidos e, geralmente com a utilização do tratamento biológico, estes compostos podem ser reduzidos para concentrações aceitáveis para lançamento em corpos d'água, por exemplo ou convertidos em substâncias inofensivas.

De acordo com Sperling (2005) as características das concentrações de diversos parâmetros dos esgotos sanitários dependem da relação de alguns fatores, como a contribuição de água, a presença de despejos industriais, entre outros.

Sperling (2005) apresenta algumas características quantitativas típicas de esgotos sanitários, dentre os quais se destacam: sólidos totais na faixa de concentração entre 700 a 1350 mg.L<sup>-1</sup>; sólidos em suspensão de 200 a 450 mg.L<sup>-1</sup>; sólidos dissolvidos entre 500 a 900 mg.L<sup>-1</sup>; sólidos sedimentáveis entre 10 a 20 mg.L<sup>-1</sup>; matéria orgânica em termos de DQO de 450 a 800 mg.L<sup>-1</sup>; nitrogênio total de 35 a 60 mgN.L<sup>-1</sup>; fósforo de 4 a 15 mgP.L<sup>-1</sup>; pH variando de 6,7 a 8 e alcalinidade entre 100 a 250 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

Um resumo das características físico-químicas dos efluentes sanitários encontrado em estudos é apresentado na Tabela 1.

**Tabela 1 - Caracterização dos efluentes sanitários**

Autores	Parâmetros							
	pH	Alc. (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )	NT (mgN.L <sup>-1</sup> )	P (mgP.L <sup>-1</sup> )
Zanella (1999)	6,7	123	255	595	3296	199	ND	5,1
Pontes et al. (2003)	6,5	ND	332	546	ND	222	ND	ND
Garbosa (2006)	6,8	56	ND	373	ND	110	36	ND
Netto (2007)	6,8	115	ND	622	ND	195	38	ND
Abreu e Zaiat (2008)	7,6	143	ND	445	ND	122	35	ND
Almeida (2010)	6,8	115	453	561	758	135	66	10,9

**Legenda:** Alcalinidade à Bicarbonato (Alc.); Demanda Biológica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Sólidos Totais (ST); Sólidos Suspensos (SS); Nitrogênio Total (NT); Fósforo (P); Informação não Disponível (ND).

**Fonte:** A autoria própria.

De modo geral, as características dos efluentes de origem sanitária apresentadas na Tabela 1 são bastante amplas, com significativas variações. Estas variações na composição dos efluentes sanitários ou domésticos variam, principalmente, de acordo com o uso ao qual a água foi submetida. Os principais fatores que podem influenciar a composição são o clima, a situação social e econômica e os hábitos da população. Portanto, a caracterização desta variação do efluente torna-se indispensável, visto que a escolha e a eficiência dos processos de tratamento empregados estão diretamente relacionadas a estas características.

### 3.2 SISTEMAS COMBINADOS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Atualmente existem diversas formas de tratamento dos esgotos sanitários, entre elas os reatores de fluxo ascendente, lodos ativados, por lagoas de estabilização, por processos biológicos aeróbios e anaeróbios, entre outros. As comparações entre estes processos são baseadas em eficiência de remoção de carga orgânica e de patogênicos, custos e viabilidade de instalação e manutenção, e também os subprodutos resultantes do processo de tratamento.

Pesquisas têm sido desenvolvidas para que se conheçam sistemas simplificados e eficientes, que apresentem baixos custos e simplicidade operacional. Os chamados sistemas de alto desempenho, caracterizados pela capacidade de retenção de sólidos, devido a biomassa e pela elevada atividade microbiana, mesmo com a imposição de baixo tempo de detenção hidráulica.

Sistemas biológicos coordenados de reatores anaeróbios e aeróbios tem sido um exemplo do alto desempenho dessas combinações no tratamento de efluentes, a combinação reator de leito fixo, é um exemplo disto, ele tem se tornado uma alternativa ao reator UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*), que normalmente apresenta problemas com a perda de sólidos com o efluente, os resultados encontrados com a junção dos dois processos viabilizam o tratamento nesses tipos de reatores (NETTO, 2007).

A fim de proteger os corpos d'água receptores de efluentes, tornou-se necessário desenvolver sistemas de tratamento terciário, isto é, sistemas que, além dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário) e do material orgânico (tratamento secundário), também pudessem remover os nutrientes, como nitrogênio e fósforo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Essas elevadas concentrações de nutrientes, principalmente de nitrogênio em qualquer das suas formas, consomem oxigênio dissolvido dos corpos d'água, favorecendo o crescimento das algas, o que pode levar ao processo denominado eutrofização, além de que, o nitrogênio se encontrado na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Mendonça (2002) o pré-tratamento anaeróbio diminui a carga orgânica de entrada no reator aeróbio, reduzindo, no sistema, o consumo de energia e a produção de lodo, além de promover a remoção de nutrientes.

Estudos conduzidos por Ros e Vrtovsek (1998) demonstraram que a utilização de processos combinados é eficiente na transformação de compostos orgânicos complexos em matéria orgânica pronta para ser usada na desnitrificação, mesmo com retenção hidráulica menor que uma hora, os autores consideraram seus resultados satisfatórios.

Com base nisto vários pesquisadores têm observado que as combinações de diferentes processos e operações no tratamento de águas residuárias, têm oferecido diversas vantagens, uma vez que o sistema combinado agrega as vantagens de ambos os processos.

### 3.3 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RAALF)

Novas configurações de reatores vêm sendo estudadas a fim de se obter sistemas mais eficientes, com menor volume total, e melhor utilização do volume útil reacional,

consequentemente, atingindo melhorias da estabilidade, eficiência e facilidade de operação. Uma das tentativas nesse sentido consiste em se desenvolver reatores combinados anaeróbio-aeróbios com células imobilizadas que permita uma maior retenção de biomassa no sistema.

O reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo é constituído de um tanque contendo material de enchimento, geralmente brita, argila expandida ou outros materiais inertes, formando um leito fixo. Sendo que o principal objetivo desta configuração de reatores anaeróbios é propiciar maior tempo de retenção celular, para obter contato longo entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado (ANDRADE NETO et al., 1999).

A estabilização da matéria orgânica nesses reatores consiste basicamente em um processo de contato, no qual a água residuária passa por uma massa biologicamente ativa de sólidos contida no interior do reator, na qual ocorre à conversão da matéria orgânica em produtos finais, especialmente metano e gás carbônico.

As principais vantagens dos RAALF são: obtenção de efluente clarificado e com baixa concentração de matéria orgânica; baixa potência de aeração requerida na fase aeróbia; menor produção de lodo biológico; baixo custo de implantação e operação; menor perda dos sólidos biológicos no efluente; resistência às variações da vazão afluyente, além da liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões (ZANELLA, 1999; SILVA, 2001; ARAÚJO, 2006).

Por outro lado, esses reatores apresentam desvantagens, tais como: são relativamente sensíveis a descargas tóxicas; possuem menor estabilidade operacional; apresentam possibilidade de obstrução dos interstícios, por meio de entupimento ou colmatção do leito (WANG et al., 1986;).

Lopes (1999) estudou um sistema composto de reatores compartimentados anaeróbio-aeróbio em série para o tratamento de esgoto sanitário. Na fase inicial apresentou eficiência média de remoção de DQO total de 77%, para 12 horas de tempo de detenção hidráulica e superior a 60% para TDH de 8 e 6 h, sendo as duas fases anaeróbias. Já o tratamento posterior, aeróbio, foi capaz de, remover em torno de 50% da DQO total remanescente. Apresentando bons resultados para a combinação dos processos chegando a eficiência média de remoção de DQO total de 89 e 85% para TDH de 8 e 6 horas em cada reator, respectivamente.

Callado e Foresti (2001) obtiveram em seu estudo elevada eficiência na remoção de DQO, nitrogênio e fósforo, em um reator sequencial em batelada em série, sendo composto por um sistema aeróbio-anaeróbio, porém para que houvesse a desnitrificação efetiva e a remoção de fósforo, foi necessária a adição de acetato como fonte externa de carbono.

Vieira et al. (2003) em seu estudo elaboraram um sistema misto para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio horizontal de leito fixo composto por quatro compartimentos. O efluente do reator era lançado em um reator aeróbio radial de leito fixo (RARLF) e seguido para outro RAHLF composto por um compartimento. Essa combinação anaeróbio-aeróbio apresentou eficiência média na remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrato igual a 95% e 96%.

Silva e Nour (2005) verificaram que o reator aeróbio-anaeróbio apresentou boa capacidade para absorver variações hidráulicas e orgânica, sem ocasionar instabilidade ao sistema, segundo esses autores, devido a simplicidade deste sistema, ele se torna uma excelente opção para o tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades urbanas e rurais.

Araújo (2006) constatou a viabilidade técnica do reator combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo para o tratamento de efluentes industriais contendo matéria orgânica e nitrogênio, que a melhor condição operacional do reator foi conseguida aplicando-se tempo de detenção hidráulica (TDH) de 35 h (21 h na zona anaeróbia e 14h na zona aeróbia), com base no volume útil do reator, e razão de recirculação (R) igual a 3,5, apresentado eficiências na remoção de DQO, NTK e NT de 97%, 94% e 77%, respectivamente. O reator vertical de leito fixo, operando unicamente em condição anaeróbia, apresentou eficiências médias na remoção de DQO de  $43 \pm 9\%$ ,  $60 \pm 9\%$  e  $70 \pm 6\%$ , respectivamente para TDH aplicados de 11 h, 17 h e 21 h.

Netto (2007) utilizou um reator, em escala de bancada, de leito fixo e fluxo contínuo de escoamento ascendente com argila expandida e espuma de poliuretano como suportes de imobilização da biomassa, verificou o desempenho do sistema, para a fase anaeróbia, nos quais os melhores valores de remoção de matéria orgânica chegaram a 80%, na inserção da fase aeróbia ao sistema (TDH de aproximadamente 11 horas, sendo 8 horas para a fase anaeróbia e 3 horas para a fase aeróbia), a eficiência subiu para mais de 90%. Ele concluiu que o reator avaliado apresentou estabilidade operacional, alta remoção de matéria orgânica e nitrogênio sem a necessidade de adição de fonte exógena de carbono e de suplementação de alcalinidade.

Um resumo dos diversos sistemas combinados de tratamento de efluentes, estudados por vários pesquisadores é apresentado na Tabela 2.

**Tabela 2 - Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios**

Autores	Tipo de Efluente	Fluxo	Volume (L)	Meio suporte	TDH	Eficiência média de remoção			
						DQO (%)	NT (%)	ST (%)	SS (%)
Zanela (1999)	Sanitário	Horizontal	2500	Sem meio suporte	10, 11,5, 17,5 e 30	72	ND	51	73
Silva e Nour (2004)	Sanitário	Horizontal	2500	Sem meio suporte	8	74	ND	79	ND
Araújo Jr. (2006)	Industrial	Ascendente	35,9	Argila expandida e espuma de poliuretano	11, 17 e 21	97	77	70	84
Netto (2007)	Sanitário	Ascendente	7,0	Argila expandida e espuma de poliuretano	6, 8 e 10	95	75	ND	ND
Abreu e Zaiat (2008)	Sanitário	Ascendente	6,4	Espuma de poliuretano	6, 8, 10 e 12	81	57	ND	ND
Pontes (2009)	Industrial	Ascendente	6,7	Argila expandida e espuma de poliuretano	5 e 6,7	92	41	ND	82
Almeida (2010)	Sanitário	Ascendente	1,0	Carvão ativado granular e areia	12 e 16	79	17	33	ND
Raimondi (2011)	Aves	Ascendente	1,96	Argila expandida e espuma de poliuretano	5 e 10	87	ND	ND	68
Sonobe (2011)	Sanitário	Ascendente	7,7	Argila expandida e espuma de poliuretano	4, 6 e 8	80	75	ND	70
Kreutz (2012)	Bovino	Ascendente	4,75	Argila expandida e espuma de poliuretano	8, 11 e 14	58	ND	66	79

**Legenda:** Tempo de Detenção Hidráulico (TDH); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total (NT); Sólidos Totais (ST); Sólidos Suspensos (SS); Informação não disponível (ND).  
**Fonte:** Autoria própria.

### 3.4 BIOMASSA IMOBILIZADA EM SUPORTE INERTE

A imobilização da biomassa trás uma série de benefícios no tratamento das águas residuárias, tais como: aumento da concentração de biomassa no reator; o aumento no tempo de retenção celular; aumento das velocidades globais de conversão dos substratos, devido às altas concentrações de biomassa; o reator pode ser operado independentemente da velocidade de crescimento dos microrganismos; redução no volume dos reatores; redução na susceptibilidade a choques ou transiente, e a possibilidade de eliminação dos estágios de clarificação/separação (BRYERS; CHARACKLIS, 1982; PONTES, 2009).

Como desvantagem dos reatores de biofilme fixo está a falta de mecanismos efetivos para controle da espessura do biofilme, o que pode contribuir para limitações à transferência de massa e obstrução do leito (ARAÚJO, 2006).

A imobilização além de auxiliar na aderência dos microrganismos à superfícies, também oferece facilidades na manutenção do biofilme, bem como a proteção contra ação predatória de outros microrganismos. Segundo Inamori et al. (1989), a imobilização propicia também o aumento na faixa de tolerância a variações de temperatura, pH, substâncias inibidoras.

Zaiat et al.(1997) demonstraram em suas pesquisas que o uso da espuma de poliuretano como meio suporte para a imobilização beneficia um menor período de partida, já que estas matérias não requerem alto nível de organização do biofilme. Além disso, estes tipos de imobilização demonstram a boa resistência à lavagem da biomassa quando não houverem gradientes de velocidade entre as fases aquosa e o suporte (ZAIAT et al.,1994).

Pontes (2009) observou em seu trabalho que a espuma de poliuretano apresentou grande quantidade e diversidade de bactérias aderidas e em suspensão, o que demonstra a sua eficiência para a fixação dos microrganismos.

### 3.5 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA

O conhecimento dos mecanismos hidrodinâmicos é de fundamental importância na avaliação do desempenho e da eficiência de tratamento dos reatores, uma vez, que este comportamento influencia de forma significativa nas velocidades das reações, já que em

diferentes regiões do reator apresentam composições diferentes, em função do tipo de escoamento imposto.

Ao final dos ensaios de estímulo e resposta são obtidas informações como o tempo médio de detenção hidráulica, o modelo matemático que melhor descreve o comportamento hidrodinâmico do reator, as conversões esperadas no reator para um dado sistema reacional com modelo cinético conhecido. Um estudo mais detalhado neste sentido permite um maior conhecimento dos mecanismos hidráulicos e pode detectar problemas associados à falhas operacionais e de projeto, onde as mais comuns são as deficiências na distribuição do afluente que podem formar caminhos preferenciais, regiões de volume morto (que não possuem substrato na alimentação) e curtos circuitos hidráulicos (LEVENSPIEL, 2000).

O estudo do comportamento hidrodinâmico pode ser analisado a partir de um estudo com traçadores. Este estudo consiste em obter informações sobre a distribuição do tempo de residência do fluido (DRT) que está escoando. Este parâmetro pode ser determinado pelo teste de estímulo e resposta (LEVENSPIEL, 2000).

As curvas obtidas pelos testes de estímulo e resposta da distribuição de tempo de residência (DTR) informam qual o tempo de permanência das moléculas individuais no reator do fluido que escoar. A partir desta curva, são obtidas informações como o tempo médio de residência ou tempo médio de detenção hidráulica, o modelo matemático que melhor descreve o comportamento hidrodinâmico do reator, as conversões esperadas no reator para um dado sistema reacional com modelo cinético conhecido, problemas associados com design, falhas operacionais, além de permitir a identificação de anomalias de escoamento em reatores (LEVENSPIEL, 2000).

Segundo Liu et al. (2007) o estudo da hidrodinâmica e do grau de mistura que ocorrem dentro de um reator fornecem importantes informações, como a extensão do contato entre substrato e a população microbiana, podendo interferir na transferência de massa e no desempenho do potencial do reator.

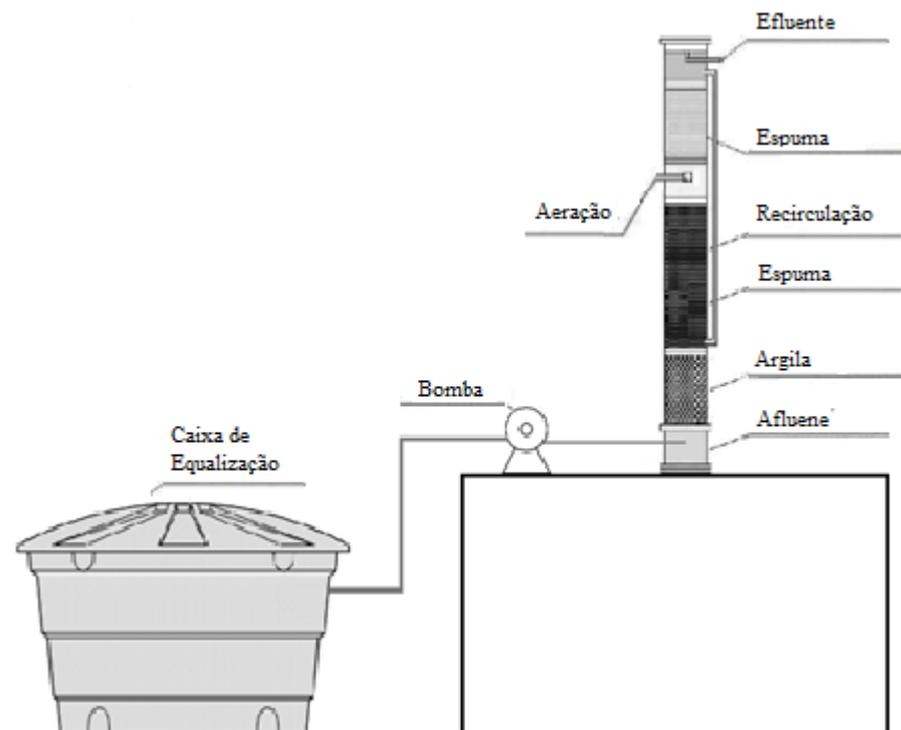
De Nardi et al. (1999) verificaram a influência de 6 traçadores no comportamento hidrodinâmico de um reator sendo submetido as mesmas condições operacionais e constatou que para cada um dos traçadores é fornecida uma resposta diferente, portanto a interpretação das características de mistura é claramente dependente do traçador escolhido para avaliar o fenômeno. Os autores também sinalizaram que a utilização de um modelo obtido a partir de estudos hidrodinâmicos com marcadores impróprios podem levar a erros no projeto do reator e simulação.

## 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.

### 4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO

O reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo em escala de bancada foi montado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Campo Mourão e instalado no Anexo 1 do Laboratório de Saneamento, conforme mostra o desenho esquemático da Figura 1.

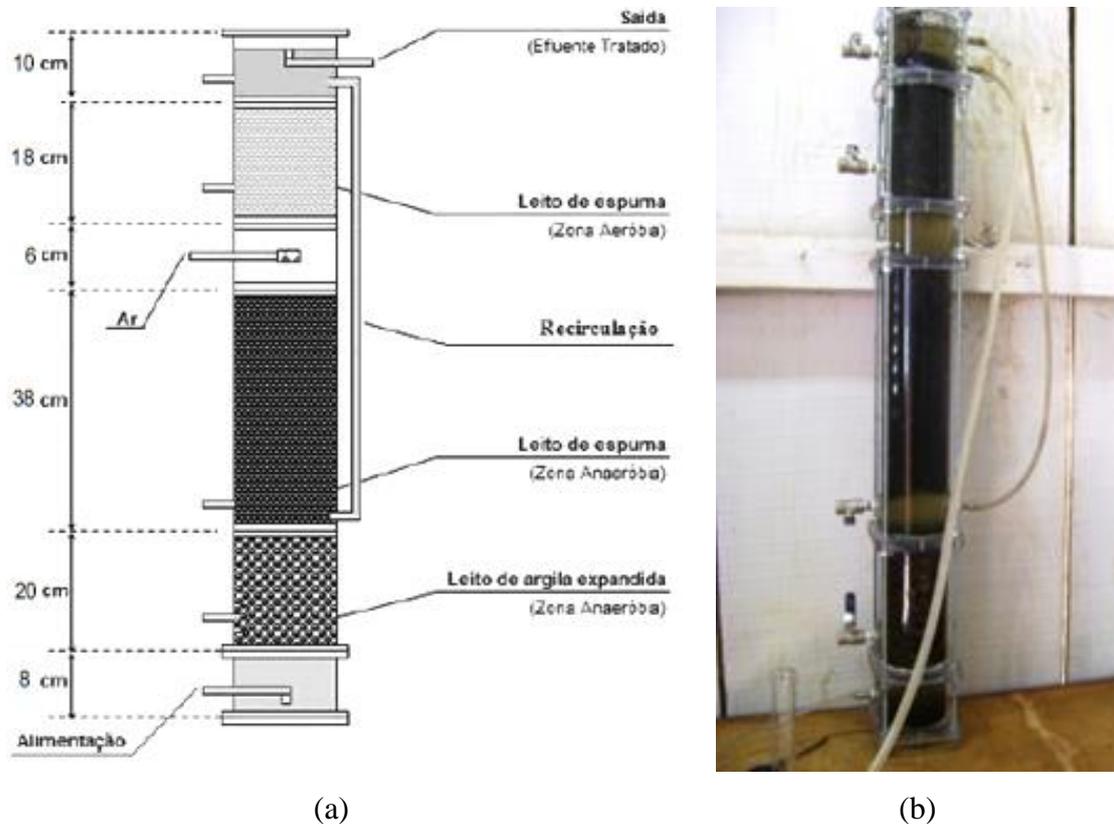


**Figura 1 – Desenho esquemático do aparato experimental.**

**Fonte: Autoria própria.**

O reator anaeróbio-aeróbio 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, sendo 2,85 L correspondentes à zona anaeróbia e 1,9 L à zona aeróbia (Figura 2).



**Figura 2 – Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente: a) desenho esquemático, b) foto do reator.**

**Fonte: Autoria própria.**

## 4.2 MATERIAIS SUPORTE

A imobilização além de auxiliar na aderência dos microorganismos à superfícies, também oferece facilidades na manutenção do biofilme, bem como a proteção contra ação predatória de outros microorganismos. Foram utilizados para imobilização da biomassa, dois materiais suporte: argila expandida e matrizes cúbicas de espuma de poliuretano (Figura 3).

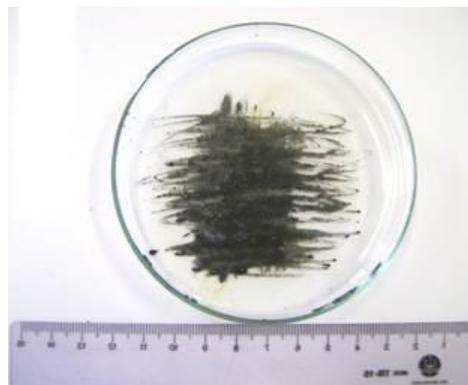


**Figura 3 – Materiais suporte para imobilização da biomassa: a) argila expandida, b) espuma de poliuretano.**  
**Fonte: Autoria própria.**

As características dos meios suportes 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  $23 \text{ kg.m}^{-3}$  e porosidade de aproximadamente 95%, na parte superior do reator.

### 4.3 INÓCULO

O inóculo anaeróbio (Figura 4) foi obtido de um reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) tratando água residuária sanitária proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos km 119 da cidade de Campo Mourão - PR.



**Figura 4 – Lodo anaeróbio granular utilizado como inóculo.**  
**Fonte: Autoria própria.**

O lodo anaeróbio foi imobilizado na espuma de poliuretano e na argila expandida seguindo a metodologia desenvolvida por Zaiat (1996), a qual consiste em macerar o lodo em solução aquosa e em um recipiente fechado misturá-lo ao meio suporte, até que tudo fique em contato com a mistura, por um período de tempo determinado de 2 horas, feito isto, então o meio suporte com células aderidas foram colocados em contato com o substrato líquido para lavagem dos sólidos fracamente aderidos.

#### 4.4 ALIMENTAÇÃO DO REATOR

A água residuária utilizada trata-se do esgoto sanitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão, proveniente dos banheiros, além de determinados resíduos de alguns laboratórios.

O esgoto sanitário coletado para alimentar o reator era armazenado em um tanque de equalização com capacidade de 500 L (Figura 5), a fim de reter o esgoto bruto por períodos de 24 h. Partindo do taque de armazenamento, o substrato era introduzido no reator por meio de uma bomba dosadora tipo pistão com fluxo em pulso da marca ProMinent. O efluente passava então por um peneiramento para promover a retenção de sólidos grosseiros, evitando o acúmulo desses e a obstrução do fluxo do afluente para o reator.



**Figura 5 – Tanque de equalização.  
Fonte: Autoria própria.**

#### 4.5 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

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.

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*<sup>®</sup>.

Os parâmetros físico-químicos que foram analisados na caracterização das amostras do afluente e do efluente do reator, junto aos métodos de análises e as referências são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3 - Parâmetros analisados, seus respectivos métodos de análises, metodologias e a referências utilizadas**

Parâmetros	Método de Análise	Método N	Referência
Temperatura (°C)	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H <sup>+</sup>	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	Biodegradabilidade	5210_D	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540_G	Eaton et al. (2005)

**Legenda: Demanda Química de Oxigênio (DQO); Demanda Biológica de Oxigênio (DBO).**

**Fonte: Adaptado de Carvalho (2006).**

#### 4.6 MÉTODOS ANALÍTICOS

Durante a execução do experimento foram monitorados os parâmetros descritos na Tabela 4.

**Tabela 4. Parâmetros analisados e seus respectivos métodos de análise e frequências de amostragens**

Parâmetro	Método de Análise	Frequência de amostragem
Vazão (L.h <sup>-1</sup> )	Manual	Diária
Temperatura (°C)	-	4 x mês
pH	Potenciométrico	4 x mês
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4 x mês
Ácidos voláteis (mgHAc.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4 x mês
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4 x mês
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4 x mês
NTK (mgN.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	3 x mês
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	3 x mês
N-NO <sub>2</sub> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	3 x mês
N-NO <sub>3</sub> (mgN.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	3 x mês
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Polarográfico	1 x semana
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	Biodegradabilidade	2 x mês
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	4 x mês
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	4 x mês

**Legenda:** Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>); Nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>); Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>); Oxigênio dissolvido (OD); Demanda Biológica de Oxigênio (DBO).

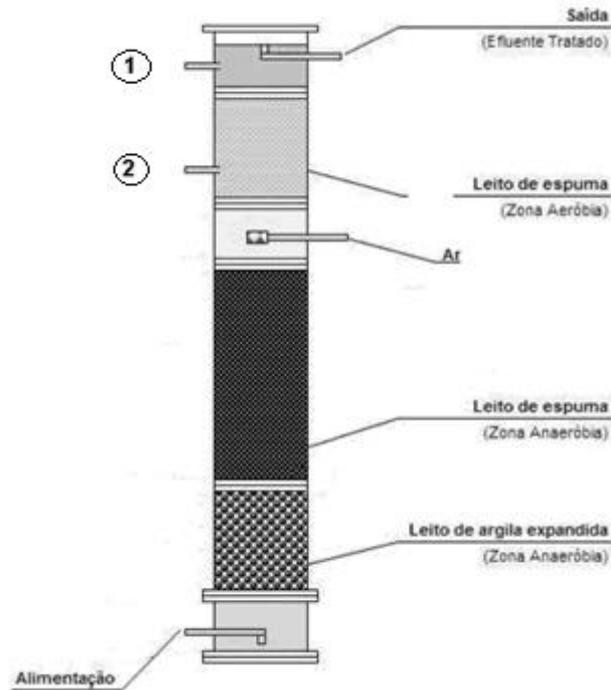
**Fonte:** Autoria própria.

Para calcular a DQO tanto filtrada como bruta foi utilizada a metodologia reportada por Eaton et al. (2005). Ácidos voláteis totais (AVT), expressos como ácido acético (HAc), foram analisados de acordo com metodologia descrita por Dilallo e Albertson (1961) e alcalinidade, expressa como CaCO<sub>3</sub>, conforme metodologia descrita por Dilallo e Albertson (1961) e modificada por Ripley et al. (1986).

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) as amostras foram inicialmente destiladas e em seguida analisadas pelo método titulométrico. Já para a análise de Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foi sempre empregado o método macro-Kjeldahl (digestão em meio ácido) seguido por etapa de destilação e análise titulométrica. Para o nitrogênio na forma de nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) foi utilizado o método espectrofotométrico em comprimento de onda de 543 nm. Para o nitrogênio na forma de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) foi utilizado o método espectrofotométrico com leituras nos comprimentos de onda de 220 nm e 275 nm.

As amostras utilizadas na determinação de nitrito, nitrato e fósforo foram previamente centrifugadas por 4 minutos à 3500 rpm, a fim de minimizar a influência de sólidos.

Para a obtenção dos valores de oxigênio dissolvido (OD) foi utilizada a sonda YSI Incorporated modelo 95/10 FT. Onde foi feito a retirada de uma amostra de efluente em dois pontos do reator (Figura 6), e então realizada a leitura imediata.



**Figura 6 – Pontos de amostragem de OD.**  
**Fonte: Autoria própria.**

As análises de nitrogênio e oxigênio dissolvido, somente foram realizadas a partir da segunda etapa do experimento, quando o reator combinado foi operado. As outras análises foram realizadas em todas as etapas. Todos esses ensaios foram realizados no Laboratório de Saneamento (C104) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Campo Mourão.

#### 4.7 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

O procedimento experimental foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa, o reator operou com uma etapa anaeróbia seguida de outra aeróbia. Para isso, o compartimento central do reator (Figura 2) foi aerado por meio de um difusor poroso.

Na segunda etapa experimental, foi operado o reator combinado anaeróbio-aeróbio com recirculação do efluente do reator para a zona anaeróbia, logo acima do leito contendo argila expandida (Figura 2). Com razão de recirculação (relação entre a vazão de recirculação e a vazão de alimentação do reator) de 0,5. Ou seja, a vazão de recirculação foi igual à metade do valor da vazão de alimentação nesta segunda etapa do experimento.

A vazão de alimentação utilizada em todo o experimento foi de aproximadamente  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$  correspondente ao tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas.

#### 4.8 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA

O reator anaeróbio de leito fixo, com biofilme, foi operado para o seu estudo hidrodinâmico em temperatura ambiente, utilizando como traçador a Eosina Y. Outros autores também utilizaram este traçador em ensaios de estímulo resposta para determinação das curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica de reatores biológicos no tratamento de águas residuárias (JIMÉNEZ et al., 1988; De NARDI et al., 1999).

Após o reator atingir o estado de equilíbrio dinâmico aparente, foram realizados os testes hidrodinâmicos em uma série de 3 ensaios de estímulo-resposta do tipo pulso como caminho, para cada etapa do estudo, sua analítica determinação foi realizada utilizando espectrofotômetro Hach, modelo DR/5000, com os comprimentos de onda ( $\lambda$ ) de 516 nm (Eosina Y).

Foram feitas coletas do efluente do reator em intervalos de 30 min, sendo o tempo total dos ensaios determinado de tal forma que as amostras coletadas fossem pelo menos três vezes o tempo de detenção hidráulica teórico. As concentrações do traçador estão apresentadas na Tabela 5. Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados com vazão média afluente de  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$ , e tempo de detenção hidráulica médio de 8 h em temperatura ambiente.

Os resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos foram normalizados de acordo com os modelos matemáticos uniparamétricos de pequena e grande dispersão (tanque aberto) e tanques de mistura completa em série (N-CSTR) segundo Levenspiel (2000).

Estes modelos teóricos estimados descrevem o comportamento do reator avaliado para situações diferentes, um dos modelos simula 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.

Já para o modelo de tanques em série é simulado 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 (CHERNICHARO, 2000).

**Tabela 5. Características do traçador e das soluções de utilizadas**

Traçador	Massa Molecular (g.mol <sup>-1</sup> )	Massa aplicada do traçador (mg)	Concentração do traçador (mg.10 mL <sup>-1</sup> )
Eosina Y	692	450	45

Fonte: Autoria própria.

#### 4.9 ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Para verificação de anomalias no escoamento do reator, como volume de zonas mortas, presença de curtos-circuitos e eficiência hidráulica, foram necessários alguns cálculos, os quais estão descritos abaixo.

O volume de zonas mortas foi calculado de acordo com metodologia reportada por Peña et al. (2006) com base nos valores de TDH teórico e real obtidos a partir dos ensaios hidrodinâmicos e do volume total do reator. O volume de zonas mortas foi calculado com base nas equações (1), (2) e (3).

$$\beta = \frac{TDHr}{TDHt} \quad (1)$$

$$V_a = V_t \times \beta \quad (2)$$

$$V_d = V_t - V_a \quad (3)$$

em que:

$\beta$  = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h);

$V_a$  = volume ativo do reator (m<sup>3</sup>);

$V_t$  = volume total do reator (m<sup>3</sup>);

$V_d$  = volume de zonas mortas (m<sup>3</sup>).

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 (Equação 4) de acordo com Thackston et al. (1987) e Sarathai et al. (2010).

$$\Psi = \frac{\tau_k}{\tau_r} \quad (4)$$

em que:

$\Psi$  = presença de curto-circuito;

$\tau_k$  = tempo em que ocorre pico da concentração (h);

$\tau_r$  = TDH real (h).

A eficiência hidráulica foi calculada segundo a equação (5), a qual reflete o volume efetivo e a condição de tanques em série de acordo com Person et al. (1999) e Sarathai et al. (2010).

$$\lambda = V_e \left(1 - \frac{1}{N}\right) \quad (5)$$

em que:

$\lambda$  = eficiência hidráulica;

$V_e$  = volume efetivo (m<sup>3</sup>);

$N$  = número de tanques CSTR em série.

Os dados experimentais da variação da concentração dos traçadores ao longo do tempo foram submetidos à análise estatística de correlação, a fim de verificar o modelo uniparamétrico que mais se ajusta ao escoamento do reator.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são discutidos os resultados do experimento com o reator combinado de leito fixo com fluxo contínuo e com escoamento ascendente em todas as condições relatadas na metodologia.

### 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.

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).

Na Tabela 6 é apresentado um resumo dos valores médios obtidos na caracterização dos esgotos sanitários.

**Tabela 6 - Caracterização dos esgotos sanitários**

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 <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	96	182	161	60	705
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	96	131	149	9	665
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	96	835	261	291	1498
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	96	403	187	72	752
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	96	1395	771	208	4990
Sólidos Totais Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	96	1109	598	120	4398
Sólidos Totais Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	96	286	198	2	1220

Legenda: Número de amostras (N); Média (X); Desvio padrão (DP); Valor mínimo (Mín); Valor máximo (Max).

Fonte: Autoria própria.

Os valores de temperatura do líquido variaram de 21,0 a 30,9 °C. 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).

A alcalinidade à bicarbonato média verificada nas amostras foi de  $131 \pm 149 \text{ mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$ . Esta alcalinidade foi similar à 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  $172 \pm 35 \text{ mg.L}^{-1}$ . As concentrações de matéria orgânica, em termos de DQO, obtidas na caracterização do substrato que foi utilizado neste trabalho é maior, provavelmente, pelas características da água residuária, que não apresenta contribuições que possam promover a diluição, considerando que a utilizada no trabalho realizado por Netto (2007), além dos resíduos gerados no campus universitário também havia a contribuição de mais dois bairros.

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  $1455 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $578 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $877 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Considerando esses valores obtidos na caracterização do esgoto, utilizado no como substrato para alimentação do reator, foi possível verificar de acordo com Metcalf e Eddy (2003), tabela 7, que o afluente gerado no câmpus possui composição típica do esgoto sanitário “forte”, considerando os parâmetros DQO bruta e sólidos, são valores que se enquadram na sua caracterização.

**Tabela 7 - Composição típica do esgoto sanitário**

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

Fonte: Adaptado por Metcalf e Eddy (2003).

Entre as bactérias, as morfologias mais frequentes observadas no inócuo do reator aeróbio-anaeróbio foram cocos, vibrios, bacilos e filamentos. No trabalho desenvolvido por Netto (2007) também foi observado 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 microorganismos semelhantes a *Methanosarcina* sp. e *Methanosaeta* sp.

## 5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO REATOR

Nesta etapa do trabalho serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante todo o período operacional dividido em 2 fases. Sendo a primeira fase, quando o reator operou com uma etapa anaeróbia seguida de outra aeróbia, sem recirculação, e por fim, quando o reator combinado anaeróbio-aeróbio foi operado com recirculação do efluente do reator para a zona anaeróbia.

Nas três fases do estudo o TDH foi fixado em 8 horas, sendo 4,7 horas no trecho anaeróbio (2,8 L) e 3,2 horas no trecho aeróbio (1,9 L). Nesta condição o TDH aplicado correspondeu a uma vazão de 0,6 L.h<sup>-1</sup>. O período de operação, durante todas as fases, para avaliação operacional do reator foi de 150 dias.

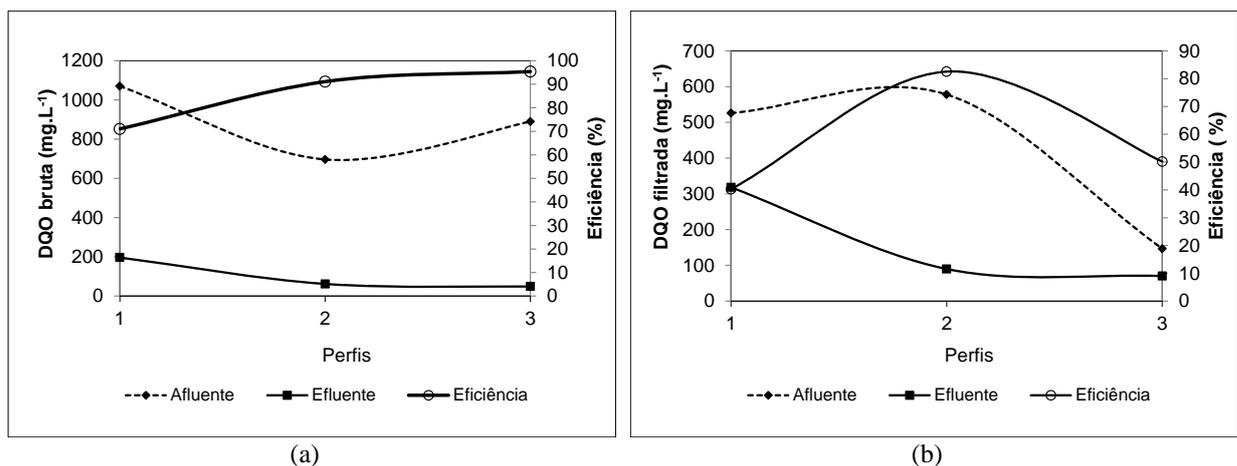
A aeração foi mantida a uma vazão constante e verificou-se que o processo de conversão não estava limitado pela concentração de oxigênio dissolvido, pois a mesma manteve-se sempre maior que 5 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que a literatura define a concentração de

oxigênio dissolvido como fator limitante quando inferior à  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  (van HAANDEL & MARAIS, 1999).

5.2.1 Avaliação do desempenho do reator operado de forma combinada sem recirculação da fase líquida. ( $r = 0$ )

O período de operação para avaliação operacional do reator foi de 60 dias, para esta primeira fase operacional.

A Figura 7 mostra os valores médios de DQO de amostras bruta e filtrada, e também os valores de eficiências de remoção de DQO, variando ao longo dos perfis realizados na etapa combinada, respectivamente, para afluente e para o efluente.



**Figura 7 – Variação temporal da DQO afluente(♦), efluente(■) e eficiência(○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) DQO Bruta, (b) DQO filtrada.**

**Fonte: Autoria própria.**

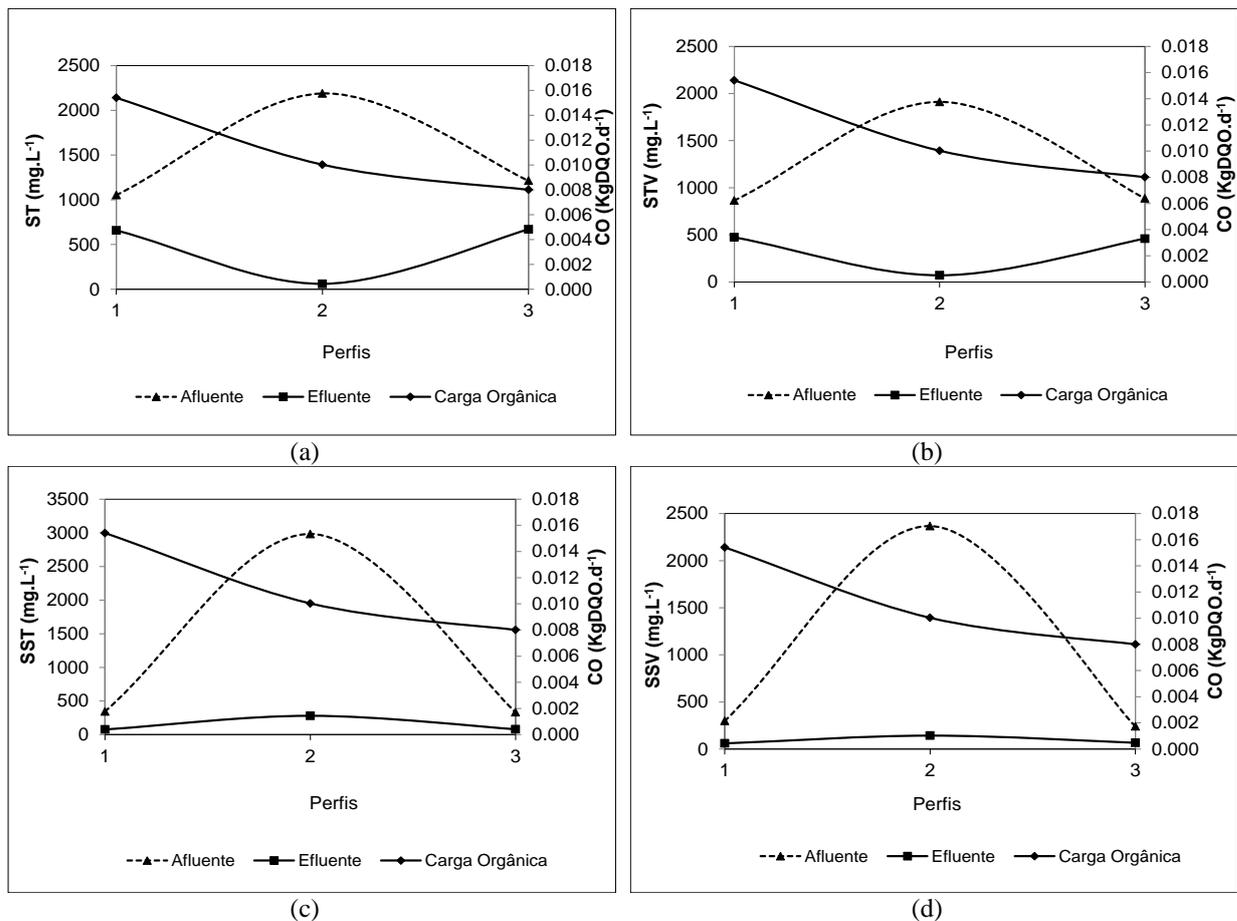
Na Figura 7 pode-se observar que a matéria orgânica, em termos de DQO, foi removida eficientemente no reator de leito fixo sem recirculação com TDH de 8 horas, operando em condição anaeróbia seguida de aeróbia.

É possível verificar também a adaptação da comunidade microbiana, e consequentemente, o aumento na eficiência de remoção tanto para a DQO bruta, como para a filtrada (95% de remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta no último perfil).

O sistema se manteve estável durante a operação com baixos valores obtidos para efluentes de amostra de DQO bruta e filtrada, sendo de  $159 \pm 138$  e  $102 \pm 84 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Com eficiência de remoção de  $86 \pm 13$  para DQO bruta e  $58 \pm 22 \%$  para DQO filtrada.

A DQO bruta e filtrada afluente apresentou valores médios, respectivamente, de  $885 \pm 187$  e  $417 \pm 235$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Vale ressaltar, que mesmo para um pico de DQO bruta de  $1070$   $\text{mg.L}^{-1}$ , e DQO filtrada de  $578$   $\text{mg.L}^{-1}$ , foram obtidas boas eficiências, ou seja, o sistema operou com eficiência satisfatória, independente das variações afluentes.

Na Figura 8 estão apresentados os valores de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para esta condição operacional de etapa combinada sem recirculação do efluente tratado.



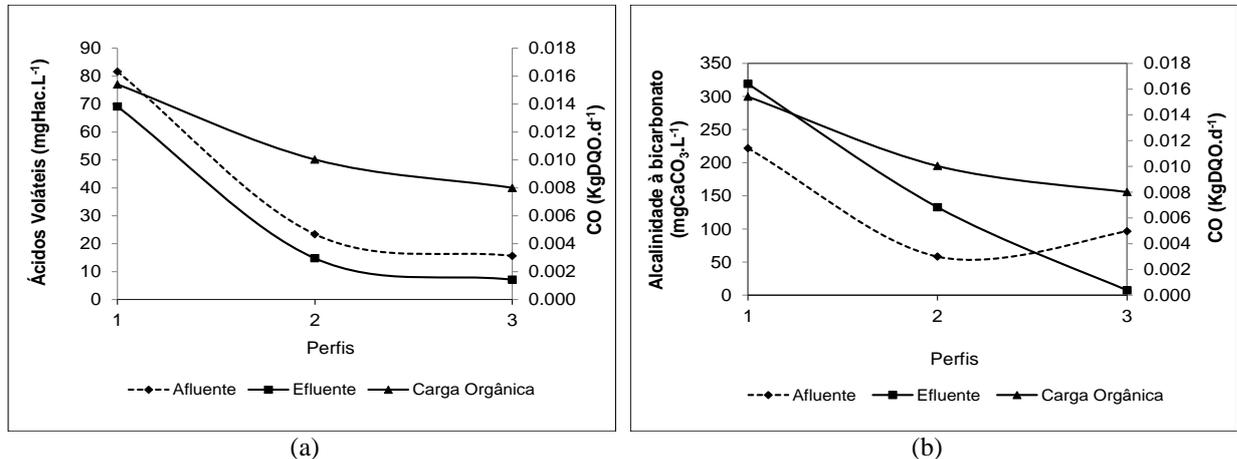
**Figura 8 – Variação temporal da concentração de ST, STV, SST e SSV, afluente ( $\blacktriangle$ ), efluente ( $\blacksquare$ ) e Carga orgânica ( $\blacklozenge$ ), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Sólidos Totais (ST), (b) Sólidos Totais Voláteis (STV), (c) Sólidos Suspensos Totais (SST) e (d) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).**

**Fonte: Autoria própria.**

Pode-se observar a similaridade entre o comportamento dos ST, STV, SST e dos SSV. A média de ST afluente e efluente foi de  $1485 \pm 615$   $\text{mg.L}^{-1}$  e  $463 \pm 348$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente, enquanto para STV, a média foi de  $1221 \pm 598$   $\text{mg.L}^{-1}$  e  $335 \pm 229$   $\text{mg.L}^{-1}$  para afluente e efluente, respectivamente. Já a média de SST afluente e efluente foi de  $1220 \pm 1526$   $\text{mg.L}^{-1}$  e  $146 \pm 116$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente, enquanto para SSV, a média foi de  $969 \pm 1211$   $\text{mg.L}^{-1}$  e  $90 \pm 46$   $\text{mg.L}^{-1}$  para afluente e efluente, respectivamente. Esses valores médios,

e desvio padrão elevados, se deram devido um pico ocasional, no segundo ensaio, provavelmente, devido à presença de lodo na amostra analisada.

Para avaliação da estabilidade do reator, observou-se variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais (AVT) e da Alcalinidade a Bicarbonato (Figura 9).



**Figura 9 – Variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais e Alcalinidade a Bicarbonato afluente (♦), efluente (■) e carga orgânica (▲), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Ácidos Voláteis Totais, (b) Alcalinidade a Bicarbonato.**

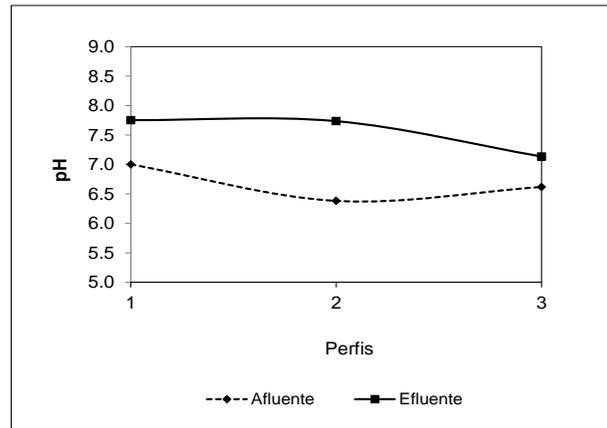
**Fonte: Autoria própria.**

Pela Figura 9 é possível verificar que o valor da concentração de AVT do efluente foi sempre menor que do afluente, caracterizando equilíbrio do processo. O valor médio para o afluente foi  $40 \pm 36$  mgHAc.L<sup>-1</sup> e para o efluente foi  $30 \pm 28$  mgHAc.L<sup>-1</sup>.

Já a Alcalinidade a Bicarbonato apresentou maiores valores no efluente no início da operação quando comparado com valores afluentes, isso até o segundo perfil. De acordo com Henze et al. (2002) e Metcalf e Eddy (2003) isso caracteriza o início da nitrificação biológica, aonde o carbono inorgânico passa a ser consumido pela comunidade microbiana autotrófica com conseqüente decréscimo dos valores efluentes da Alcalinidade a Bicarbonato, o que pode ser claramente observado no último perfil. Foi notável, nas últimas análises do perfil 3, que o valor da alcalinidade a bicarbonato caiu até  $7$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, tornando-se limitante no processo de nitrificação.

O valor médio para o afluente foi  $140 \pm 116$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e para o efluente  $226 \pm 132$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, antes do início da nitrificação, e  $96 \pm 12$  e  $7 \pm 2$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> após a observação do processo de nitrificação.

A Figura 10 mostra a variação temporal do pH afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo combinado.

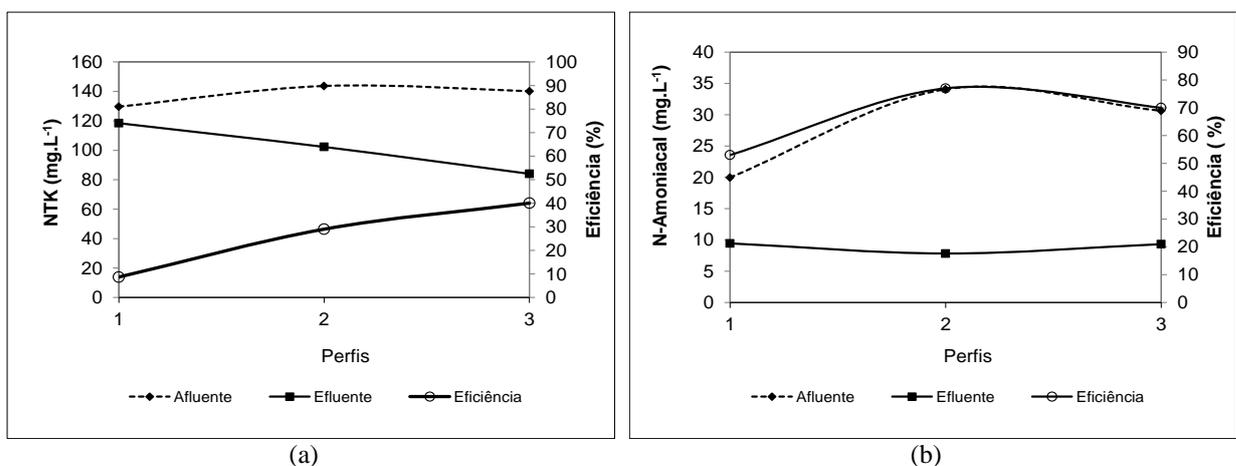


**Figura 10 – Variação temporal do pH afluente (◆), efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas.**  
**Fonte: Autoria própria.**

Na etapa de operação combinada o pH efluente foi maior que o afluente, o que confirma estabilidade operacional. O valor médio do pH afluente ficou em  $6,7 \pm 0,31$  e do efluente em  $7,5 \pm 0,35$ . Valores que podem ser descritos como ideais para a atividade da fauna microbiana, haja visto que o pH é considerado um fator que pode limitar o processo de nitrificação, pois interfere na velocidade das reações.

Metcalf e Eddy (2003) descreve que a taxa de nitrificação pode decair até 30%, quando o pH assume valores inferiores a 6,8. Os autores afirmam que taxas ideais de pH para atividade nitrificante, realizada pelas bactérias *Nitrosomonas* sp. e *Nitrobacter* sp. encontram-se na faixa de 7,0 a 9,0.

A Figura 11 mostram as concentrações afluentes e efluentes de Nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK) e N-amoniaco (N-Amon), respectivamente.



**Figura 11 – Variação temporal da concentração de NTK e N-Amoniacal, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) NTK, (b) N-Amoniacal.**

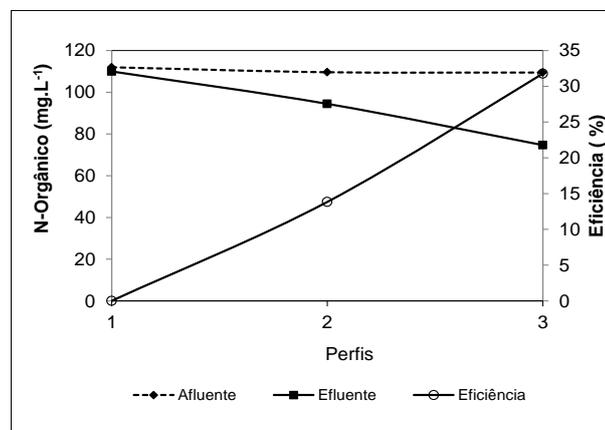
**Fonte: Autoria própria.**

Pode-se observar pelos valores médios afluentes,  $138 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$  para N-NTK e  $28 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$  para N-Amon, que a maior parte do nitrogênio afluente encontrava-se na forma orgânica. Os valores médios efluentes de N-NTK e N-Amon foram  $102 \pm 17 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $9 \pm 1 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

É importante destacar que estes valores estão dentro dos padrões de lançamento de efluentes exigidos pela legislação ambiental, já que segundo a resolução 430, de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o valor máximo para emissões de nitrogênio amoniacal total é de  $20 \text{ mg.L}^{-1}\text{N}$ .

Pode-se observar também, pela Figura 11, que ao final da fase de operação sem recirculação da fase líquida atingiram-se valores de conversão de Nitrogênio total Kjeldahl de até 40% e de até 70% para Nitrogênio amoniacal.

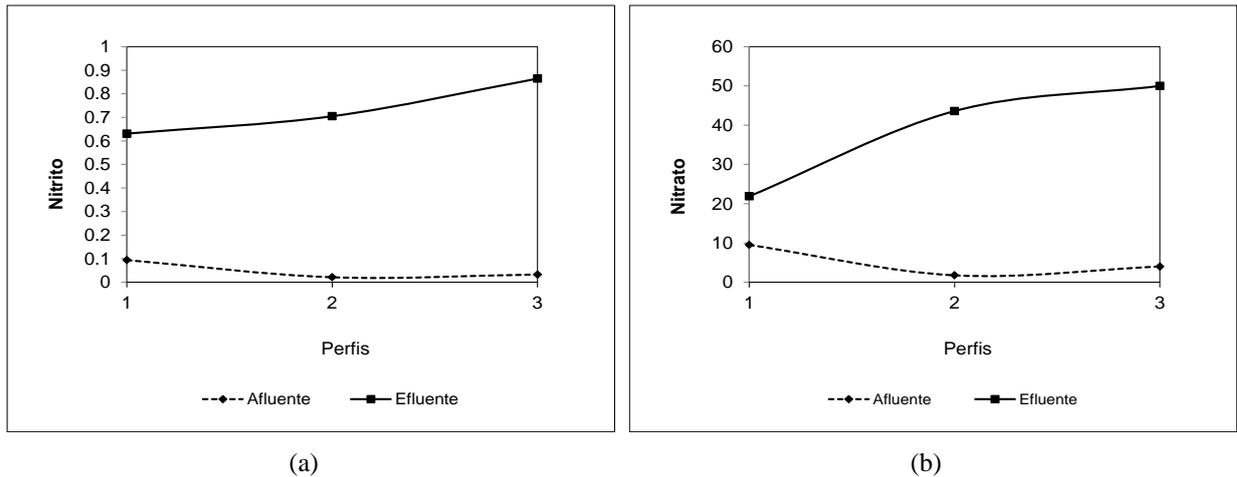
A Figura 12 mostra a variação do nitrogênio orgânico (N-Org), calculado pela subtração do N-NTK pelo N-Amon, ao longo do tempo. Confirma-se que o N-Org representou a maior parcela do Nitrogênio tanto para o afluente como para o efluente.



**Figura 12 – Variação temporal da concentração de Nitrogênio Orgânico, afluente (♦), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas.**

**Fonte: Autoria própria.**

Na Figura 13 são observados os resultados de Nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e Nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ).



**Figura 13 – Variação temporal da concentração de Nitrito e Nitrato, afluente (◆) e efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo sem recirculação ( $r = 0$ ) com TDH de 8 horas. (a) Nitrito ( $N-NO_2^-$ ), (b) Nitrato ( $N-NO_3^-$ ).**

**Fonte: Autoria própria.**

É possível observar que a concentração de nitrito foi em todo processo maior na saída, porém os valores de efluentes se mantiveram abaixo de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  o que pode indicar que as populações produtoras e consumidoras de nitrito estavam equilibradas, durante todo o processo, o demonstra equilíbrio da nitrificação.

Ainda na Figura 13 parte (b) nota-se que a concentração de nitrato aumentou ao longo da etapa operacional, mesmo sem recirculação, ou seja, caracterizando o processo de nitrificação, onde o  $N-NO_2^-$  passou a ser convertido a  $N-NO_3^-$ , consistindo na etapa de nitratação, que finaliza a segunda fase da nitrificação.

A Tabela 8 apresenta os valores médios dos principais parâmetros para o esgoto sanitário usado como afluente e efluente durante esta fase de operação.

**Tabela 8 – Principais características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e em etapa combinada sem recirculação (r = 0) e TDH de 8 horas**

Parâmetros	Perfil 1												Perfil 2						Perfil 3							
	Afluente						Efluente						Afluente						Efluente							
	N	X	DP	Min	Max		X	DP	Min	Max		X	DP	Min	Max		X	DP	Min	Max		X	DP	Min	Max	
Temperatura °C	24	21,9	0,4	21,0	22,4	22,3	0,8	21,0	23,2	23,0	0,0	23,0	23,0	23,0	23,0	0,0	23,0	23,0	18,3	0,5	18,0	19,0	18,8	0,5	18,0	19,0
pH	24	7,0	0,3	6,5	8,0	7,8	0,2	7,6	8,1	6,4	0,0	6,4	6,4	7,7	0,1	7,6	7,9	6,6	0,1	6,5	6,7	7,1	0,2	6,9	7,3	
Alc. total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	287	54	248	366	340	61	208	383	75	15	65	108	143	172	74	568	107	10	98	120	12	1	13	12	
Alc. parcial (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	192	44	153	255	239	55	118	285	47	7	42	59	90	110	49	363	67	6	59	74	6	2	5	8	
Alc. bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	222	3	156	223	319	39	144	351	58	15	48	91	133	173	64	560	96	12	84	111	7	2	4	10	
Ácidos voláteis (mgHAC.L <sup>-1</sup> )	24	82	21	44	139	69	34	27	114	23	2	21	28	15	3	12	19	16	3	12	20	7	3	5	11	
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	24	1070	290	712	1717	197	55	123	278	696	136	649	1032	62	50	14	168	890	246	546	1141	49	34	5	87	
% remoção média DQO bruta	24																									
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	24	526	109	304	694	318	87	123	394	578	126	267	622	90	14	74	114	147	36	116	199	70	9	62	84	
% remoção média DQO filtrada	24																									
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	1053	432	774	1696	658	154	420	834	2189	3115	188	9136	61	26	16	106	1213	805	610	2362	670	38	630	722	
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	864	402	642	1466	474	139	682	318	1911	2862	140	8868	70	11	54	90	888	737	190	1800	460	147	370	680	
% de remoção média STV	24																									
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	188	41	132	230	184	66	102	282	442	193	268	820	23	10	16	30	325	231	18	562	285	51	230	332	
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	345	117	203	462	77	35	12	120	2983	5858	465	17430	280	55	227	387	333	156	168	473	80	14	65	98	
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	299	84	197	397	60	26	12	98	2367	4543	442	13538	143	49	45	195	241	102	125	345	66	14	48	80	
% de remoção média SSV	24																									
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	47	39	7	91	5	5	0	17	830	1511	23	3892	138	48	72	230	92	61	43	168	14	4	10	18	

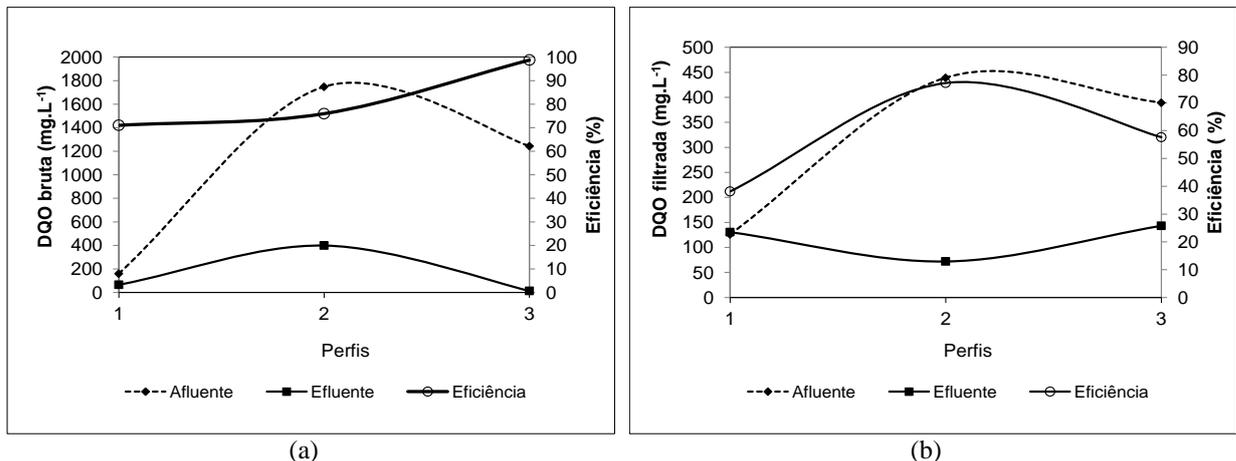
**Legenda:** Número de amostras (N); Média (X); Desvio padrão (DP); Valor mínimo (Mín); Valor máximo (Máx).

**Fonte:** Autoria própria.

### 5.2.2 Avaliação do desempenho do reator operado de forma combinada com recirculação da fase líquida. ( $r = 0,5$ )

Nesta condição o TDH permaneceu o mesmo da fase anterior, correspondendo a uma vazão de  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$ , sendo que foi então inserida uma vazão de recirculação do efluente tratado. A vazão de recirculação utilizada nessa quinta fase foi igual à metade do valor da vazão de alimentação, correspondendo a uma vazão igual a  $0,30 \text{ L.h}^{-1}$ . O período de operação nesta fase foi de 45 dias para avaliação operacional do reator.

A Figura 14 mostra os valores de DQO de amostras bruta e filtrada, variando ao longo do período operacional do reator em etapa combinada e com razão de recirculação igual a  $0,5 \text{ L.h}^{-1}$ .



**Figura 14 – Variação temporal da concentração de DQO, bruta e filtrada, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) DQO Bruta (b) DQO filtrada.**

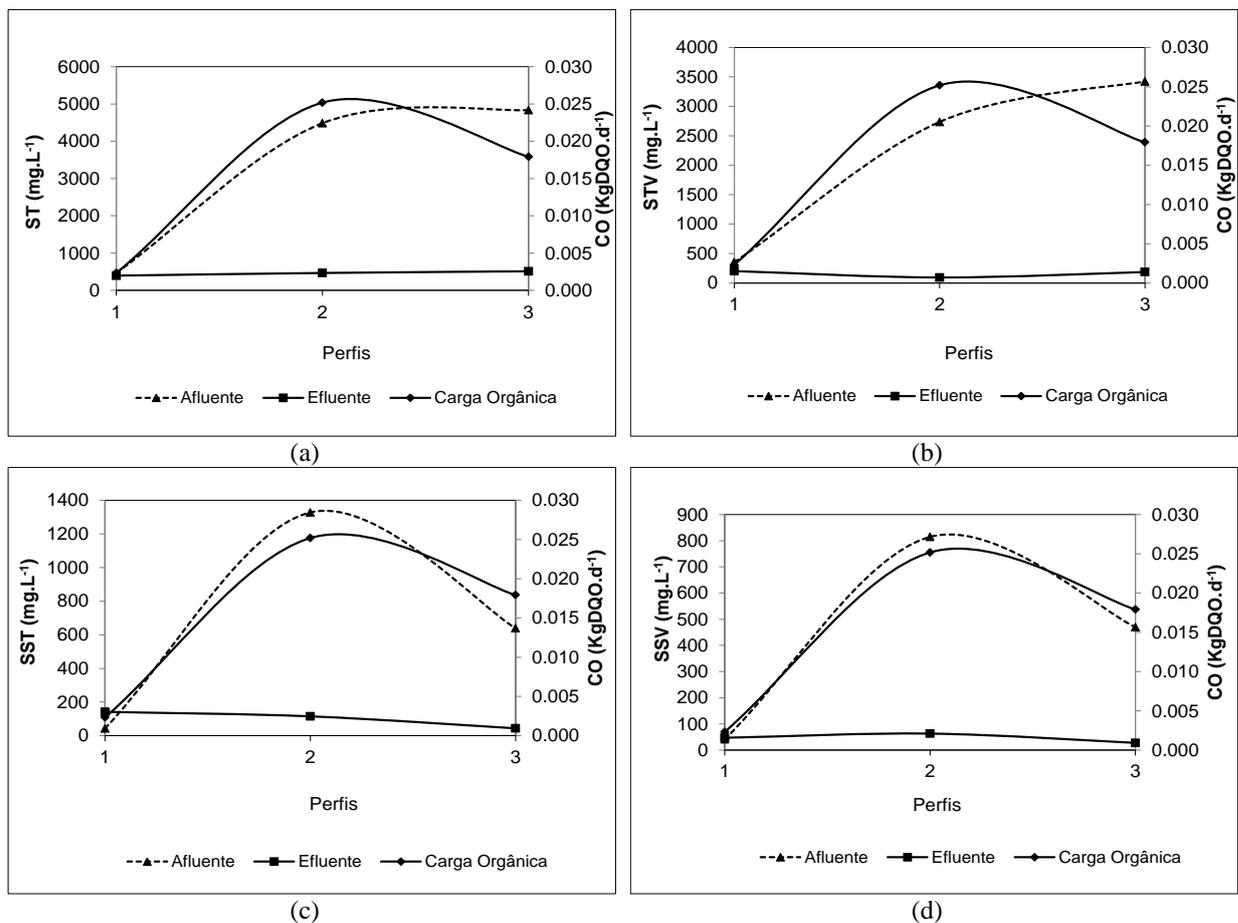
Fonte: Autoria própria.

Na Figura 14 pode-se observar que a matéria orgânica foi removida eficientemente no reator de leito fixo com TDH de 8 horas, operando em condição anaeróbia seguida de aeróbia e com razão de recirculação igual a  $0,5$ . Pode-se observar que, independentemente do valor da DQO afluente, os valores obtidos para o efluente, tanto para amostra bruta como para filtrada, foram bem menores, durante todo o período operacional, demonstrando que o sistema se manteve estável durante todo o tempo de operação, assim como na condição anterior, quando o reator operou de forma combinada, mas sem vazão de recirculação.

O efluente apresentou valor médio de DQO de amostra bruta de  $159 \pm 209 \text{ mg.L}^{-1}$ , o qual se manteve independente das variações da DQO bruta afluente, que apresentou valor médio de  $1051 \pm 811 \text{ mg.L}^{-1}$ . As Demandas Químicas de Oxigênio nas amostras filtradas do

efluente mantiveram-se estáveis, assim como os valores das amostras brutas. O valor médio da DQO filtrada afluente foi de aproximadamente  $318 \pm 168 \text{ mg.L}^{-1}$  enquanto para o efluente foi  $115 \pm 38 \text{ mg.L}^{-1}$ . A eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta chegou 99%, sendo que a média foi de  $82 \pm 15 \%$ . Resultados semelhantes a eficiência de remoção de matéria orgânica obtida no sistema sem a introdução da recirculação.

Nas Figuras 15 estão apresentados os valores de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para esta condição operacional de etapa combinada com recirculação do efluente tratado.



**Figura 15 – Variação temporal da concentração de ST, STV, SST e SSV, afluente (▲), efluente (■) e Carga orgânica (◆), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Sólidos Totais (ST), (b) Sólidos Totais Voláteis (STV), (c) Sólidos Suspensos Totais (SST) e (d) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).**

Fonte: Autoria própria.

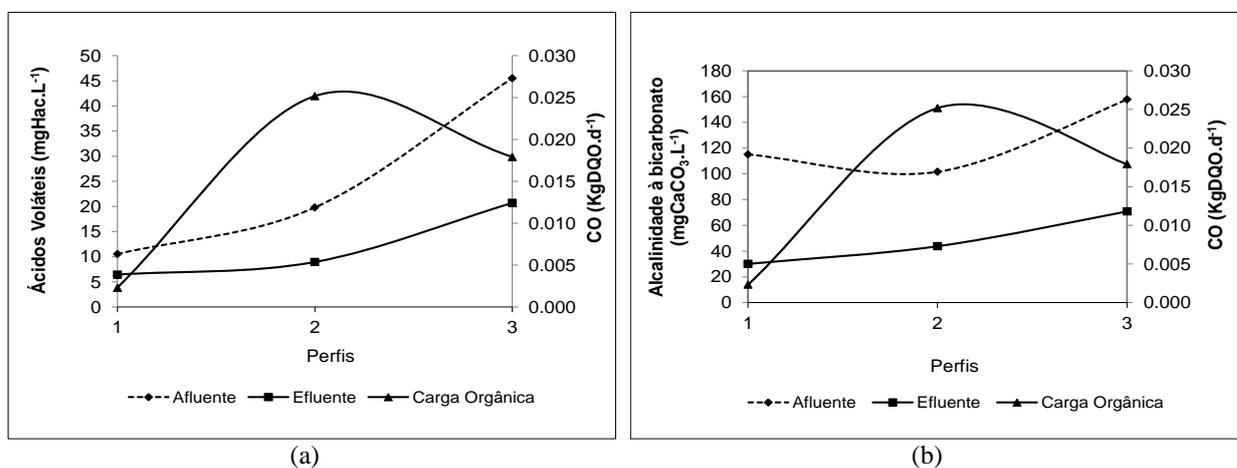
A média de ST afluente e efluente foi de  $3261 \pm 2428 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $456 \pm 59 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente, enquanto para STV, a média foi de  $2171 \pm 1612 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $160 \pm 58 \text{ mg.L}^{-1}$  para afluente e efluente, respectivamente. A média de SST afluente e efluente foi de  $670 \pm 643 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $100 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente, enquanto para SSV, a média foi de  $228 \pm 260 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $43 \pm 23 \text{ mg.L}^{-1}$  para afluente e efluente, respectivamente. O que demonstra uma

elevada estabilidade no sistema, o que é característico deste tipo de reator com biomassa imobilizada, uma vez que, a maior parte dos sólidos fica retida no meio suporte, no caso, na espuma de poliuretano, tornando mais eficiente o polimento do efluente final.

Pela Figura 16, é possível observar o comportamento da alcalinidade à bicarbonato e ácidos voláteis, quando o reator foi operado com recirculação ( $r = 0,5$ ). Foi possível verificar que desde o primeiro dia o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que do afluente. O valor médio para o afluente foi  $25 \pm 18 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  e para o efluente foi  $18 \pm 8 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ .

E quanto ao comportamento do parâmetro alcalinidade, foi possível observar, que o efluente também se manteve menor, e de certo modo constante, ao longo da operação do reator, demonstrando rápida etapa de adaptação a nova condição operacional (inclusão da recirculação).

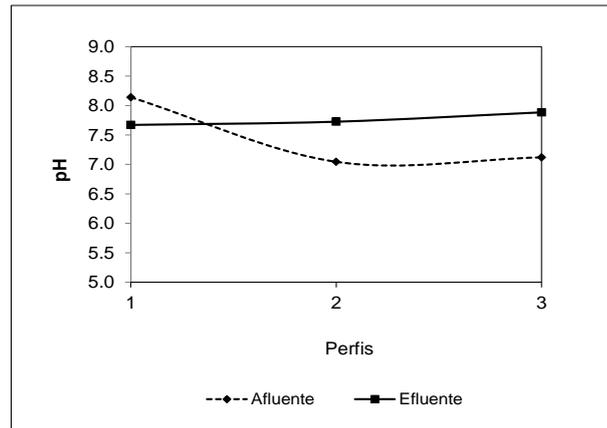
Segundo Netto (2007) um fator que evidencia a atividade desnitrificante, é o aumento da alcalinidade a bicarbonato no efluente tratado, o que claramente pode ser visualizado na figura 16 (b). A alcalinidade a bicarbonato no efluente tratado, para razão de recirculação igual a 0,5 foi de  $48 \pm 21 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ , após adaptação do sistema à vazão de recirculação. No afluente a média ficou em  $125 \pm 29 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ .



**Figura 16 – Variação temporal da concentração de Ácidos Voláteis Totais e Alcalinidade à Bicarbonato, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Ácidos Voláteis Totais, (b) Alcalinidade a Bicarbonato.**

**Fonte: Autoria própria.**

A Figura 17 mostra a variação temporal do pH afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e em etapa combinada com recirculação ( $r = 0,5$ ).

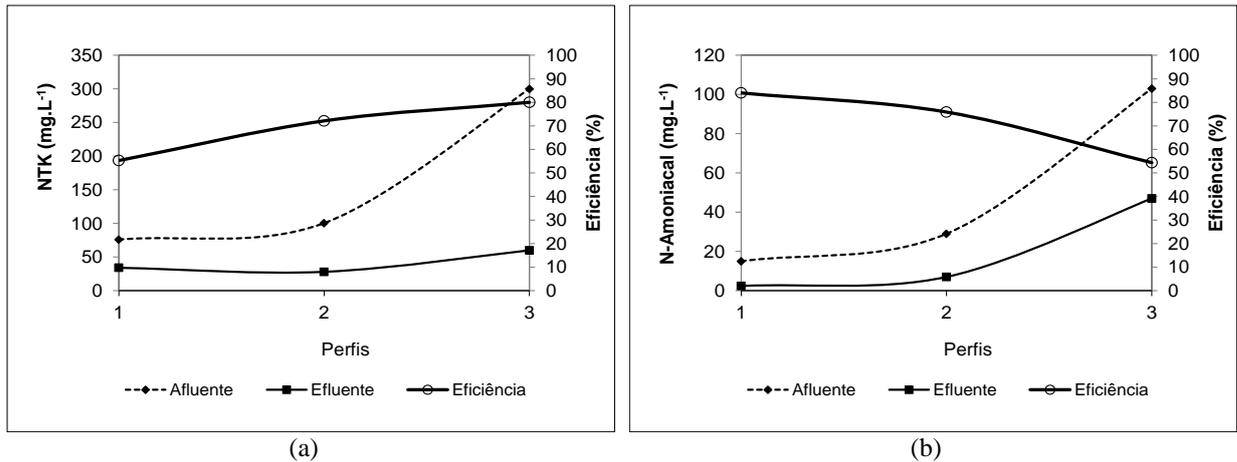


**Figura 17 – Variação temporal do pH, afluente (◆), efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas.  
Fonte: Autoria própria.**

Com a inserção da vazão de recirculação, o parâmetro pH teve valores médios de  $7,4 \pm 0,61$  e  $7,8 \pm 0,11$ , para afluente e efluente, respectivamente. O pH efluente foi maior que o afluente durante após a primeira batelada de análises (perfil 1).

Dentre as condições impostas ao reator, algumas são ditas fundamentais para o processo de desnitrificação, dentre elas está pH e a temperatura. Haandel e Marais (1999) e Henze et al. (2002) relatam que a velocidade do processo de desnitrificação para valores abaixo de 6,0 e acima de 8,5 diminui consideravelmente e afirmam que a faixa ótima de pH se situa entre 7,0 e 7,5, valores próximos aos encontrados neste trabalho, bem como mencionam que a temperatura não deve ser superior a 40°C.

A Figura 18 mostra as concentrações afluentes e efluentes de N-NTK e N-amoniacal (N-Amon), respectivamente. Pode-se observar pelos valores médios afluentes,  $159 \pm 123$  mg.L<sup>-1</sup> para N-NTK e  $49 \pm 47$  mg.L<sup>-1</sup> para N-Amon, que a maior parte do nitrogênio afluente encontrava-se na forma orgânica (Figura 19).



**Figura 18 – Variação temporal da concentração NTK e N-amoniaca, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) NTK, (b) N-Amoniaca.**

Fonte: Autoria própria.

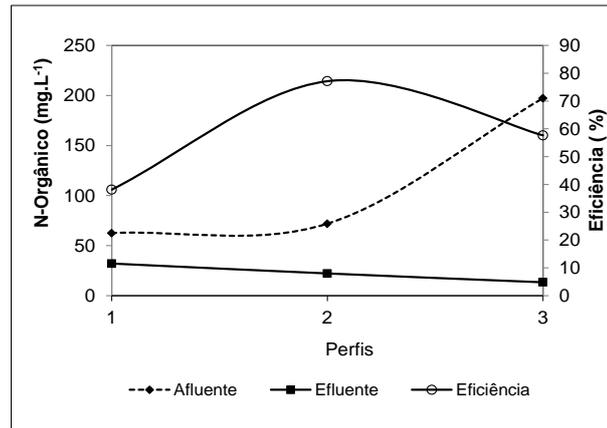
Os valores médios efluentes de NTK e N-Amon, após adaptação do sistema, foram  $41 \pm 17 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $19 \pm 25 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Foi possível observar que esta condição imposta no reator, possibilitou uma maior remoção de nutrientes em termos de nitrogênio, provavelmente, pelo fato da recirculação fornecer uma fonte endógena de carbono, mantendo a relação ideal de carbono/nitrogênio, sem a necessidade de adição de algum agente, como alguns pesquisadores tem indicado. Esta relação é importante para que a desnitrificação aconteça.

Nota-se isto nos valores de eficiência obtidos, pode-se observar, pela Figura 18, que ao final da fase de operação com recirculação da fase líquida atingiram-se valores de conversão de Nitrogênio total Kjeldahl de até 80% e de até 84% para remoção de amoniaca.

Os valores médios de eficiência de remoção foram de  $69 \pm 13\%$  e de  $71 \pm 15\%$ , para N-NTK e N-Amon, respectivamente.

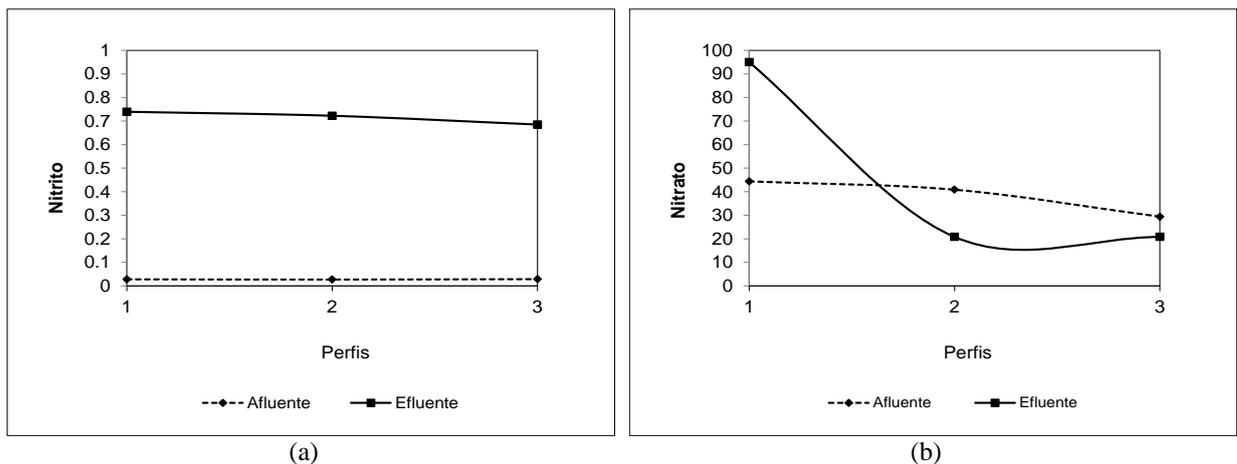
A Figura 19 mostra a variação do nitrogênio orgânico (N-Org), calculado pela subtração do N-NTK pelo N-Amon, ao longo do tempo. Confirma-se que o N-Org representou maior parcela do Nitrogênio tanto para o afluente como para o efluente, assim como ocorreu na fase anterior. A média de eficiência de remoção de N-Orgânico foi de  $58 \pm 20\%$ .



**Figura 19 –** Variação temporal da concentração de N-Orgânico, afluente (◆), efluente (■) e Eficiência (○), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas.

Fonte: Autoria própria.

Na Figura 20 são observados os resultados da variação de nitrito ( $N-NO_2^-$ ) e Nitrato ( $N-NO_3^-$ ).



**Figura 20 –** Variação temporal da concentração de Nitrito e Nitrato, afluente (◆) e efluente (■), para o reator combinado de leito fixo operado de modo contínuo com recirculação ( $r = 0,5$ ) com TDH de 8 horas. (a) Nitrito ( $N-NO_2^-$ ), (b) Nitrato ( $N-NO_3^-$ ).

Fonte: Autoria própria.

Pode-se observar a geração de nitrito (Figura 20-a), o que é justificado pela etapa de nitrificação, uma vez que os valores de concentração foram inferiores a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ . Já na Figura 20, parte b, é possível observar que no início da operação com a inclusão da recirculação, houve a geração de nitrato, e nos outros perfis (2 e 3) verificou-se o consumo do nitrato, ficando a concentração de efluente inferior a concentração de afluente.

A Tabela 9 apresenta os valores médios dos principais parâmetros para o esgoto sanitário usado como afluente e efluente durante esta fase de operação.

**Tabela 9 – Principais características do esgoto sanitário afluente e efluente para o reator de leito fixo operado de modo contínuo e em etapa combinada com recirculação (r = 0,5) e TDH de 8 horas**

Parâmetros	Perfil 1						Perfil 2						Perfil 3												
	Afluente			Efluente			Afluente			Efluente			Afluente			Efluente									
	N	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx
Temperatura °C	24	19,0	0,0	19,0	19,0	19,0	0,0	19,0	19,0	24,0	0,0	24,0	24,0	24,0	0,0	24,0	24,0	22,9	0,4	22,0	23,0	22,9	0,4	22,0	23,0
pH	24	8,1	0,1	8,1	4,0	7,7	0,7	6,7	8,3	7,0	0,2	6,8	7,4	7,7	0,2	7,5	8,0	7,1	0,5	6,6	7,8	7,9	0,1	7,8	8,0
Alc. total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	123	4	119	127	35	15	13	56	105	33	45	131	50	25	0	75	190	30	138	240	86	19	109	52
Alc. parcial (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	79	11	70	95	21	11	8	40	73	24	33	106	39	12	17	52	129	18	96	157	63	12	42	75
Alc. bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	115	3	111	117	30	15	9	39	102	31	45	125	44	24	-3	70	158	31	105	209	71	19	38	96
Ácidos voláteis (mgHAC.L <sup>-1</sup> )	24	11	2	7	13	6	2	3	9	20	8	14	26	9	3	4	14	46	25	0	81	21	2	18	23
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	24	161	122	50	326	65	20	39	93	1749	488	1327	2536	399	93	275	538	1244	356	486	1585	13	5	5	18
% remoção média DQO bruta	24					71								76								99			
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	24	126	88	50	244	131	25	112	190	439	348	237	1220	72	24	50	116	389	91	232	507	143	34	116	226
% remoção média DQO filtrada	24					38								77								58			
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	466	95	352	584	394	93	234	486	4483	1464	2308	6828	465	131	280	610	4836	3576	1282	10876	510	30	466	556
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	353	77	240	408	202	61	296	84	2736	1023	1186	4410	94	62	14	162	3424	2658	840	7924	186	53	118	254
% de remoção média STV	24					43								97								95			
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	113	73	58	216	192	81	104	320	1747	449	1122	2418	408	93	266	554	1412	920	442	2952	324	67	238	396
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	43	28	18	72	142	83	7	205	1327	780	422	2766	115	54	22	160	639	124	392	823	44	15	18	66
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	47	31	15	72	41	36	70	200	815	478	240	1666	63	32	20	112	470	96	272	587	28	11	14	44
% de remoção média SSV	24					13								92								94			
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	2	2	0	5	52	35	25	120	513	303	182	1100	60	33	2	102	169	36	120	237	16	11	0	26

**Legenda:** Número de amostras (N); Média (X); Desvio padrão (DP); Valor mínimo (Mín); Valor máximo (Máx).

**Fonte:** Autoria própria.

### 5.2.3 Comparação entre as duas fases combinadas

Para facilitar a observação e consequente análise dos resultados obtidos durante toda fase combinada, os resultados dos principais parâmetros foram agrupados na Tabela 10. São mostrados valores afluentes e efluentes para as duas fases estudadas, evidenciando ganhos quando feita recirculação do efluente tratado, principalmente em relação à remoção de matéria orgânica e conversão de Nitrogênio.

**Tabela 10 – Comparação entre os valores afluentes e efluentes das duas fases combinadas estudadas**

Parâmetros	r = 0										r = 0,5							
	Afluente					Efluente					Afluente				Efluente			
	N	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max	X	DP	Min	Max
Temperatura °C	24	21,0	0,3	20,7	21,5	21,4	0,4	20,7	21,7	24	22,0	0,1	21,7	22,0	22,0	0,1	21,7	22,0
pH	24	6,7	0,1	6,5	7,0	7,5	0,2	7,4	7,8	24	7,4	0,2	7,2	6,4	7,8	0,3	7,3	8,1
Alc. total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	156	26	137	198	165	78	98	321	24	139	22	100	166	57	20	41	61
Alc. parcial (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	102	19	85	129	112	56	57	219	24	93	18	66	119	41	12	22	56
Alc. bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	24	125	10	96	142	153	71	71	307	24	125	22	87	150	48	20	14	68
Ácidos voláteis (mgHAC.L <sup>-1</sup> )	24	40	9	26	62	30	13	14	48	24	25	12	7	40	12	2	9	15
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	24	885	224	635	1297	102	46	47	177	24	1051	322	621	1482	159	39	107	216
% remoção média DQO bruta	24							86									82	
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	24	417	90	229	505	159	37	86	197	24	318	176	173	657	115	28	93	177
% remoção média DQO filtrada	24							58									58	
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	1485	1451	524	4398	463	73	355	554	24	3261	1712	1314	6096	456	85	327	551
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	1221	1334	324	4045	335	99	369	363	24	2171	1253	755	4247	160	59	143	167
% de remoção média STV	24							63									78	
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	319	155	139	537	164	43	116	215	24	1090	481	541	1862	308	80	203	423
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	24	1220	2044	279	6122	146	35	101	202	24	670	311	277	1220	100	51	16	144
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	24	969	1577	254	4760	90	30	35	124	24	444	201	176	775	44	26	35	119
% de remoção média SSV	24							82									66	
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	24	323	537	24	1384	52	19	27	88	24	228	114	101	447	43	27	9	83
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	20	138	7	116	187	102	17	75	127	20	160	123	70	394	41	17	18	77
% de remoção média NTK	20							26									70	
N-Amon (mg.L <sup>-1</sup> )	20	28	7	14	37	9	1	4	12	20	49	47	13	198	19	15	2	71
% de remoção média N-Amon	20							67									71	
N- Org (mg.L <sup>-1</sup> )	20	110	1	83	155	93	18	69	122	20	111	75	34	309	22	9	7	40
% de remoção média N-Org	20							14									70	

**Legenda:** Número de amostras (N); Média (X); Desvio padrão (DP); Valor mínimo (Mín); Valor máximo (Máx).

**Fonte:** Autoria própria.

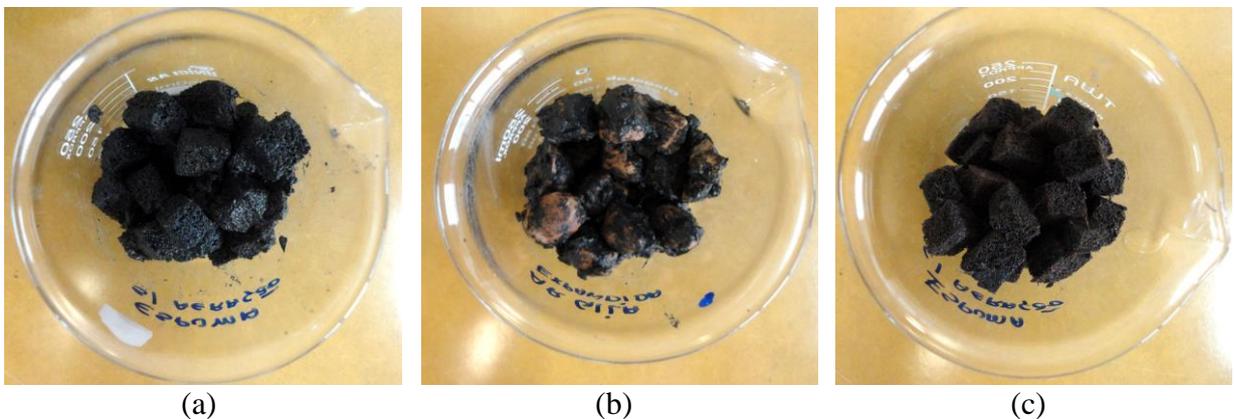
A análise dos resultados revela ganhos obtidos quando feita recirculação do efluente tratado, principalmente em relação à conversão de Nitrogênio, que apresentou médias de eficiência de 70%. Em termos de remoção de matéria orgânica a média dos dois sistemas foi semelhante 86% para o sistema sem recirculação e 82% para o sistema com recirculação.

É possível observar que houve uma queda na eficiência de remoção dos sólidos, o que pode ser justificado como um dos aspectos negativos dos sistemas com biomassa imobilizada, que com o decorrer do tempo, passam pela colmatagem do leito, perdendo a sua capacidade de retenção de sólidos, apesar disto o sistema se demonstrou eficiente.

Segundo Netto (2007) este processo combinado com recirculação, além de ser eficiente, não requer condições anóxicas e pode ocorrer em condições de baixa concentração de  $O_2$ . Além disso, é possível economizar cerca de 62% da demanda de oxigênio se comparado com os processos convencionais. A dificuldade para sua aplicação é a implantação em escala industrial, considerando a necessidade do controle das concentrações de oxigênio dissolvido, além dos custos com energia despendidos para a recirculação e aeração.

### 5.3 BIOMASSA ADERIDA AS CÉLULAS IMOBILIZADAS

Ao término da operação do reator foi possível notar (Figura 21) o acúmulo de lodo no compartimento anaeróbio, o que ao longo do tempo pode ser uma problemática para o sistema operado.



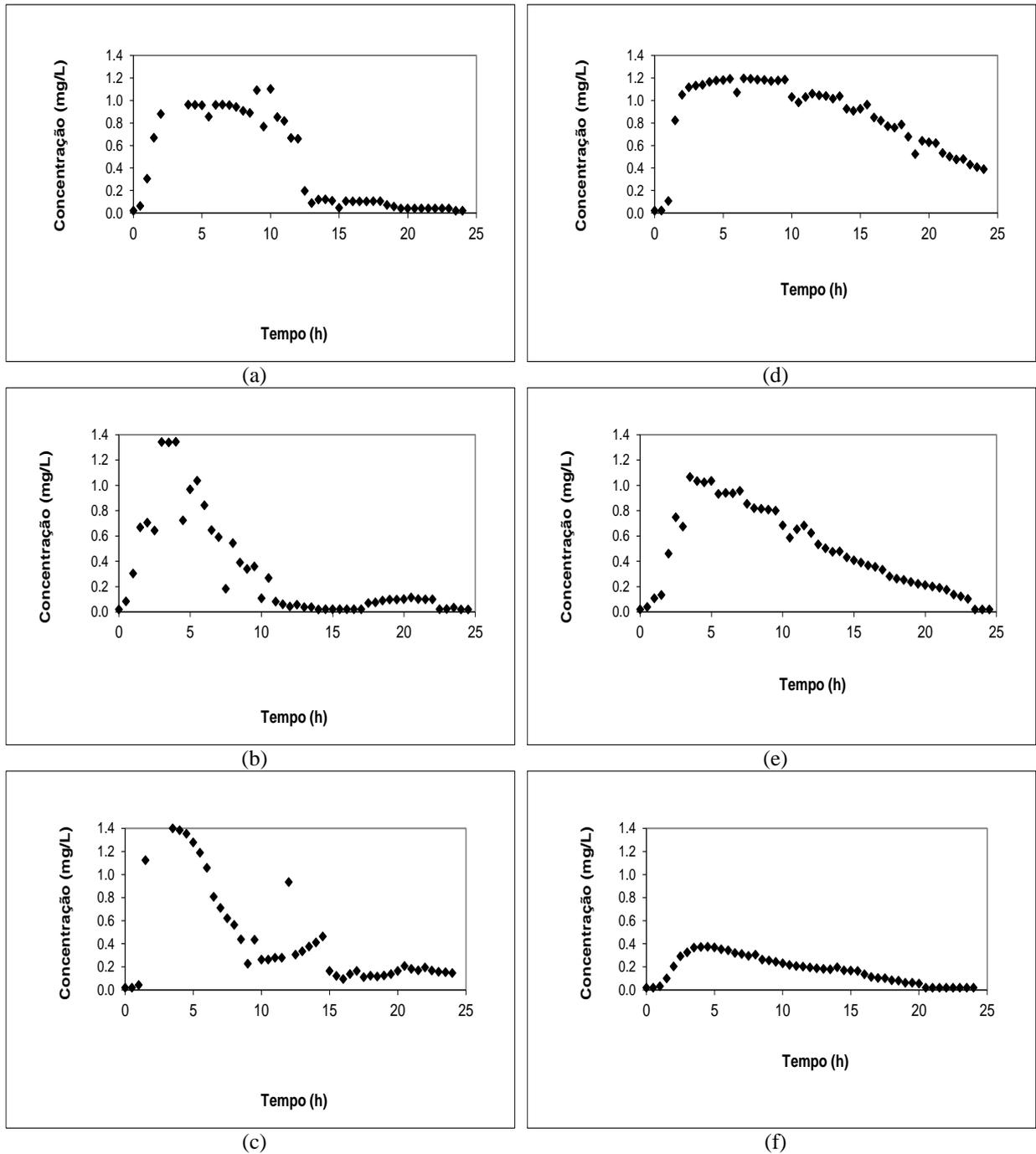
**Figura 21 – Biomassa aderida às células imobilizadas. (a) Espuma de poliuretano compartimento anaeróbio, (b) Argila expandida compartimento anaeróbio, (c) Espuma de poliuretano compartimento com aeração.**

**Fonte: Autoria própria.**

#### 5.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Neste item apresentam-se e discutem-se os resultados dos ensaios com traçador Eosina Y. A Figura 22 mostra as curvas de concentração obtidas pela técnica de estímulo e resposta, para as duas condições estudadas.

A vazão afluyente aplicada no ensaio foi de  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$  para a fase anaeróbia-aeróbia sem recirculação da fase líquida. Para a fase com recirculação a vazão de alimentação também foi de  $0,6 \text{ L.h}^{-1}$  e a vazão de recirculação foi de  $0,3 \text{ L.h}^{-1}$  para a fase combinada com razão de recirculação de 50%, sendo o TDH de 8 horas, para ambas as fases.



**Figura 22 –** Curvas de variação da concentração de eosina Y ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. (a), (b), (c) Etapa sem recirculação; (d), (e) e (f) Etapa com recirculação.

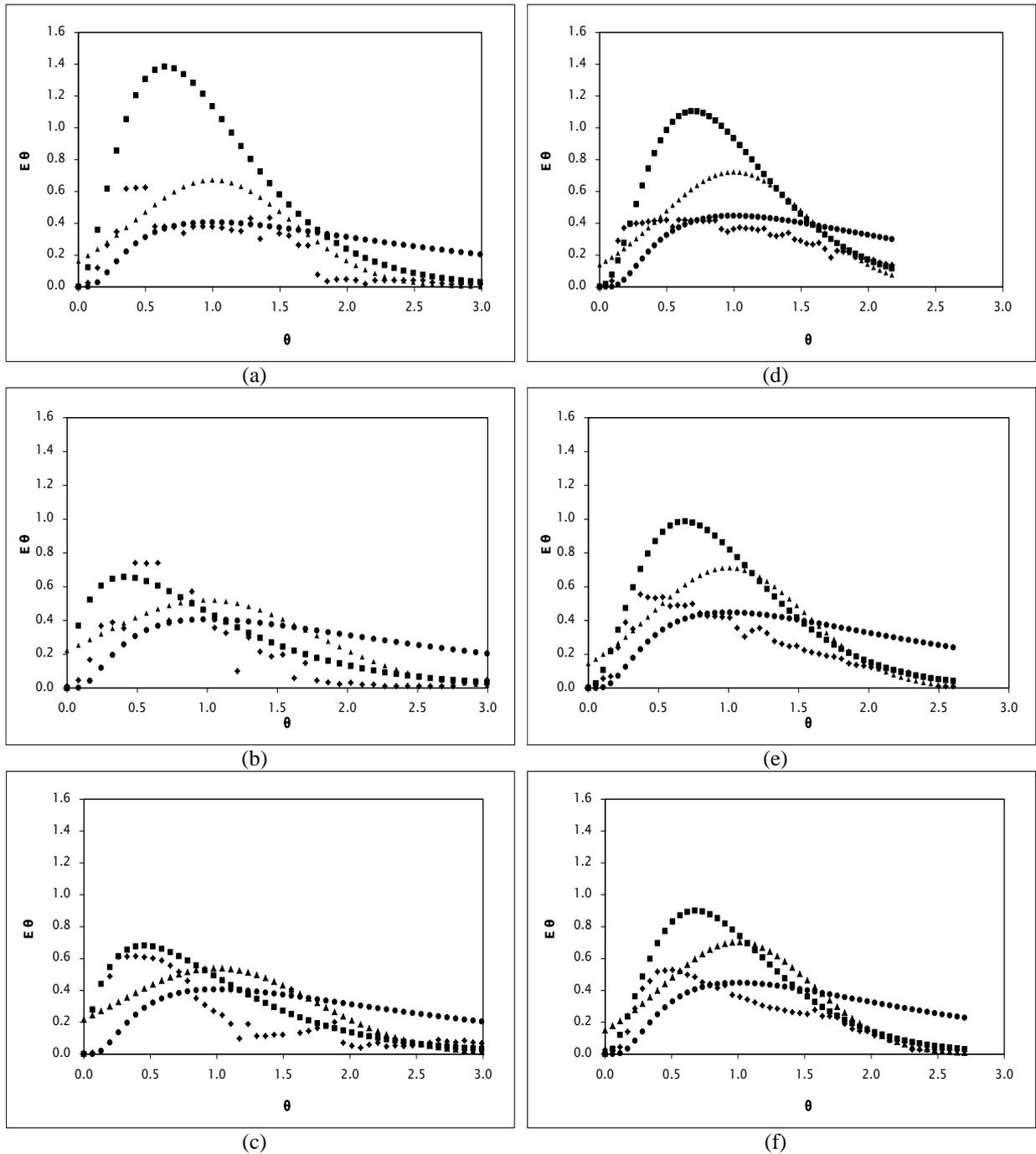
**Fonte:** Autoria própria.

Em todos os ensaios realizados com o traçador Eosina Y, foi possível observar o lento decaimento na concentração do traçador ao longo do tempo, o que pode indicar o fenômeno de “cauda longa”, nos três ensaios. Isso deve ter ocorrido devido à adsorção dos traçadores na biomassa do reator. Lima (2001) observou visualmente em um reator RAHLF esta adsorção do traçador no meio suporte.

Foi possível observar o adiantamento do pico da concentração em todos os ensaios, saindo às 3,5 h para o primeiro ensaio e às 3 h para o segundo e terceiro, na primeira etapa sem recirculação. Já na segunda etapa com recirculação foi observado o atraso do pico no primeiro ensaio saindo às 6,5 h, já no segundo o pico se deu às 3,5 h, e no terceiro às 4,5 h.

Também foi observada a antecipação da curva o que é um sinal de caminhos preferenciais, além da verificação de múltiplos picos decrescentes a intervalos regulares, o que de acordo com Levenspiel (2000) indicam indícios de uma forte recirculação interna do fluido do reator, ocasionadas provavelmente pelas bolhas de ar, geradas no processo de aeração.

As curvas de concentração de traçador ao longo do tempo foram normalizadas de acordo com Levenspiel (2000). Essas curvas em função do tempo adimensional (Figura 23) foram ajustadas pelos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão pequena (DP), de grande intensidade (GD) e de tanques em serie (N-CSTR).



**Figura 23 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente com o uso do corante Eosina Y ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta. N-CSTR em serie (▲), grande dispersão (■), pequena dispersão (●), valores experimentais (◊). (a), (b), (c) Etapa sem recirculação; (d), (e) e (f) Etapa com recirculação.**

**Fonte: Autoria própria.**

Na Tabela 11 são apresentados 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 – Parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais**

Operação	TDH <sub>h</sub>	Ensaio	TDH <sub>e</sub>	N-CSTR	PD	GD
R = 0	8	1	7,0	3	0,176	0,119
	8	2	6,2	2	0,294	0,173
	8	3	7,7	2	0,275	0,165
R = 0,5	8	1	11,0	3	0,152	0,107
	8	2	9,4	3	0,157	0,109
	8	3	4,5	3	0,161	0,112

Legenda: Tempo de detenção hidráulico teórico (TDH<sub>h</sub>); Tempo de detenção hidráulico real (TDH<sub>e</sub>); Número de reatores em série (N-CSTR); Pequena dispersão (PD); Grande dispersão (GD).

Fonte: Autoria própria.

Observando os dados da Tabela 11, nota-se que o modelo teórico de número de reatores em série (N-CSTR) fornece resultados de 2 a 3 reatores, para a condição operacional sem recirculação e de 3 reatores para a operação com recirculação, valor este inferior ao observado por Fazolo et al. (2006) em um reator de leito fixo em escala piloto contendo biomassa imobilizada em matrizes de poliuretano e alimentados com o efluente de um reator de leito de fluxo horizontal anaeróbico fixo, que foi utilizado para tratar esgoto doméstico, que obteve de 3-4 reatores completamente misturados em série, valor superior ao obtido neste estudo, talvez pelo fato do reator ser em escala de bancada, ao passo que o outro é em escala piloto.

Ainda de acordo com a Tabela 11 é possível observar que o tempo de detenção hidráulica real obtido se aproximou a 7,0, 6,2 e 7,7 h para o primeiro, segundo e terceiro, respectivamente, na fase 1, e de 11, 9,4 e 4,5 h para a segunda fase. Os valores experimentais obtidos na primeira fase foram inferiores ao TDH teórico, o que indica adiantamento nas respostas do traçador, provavelmente, devido a caminhos preferenciais, já na segunda fase houve o atraso do pico da concentração provavelmente devido à dispersão do traçador na recirculação, além da adsorção pela espuma de poliuretano do traçador.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados obtidos para a correlação dos ajustes das curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos.

**Tabela 12 – Coeficiente de correlação para os ajustes dos modelos teóricos obtidos.**

Operação	Ensaio	1	2	3	Média
R = 0	N-CSTR em series	0,905	0,877	0,873	0,885
	Pequena dispersão	0,850	0,739	0,563	0,717
	Grande dispersão	0,511	0,470	0,187	0,390
R = 0,5	N-CSTR em series	0,864	0,959	0,955	0,926
	Pequena dispersão	0,733	0,808	0,817	0,786
	Grande dispersão	0,414	0,475	0,466	0,452

Fonte: Autoria própria.

É possível observar na Tabela 12 que o modelo teórico que apresentou melhores ajustes aos dados experimentais do modelo de reatores em série com elevado grau de correlação 0,885, para operação sem recirculação e 0,926 para operação com recirculação, seguido do modelo de pequena dispersão que apresentou média dos ajustes de 0,717 e 0,786 para operação sem e com recirculação, respectivamente. Com valores menores para o modelo de grande dispersão sendo de 0,390 ( $r = 0$ ) e de 0,452 ( $r = 0,5$ ).

## 5.5 ANOMALIAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Na Tabela 13 são apresentados os resultados obtidos para análise de curto circuito.

**Tabela 13 – Valores obtidos para análise de curto circuito.**

Condição	r = 0			r = 0,5		
	1	2	3	1	2	3
Ensaio	1	2	3	1	2	3
Pico (h)	3,5	3,0	3,0	6,5	3,5	4,5
TDHe (h)	7	6,2	7,7	11	9,4	8,9
$\Psi$	0,50000	0,48387	0,38961	0,59091	0,37234	0,50562

**Legenda:** Tempo de detenção experimental (TDHe); Curto circuito ( $\Psi$ ).

**Fonte:** Autoria própria.

Não foi verificada a presença de curtos-circuitos em condições impostas neste trabalho, considerando que para valores menores ou iguais a 0,3 há a indicação de fluxo com efeito significativo de curto-circuito.

Na Tabela 14 podem-se observar os valores da análise da eficiência hidráulica.

**Tabela 14 – Valores obtidos para análise de eficiência hidráulica.**

Condição	r = 0			r = 0,5		
	1	2	3	1	2	3
Ensaio	1	2	3	1	2	3
Vd	0,00059	0,00107	0,00018	-0,00178	-0,00083	-0,00053
$E$	0,99941	0,99893	0,99982	1,00178	1,00083	1,00053
$N$	3	2	2	3	3	3
$\lambda$	0,66	0,49	0,49	0,66	0,66	0,66

**Legenda:** Volume de zona morta (Vd); Número de reatores em série (N); Eficiência hidráulica ( $\lambda$ ).

**Fonte:** Autoria própria.

Os valores obtidos para a eficiência hidráulica foram de 0,66, 0,49 e 0,49 para a condição sem recirculação, e 0,66 para os três ensaios realizados na fase com recirculação. Os ensaios realizados com a utilização do traçador eosina Y, na segunda fase indicaram

resultados satisfatórios referentes à eficiência hidráulica, uma vez que, os valores foram superiores à 0,5 e inferiores a 0,75, considerado na literatura como eficiência hidráulica satisfatória. Já na fase sem recirculação indicaram resultados pouco satisfatórios referentes à eficiência hidráulica, uma vez que, os valores foram inferiores à 0,5, considerado na literatura como eficiência hidráulica pobre (PERSSON, 1999).

Os resultados obtidos para análise de zonas mortas são observados na Tabela 15.

**Tabela 15 – Valores obtidos para análise de zonas mortas.**

Condição	r = 0			r = 0,5		
	1	2	3	1	2	3
Ensaio						
TDHt (h)		8			8	
TDHe (h)	7,0	6,2	7,7	11,0	9,4	8,9
B	0,88	0,78	0,96	1,38	1,18	1,11
Vt (m <sup>3</sup> )		0,00475			0,00475	
Va	0,00416	0,00368	0,00457	0,00653	0,00558	0,00528
Vd (m <sup>3</sup> )	0,000594	0,001069	0,000178	-0,001781	-0,000831	-0,000534

**Legenda:** Tempo de detenção teórico (TDHt); Tempo de detenção experimental (TDHe); Relação entre o TDH real e o TDH teórico ( $\beta$ ). Volume total do reator (Vt); Volume ativo do reator (Va); Volume de zonas mortas (Vd).

**Fonte:** Autoria própria.

Peña et al., (2006) ao estimar o volume de espaço morto ( $V_d$ ), verificou valores negativos em alguns pontos internos do reator UASB estudado, justificado pelos autores devido a existência de caminhos preferenciais. O que também foi observado neste trabalho, como pode ser verificado nos três ensaios na condição com recirculação.

## 6 CONCLUSÕES

Na etapa sem recirculação a eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos também foi bastante satisfatória, entretanto, praticamente não houve remoção de nitrogênio, o que pode ser justificado, pela baixa relação carbono/nitrogênio necessária para a nitrificação seguida da desnitrificação, a qual pode ser suprida pela adição de uma fonte externa de carbono, ou ser suprida com a recirculação de parte do efluente permitindo a ciclagem interna das fontes de carbono para a desnitrificação e a recuperação da alcalinidade.

O sistema combinado com recirculação apresentou bons resultados, mesmo sem adição de bicarbonato de cálcio no afluente do reator, para suprir a demanda de alcalinidade consumida no processo de nitrificação, já que com a razão de recirculação igual a 0,5 houve grande mistura, que foi também observado no estudo hidrodinâmico, que se assemelhou ao comportamento de mistura completa, conseqüentemente, teve maior homogeneização do meio líquido no reator acarretando recuperação da alcalinidade.

Verificou-se que a combinação do processo anaeróbio com o aeróbio seguido da recirculação foi vantajosa para o polimento final, com remoção da matéria orgânica remanescente e também para nitrificação do efluente, visto que o nitrito passou a ser convertido a nitrato caracterizando a ocorrência do processo de nitrificação.

Nos ensaios realizados com o traçador Eosina Y, para as duas condições, foi possível observar o lento decaimento na concentração do traçador ao longo do tempo, o que pode indicar o fenômeno de “cauda longa”, isso deve ter ocorrido devido à adsorção dos traçadores na biomassa do reator, fenômeno este característico de reatores com biomassa fixada.

O reator combinado anaeróbio-aeróbio revelou ser uma unidade interessante para ser utilizada como unidade de tratamento para pequenas comunidades ou pequenas vazões, pois alcança bons resultados e valores reduzidos de concentração dos compostos de nitrogênio, mesmo sem fornecimento de matéria orgânica.

Vale a pena destacar a importância, e a necessidade de estudos mais específicos sobre o biofilme do reator combinado de leito fixo e fluxo contínuo para avaliar a cinética de consumo da matéria orgânica e de consumo e produção do material nitrogenado. Além da avaliação da concentração de OD mais adequada a ser mantida no reator, na região aeróbia durante a condição de operação combinada, estudando estratégias de aeração que impliquem em menores custos energéticos. Entre outros estudos que podem ser desenvolvidos a fim de otimizar a eficiência e desempenho da configuração proposta neste trabalho.

## 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](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](http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n03/_ArtigoTecnico-121_07.pdf)>. Acesso em: 06 agos 2013.

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. 2013.

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](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; TEIJEIRA, 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 Aneróbio: **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**. 21<sup>th</sup> ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

FAZOLO, Aجادir ; 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.

HAANDEL, A.C. van; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 488p. 1999.

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

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment: biological and Chemical Process**. 3 ed. Springer. 420 p. 2002.

Jl, 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. 2013.

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, Gatzke. 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-](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. 2013.

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

LETTINGA, Gatzke. 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.

LIU X.-l.; REN N.-Q; WAN C.-l. Hydrodynamic characteristics of a four-compartment periodic anaerobic baffled reactor. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], p. 1159–65. 2007.

MARTINS, José Eduardo. Avaliação do comportamento de um reator uasb tratandoesgotos 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 CIÊNCIA, 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](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 SUL.

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](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: Vanderbijt 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 Von. **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, Gatzte. **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 Seqüenciais e Periodicamente Aerado**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

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.