

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

**Avaliação de Desempenho de Reator Anaeróbio Horizontal de Leito
Fixo (RAHLF) Preenchido com Argila Expandida e Espuma de
Poliuretano no Tratamento de Água Residuária Proveniente de
Abatedouro de Aves**

Aluna: Isabela Monici Raimondi

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Monografia apresentada ao curso de
graduação em Engenharia Ambiental da
Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo.

São Carlos, SP

2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

R153a Raimondi, Isabela Monici.
Avaliação de desempenho de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) preenchido com argila expandida e espuma de poliuretano no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves. / Isabela Monici Raimondi ; orientador Marcelo Zaiat -- São Carlos, 2011.

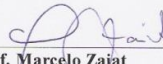
Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.

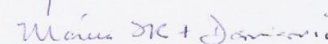
1. Reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF). 2. Abatedouro de aves. 3. Biomassa imobilizada. 4. Óleos e graxas. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

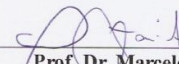
Candidato(a): **Isabela Monici Raimondi**

Monografia defendida e aprovada em: **19/10/2011** pela Comissão Julgadora:


Prof. Marcelo Zaiat


Profa. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic


Prof. Ariovaldo José da Silva


Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091 - Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho aos meus pais que me ensinaram a viver com dignidade e lutar pelos meus ideais, e que nunca mediram esforços para realização dos meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho!

À minha família pelo carinho, amor e apoio incondicional.

Ao professor Marcelo Zaiat, pela orientação, paciência e participação efetiva na elaboração deste trabalho.

À Ana Flávia e Renata, por toda ajuda, companheirismo e amizade durante meu trabalho e minha vida acadêmica.

Aos colegas do LPB pela ajuda e companhia.

Ao Raphael, pela paciência, amizade e amor em todos os momentos.

À todos os meus amigos de graduação que fizeram destes anos um dos melhores períodos da minha vida.

À Fundação de Amparo de Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão da bolsa de iniciação científica.

“No fim tudo dá certo, se não deu certo é porque ainda não chegou ao fim!”
Fernando Sabino

RESUMO

RAIMONDI, I.M. (2011) Avaliação de desempenho de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) preenchido com argila expandida e espuma de poliuretano no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves. Monografia. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos/São Paulo, 2011.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho do Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), preenchido com argila expandida e espuma de poliuretano como suportes para a imobilização da biomassa, no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves submetido à pré-tratamento por flotação. A alimentação do reator com água residuária coletada após o pré-tratamento por sistema de flotação por ar dissolvido (FAD), realizado no próprio abatedouro teve o intuito de minimizar a carga lipídica e a concentração de sólidos na entrada do reator. O trabalho foi dividido em duas etapas, com a aplicação de tempos de detenção hidráulica (TDH) de 5 h e 10 h, correspondentes às cargas orgânicas aplicadas de $7,2 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ e $3,6 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente. Análises sobre o comportamento hidrodinâmico do reator para o TDH de 5 horas demonstraram que anteriormente à operação ele apresentava um escoamento mais próximo ao pistonado (tubular ideal) e após 73 dias de operação, o fluxo alterou-se em direção ao que se espera em reatores de mistura completa. O reator apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, apresentando eficiências médias de $78 \pm 12\%$ para o menor tempo de detenção hidráulica e de $87 \pm 5\%$ para o maior.

Palavras-chave: Reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), abatedouro de aves, biomassa imobilizada, óleos e graxas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1- Fluxograma do processo do abate de aves.....	5
Figura 4. 1- Representação esquemática do sistema experimental com reator anaeróbio horizontal de leito fixo.	11
Figura 4. 2- Reator anaeróbio horizontal de leito fixo instalado em câmara de controle de temperatura.	11
Figura 5. 1 – Curva F obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas antes da operação.	16
Figura 5. 2 – Curva E obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas antes da operação	16
Figura 5. 3- Curva F obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas após a operação do reator.	18
Figura 5. 4 - Curva E obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas após a operação do reator.	18
Figura 5. 5- Variação temporal dos valores de DQO afluente bruto (◯), efluente bruto (■) e efluente filtrado (▲) com TDH de 5 horas.....	21
Figura 5. 6- Variação temporal dos valores de eficiência de redução da DQO com TDH de 5 horas.....	21
Figura 5. 7 - Variação temporal da concentração de ácidos voláteis totais no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 5 horas.	22
Figura 5. 8 - Variação Temporal da alcalinidade a bicarbonato no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 5 horas.	23
Figura 5. 9 - Variação temporal do pH no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 5 horas.	23
Figura 5. 10 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 5 horas.	24
Figura 5. 11 - Variação espacial da DQO bruta (■) e DQO filtrada (▲) com TDH de 5 horas.	26
Figura 5. 12 - Modelo cinético de primeira ordem ajustado aos dados experimentais da variação espacial da DQO Bruta para o TDH de 5 horas	27
Figura 5. 13 - Variação temporal dos valores de DQO afluente bruto (◯), efluente bruto (■) e efluente filtrado (▲) com TDH de 10 horas.....	29

Figura 5. 14 - Variação temporal dos valores de eficiência de redução da DQO com TDH de 10 horas.....	29
Figura 5. 15 - Variação temporal da concentração de ácidos voláteis totais no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 10 horas.	30
Figura 5. 16 - Variação Temporal da alcalinidade a bicarbonato no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 10 horas.	31
Figura 5. 17 - Variação temporal do pH no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 10 horas.	31
Figura 5. 18 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 10 horas.	32
Figura 5. 19 - Variação espacial da DQO bruta (■) e DQO filtrada (▲) com TDH de 10 horas.	34
Figura 5. 20 - Modelo cinético de primeira ordem ajustado aos dados experimentais da variação espacial da DQO Bruta para o TDH de 10 horas.....	35
Figura 5. 21 - Variação espacial de óleos e graxas (♦) com TDH de 10 horas.	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 4. 1- Parâmetros analisados e métodos analíticos	13
Tabela 4. 2- Etapas Operacionais	14
Tabela 5. 1 – Comparação da eficiência média e do pH entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente e o Reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o mesmo TDH de 5 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária	24
Tabela 5. 2 - Variação espacial (em relação ao comprimento por diâmetro do reator – L/D) da DQO bruta e DQO filtrada com TDH de 5 horas.....	25
Tabela 5. 3 - Parâmetros cinéticos obtidos com o ajuste cinético de primeira ordem da DQO Bruta para o TDH de 5 horas.	26
Tabela 5. 4 – Relação entre DQO Filtrada/DQO Bruta entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009) e o Reator Anaeróbio horizontal de leito fixo para o TDH de 5 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária	27
Tabela 5. 5 - Comparação da eficiência média e do pH entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente e o Reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o mesmo TDH de 10 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária.	32
Tabela 5. 6 - Variação espacial (em relação ao comprimento por diâmetro do reator - L/D) da DQO bruta e DQO filtrada com TDH de 10 horas.....	33
Tabela 5. 7- Parâmetros cinéticos obtidos com o ajuste cinético de primeira ordem da DQO Bruta para o TDH de 10 horas.	35
Tabela 5. 8 - Relação entre DQO filtrada/DQO Bruta entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes) e Reator anaeróbio horizontal de leito para o TDH de 10 horas.	36

ABREVIATURAS E SIGLAS

FAD – Flotação por ar dissolvido

RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo

TDH – Tempo de detenção hidráulico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Abatedouro de aves	4
3.2 Tratamento de águas residuárias ricas em óleos e graxas.....	6
3.2.1 Tratamento aeróbio.....	6
3.2.2 Tratamento anaeróbio	7
3.2.3 Tratamento físico-químico	8
3.3 Biomassa Imobilizada.....	8
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
4.1 Material.....	10
4.1.1 Reator	10
4.1.2 Água Residuária	11
4.1.3 Suporte para imobilização da biomassa anaeróbia	12
4.1.4 Inóculo	12
4.2 Métodos Analíticos	13
4.2.1 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos	13
4.3 Procedimento Experimental	13
4.3.1 Estudos hidrodinâmicos	14
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	15
5.1 Ensaio Hidrodinâmico	15
5.2 Operação com TDH de 5 horas	20
5.2.1 Perfil espacial ao longo do reator anaeróbio horizontal de leito fixo com TDH de 5 horas	25
5.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 horas.....	28
5.3.1 Perfil espacial ao longo do reator anaeróbio horizontal de leito fixo com TDH de 10 horas	33
6. CONCLUSÕES	38
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40

1. INTRODUÇÃO

A avicultura vem se destacando na economia brasileira há vários anos. Segundo a UBABEF (União Brasileira de Avicultura), o Brasil produziu em 2010 12,230 milhões de toneladas de carne de frango, alcançando a posição de maior exportador mundial, com a exportação de aproximadamente 3,8 milhões de toneladas de carne de frango.

Apesar do grande avanço da avicultura na economia e, consequentemente o aumento do número de abatedouros e de efluentes gerados por este tipo de indústria, baixos investimentos foram realizados na área de saneamento ambiental para o tratamento dessas águas residuárias. Segundo SEBRAE (2008) e Martinelli e Souza (2005), a avicultura vem concentrando esforços em pesquisas nas áreas de genética, nutrição, sanidade e manejo.

O sistema de tratamento de efluentes de abatedouros mais difundido é o físico-químico seguido de reator anaeróbio, sendo que os reatores anaeróbios destacam-se pelo baixo custo operacional e baixa geração de lodo. Apesar disto, apresentam eficiência limitada para remoção de macronutrientes (nitrogênio e fósforo), o que implica a necessidade de um pós-tratamento.

As águas residuárias provenientes de abatedouros de aves são caracterizadas por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o que favorece a aplicação de tratamentos biológicos (Massé e Masse, 2000). Entretanto, essas águas também apresentam elevado teor de óleos e graxas, o que pode gerar instabilidade no tratamento biológico (Manjunath et al., 2000). A degradação anaeróbia desses compostos gera ácidos graxos de cadeia longa e glicerol. Os ácidos graxos voláteis podem inibir o processo metanogênico, pois quando acumulados na biomassa sólida por adsorção,

formam uma película de gordura ao redor da célula que prejudica o transporte de substratos (Hanaki et al., 1981).

Assim, diversos sistemas de tratamento optam pela remoção preliminar dos sólidos e dos lipídios em unidades que antecedem o tratamento biológico. São utilizados sistemas de flotação por ar dissolvido com e sem a adição de produtos químicos que facilitam a floculação. Contudo, é gerado um resíduo sólido cuja disposição é difícil e onerosa.

Portanto, propõe-se a aplicação de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves como uma alternativa para promover maior concentração de biomassa e, assim, aumentar a velocidade de conversão de substratos de baixa biodegradabilidade, como no caso dos lipídios. Todavia, o sucesso do processo depende do conhecimento da cinética de degradação da água estudada, para evitar que a gordura seja acumulada nos interstícios do leito reacional, comprometendo o desempenho hidrodinâmico do reator.

A opção pelo reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) foi motivada principalmente por apresentar um escoamento próximo ao pistonado (tubular ideal), o que possibilita melhor compreensão dos fenômenos bioquímicos no interior do reator e facilita a obtenção dos parâmetros cinéticos.

A configuração horizontal do RAHLF tende a minimizar os caminhos preferenciais, uma vez que o líquido escoar no sentido axial enquanto o gás escoar no sentido radial. Já no reator vertical, líquido e gás escoam no mesmo sentido, o que resulta em mistura no sentido longitudinal, aumentando a dispersão no escoamento.

2. OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho foi: analisar o desempenho do reator horizontal de leito fixo (RAHLF) preenchido com argila expandida e espuma de poliuretano quando submetido a diferentes cargas orgânicas, no tratamento de água residuária coletada após pré-tratamento por sistema de flotação por ar dissolvido (FAD).

Os objetivos específicos incluíram:

- Analisar mudanças no comportamento hidrodinâmico do RAHLF após o tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves, com elevado teor de óleos e graxas;
- Comparar o desempenho obtido pelo RAHLF com o desempenho de um reator anaeróbio de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009), quando submetidos às mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária;
- Analisar o acúmulo de óleos e graxas ao longo do reator.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Abatedouro de aves

A prática do abate de aves e a venda para pronto consumo iniciou-se no Brasil na década de 70, com a produção de 270 mil toneladas de carne de frango.

O desenvolvimento dessa atividade nas últimas décadas e o aprimoramento tecnológico e organizacional contribuíram para o aumento significativo da produção. Segundo Martinelli e Souza (2005), a coordenação da cadeia aviária é feita pelas agroindústrias de abate e processamento da carne de frango. Essa passou, ao longo do tempo, por intensas mudanças resultado do desenvolvimento da biotecnologia em outros países e absorvida no Brasil - material genético, sanidade e criação do animal - e das tecnologias da microeletrônica e da automação. Isso trouxe como consequência a redução do custo das matérias-primas e de produção que, com o uso do sistema de criação intensivo facilitou a adoção de inovações na criação e engorda, com mudanças genéticas, maior controle sanitário, desenvolvimento da nutrição, manejo e ambiência (Martinelli e Souza, 2005).

A cadeia produtiva do frango confere ao Brasil os títulos de terceiro maior produtor e o primeiro lugar em exportações de carne de frango em 2010, segundo a UBABEF.

O fluxograma do processamento de aves, em um abatedouro é constituído por etapas esquematizadas na Figura 3.1:

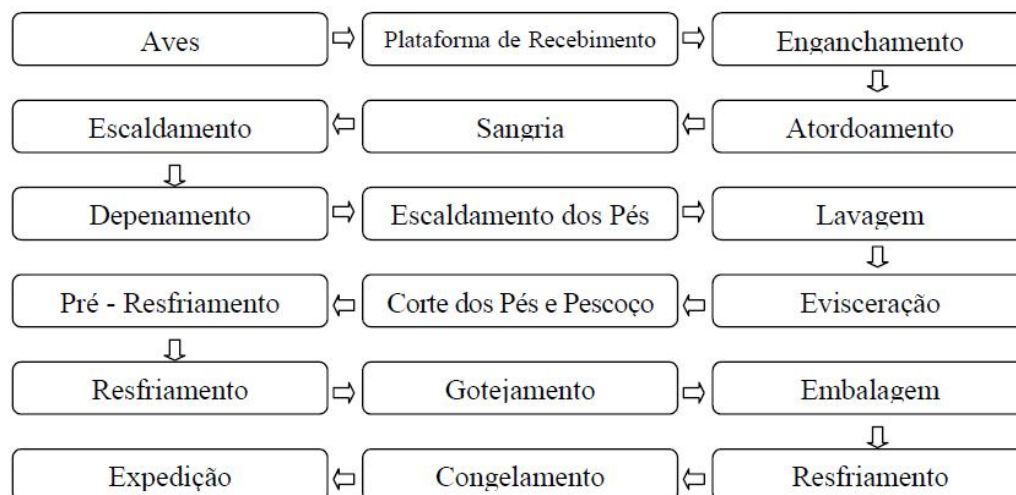


Figura 3. 1- Fluxograma do processo do abate de aves

Os abatedouros de frango utilizam grande quantidade de água no processo industrial, gerando águas residuárias, caracterizadas por elevadas carga orgânica e concentração de sólidos em suspensão, provenientes do processo de abate e dos processos de lavagem de pisos e equipamentos. Entretanto, as características dos efluentes líquidos variam entre as indústrias, dependendo do processo industrial e do consumo de água por frango abatido.

Segundo Foresti et.al. (1978) e Hübner (2001), a instalação de abatedouros de alta capacidade agrava os problemas de poluição, pois concentra ao lançamento de grandes volumes de despejos. Muitas são as regiões brasileiras com abatedouros de alta capacidade de abate que não possuem corpos receptores dos despejos com capacidade de absorção da carga orgânica decorrente do lançamento sem tratamento prévio destas águas residuárias.

Um sistema de tratamento adequado para as águas residuárias provenientes de abatedouros de aves, deve ser robusto o suficiente para suportar as variações de vazão e composição da corrente efluente, referentes ao processo produtivo, além de contemplar com eficiência a redução das elevadas cargas orgânica e lipídica.

3.2 Tratamento de águas residuárias ricas em óleos e graxas

3.2.1 Tratamento aeróbio

As águas residuárias provenientes de abatedouros de aves são caracterizadas por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o que favorece a aplicação de tratamentos biológicos (Massé e Masse, 2000). Entretanto, essas águas também apresentam elevado teor de óleos e graxas, o que pode gerar instabilidade no tratamento biológico (Manjunath et al., 2000).

Alguns tipos de sistemas aeróbios têm sido utilizados no tratamento de águas residuárias ricas em gorduras como, por exemplo, lagoas aeradas, filtros biológicos, lodos ativados (Tawfik et al., 2008) e reatores de membrana (Acharya et al., 2006).

Apesar de óleos e graxas serem facilmente degradáveis em sistemas aeróbios, fenômenos como a adsorção e conseqüente flotação de biomassa são comumente observados nestes sistemas. Além da perda de biomassa, os óleos e graxas também podem provocar a redução da velocidade de transferência de oxigênio, limitando a atividade microbiana (Chao & Yang, 1981).

Um aumento expressivo na remoção de óleos e graxas foi observado por Keenan e Sabelnikov (2000) com a adição de material suporte a um reator com biomassa de crescimento suspenso tratando água residuária de indústria alimentícia. A adição do material suporte resultou maior concentração de biomassa no interior do reator e manutenção da população ativa. Entretanto, o sistema apresentou alguns colapsos esporádicos atribuídos a falhas no ajuste de pH.

A aplicação de reatores aeróbios como principal unidade de tratamento para águas residuárias de abatedouros de aves é limitada devido ao custo operacional, associado ao gasto energético de aeração dos reatores e a elevada geração de lodo (Del

Nery et al., 2007), implicando poucos relatos sobre sua utilização (Rusten et al., 1998; Eremektar et al., 1999).

3.2.2 Tratamento anaeróbio

A degradação anaeróbia de óleos e graxas gera ácidos graxos de cadeia longa e glicerol. Os ácidos graxos voláteis podem inibir o processo metanogênico, pois quando acumulados na biomassa sólida por adsorção, formam uma película de gordura ao redor da célula que prejudica o transporte de substratos (Hanaki et al., 1981).

Alguns reatores anaeróbios são amplamente estudados após a aplicação de tratamentos preliminares, como por exemplo UASB (Tagawa et al., 2002; Cammarota et al., 2001; Del Nery et al. 2001), reatores de leito expandido (Petruy e Lettinga, 1997; Rinzema et al., 1993) e lagoas de estabilização. Os reatores UASB são os mais difundidos devido ao baixo custo aliado a boa eficiência. Porém, ainda que tenham sido amplamente estudados e documentados, problemas como a flotação e conseqüente perda de biomassa ocorrem com frequência, principalmente quando gordura fica adsorvida na superfície dos grânulos (Rinzema et al., 1989), além dos efeitos inibitórios dos ácidos graxos sobre a metanogênese (Chipasa & Medrzycka, 2006).

O processo de adsorção precede a biodegradação. Hwu et al. (1997) explicam que, primeiramente, a remoção de óleos e graxas é alta devido à adsorção desses compostos nos grânulos. A seguir, ocorre um aumento da concentração de lipídios no efluente devido à dessorção, acompanhada de um aumento significativo na produção de metano, indicando o início do processo de biodegradação.

Os dados de remoção de óleos e graxas devem ser sempre analisados com muita cautela devido à adsorção de gordura no leito reacional. Hwu et al. (1997) e Sam-Soon et al. (1991) obtiveram remoções de óleos e graxas de até 70% apresentando, no

entanto, uma produção de metano bem abaixo do valor esperado.

Reatores UASB foram aplicados para o tratamento anaeróbio de água residuária proveniente de abatedouro de aves, após pré-tratamento com sistema de flotação por ar dissolvido (FAD) em Del Nery et al. (2007). Nestes reatores a eficiência de remoção de DQO atingida foi de 67%, sendo que a carga orgânica aplicada variou de 0,9 a 2,7 kg DQO m⁻³ dia⁻¹. A necessidade de um pós-tratamento para remoção de nutrientes é ressaltada pelos autores.

3.2.3 Tratamento físico-químico

Os sistemas físico-químicos são muito utilizados para o tratamento de efluentes ricos em óleos e graxas. Este tipo de tratamento reduz a carga orgânica por meio da flotação e coagulação das gorduras e dos sólidos suspensos.

A adição de produtos químicos nos sistemas de flotação tem sido uma estratégia utilizada para realizar o pré-tratamento de efluentes ricos em óleos e graxas provenientes de abatedouros de aves (Del Nery et al., 2007). Esta técnica faz com que o sistema atinja altas eficiências de tratamento, pois auxilia na quebra da emulsão lipídica provocando a flotação da gordura. Contudo, esta prática aumenta a quantidade de lodo gerado, tornando mais difícil e onerosa a sua disposição (Kárpáti et al., 1995), constituindo como uma desvantagem para aplicação dos tratamentos físico-químicos.

3.3 Biomassa Imobilizada

A utilização de biomassa imobilizada apresenta vantagens em seu emprego em biorreatores, tais como o aumento da concentração de biomassa no reator; o aumento

das velocidades globais de conversão dos substratos, devido às altas concentrações de biomassa; a redução no volume dos reatores e a redução na susceptibilidade a choques de carga orgânica e temperatura.

Estudos realizados com o RAHLF (Zaiat et al., 1997; Varesche et al., 1997) mostraram que o uso da espuma de poliuretano como material suporte para a imobilização da biomassa proporciona um curto período de partida. Isso ocorre porque a espuma de poliuretano requer baixo nível de organização do biofilme, pois facilita o fluxo de substratos e produtos intermediários entre as espécies fixadas nas matrizes.

Entretanto, ainda que a espuma tenha se mostrado adequada à fixação microbiana, esse material apresenta desvantagens sob o aspecto hidrodinâmico, em função de sua compressibilidade e do acúmulo de sólidos retidos no leito, constituindo a origem dos problemas operacionais observados por Lima et al. (2005); Ribeiro et al. (2005) e Zaiat et al. (2000).

Dessa forma, a composição de materiais para aderência de microorganismos pode influenciar o desempenho hidrodinâmico do reator. Os bons resultados obtidos com o uso de materiais não compressíveis e menos porosos (Ortega et al. 2001., Chang et al. 2003) levaram à indicação a argila expandida como uma opção para evitar colmatação do leito reacional devido ao acúmulo de sólidos e óleos e graxas, presentes em elevada concentração em águas residuárias provenientes de abatedouros de aves.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Material

4.1.1 Reator

O reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para o tratamento da água residuária proveniente de abatedouro de aves foi confeccionado em vidro borissilicato com 1 m de comprimento (L) e 5 cm de diâmetro, com , relação L/D de aproximadamente igual a 20. O reator possui volume total de 1960 ml e volume útil de 960 ml. Lateralmente, o reator apresenta cinco pontos de amostragens ao longo de seu comprimento, correspondendo as posições L/D de 2, 6, 10, 14 e 18.

O reator foi mantido em câmara termostatzada, com temperatura interna mantida a $30\pm1^{\circ}\text{C}$.

Para a alimentação do reator, utilizou-se uma bomba peristáltica Gilson[®], modelo Minipuls 3.

O esquema das instalações experimentais para os ensaios está representado na Figura 4.1, bem como a fotografia do reator alocado na câmara de controle de temperatura (Figura 4.2).

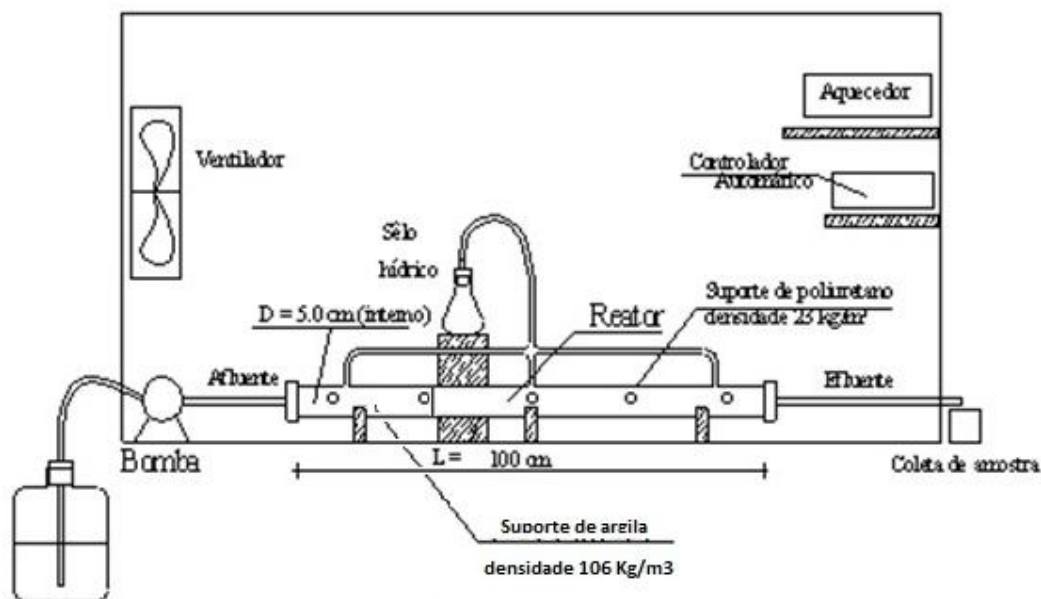


Figura 4. 1- Representação esquemática do sistema experimental com reator anaeróbico horizontal de leito fixo.



Figura 4. 2- Reator anaeróbico horizontal de leito fixo instalado em câmara de controle de temperatura.

4.1.2 Água Residuária

A água residuária utilizada foi coletada semanalmente no abatedouro de aves da região de São Carlos e mantida sob refrigeração no período entre as coletas. A água residuária era coletada após sistema de flotação por ar dissolvido (FAD) sem adição de produtos químicos, instalado no próprio abatedouro.

4.1.3 Suporte para imobilização da biomassa anaeróbia

Os suportes utilizados para imobilização da biomassa foram argila expandida (cinasita) e espuma de poliuretano.

A argila expandida (cinasita) foi utilizada na forma de partículas não uniformes, na faixa granulométrica entre 6,3 a 4,8 mm, com densidade aparente de $1,06 \text{ g.cm}^{-3}$ e porosidade aparente de 23%, aproximadamente. A espuma de poliuretano foi utilizada na forma de cubos com 0,5 cm de aresta, com densidade aparente de $0,023 \text{ g.cm}^{-3}$ e porosidade próxima a 95%.

Os bons resultados obtidos com o uso de materiais não compressíveis e menos porosos (Ortega et al., Chang et al.) levaram à escolha da argila expandida como material suporte para a região inicial do reator, com o intuito de evitar a colmatação do leito reacional, já que as características deste material proporcionam menor retenção de sólidos.

A argila preencheu aproximadamente o primeiro terço inicial do comprimento do reator (aproximadamente 33 cm), enquanto a espumas preencheu os dois terços restantes.

4.1.4 Inóculo

O módulo de espuma de poliuretano foi inoculado com biomassa proveniente de reator UASB tratando água residuária de abatedouro de aves da empresa Avícola Dacar S.A., localizada em Tietê, SP. O lodo foi imobilizado utilizando-se metodologia descrita por Zaiat *et al.* (1994). A espuma de poliuretano foi colocada em um recipiente e o lodo foi adicionado até que toda a espuma ficasse em contato com a suspensão durante 24 horas. Decorrido este período, o excesso de lodo foi retirado e as matrizes

com as células aderidas foram colocadas dentro do reator.

A argila expandida não foi inoculada previamente.

4.2 Métodos Analíticos

4.2.1 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos

Os parâmetros monitorados durante o experimento podem ser observados na Tabela 4.1, segundo métodos descritos pela APHA (2005).

Tabela 4. 1- Parâmetros analisados e métodos analíticos

Parâmetro	Método analítico	Frequência de amostragem
Temperatura	Termômetro	Diária
DQO Bruta (mg.L^{-1})	Espectrofotométrico	2 x por semana
DQO Filtrada (mg.L^{-1})	Espectrofotométrico	2 x por semana
pH	Potenciométrico	2 x por semana
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)*	Titulométrico	2 x por semana
Ácidos Voláteis (mg Hac/L)*	Titulométrico	2 x por semana
ST, STV, SSV, e SST	Gravimétrico	2 x por semana

* Dilallo e Albertson (1961)

4.3 Procedimento Experimental

O procedimento experimental foi definido em duas etapas, variando o tempo de detenção hidráulica em 5 e 10 horas. A Tabela 4.2 apresenta as etapas operacionais, os tempos de detenção hidráulica e as respectivas cargas orgânicas aplicadas, que foram calculados com base no volume útil do reator (960 ml) preenchido com argila expandida e espuma de poliuretano.

Tabela 4. 2- Etapas Operacionais

Etapas	TDH (h)	Carga Orgânica Aplicada ($\text{kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$)
1	5	7,2
2	10	3,6

4.3.1 Estudos hidrodinâmicos

Foram realizados dois ensaios hidrodinâmicos, para uma mesma condição operacional: um antes do início da operação, com o reator já preenchido com material suporte, porém sem inoculação, e o outro após o término da operação do reator. A finalidade desses estudos foi avaliar as características associadas ao padrão de escoamento, tais como caminhos preferenciais, regiões de estagnação, o TDH real aplicado ao sistema e o possível acúmulo de óleos e graxas no reator. O tempo de detenção hidráulica teórico empregado foi de 5 horas, com base no volume útil do reator. O traçador utilizado foi o cloreto de sódio (NaCl), aplicado ao reator na forma de estímulo degrau (Levenspiel, 2000).

A metodologia consistiu em instalar, na saída do efluente líquido do reator, um vertedor com uma sonda para detecção de condutividade, acoplada a um transdutor CBL da Texas Instruments®, que por sua vez foi acoplado a uma calculadora Texas TI-89®. Os sinais foram interpretados pela calculadora por um período quatro vezes maior que o tempo de detenção hidráulica teórico aplicado (20 horas).

Os dados obtidos com a calculadora foram ajustados com o auxílio do software Microcal Origin 6.0® para determinação das curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica, cálculo do tempo de detenção hidráulica real e ajuste dos modelos de escoamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Ensaios Hidrodinâmicos

O primeiro estudo hidrodinâmico de TDH teórico de 5 horas foi realizado antes do início da operação, com o reator já preenchido com material suporte, porém sem a inoculação com o lodo da Avícola Dacar S.A. O segundo estudo foi realizado para o mesmo TDH teórico de 5 horas, mas após o término da operação do reator.

Segundo Levenspiel (2000), injetando-se um traçador físico na corrente afluyente na forma de degrau, a curva resposta obtida no ensaio é sempre crescente, até que se atinja a concentração de traçador aplicada. A curva normalizada F é então obtida pela divisão dos valores de concentração da curva resposta pelo valor da concentração máxima alcançada. A curva E, representativa da distribuição do tempo de residência- DTR, é gerada derivando-se a curva F em função do tempo.

Os dados obtidos com a realização do ensaio do tipo degrau foram ajustados para obtenção das curvas F e E. A Figura 5.1 apresenta a curva F obtida com o primeiro ensaio hidrodinâmico para o TDH teórico de 5 horas e a Figura 5.2 apresenta a curva E (DTR) para esta condição:

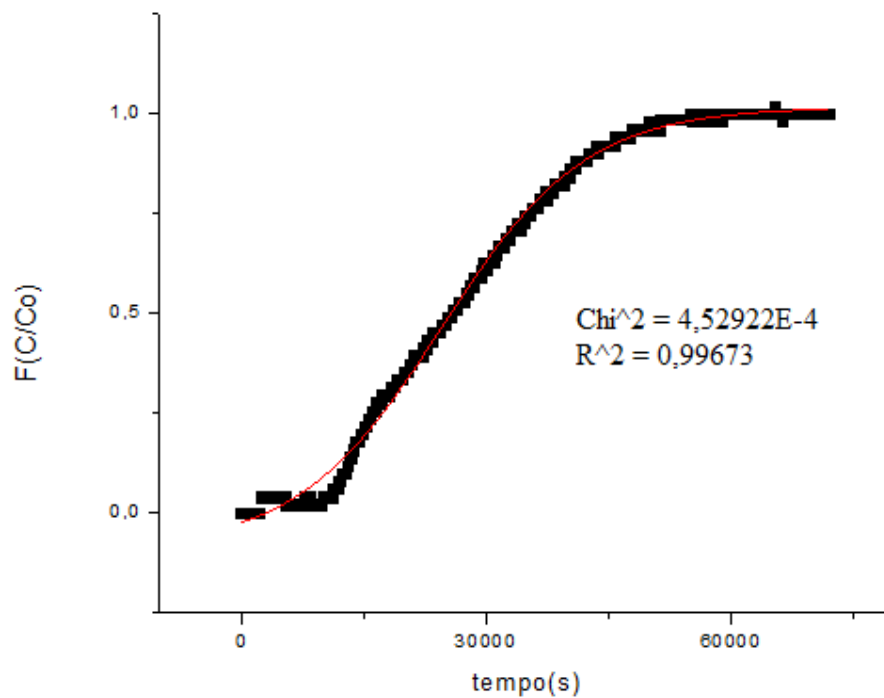


Figura 5. 1 – Curva F obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas antes da operação.

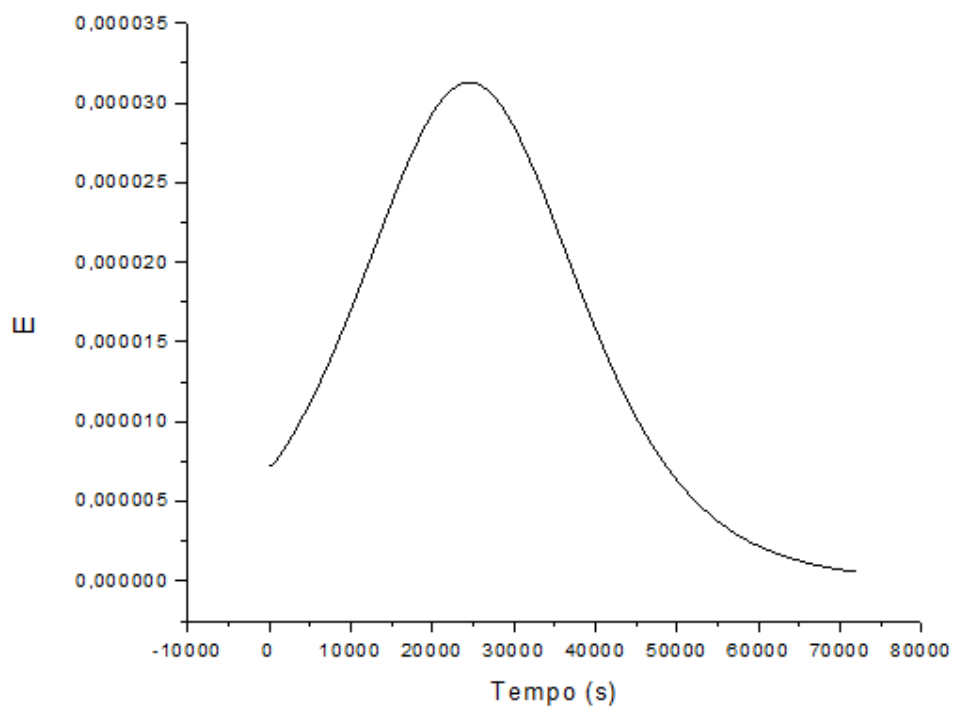


Figura 5. 2 – Curva E obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas antes da operação

A curva F apresentou comportamento característico do ensaio do tipo degrau, continuamente crescente, tendendo a formar o patamar final, que permitiu um ajuste sigmóide com coeficiente de correlação de 0,99.

A curva E derivada a partir do ajuste sigmóide de Boltzman representou o comportamento do reator com fluxo mais próximo ao tipo tubular ideal (pistonado), escoamento esperado no reator utilizado no presente trabalho.

Para o ensaio realizado após a operação do reator, observou-se que o comportamento da curva E alterou-se em direção ao que se espera em reatores de mistura completa. Nos reatores de mistura completa, uma quantidade de traçador injetada na corrente de alimentação é rapidamente misturada em todo o sistema, observando-se desta maneira na saída do reator um contínuo decaimento da concentração do traçador.

A Figura 5.3 apresenta a curva F obtida e a Figura 5.4 apresenta a curva E (DTR - distribuição dos tempos de residência) após o termino da operação:

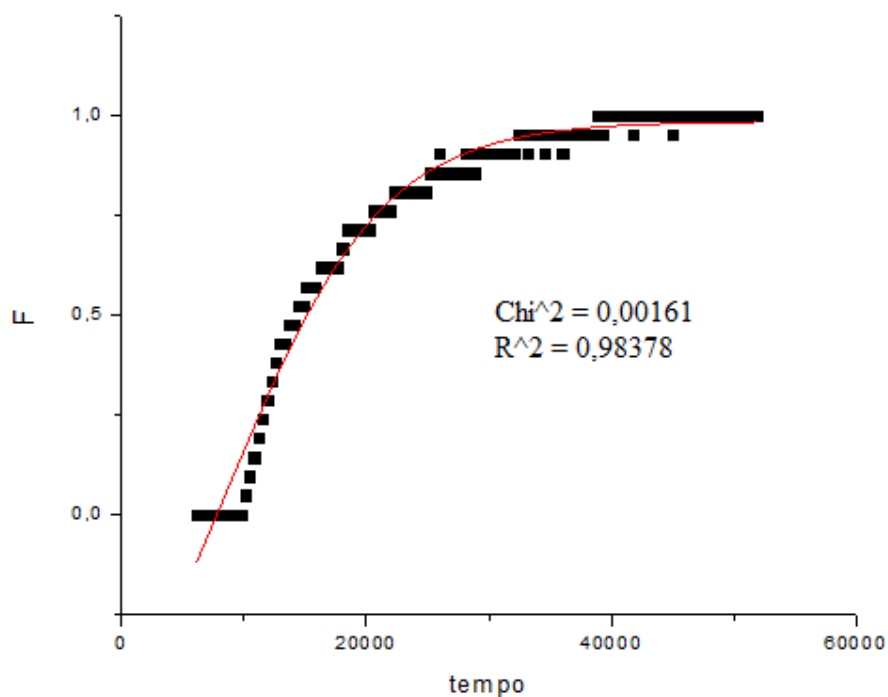


Figura 5. 3- Curva F obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas após a operação do reator.

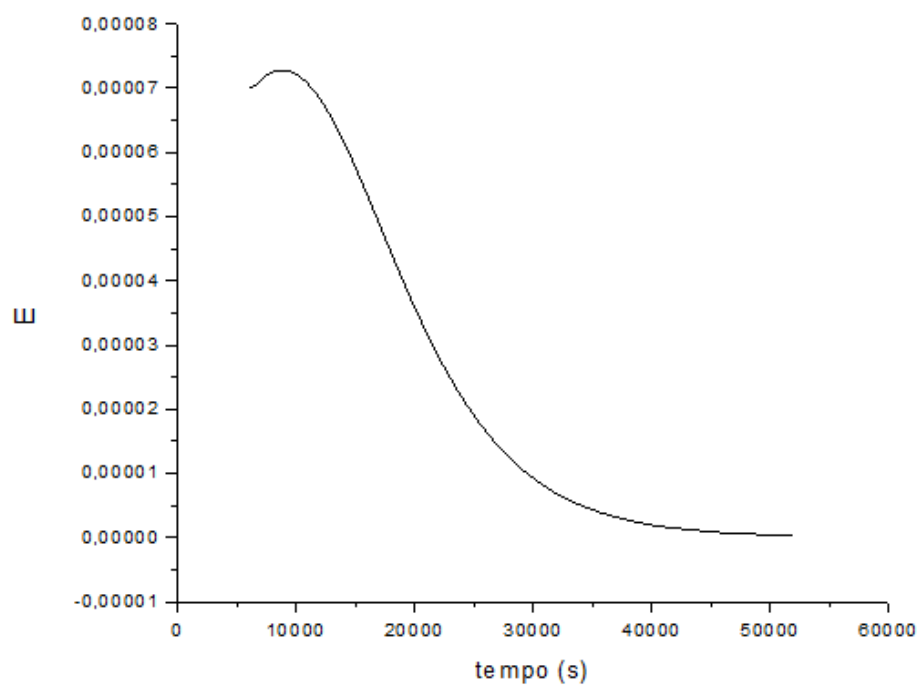


Figura 5. 4 - Curva E obtida em ensaio do tipo degrau para TDH teórico de 5 horas após a operação do reator.

O aspecto da curva E passou de um modelo mais próximo do fluxo pistonado no primeiro ensaio para um modelo mais próximo de mistura completa no segundo ensaio. Essa diferença deu-se principalmente pela produção de gases na segunda operação já que nesta condição o reator já estava inoculado. Isso não ocorreu com o ensaio antes da operação, pois apenas havia material suporte no reator. A presença da própria biomassa pode também ter interferido no escoamento do reator.

O tempo de detenção hidráulica real, determinado a partir das curvas DTR, foi de 7,3 horas para o primeiro ensaio, de 4,3 horas para o segundo (após a operação).

O fato do valor do TDH real observado na primeira condição ter sido maior que o valor do TDH teórico (5 h) pode ser devido a erros na aferição do volume útil do reator, ou da vazão. A determinação do volume líquido se deu por meio de três drenagens consecutivas do volume útil do reator já preenchido com material suporte. A média desses volumes drenados forneceu o volume útil do reator. Quando se realiza o estudo do padrão de escoamento, o volume útil obtido é resultado de todo o volume líquido existente entre os interstícios do material suporte e, também, aquele presente no interior do material suporte, que no caso da espuma de poliuretano, é bastante significativo em função da sua alta porosidade (aproximadamente 95%) e da estrutura macroporosa (tamanho de poro médio de $543 \pm 154 \mu\text{m}$). No caso da determinação do volume líquido por drenagem, o que se obtém é o volume líquido presente apenas nos interstícios da espuma, resultando em um valor inferior.

Já o tempo de detenção hidráulica real na segunda condição foi menor que o valor do TDH teórico, pois possivelmente houve uma diminuição do volume útil do reator após a operação. Isso pode ter ocorrido pelo acúmulo de alguma substância durante o período de operação. Como o reator já estava inoculado, a presença da própria

biomassa diminuiu o volume útil do reator.

5.2 Operação com TDH de 5 horas

O reator anaeróbio foi operado durante 73 dias nesta etapa. A eficiência de redução de DQO apresentou valor máximo de 94% obtido no 59º dia de operação e média de $78 \pm 12\%$. A Figura 5.5 apresenta os valores de concentração de matéria orgânica afluenta e efluente durante o período de operação. A eficiência de redução de DQO é apresentada na Figura 5.6. É importante ressaltar que as variações na eficiência da redução do reator são influenciadas pela variação das características da corrente afluenta. As características da água residuária estão ligadas ao volume de água consumido por ave durante processo de abate, ao tamanho médio das aves e ao tipo de produto produzido.

Na Figura 5.6 observa-se alguns pontos com eficiência muito abaixo da média. Essas baixas eficiências ocorreram devido a alguns problemas nos equipamentos laboratoriais. Apesar disto, nota-se que o reator volta a atingir altas eficiências rapidamente.

Embora os valores de DQO afluenta tenham apresentado grandes variações, o reator mostrou-se estável, sem alterações significativas na DQO efluente bruta e filtrada, que permaneceram em torno de $153 \pm 65 \text{ mg.l}^{-1}$ e $68 \pm 43 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente.

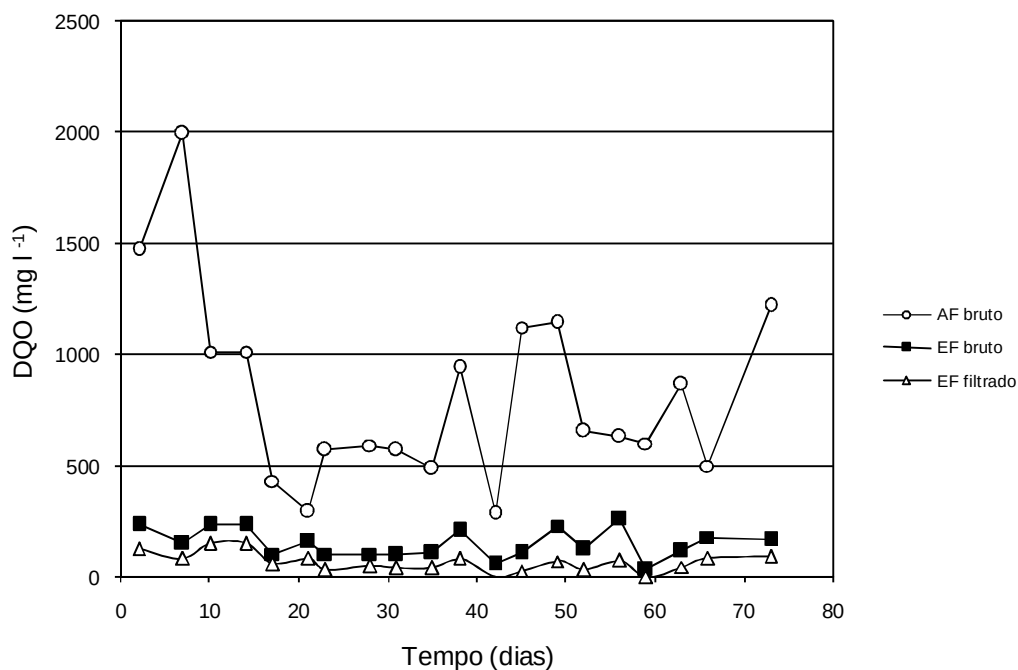


Figura 5. 5- Variação temporal dos valores de DQO afluente bruto ($\circ$), efluente bruto ($\blacksquare$) e efluente filtrado ($\triangle$) com TDH de 5 horas

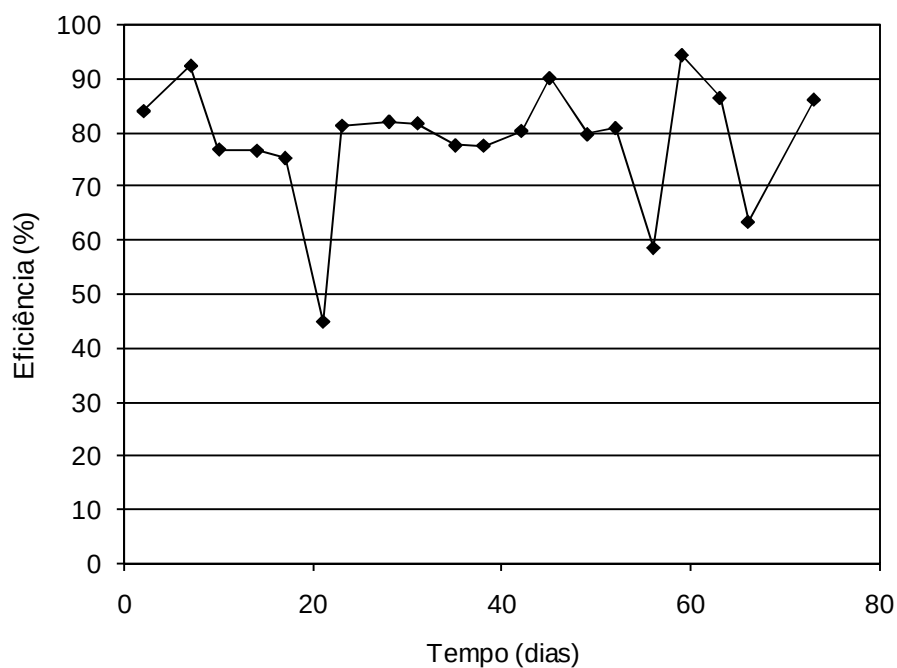


Figura 5. 6- Variação temporal dos valores de eficiência de redução da DQO com TDH de 5 horas

Durante toda a operação a concentração de ácidos voláteis no efluente esteve abaixo de 60 mg l^{-1} (Figura 5.7). Valores de ácidos voláteis foram relativamente baixos e, portanto, pode indicar estabilização do reator. A geração de alcalinidade a bicarbonato (Figura 5.8) também ocorreu durante todo o período de operação. O pH efluente (Figura 5.9) permaneceu estável com média $7,3 \pm 0,2$.

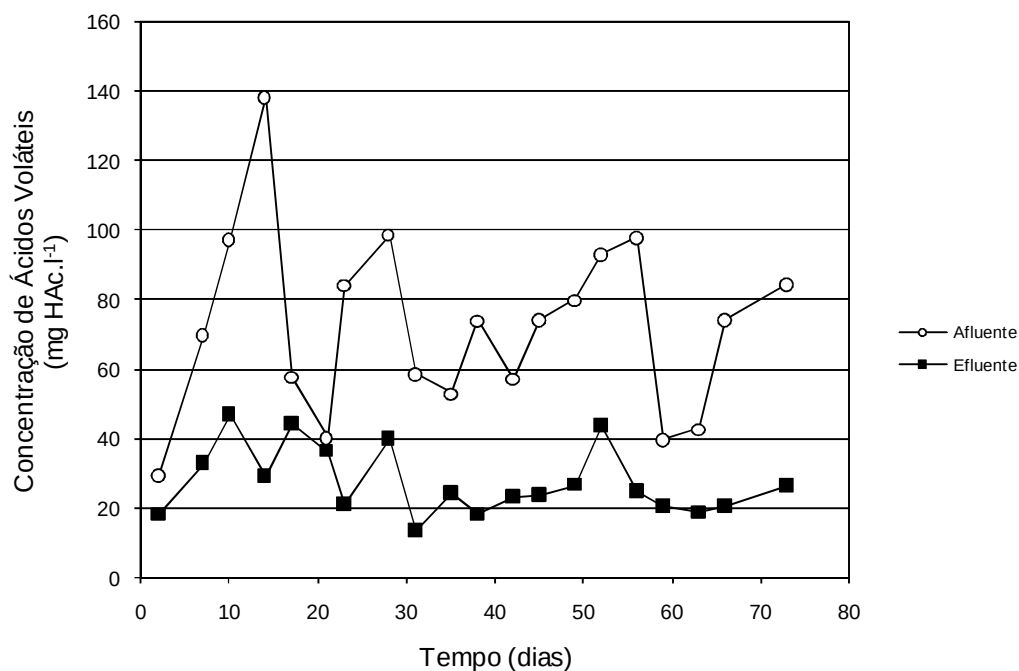


Figura 5. 7 - Variação temporal da concentração de ácidos voláteis totais no afluente (◯) e efluente (■) com TDH de 5 horas.

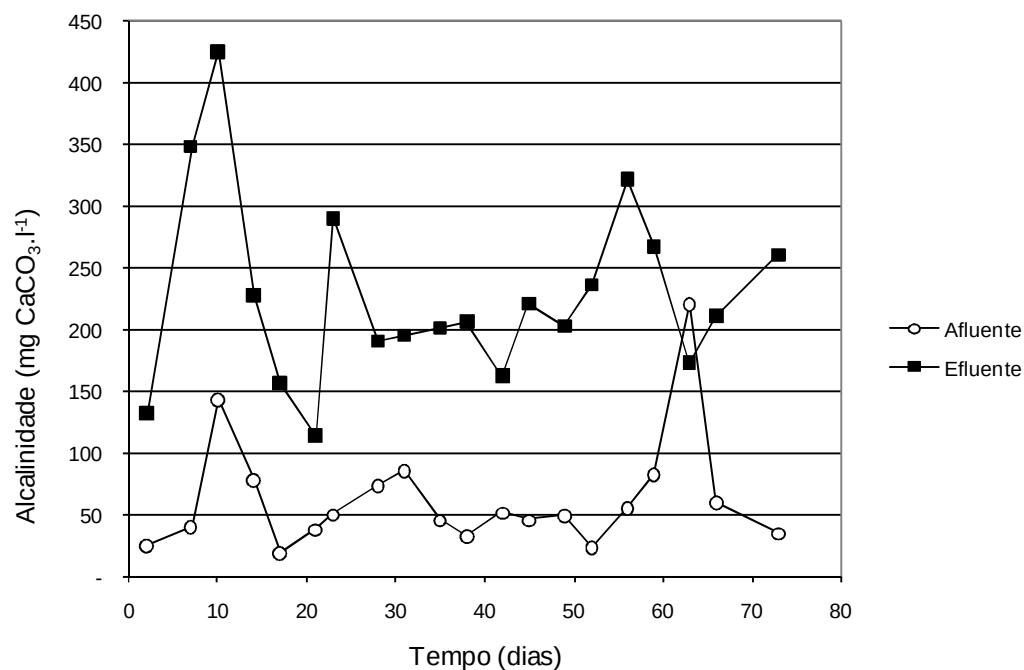


Figura 5. 8 - Variação Temporal da alcalinidade a bicarbonato no afluente (○) e efluente (■) com TDH de 5 horas.

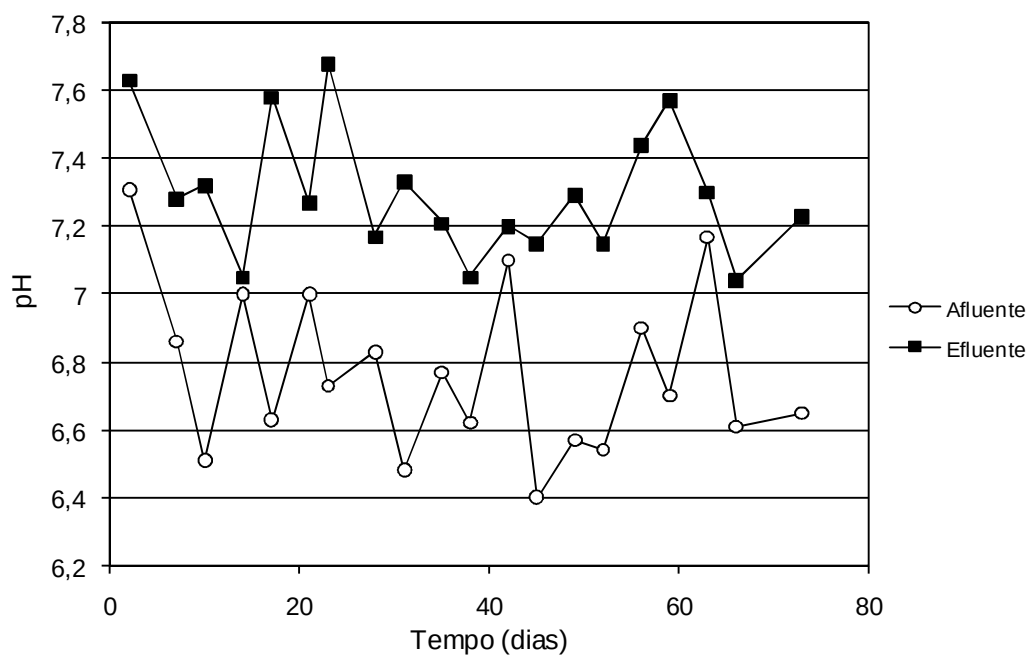


Figura 5. 9 - Variação temporal do pH no afluente (○) e efluente (■) com TDH de 5 horas.

A remoção de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi de $65,0 \pm 24,7\%$. A variação temporal de SSV de afluente a efluente estão na Figura 5.10:

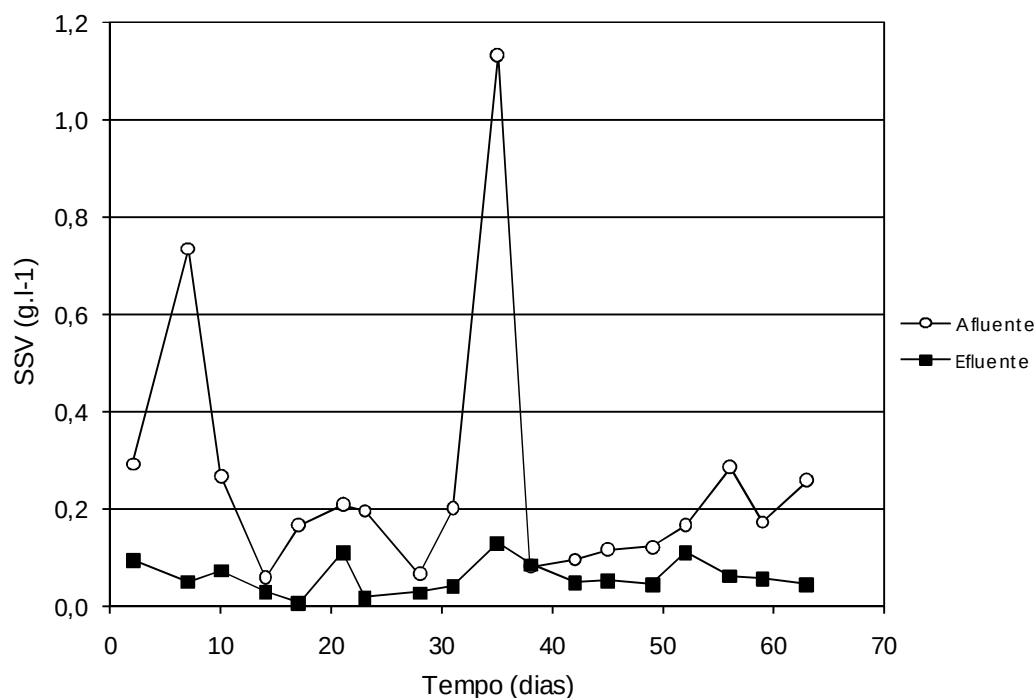


Figura 5. 10 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente ($\circ$) e efluente ($\blacksquare$) com TDH de 5 horas.

Em Pontes (2009), os dados obtidos no trabalho são citados para servir de comparação. Pontes (2009) analisa a eficiência obtida pelo reator anaeróbio de leito fixo e escoamento ascendente submetido às mesmas condições que o RAHLF e tratando a mesma água residuária. Os resultados obtidos por ambos os trabalhos estão na Tabela 5.1:

Tabela 5. 1 – Comparação da eficiência média e do pH entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente e o Reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o mesmo TDH de 5 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária

Reator	Reator de Leito Fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009)	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo
Eficiência média (%)	66 ± 17	78 ± 12
pH médio do efluente	$7,1 \pm 0,3$	$7,3 \pm 0,2$

Durante toda a operação a concentração de ácidos voláteis no efluente do reator de leito fixo e escoamento ascendente esteve abaixo de 100 mg l^{-1} , enquanto esse valor para o reator anaeróbio horizontal de leito fixo ficou abaixo de 60 mg l^{-1} (Figura 5.7).

A maior eficiência de remoção de DQO do RAHLF pode ser explicada, pois no Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009) o fluxo de gases gerados está na mesma direção que o efluente, podendo ocorrer carregamento de biomassa no efluente. Isso não ocorre com o RAHLF. Neste, o fluxo de gás gerado é perpendicular ao fluxo do efluente, inferindo-se que a biomassa carregada pelo gás acumula-se na zona superior do reator, podendo ser digerida posteriormente.

5.2.1 Perfil espacial ao longo do reator anaeróbio horizontal de leito fixo com TDH de 5 horas

Os resultados obtidos da redução de DQO ao longo do comprimento do reator podem ser observados na Tabela 5.2 e na Figura 5.11. São 5 pontos de amostragem ao longo do reator, sendo L/D igual a zero o afluente e L/D igual a 20 o efluente.

Tabela 5. 2 - Variação espacial (em relação ao comprimento por diâmetro do reator – L/D) da DQO bruta e DQO filtrada com TDH de 5 horas.

L/D	0	2	6	10	14	18	20
DQO Bruta (mg.l-1)	2335	567	490	381	309	237	224
DQO Filtrada (mg.l-1)	241	405	311	260	173	111	97

O aumento considerável da DQO entre os pontos L/D de 0 para 2 (de 241 mg.l^{-1} para 405 mg.l^{-1}) pode indicar a presença de um possível caminho preferencial de escoamento do líquido no interior do reator, atrapalhando a degradação.

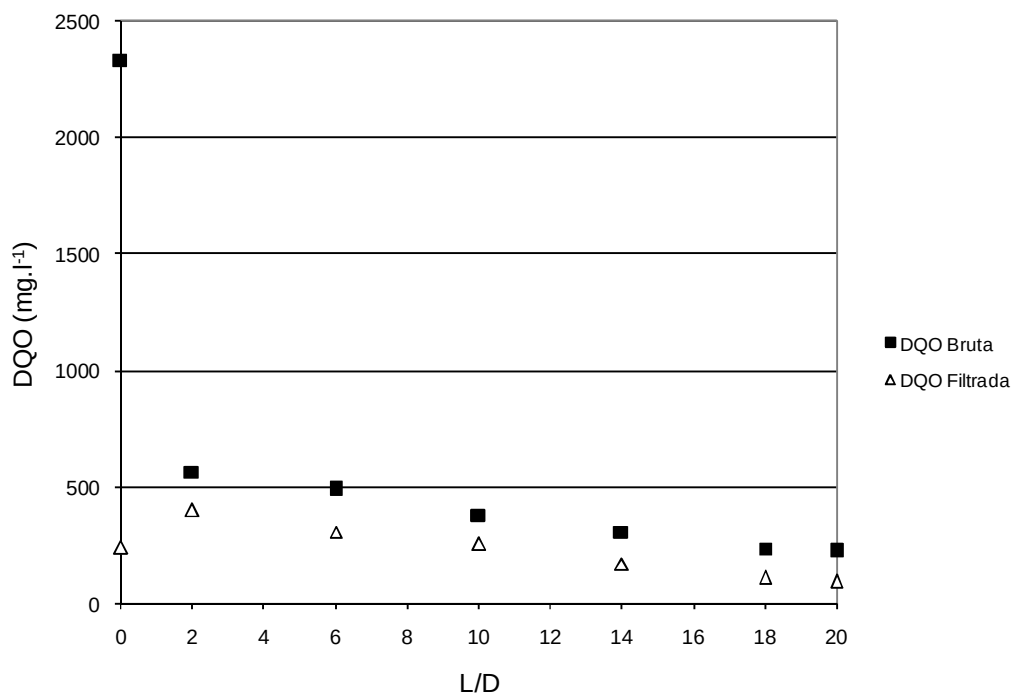


Figura 5. 11 - Variação espacial da DQO bruta (■) e DQO filtrada (Δ) com TDH de 5 horas.

A partir da variação espacial da DQO bruta foram realizados estudos cinéticos. Considerou-se para o estudo um reator ideal de fluxo pistonado e o meio reacional pseudo-homogêneo. O modelo ajustado aos pontos foi um modelo cinético de primeira ordem.

O Parâmetro cinético aparente de primeira ordem (K_1^{app}), a concentração inicial encontrada (C_0), assim como o coeficiente de correlação (R^2) da curva ajustada estão apresentados na Tabela 5.3. A curva de decaimento da DQO bruta está na Figura 5.12:

Tabela 5. 3 - Parâmetros cinéticos obtidos com o ajuste cinético de primeira ordem da DQO Bruta para o TDH de 5 horas.

$K_1^{app} \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$0,0696 \pm 0,0159$
$C_0 \text{ (mg.l}^{-1}\text{)}$	$2008,57 \pm 119,30$
R^2	0,97919

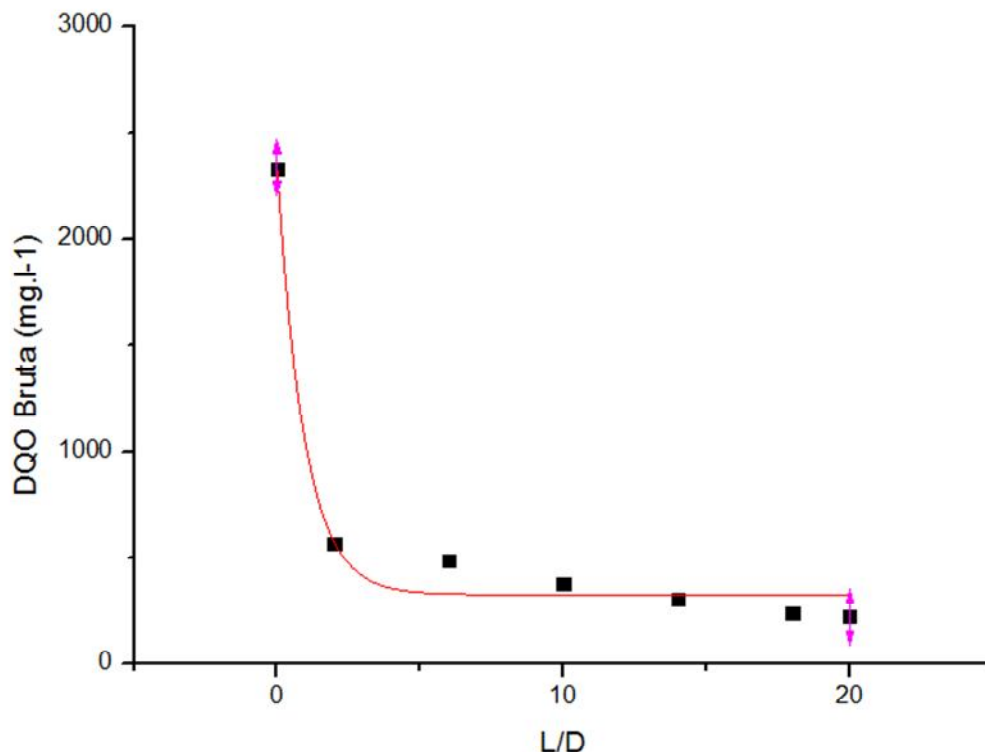


Figura 5. 12 - Modelo cinético de primeira ordem ajustado aos dados experimentais da variação espacial da DQO Bruta para o TDH de 5 horas

Utilizando os dados da Tabela 5.2 e os dados obtidos em Pontes (2009), pode-se comparar a relação entre DQO Filtrada e DQO Bruta no efluente. A relação está na Tabela 5.4:

Tabela 5. 4 – Relação entre DQO Filtrada/DQO Bruta entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009) e o Reator Anaeróbio horizontal de leito fixo para o TDH de 5 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária

	Reator de Leito Fixo e escoamento ascendente (Pontes)	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo
DQOFiltrada /DQO Bruta	0,6	0,43

A relação de DQO Filtrada/DQO Bruta na Tabela 5.4, mostra uma relação maior no reator utilizado por Pontes (2009), significando possivelmente o arraste de biomassa

pelo fluxo dos gases gerados, citado anteriormente, que influencia na eficiência do reator.

5.3 Tempo de retenção hidráulica (TDH) de 10 horas

O reator anaeróbio foi operado durante 55 dias nesta etapa. A eficiência de redução de DQO apresentou valor máximo de 93% obtido no 38º dia de operação e média de $87 \pm 5\%$. A Figura 5.13 apresenta os valores de concentração de matéria orgânica afluenta e efluente durante o período de operação. A eficiência de redução de DQO é apresentada na Figura 5.14.

Os valores da DQO efluente bruta e filtrada mantiveram-se estáveis (média de $116 \pm 35 \text{ mg.l}^{-1}$ e $55 \pm 21 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente), apesar da variação na DQO afluenta assim como no ocorreu no TDH anterior.

A eficiência média de redução de DQO para o TDH de 10 horas ($87 \pm 5\%$) foi maior que a redução média do TDH de 5 horas ($78 \pm 12\%$), mas vale ressaltar que a carga orgânica teórica aplicada correspondeu à metade do valor aplicado na etapa anterior.

É importante destacar que as variações na eficiência de redução de DQO do reator são influenciadas grandemente pela variação intrínseca da corrente afluenta, como já citado, as características da água residuária estão diretamente ligadas ao volume de água consumido por ave durante o processo de abate, ao tamanho médio das aves e ao tipo de produto produzido.

Nota-se pelas Figuras 5.5 e 5.13, que a variação obtida pelo DQO afluenta para o TDH de 5 horas ($822 \pm 427 \text{ mg.l}^{-1}$) foi maior que para o TDH de 10 horas ($911 \pm 182 \text{ mg.l}^{-1}$). A maior homogeneidade da água residuária para o último TDH pode ter

influenciado na obtenção da maior eficiência.

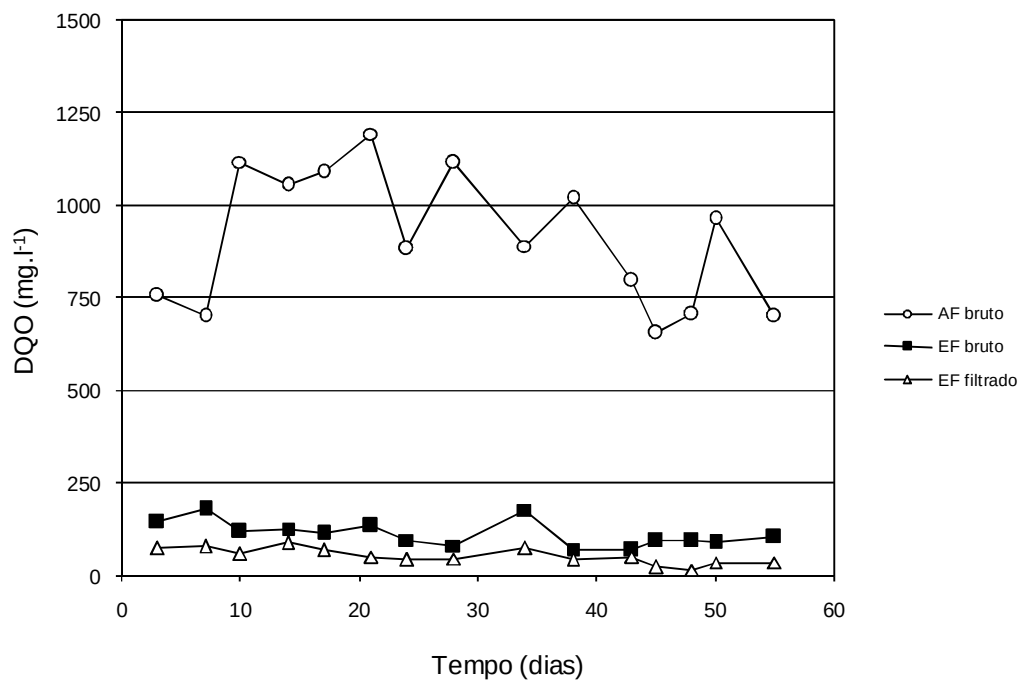


Figura 5. 13 - Variação temporal dos valores de DQO afluente bruto (◯), efluente bruto (■) e efluente filtrado (△) com TDH de 10 horas

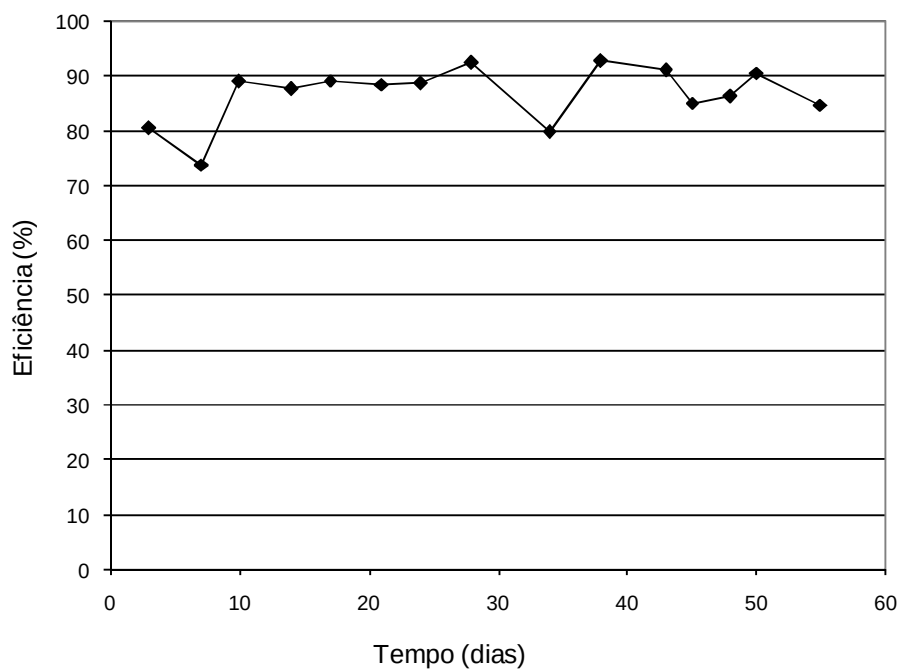


Figura 5. 14 - Variação temporal dos valores de eficiência de redução da DQO com TDH de 10 horas

Durante toda a operação, a concentração de ácidos voláteis no efluente esteve abaixo de 60 mg l^{-1} (Figura 5.15), assim como a concentração de ácidos no efluente do TDH de 5 horas. A geração de alcalinidade (Figura 5.16) também ocorreu durante todo o período de operação. Não houve grande variação no pH efluente (Figura 5.17), que apresentou média $7,2 \pm 0,2$. Houve pouca discrepância entre os valores de pH dos dois tempos de detenção hidráulica analisados.

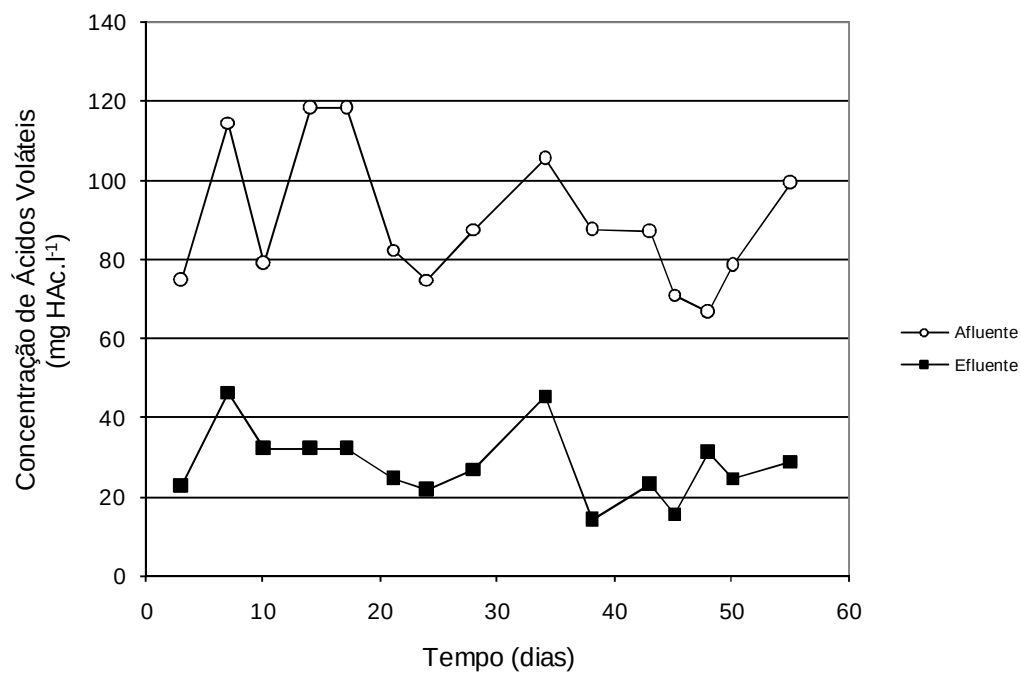


Figura 5. 15 - Variação temporal da concentração de ácidos voláteis totais no afluente (○) e efluente (■) com TDH de 10 horas.

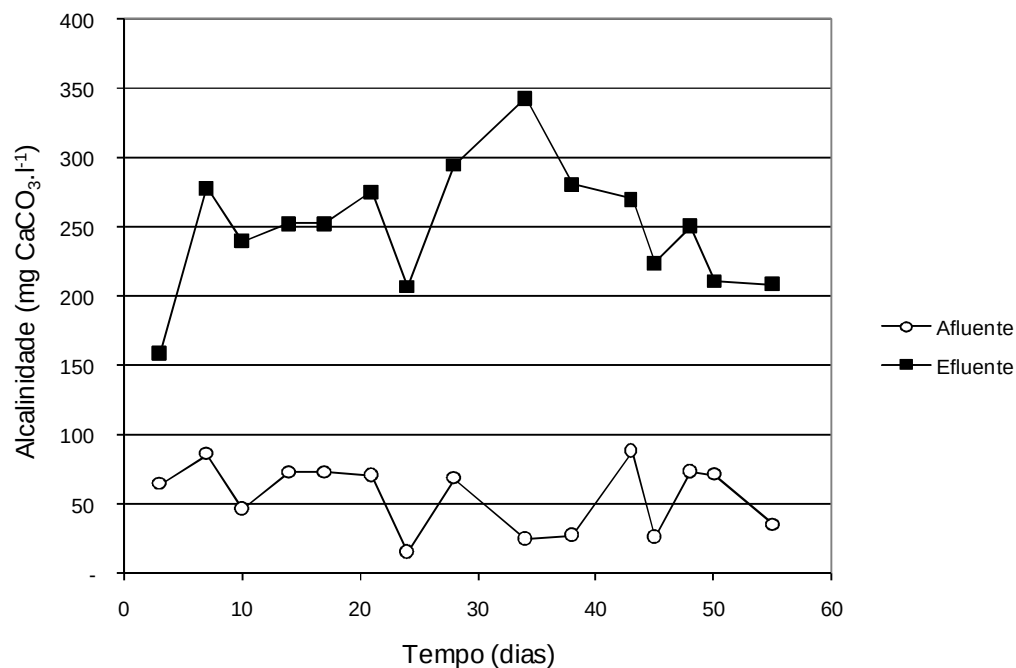


Figura 5. 16 - Variação Temporal da alcalinidade a bicarbonato no afluente (○) e efluente (■) com TDH de 10 horas.

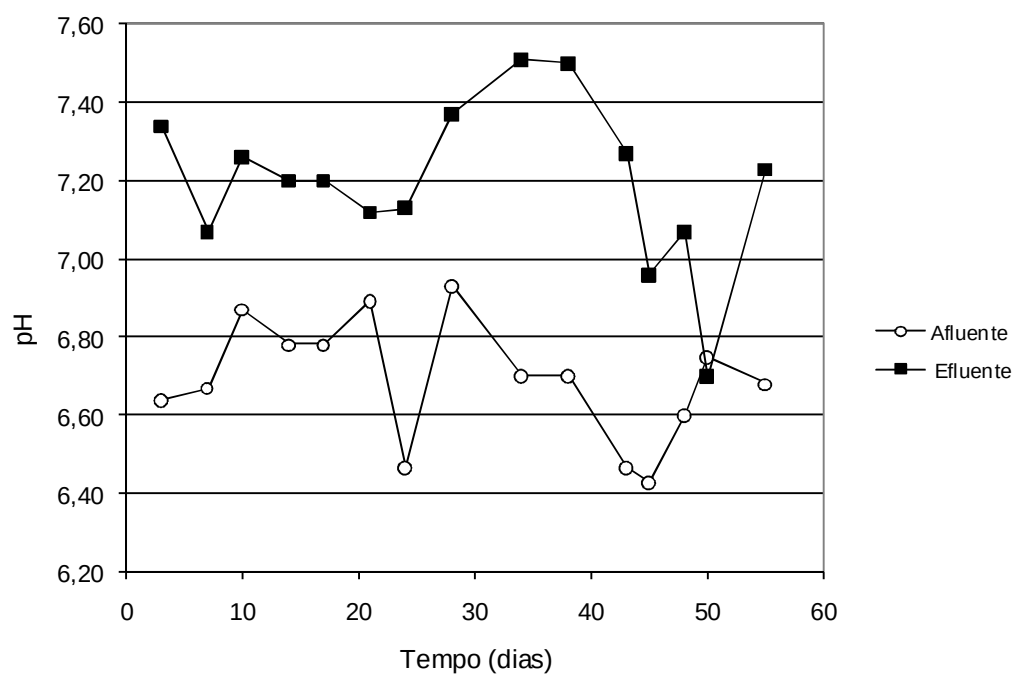


Figura 5. 17 - Variação temporal do pH no afluente (○) e efluente (■) com TDH de 10 horas.

A remoção média de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi de $68,0 \pm 24,4$ %A
variação temporal de SSV de afluente a efluente está na Figura 5.18:

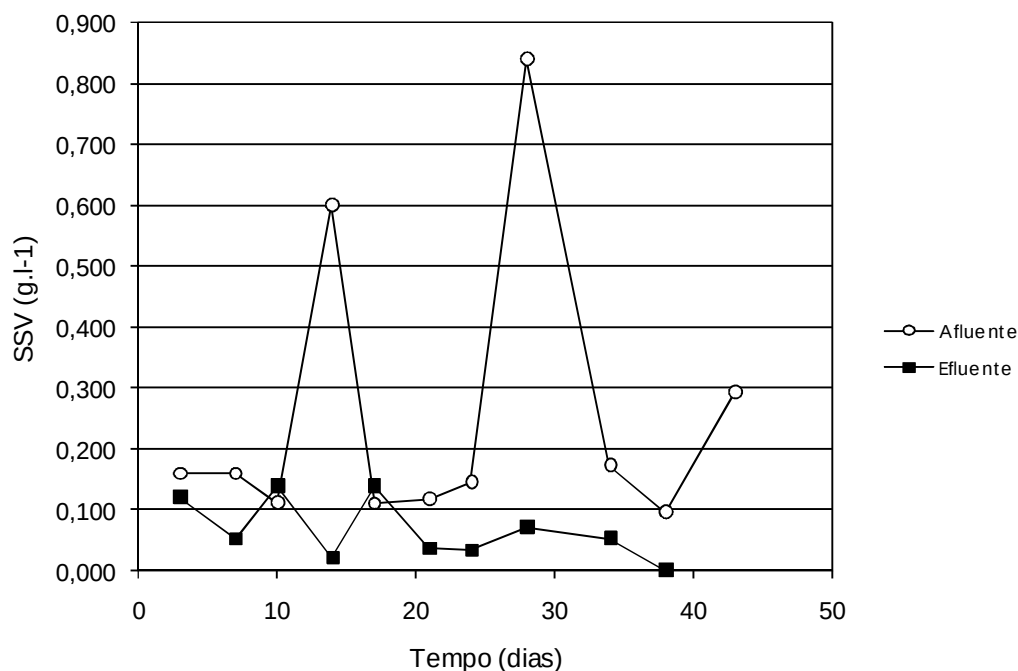


Figura 5. 18 - Variação temporal dos sólidos suspensos voláteis no afluente ($\circ$) e efluente ($\blacksquare$) com TDH de 10 horas.

Para o TDH de 10 horas, também se comparou com o trabalho Pontes (2009). Os dados obtidos nos trabalhos são citados na Tabela 5.5 para servir de comparação.

Tabela 5. 5 - Comparação da eficiência média e do pH entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente e o Reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o mesmo TDH de 10 horas, nas mesmas condições de operação e tratando a mesma água residuária.

Reator	Reator de Leito Fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009)	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo
Eficiência média (%)	80 ± 04	87 ± 05
pH médio do efluente	$7,2 \pm 0,2$	$7,2 \pm 0,2$

Durante toda a operação a concentração de ácidos voláteis no efluente do Reator de leito fixo e escoamento ascendente esteve abaixo de 50 mg l^{-1} , enquanto esse valor

para o Reator anaeróbio de leito fixo ficou abaixo de 60 mg l^{-1} (Figura 5.15).

A maior eficiência de remoção de DQO do RAHLF, assim como ocorreu para o TDH de 5 horas, pode ser explicada pelo carregamento de biomassa no efluente do Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes, 2009). Neste reator, o fluxo de gases gerados está na mesma direção que o efluente. No RAHLF, devido o fluxo de gás gerado ser perpendicular ao fluxo do efluente, infere-se que a biomassa carregada pelo gás acumula-se na zona superior do reator, podendo ser digerida posteriormente.

5.3.1 Perfil espacial ao longo do reator anaeróbio horizontal de leito fixo com TDH de 10 horas

Os resultados obtidos da redução de DQO podem ser observados na Tabela 5.6 e na Figura 5.19. São 5 pontos de amostragem ao longo do reator, sendo L/D igual a zero o afluente e L/D igual a 20 o efluente.

Tabela 5. 6 - Variação espacial (em relação ao comprimento por diâmetro do reator - L/D) da DQO bruta e DQO filtrada com TDH de 10 horas.

L/D	0	2	6	10	14	18	20
DBO Bruta (mg.l^{-1})	1252	278	115	215	130	110	104
DBO Filtrada (mg.l^{-1})	509	218	57	84	67	65	-

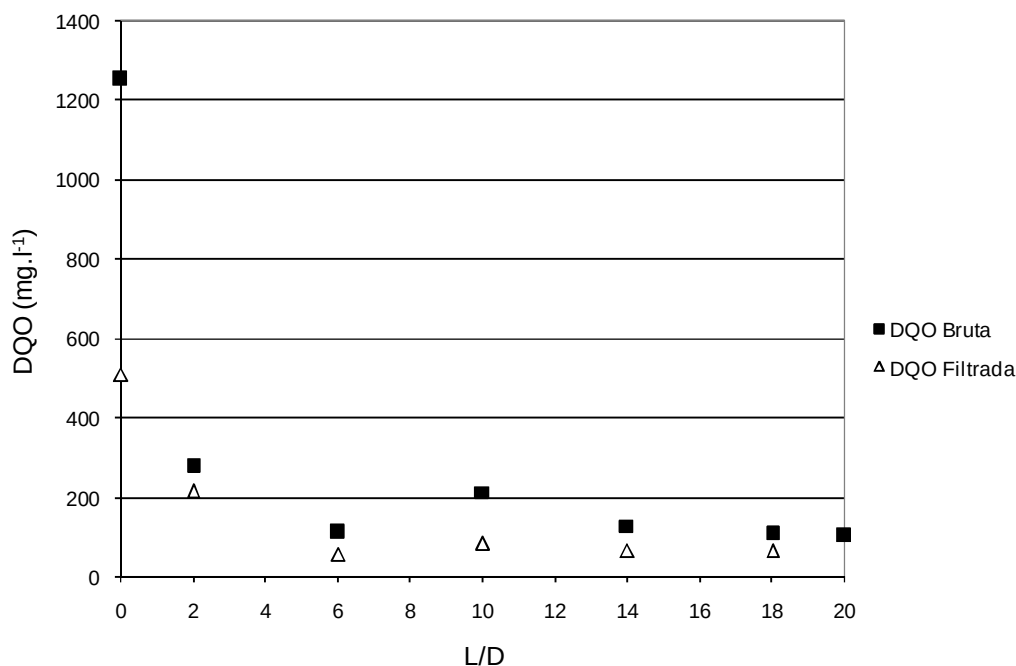


Figura 5. 19 - Variação espacial da DQO bruta (■) e DQO filtrada (Δ) com TDH de 10 horas.

Observando-se a Figura 5.19, percebe-se que no ponto L/D de 6 toda a matéria orgânica possível de ser biodegradada anaerobiamente já foi consumida. Este L/D corresponde a um TDH teórico de 3 horas, podendo ser considerado como o TDH ideal para este reator.

Com a variação espacial da DQO bruta para o TDH de 10 horas também foram realizados estudos cinéticos. Assim como o estudo cinético para o tempo de detenção hidráulico anterior, considerou-se um reator ideal de fluxo pistonado e o meio reacional pseudo-homogêneo. O modelo ajustado aos pontos foi um modelo cinético de primeira ordem.

O Parâmetro cinético aparente de primeira ordem (K_1^{app}), a concentração inicial encontrada (C_0), assim como o coeficiente de determinação (R^2) da curva ajustada estão apresentados na Tabela 5.7. A curva de decaimento da DQO bruta está na Figura 5.20:

Tabela 5. 7- Parâmetros cinéticos obtidos com o ajuste cinético de primeira ordem da DQO Bruta para o TDH de 10 horas.

$K_1^{app} \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$0,0342 \pm 0,0058$
$C_0 \text{ (mg.l}^{-1}\text{)}$	$1117,97 \pm 50,54$
R^2	$0,98787$

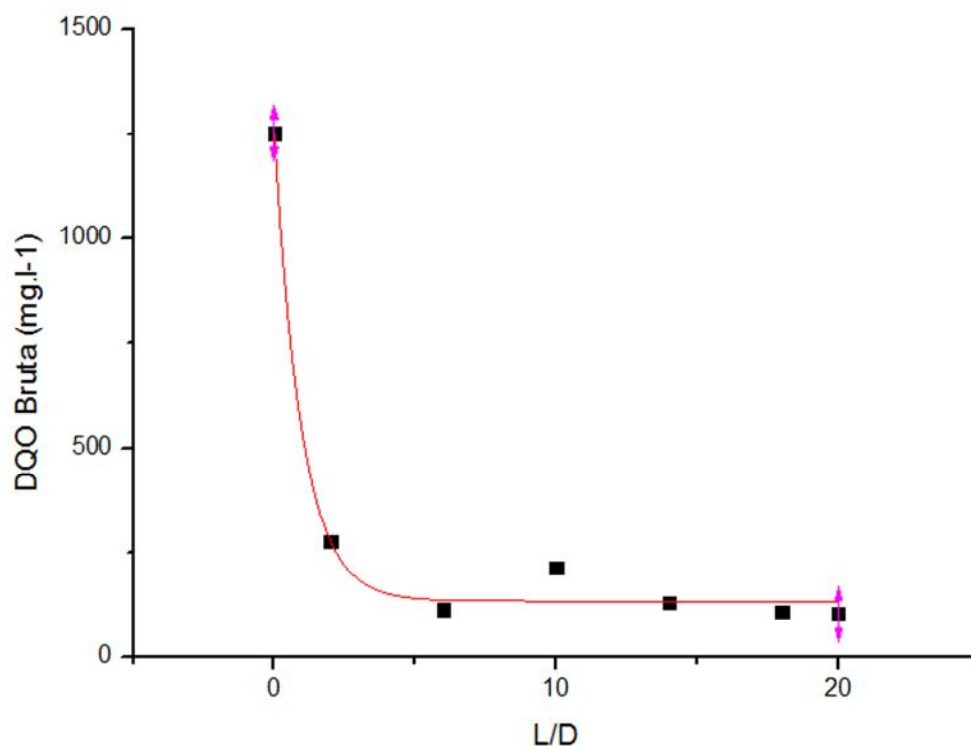


Figura 5. 20 - Modelo cinético de primeira ordem ajustado aos dados experimentais da variação espacial da DQO Bruta para o TDH de 10 horas

Observa-se que o parâmetro cinético aparente (K_1^{app}) para o TDH de 10 horas ($0,0342 \pm 0,0058$) foi menor do que o de 5 horas ($0,0696 \pm 0,0159$). Isso se deu pelo efeito de resistência à transferência de massa externa, já que a velocidade superficial do líquido é metade da velocidade obtida com TDH de 5 h.

Utilizando os dados da Tabela 5.6 e os dados obtidos em Pontes (2009), comparou-se também a relação entre DQO Filtrada e DQO Bruta no efluente para o TDH de 10 horas. A relação está na Tabela 5.8:

Tabela 5. 8 - Relação entre DQO filtrada/DQO Bruta entre o Reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes) e Reator anaeróbio horizontal de leito para o TDH de 10 horas.

	Reator de Leito Fixo e escoamento ascendente (Pontes)	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo
DQO Filtrada / DQO Bruta	0,5	0,53

Apesar do arraste de biomassa pelo fluxo dos gases ter gerado maior relação de DQO Filtrada / DQO Bruta no reator de leito fixo e escoamento ascendente (Pontes 2009) para o TDH de 5 horas, o mesmo não ocorreu para o TDH de 10 horas. Isto pode ter ocorrido pois já no ponto L/D de 6 a matéria orgânica possível de ser biodegradada anaerobiamente já tinha sido consumida, resultando valores baixos de concentração de DQO Bruta para os pontos posteriores, aumentando a relação analisada para o RAHLF.

Os resultados de óleos e graxas obtidos podem ser observados na Figura 5.21:

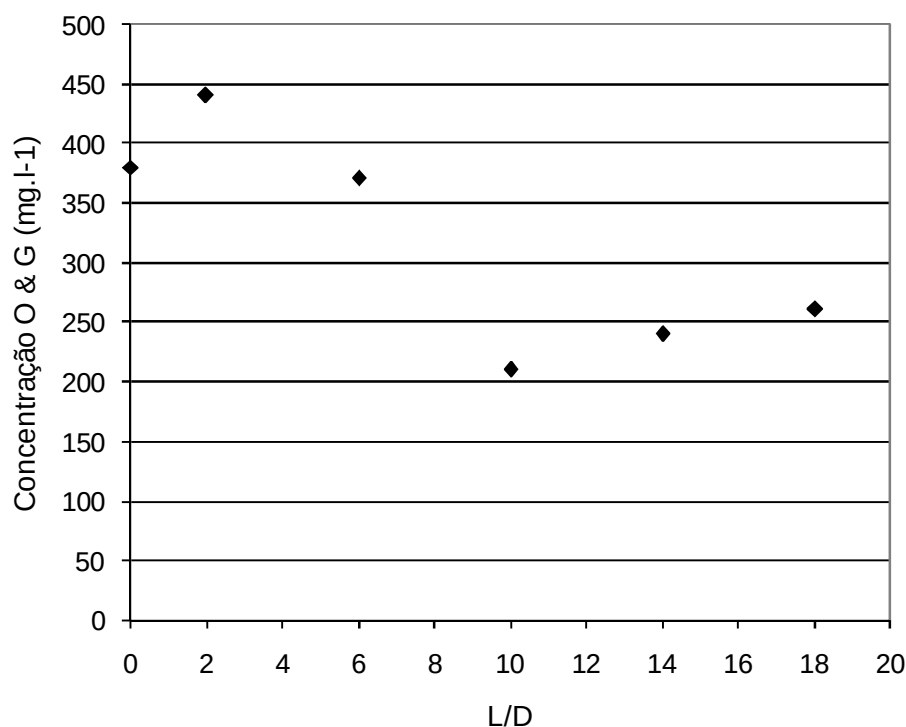


Figura 5. 21 - Variação espacial de óleos e graxas (♦) com TDH de 10 horas.

As análises da concentração de óleos e graxas ao longo do reator demonstraram concentrações maiores próximas à entrada do reator, sendo detectado um pico de concentração destas substâncias em L/D de 2. Este pico demonstra o possível acúmulo de óleos e graxas na região do reator preenchida pela argila expandida, supondo-se que esta estaria operando como um filtro e retendo os óleos e graxas da água residuária.

Apesar da não colmatação do leito durante todo o período analisado, o pico de concentração detectado pode supor que se o tempo de operação fosse contínuo haveria a colmatação do leito na região inicial do reator.

6. CONCLUSÕES

Na realização da presente pesquisa constatou-se o bom desempenho do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para o tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves submetida à pré-tratamento por flotação.

O reator apresentou aumento da eficiência média de remoção da matéria orgânica de $78 \pm 12\%$ para $87 \pm 5\%$, com o aumento do TDH de 5 para 10 horas e cargas orgânicas aplicadas de $7,2 \text{ kg/m}^3\text{dia}$ e $3,6 \text{ kg/m}^3\text{dia}$, respectivamente. Mas vale destacar que o menor tempo de detenção hidráulica apresenta valor carga orgânica volumétrica duas vezes maior que a carga orgânica da outra condição.

Valores de ácidos voláteis totais foram considerados relativamente baixos para as duas condições testadas (abaixo de 60 mg l^{-1}) e, portanto, pode indicar estabilização do reator.

Durante todo o período de operação não observou-se a colmatação do meio nas duas condições operadas, apesar do perfil de óleos e graxas obtidos para o TDH de 10 horas ter demonstrado um possível acúmulo desta substância na região inicial do reator.

Análises sobre o comportamento hidrodinâmico do reator para o TDH de 5 horas demonstraram que anteriormente à operação ele apresentava um escoamento mais próximo ao pistonado (tubular ideal) e após 73 dias de operação, o fluxo alterou-se em direção ao que se espera em reatores de mistura completa. Constatou-se, também, que para o ensaio realizado após o termino da operação o tempo de detenção hidráulica real foi menor que o valor do TDH teórico, pois possivelmente houve uma diminuição do volume útil do reator após a operação. Isso pode ter ocorrido pelo acúmulo de alguma substância durante o período de operação. Uma teoria para qual substância estaria se acumulando seria óleos e graxas, devido às altas concentrações destes na água residuária utilizada. Esta teoria pode ser confirmada pela presença do pico de

concentração no perfil de concentração para óleos e graxas, que também demonstra o acúmulo desta substância na região inicial do reator.

Através da análise da variação da DQO para o TDH de 10 horas, constatou-se que a matéria orgânica biodegradável anaerobiamente foi toda consumida em um TDH teórico de 3 horas, sendo este considerado o TDH ideal para este reator.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, C.; Nakhla, G.; Bassi, A. (2006) “Operational Optimization and Mass Balances in a Two-Stage MBR Treating High Strength Pet Food Wastewater”. *Journal of Environmental Engineering*, July.
- Cammarota, M. C.; Teixeira, G. A.; Freire, D. M. G. (2001) “Enzymatic Pre-Hydrolysis and Anaerobic Degradation of Wastewaters With High Fat Contents”. *Biotechnology. Letters*, 23, 1591-1595.
- Chang, J. S.; Lee, K. S.; Lin, P. J. (2003) “Biohydrogen Production with Fixed-Bed Bioreactors”. *International Journal of Hydrogen Energy*, 27, 1167-1174.
- Chao, A. C. & Yang, W. (1981) “Treatment of Wool Scouring Wastewater”. *J. Water Pollut Control Fed*, Vol. 53, 311–317.
- Chipasa, K. B.; Medrzycka, K. (2006) “Behavior of Lipids in Biological Wastewater Treatment Processes”. *J Ind Microbiol Biotechnol*, Vol. 33, 635–645.
- Del Nery, V.; Damianovic, M. H. Z.; Barros, F. G. (2001) “The Use of UASB Reactors in the Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater”. *Water Science Technology*, 44, 83-88.
- Del Nery, V.; De Nardi, I. R.; Damianovic, M. H. R. Z.; Pozzi, E.; Amorim, A.K. B.; Zaiat, M (2007) “Long-term Operating Performance of a Poultry Slaughterhouse Wastewater Treatment Plant”. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 50, 102–114.
- Dilallo R., Alberton O.E. “Volatile acids by direct titration”. *Journal of water pollution control federation*, v. 33, n.4, p. 356-356. 1961
- Eremektar, G.; Ubay, C. E.; Ovez, S.; Germirli, B. F.; Orhon, D. (1999) “Biological Treatability of Poultry Processing Plant Effluent – A Case Study”. *Water Science Technology*, Vol 40 (1), 323–329.

- Foresti, E.; Campos, R. J.; Bernardo, L. (1978) “Águas Residuárias de Abatedouros de Aves: Origem, Caracterização e Tratamento.” São Paulo: Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada.
- Hanaki, K.; Matsuo, T.; Nagase, M. (1981) “Mechanisms of Inhibition Caused by Long Chain Fatty Acids in Anaerobic Digestion Process”. *Biotechnology and Bioengineering*, 23,1591-1610.
- Hrudey, S.E. (1981) “Activated Sludge Response to Emulsified Lipid Loading”. *Water Research*, 15, 361–373.
- Hübner, R. (2001) “Análise do Uso da Água em um Abatedouro de Aves”. Santa Catarina, Florianópolis.
- Hwu, C. S.; Van Beek, B.; Van Lier, J. B.; Lettinga, G. (1997) “Thermophilic High-Rate Anaerobic Treatment of Wastewater Containing Long-Chain Fatty Acids: Effect of Washed Out Biomass Recirculation”. *Biotechnology Letters*, Vol. 19, 453–456.
- Jeganathan, J.; Nakhla, G.; Bassi, A. (2006) “Long-Term Performance of High-Rate Anaerobic Reactors for the Treatment of Oily Wastewater”. *Environmental Science and Technology*, 40,6466-6472.
- Kárpáti, I.; Bencze, L.; Borszérki, J. (1995) “New Process for Physicochemical Pretreatment of Dairy Effluents with Agricultural Use of Sludge Produced”. *Water Science Technology*, Vol. 22, 93–100.
- Keenas, D. & Sabelnikov, A. (2000) “Biological Augmentation Eliminates Grease and Oil in Baker Wastewater”. *Water Environmental Research*, Vol. 72,141–146.
- Levenspiel, O. (2000). *Engenharia das Reações Químicas*. 3ª Edição. Edgar Blücher, São Paulo.
- Lima, C.A.A.; Ribeiro, R.; Foresti, E.; Zaiat, M. (2005) “Morphological Study of

- Biomass During the Start-Up Period of a Fixed-Bed Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage”. *Brazilians Archives of Biology and Technology*, 48, 841-849.
- Manjunath, N. T.; Mehrotra, I.; Mathur, R. P. (2000) “Treatment of Wastewater from Slaughterhouse by DAF-UASB System”. *Water Research*, 34 (6), 1930-1936.
- Martinelli, O. & Souza, J. M. (2005) “Relatório FINEP 2005 – Setor de Carnes”.
- Massé D.I.; Masse. L. (2000) “Characterization of Wastewater from Hog Slaughterhouses in Eastern Canada and Evaluation of Their in-plant Wastewater Treatment Systems”. *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3): 139-146.
- Moraes, L.D “Gerenciamento de Resíduos de Abatedouros de Aves: Alternativas de Manejo e Tratamento”.
- Ortega S. F., Rocha K. M., Zaiat M., Pandolfelli V. C. (2001) “Aplicação de Espumas Cerâmicas Via ‘Gelcasting’ em Biorreator para Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias”. *Cerâmica* 47(304), 199-203.
- Petry, R.; Lettinga, G. (1997) “Digestion of a Milk-Fat Emulsion”. *Bioresource Technology*, 61, 141-149.
- Pontes, A. F. V.; “Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves” / Ana Flávia Vieira Pontes; orientador Marcelo Zaiat - - São Carlos, 2009.
- Ribeiro R., Varesche M. B. A., Foresti E., Zaiat M. (2005) “Influence of the Carbon Source on the Anaerobic Biomass Adhesion on Polyurethane Foam Matrices”. *Journal of Environmental Management* 74, 187–194.
- Rinzema, A.; Alphenaar, A.; Lettinga, G. (1993) “Anaerobic Digestion of Long Chain Fatty Acids in UASB and Expanded Granular Sludge Bed Reactors”. *Process Biochemistry*, 28, 527-537.

- Rinzema A.; Alphenaar, A.; Lettinga, G. (1989) "The Effect of Lauric Acid Shock Loads on the Biological and Physical Performance of Granular Sludge in UASB Reactors Digesting Acetate". *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 46, 257-266.
- Rusten, B.; Siljudalen, J. G.; Wien, A.; Eidem, D. (1998) "Biological Pretreatment of Poultry Processing Wastewater". *Water Science Technology*, Vol. 38 (4-5), 19–28.
- Sam-Soon, P. A. L.; Loewenthal, R. E.; Wentzel, M. C.; Marais, G. R. (1991) "A Long-Chain Fatty Acid, Oleate, as Sole Substrate in Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) Reactor Systems". *Water SA*, Vol. 17, 31–36.
- SEBRAE Recife (2008) "Cadeia Produtiva da Avicultura – Cenários Econômicos e Estudos Setoriais."
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). 21st ed, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Tagawa, T.; Takahashi, H.; Sekiguchi, Y.; Ohashi, A.; Harada, H. (2002) "Pilot-Plant Study on Anaerobic Treatment of a Lipid- and Protein-Rich Food Industrial Wastewater by a Thermophilic Multi-Staged UASB Reactor". *Water Science Technology*, 45, 225–230.
- Tawfik, A.; Sobhey, M.; Badawy, M. (2008) "Treatment of a Combined Dairy and Domestic Wastewater in an Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor Followed by Activated Sludge (AS system)". *Desalination*, Vol. 227, 167–177.
- UBABEF – União Brasileira de Avicultura (2010/2011) "Relatório Anual de 2010/2011".
- Valadão, A. B.; Freire, D. M. G.; Cammarota, M. C. (2007) "Enzymatic Pre- Hydrolysis Applied to the Anaerobic Treatment of Effluents from Poultry Slaughterhouses". *International Biodeterioration and Biodegradation*, Vol. 60, 219 - 225.

- Varesche , M. B.; Zaiat, M.; Vieira, L. G. T.; Vazoller, R. F.; Foresti, E. (1997) "Microbial Colonization of Polyurethane Foam Matrices in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized-Sludge Reactor". *Appl Microbiol Biotechnol* (1997) 48: 534±538
- Zaiat, M.; Cabral, A.K.A, Foresti, E. (1994) "Cell wash-out and external mass transfer resistance in horizontal-flow anaerobic immobilized slugde (HAIS) reactor. *Revista Brasileira de Engenharia – Caderno de Engenharia Química*, v. 11, p. 33-42.
- Zaiat, M.; Rodrigues, J.A. D.; Foresti, E (2000) "External and Internal Mass Transfer Effects in an Anaerobic Fixed-Bed Reactor for Wastewater Treatment". *Process Biochemistry*, Vol. 35, 943–949.
- Zaiat, M.; Vieira, L.G.T; Foresti, E. (1997) "Spatial and Temporal Variations of Monitoring Performance Parameters in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor Treating Synthetic Substrate". *Water Research*, 31, 1760-1766.
- Wiley, R. (2001) "Fats, Oils and Greases: the Minimization and Treatment of Wastewaters Generated from Oil Refining and Margarine Production". *Ecotox. Environ. Safe.*, Vol. 50, 127–133.