

Sergio Brasil Abreu

**ESTUDO DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE ESCOAMENTO ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM ESPUMA DE POLIURETANO COMO SUPORTE DE IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA**

DEDALUS - Acervo - EESC



Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração Hidráulica e Saneamento.

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

**EXEMPLAR REVISADO**

Data de entrada no Serviço: 30/09/03

Ass.: ..... *Mozarath* ..... Orientador: Prof. Dr. Marcelo Zaiat



2003

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **SERGIO BRASIL ABREU**

Dissertação defendida e julgada em 27-06-2003 perante a Comissão Julgadora:

  
Prof. Dr. **MARCELO ZAIAT** (Orientador)  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

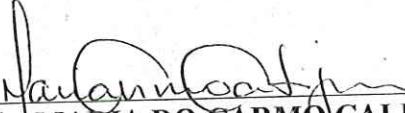
Aprovado

  
Prof. Tit. **EDUARDO CLETO PIRES**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

  
Prof. Dr. **EDSON APARECIDO ABDUL NOUR**  
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

  
Profa. Associada **MARIA DO CARMQ CALIJURI**  
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus pais, Paulo Abreu e Lena Brasil, e  
meus irmãos, Marcos e Juliana, por todo  
amor, carinho e compreensão durante essa  
caminhada, assim como em toda minha vida.

## Agradecimentos

Aos meus pais, Paulo Roberto Almeida Abreu e Lena Maria Alexandre Brasil, que, acima de tudo, sempre acreditaram em mim e estiveram presentes nos bons e nos maus momentos de minha vida.

Aos meus irmãos, Juliana e Marcos Brasil Abreu, que me fazem entender o verdadeiro sentido da palavra irmão a cada dia.

Ao Prof. Dr. Marcelo Zaiat pela orientação no desenvolvimento e conclusão do trabalho, pela constante vontade em ajudar pela amizade demonstrada durante todo o Mestrado e, principalmente, pela sincera amizade demonstrada durante todo o Mestrado e que certamente vai se manter, mesmo à distância.

À minha namorada, Andréa Grotti Clemente, que se fez presente de forma intensa e importante nos momentos finais e mais importantes do trabalho.

À minha madrinha, Ana Lúcia Brasil, e à minha madrasta, Rosa Brandão, pela excelente acolhida em São Paulo

Aos Profs. Drs Ruth e Luíz Duarte pela amizade, ensinamentos e cuidados ao longo desses dois anos.

A Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella, por todo incentivo durante o curso de graduação na Universidade Federal do Ceará e pela ajuda na escolha do curso de pós-graduação.

À Eloísa pela ajuda durante a realização da microscopia óptica.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento da EESC, Paulo, Júlio e Cidinha pela constante ajuda e cooperação ao longo de toda a fase experimental.

Às secretárias do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC, Rose, Sá e Pavi, pela disposição em ajudar no que fosse possível.

À Carla Campos Martins, pela incontestável compreensão e apoio quando da minha vinda para São Carlos e por minha permanência durante o Mestrado.

Aos colegas da República Tijolinho: Sérgio Luis Siebra, André Coelho, André de Oliveira, Kaíto Pessoa, Chico Holden, Tibério Pinheiro, Alisson Carraro, Fábio Lavor, pelo eterno companheirismo, amizade e pelas inesquecíveis e intermináveis cervejadas.

Aos demais agregados do Tijolinho: João Fernandes, Leonardo Soares, Giovanni Penner, Josi, Karina Querne, Romeu Gadotti, Aurélio Picanço, Kleber Baiano, Luciana Hespanholo e Alexandre Silveira.

Aos colegas do Ceará que, mesmo à distância, contribuíram com muita força positiva.

Aos colegas da Turma de Saneamento de 2001, Bianca da Silva, Renato Siman, Guilherme Del Nero, Ana Paula Miqueleto, Marcelo de Carvalho, Cristiano Nicuira, Edmar Dick, Luís Ricardo e Marcelo de Júlio.

Aos colegas da ETE da EESC, Neyson, Luís Hamilton, Arnaldo e Fazzolo, pela troca de idéias e ensinamentos durante a realização da pesquisa.

À Universidade de São Paulo - USP - e à Escola de Engenharia de São Carlos - EESC - por toda a estrutura concedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq - pela concessão da bolsa de Mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa - FAPESP - pelo suporte financeiro para construção do experimento e para as análises de laboratório.

A todos que de alguma forma ajudaram ou de maneira positiva se fizeram presentes nestes últimos dois anos.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>i</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>iii</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....</b>	<b>xi</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS.....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>xiii</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>xiv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
<b>2.1. Objetivo geral .....</b>	<b>3</b>
<b>2.2. Objetivos específicos .....</b>	<b>3</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1. Sistemas com células imobilizadas.....</b>	<b>4</b>
<b>3.2. Biofilme .....</b>	<b>5</b>
<b>3.2.1. Desenvolvimento do biofilme .....</b>	<b>6</b>
<b>3.2.2. Processos de formação do biofilme.....</b>	<b>8</b>
<b>3.3. Caracterização dos esgotos sanitários .....</b>	<b>10</b>
<b>3.4. Reator anaeróbio de leito fixo .....</b>	<b>13</b>
<b>3.5. Sistemas combinados anaeróbio-aeróbio .....</b>	<b>16</b>
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
<b>4.1. Aparato experimental .....</b>	<b>21</b>
<b>4.2. Suporte de imobilização da biomassa.....</b>	<b>26</b>
<b>4.3. Inóculo .....</b>	<b>27</b>
<b>4.4. Água Residuária .....</b>	<b>28</b>
<b>4.5. Procedimento experimental.....</b>	<b>29</b>
<b>4.5.1. Métodos analíticos.....</b>	<b>30</b>
<b>4.5.2. Caracterização microbiológica .....</b>	<b>31</b>
<b>4.5.3. Quantificação da biomassa aderida ao suporte.....</b>	<b>31</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>33</b>
<b>5.1. Caracterização da água residuária afluente ao sistema .....</b>	<b>33</b>

<b>5.2. Avaliação operacional e de desempenho do reator .....</b>	<b>35</b>
<b>    5.2.1. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio com espuma         ocupando metade do volume do reator (compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>) .....</b>	<b>35</b>
<b>    5.2.2. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio com espuma em         todos os compartimentos .....</b>	<b>45</b>
<b>    5.2.3. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio-aeróbio com         espuma em todos os compartimentos .....</b>	<b>79</b>
<b>    5.2.4. Comparação da qualidade do efluente obtida com as diferentes condições         operacionais .....</b>	<b>94</b>
<b>5.3. Formação do biofilme na primeira condição operacional, com espuma         ocupando metade do volume do reator .....</b>	<b>95</b>
<b>6. CONCLUSÕES .....</b>	<b>102</b>
<b>7. SUGESTÕES.....</b>	<b>104</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE I .....</b>	<b>110</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1.	Composição típica de esgoto sanitário .....	13
Tabela 4.1	Estimativa do diâmetro equivalente médio da abertura superficial e dos alvéolos da espuma.....	31
Tabela 4.2	Parâmetros analisados, método utilizado e freqüência de amostragem .....	31
Tabela 5.1	Concentração celular no inóculo usado na primeira fase do projeto.....	36
Tabela 5.2	Quantidades totais de sólidos presentes no reator na primeira fase do projeto .....	36
Tabela 5.3	Quantidade de sólidos por volume do reator na primeira fase do projeto .....	36
Tabela 5.4	Principais características do esgoto sanitário usado como afluente na primeira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	37
Tabela 5.5	Principais características do obtidas esgoto sanitário efluente na primeira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	45
Tabela 5.6	Quantidade de sólidos por volume do reator na segunda fase do projeto .....	46
Tabela 5.7	Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na segunda fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.....	47
Tabela 5.8	Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na segunda fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.....	56
Tabela 5.9	Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na terceira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.....	58
Tabela 5.10	Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na terceira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.....	68

Tabela 5.11 Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na quarta fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.....	69
Tabela 5.12 Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na quarta fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	78
Tabela 5.13 Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na quinta fase do projeto com o reator anaeróbio-aeróbio com espuma em todos os compartimentos e TDH de 12 h.....	80
Tabela 5.14 Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na quinta fase do projeto para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	94
Tabela 5.15 Comparação das principais características obtidas do esgoto sanitário tratado no reator de leito fixo com diferentes tempos de detenção hidráulica e com espuma de poliuretano em todos os compartimentos .....	95
Tabela 5.16 Principais morfologias observadas na microscopia óptica realizada após 71 dias na primeira fase experimental, com espuma apenas em dois compartimentos do reator.....	101

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 Esquema do reator de leito fixo com escoamento ascendente e leito com espuma de poliuretano.....	22
Figura 4.2 Foto do reator de leito fixo com escoamento ascendente e leito com espuma de poliuretano encoberto com papel alumínio .....	23
Figura 4.3 Detalhe da bomba dosadora peristáltica Gilson modelo Miniplus 3 e do ponto de alimentação do reator .....	24
Figura 4.4 Foto da caixa de amianto utilizada para armazenamento da água resíduária usada como afluente ao reator .....	25
Figura 4.5 fluxograma do sistema composto pela caixa de armazenamento de água resíduária (1), bomba dosadora peristáltica Gilson (2), ponto de alimentação do reator (3), reator de leito fixo com escoamento ascendente (4) e ponto de saída do esgoto efluente (5).....	25
Figura 4.6 Morfologia dos alvéolos. Alguns deles, que se encontram na superfície da espuma, rompem-se e formam aberturas com maior diâmetro equivalente .....	27
Figura 4.7 Planta do Campus da USP - São Carlos, com detalhe em verde da ETE onde foi instalado o reator .....	29
Figura 5.1 Perfil temporal de DQO no reservatório, para esgoto doméstico afluente ao reator, realizado em julho. DQO bruta (●) e DQO filtrada (□).....	34
Figura 5.2 Perfil temporal de DQO no reservatório, para esgoto doméstico afluente ao reator, realizado em outubro. DQO bruta (●) e DQO filtrada (□).....	34
Figura 5.3 Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	37
Figura 5.4 Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	38
Figura 5.5 Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	38

Figura 5.6 Variação temporal da DQO solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	39
Figura 5.7 Variação temporal da DQO coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	39
Figura 5.8 Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	40
Figura 5.9 Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das frações de DQO no efluente para amostras bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (●) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	41
Figura 5.10 Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	42
Figura 5.11 Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	42
Figura 5.12 Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	43
Figura 5.13 Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	44
Figura 5.14 Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P <sub>1</sub> e P <sub>3</sub> .....	44
Figura 5.15 Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.....	48
Figura 5.16 Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.....	48

Figura 5.17 Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos .....	49
Figura 5.18 Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos .....	49
Figura 5.19 Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos .....	50
Figura 5.20 Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	51
Figura 5.21 Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	52
Figura 5.22 Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	52
Figura 5.23 Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	53
Figura 5.24 Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	54
Figura 5.25 Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	54
Figura 5.26 Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	55
Figura 5.27 Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos .....	55

Figura 5.28 Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos .....	59
Figura 5.29 Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos .....	59
Figura 5.30 Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos .....	60
Figura 5.31 Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos .....	60
Figura 5.32 Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos .....	61
Figura 5.33 Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	62
Figura 5.34 Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	63
Figura 5.35 Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	64
Figura 5.36 Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	65
Figura 5.37 Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	65
Figura 5.38 Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos .....	66

Figura 5.39 Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.....	66
Figura 5.40 Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.....	67
Figura 5.41 Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos .....	70
Figura 5.42 Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos .....	70
Figura 5.43 Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos .....	71
Figura 5.44 Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos .....	71
Figura 5.45 Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos .....	72
Figura 5.46 Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos .....	73
Figura 5.47 Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	74
Figura 5.48 Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	74
Figura 5.49 Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	75

Figura 5.50 Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	76
Figura 5.51 Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	76
Figura 5.52 Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	77
Figura 5.53 Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.....	77
Figura 5.54 Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos .....	80
Figura 5.55 Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos .....	81
Figura 5.56 Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos .....	81
Figura 5.57 Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos .....	82
Figura 5.58 Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos .....	82
Figura 5.59 Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	84
Figura 5.60 Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	84

Figura 5.61 Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	85
Figura 5.62 Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	86
Figura 5.63 Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	86
Figura 5.64 Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	87
Figura 5.65 Variação temporal dos SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	88
Figura 5.66 Variação temporal dos SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	88
Figura 5.67 Variação temporal da concentração de N-NTK afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	89
Figura 5.68 Variação temporal da concentração de N-Amon afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	90
Figura 5.69 Eficiências de remoção de Nitrogênio ao longo do tempo para N-NTK (●) e N-Amon (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.....	90
Figura 5.70 Variação temporal da concentração de N-Org afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	91
Figura 5.71 Variação temporal da concentração de Nitrito afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	91

Figura 5.72 Variação temporal da concentração de Nitrato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	92
Figura 5.73 Variação temporal da concentração de O.D. afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos .....	93
Figura 5.74 Morfologias na parte inferior de P <sub>1</sub> , com aumento de 1250x e barras com 5 µm. (a) bacilos; (b) fluorescência de bacilos e cocobacilos; (c) colônia de bacilos; (d) esporo fungos; (e) esporo sarcina; (f) fluorescência de esporo sarcina; (g) filamentos; (h) saeta; (i) sarcina; (j) fluorescência de sarcina .....	97
Figura 5.75 Morfologias na parte superior de P <sub>1</sub> , com aumento de 1250x e barras com 5 µm. (a) bacilos; (b) fluorescência de bacilos; (c) cisto de sarcina; (d) fluorescência de cisto de sarcina; (e) fototróficas; (f) fototróficas anoxigênicas; (g) metanosaeta; (h) protozoário ciliado; (i) sarcina; (j) fluorescência de sarcina.....	98
Figura 5.76 Morfologias na parte inferior de P <sub>3</sub> , com aumento de 1250x e barras com 5 µm. (a) bacilos de ponta arredondada; (b) fluorescência de bacilos com ponta arredondada; (c) fototróficas; (d) metanosaeta; (e) sarcina; (f) fluorescência de sarcina; (g) sarcina; (h) fluorescência de sarcina .....	99
Figura 5.77 Morfologias na parte superior de P <sub>3</sub> , com aumento de 1250x e barras com 5 µm. (a) bacilos com inclusões; (b) bacilos com ponta arredondada; (c) bacilos em cadeia; (d) fototróficas; (e) sarcina; (f) fluorescência de sarcina; (g) sarcina com bacilos; (h) fluorescência de sarcina com bacilos .....	100

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CCDM	Caracterização e Desenvolvimento de Materiais.
DEQ/UFSCar	Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos.
DQO	Demanda química de oxigênio.
EESC/USP	Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto.
PCE	Percloroetileno.
PVC	Cloro polivinil.
RAHLF	Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo.
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo ( <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> ).

## LISTA DE SÍMBOLOS

AI	Alcalinidade intermediária, (mgCaCO <sub>3</sub> /L).
AP	Alcalinidade parcial, (mgCaCO <sub>3</sub> /L).
AVT	Concentração de ácidos voláteis totais, (mgHAc/L).
DQO <sub>B</sub>	Concentração de matéria orgânica bruta, (mgDQO/L).
DQO <sub>C</sub>	Concentração de matéria orgânica coloidal, (mgDQO/L).
DQO <sub>F</sub>	Concentração de matéria orgânica filtrada, (mgDQO/L).
DQO <sub>S</sub>	Concentração de matéria orgânica suspensa, (mgDQO/L).
DQO <sub>SL</sub>	Concentração de matéria orgânica solúvel, (mgDQO/L).
HAc.	Ácido acético.
N-Amon	Concentração de Nitrogênio Amoniacal, (mg/L).
N-NTK	Concentração de Nitrogênio Total, (mg/L).
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Concentração de Nitrito, (mg/L).
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Concentração de Nitrato, (mg/L).
N-Org	Concentração de Nitrogênio Orgânico, (mg/L).
O.D.	Concentração de Oxigênio Dissolvido, (mg/L).
P <sub>0</sub>	Peso da cápsula de porcelana, (g).
P <sub>1</sub>	Peso da cápsula de porcelana com amostra após estufa, (g).
P <sub>2</sub>	Peso da cápsula de porcelana com amostra após mufla, (g).
pH	Potencial hidrogeniônico.
SSF	Concentração de sólidos suspensos fixos, (mg/L).
SST	Concentração de sólidos suspensos totais, (mg/L).
SSV	Concentração de sólido suspensos voláteis, (mg/L).
ST	Concentração de sólidos totais, (mg/L).
STF	Concentração de sólidos totais fixos, (mg/L).
STV	Concentração de sólidos totais voláteis, (mg/L).
TDH	Tempo de detenção hidráulica, (d).

## RESUMO

ABREU, S.B. (2003). Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário com espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa. São Carlos, Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O projeto consistiu na concepção e avaliação do desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio para tratamento de esgoto sanitário. O leito do reator foi dividido em quatro compartimentos de igual volume. Foi usada espuma de poliuretano para imobilização da biomassa e, para facilitar a partida do reator, esse material suporte foi previamente inoculado. O projeto teve três fases distintas: Na primeira etapa, foi observada a importância da concentração de biomassa anaeróbia no desempenho de reator anaeróbio a princípio operado com metade do leito reacional com espuma e, a seguir, com o leito todo preenchido com espuma. Na segunda etapa, foram testados diferentes tempos de detenção hidráulica no reator que operou apenas em condições anaeróbias. Na última etapa foi operado o reator combinado anaeróbio-aeróbio. Ficou constatada a importância da concentração de microrganismos no desempenho do reator anaeróbio, pois com o aumento da quantidade de espuma, o reator atingiu resultados melhores e maior estabilidade operacional. Foi comprovada a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) no desempenho do reator. Tempos de detenção muito altos acarretam problemas de transferência de massa líquido-sólido, e baixos TDH dificultam adequada ação dos microrganismos. O melhor resultado para o reator em operação exclusivamente anaeróbio foi para o TDH de 10 horas, no qual se conseguiu reduzir a DQO de amostra bruta de  $389 \pm 70$  mg/L para  $137 \pm 16$  mg/L, em média. Para o reator operado anaeróbio-aeróbio a DQO de amostra bruta decresceu de  $259 \pm 69$  mg/L para  $93 \pm 31$  mg/L, em média. A comparação de todos os resultados obtidos, evidenciou a importância do pós-tratamento aeróbio na remoção de parcela de matéria orgânica não removida em tratamento unicamente anaeróbio.

Palavras-chave: reator de leito fixo; escoamento ascendente; esgoto sanitário; biomassa imobilizada; espuma de poliuretano; tratamento anaeróbio-aeróbio.

## ABSTRACT

ABREU, S.B. (2003). Study on the performance of an anaerobic-aerobic upflow reactor in the treatment of wastewater using polyurethane foam as a support for biomass immobilization. São Carlos, Dissertation (Master's degree) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The project consisted in the design and performance evaluation of an anaerobic-aerobic system for wastewater treatment. Polyurethane foam was used for biomass immobilization and, to smooth the reactor start-up, this supporting material was previously inoculated. The project was divided in three distinct phases. In the first one, the importance of the anaerobic biomass concentration was observed in the performance of the anaerobic reactor in a way to operate the reactor primarily with half of the reaction bed filled with foam and subsequently operate it with the bed completely filled with foam. In the second phase, different times of hydraulic retention were tested with the reactor operating exclusively in anaerobic conditions. In the third and last phase, an anaerobic-aerobic combined reactor was operated. It was possible to confirm the importance of microorganism concentration in the performance of the anaerobic reactor, since the increase in the amount of foam allowed the reactor to reach better results and greater operational stability. The influence of the hydraulic retention time in the reactor performance was also proved. Very high retention times cause problems in the liquid-solid mass transference, while low retention times do not allow an adequate action of microorganisms. The best result for the reactor with an exclusive anaerobic operation was the 10 hour retention time, when it was possible to reduce the COD of a  $389 \pm 70$  mg/L gross sample to a  $137 \pm 16$  mg/L in average. On the other hand, for the anaerobic-aerobic operating reactor, the COD of a gross sample dropped from  $259 \pm 69$  mg/L to  $93 \pm 31$  mg/L in average. Finally, comparing all the obtained results, it was possible to verify the importance of the aerobic post treatment in the removal of part of the organic matter not removed in an exclusively anaerobic treatment.

Key words: fixed bed reactor; upflow; wastewater; immobilized biomass; polyurethane foam; anaerobic-aerobic treatment.

## 1. INTRODUÇÃO

---

Durante muito tempo acreditou-se que os processos anaeróbios não fossem boa alternativa para tratamento de águas residuárias. Com o passar dos anos, pesquisas realizadas nessa área mostraram que, se projetados com responsabilidade e bem operados, os processos anaeróbios apresentam bons resultados.

Os países em desenvolvimento, por possuírem baixo poder aquisitivo, e as nações desenvolvidas, por apresentarem pequenas áreas disponíveis em seus centros urbanos, convém fazer uso da tecnologia anaeróbia. A opção tecno-científica por essa metodologia e a crescente aceitação por seu uso pela comunidade atestam a viabilidade dessa alternativa.

A retenção de biomassa ativa no interior de reatores anaeróbios, fator decisivo para o sucesso do processo de tratamento, depende de vários fatores operacionais e ambientais. A biomassa que se perde com o efluente influencia negativamente o desempenho do tratamento. Uma forma para se evitar essa perda é sua imobilização em material suporte, formando biofilmes. Assim, efetivamente se desvincula o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica, resultando maior permanência dos microrganismos no reator.

A pesquisa e o conhecimento da imobilização e retenção de células talvez se caracterize como fator decisivo na evolução dos processos biológicos para tratamento de águas residuárias (CAMPOS, 1994). Foi o conhecimento da composição e estrutura do biofilme que serviu como base para esse desenvolvimento (FORESTI *et al.*, 1997).

Ao longo dos anos têm sido estudadas diversas configurações de reatores, no entanto, ainda se fazem necessárias buscas alternativas mais eficazes para tratamento de esgotos sanitários. Neste trabalho, a opção por reator de leito fixo aparece como alternativa ao reator UASB (Upflow anaerobic sludge blanket), que costuma apresentar problemas relacionados à perda de sólidos com o efluente e que, se comparados a outros sistemas de tratamento, já foi bastante estudado.

Os reatores de Leito Fixo foram os primeiros reatores anaeróbios a tratar efluentes com baixa concentração de matéria orgânica, característica dos esgotos sanitários. Pode-se, então, afirmar que os resultados encontrados viabilizaram o uso de reatores anaeróbios, permitindo chegar às configurações observadas atualmente.

Optou-se pelo escoamento ascendente devido aos diversos problemas, principalmente relacionados a entupimentos, encontrados na operação do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) tratando esgoto sanitário, largamente estudado na Escola de Engenharia de São Carlos - USP. O fluxo do esgoto no mesmo sentido do fluxo do gás pode facilitar o escoamento no reator e melhor a separação gás-líquido. Provavelmente, seja esse o principal problema relacionado ao RAHLF, que possui escoamento líquido no sentido axial e escoamento gasoso no sentido radial.

Tem sido cada vez menos freqüente a discussão sobre uso de processo anaeróbio ou aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário. A combinação dos dois processos tem como objetivo aproveitar as vantagens de cada processo, minimizando seus aspectos negativos. Como resultado busca-se maior remoção da matéria orgânica, característica dos reatores aeróbios, com baixos custos de implantação e operação, sistemas mais compactos com menor produção de lodo, vantagens dos sistemas anaeróbios. Além disso, essa combinação torna possível a remoção de nitrogênio e, algumas vezes, de fósforo.

Há diversas configurações de sistemas que envolvem reatores anaeróbios e aeróbios. No entanto, ainda são poucas as pesquisas em área tão promissora no tratamento de esgoto sanitário. Este trabalho busca esclarecer algumas dúvidas e levantar novas questões pertinentes ao assunto, de forma a contribuir com subsídios para futuras pesquisas nessa área.

## 2. OBJETIVOS

---

### 2.1. Objetivo geral

O objetivo geral deste projeto foi avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente e leito fixo, contendo biomassa imobilizada em espuma de poliuretano, no tratamento de esgoto sanitário.

### 2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a importância da quantidade de microrganismos por volume de reator, na forma de biofilme, na partida e no desempenho de reator anaeróbio;
- Buscar a melhor condição operacional do reator anaeróbio, com variação do tempo de detenção hidráulica;
- Estudar as características morfológicas do biofilme anaeróbio;
- Avaliar até que ponto a utilização do pós-tratamento aeróbio tem condição de remover cada uma das cinco frações de matéria orgânica presente no esgoto sanitário: bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal;
- Avaliar a eficiência de remoção de N-NTK e N-Amon do reator anaeróbio-aeróbio;
- Verificar a ocorrência do processo de nitrificação.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

#### 3.1. Sistemas com células imobilizadas

De acordo com LETTINGA (1995), a chave para o desenvolvimento de biotecnologias mais avançadas no tratamento de resíduos está na imobilização dos microrganismos, única maneira para que haja adequado tempo de retenção celular.

A imobilização de células em superfícies sólidas é um fenômeno onipresente na natureza. A presença de filmes microbianos é facilmente observada em diversos ambientes, por exemplo, em folhas e raízes vegetais (VIJAYALAKSHIMI, 1990).

Diversos fatores influenciam o crescimento e a proliferação de microrganismos em ambientes naturais. O número de microrganismos presentes em determinados ambientes e a composição dos mesmos dependem de vários fatores como: temperatura, pH, disponibilidade de água e de oxigênio. Na competição entre espécies pelos nutrientes disponíveis prevalecem os microrganismos mais adaptados (MADIGAN *et al.*, 1995).

VALLERO (1999) definiu imobilização celular como qualquer técnica que limite o livre movimento das células. WANG & YANG (1990) afirmaram que a imobilização pode, também, ser considerada como técnica que impede que células ativadas sejam carreadas com a fase móvel.

Imobilização, fenômeno que pode ocorrer em ambientes naturais ou artificiais, refere-se a um grupo composto por microrganismos de diferentes espécies. Em tratamento de esgotos são necessários desenvolvimento e agregação de diversos grupos de microrganismos que formam determinada quantidade de biomassa no reator (CAMPOS, 1999).

Segundo VIJAYALAKSHIMI (1990), a retenção celular em uma superfície depende da natureza do sólido suporte, da superfície útil, da porosidade e de suas cargas eletrostáticas. De acordo com VALLERO (1999), no início da formação do biofilme

predominam diversos fatores, como: natureza da superfície, concentração de nutrientes, atividade metabólica, atividades dos microrganismos fixos e livres. A presença de poros e reentrâncias na superfície do material proporciona um turbulento ambiente para os microrganismos, o qual favorece a formação inicial do biofilme (VERRIER *et al.*, 1988).

BAILEY & OLLIS (1986) relataram que as propriedades mecânicas e químicas dos materiais suportes podem influenciar sua permeabilidade. Na escolha do suporte as principais características a serem consideradas são: permeabilidade, geometria, compressibilidade e resistência mecânica.

INCE *et al.* (1990), desenvolveram um trabalho sobre resistência, aderência e porosidade média do suporte de filtro anaeróbio no tratamento de esgoto sanitário e observaram que, para esse tipo de filtro, o material suporte ideal é o que apresenta grande área superficial específica e grande porosidade.

No tratamento de águas residuárias têm sido utilizados biorreatores com biomassa imobilizada, com bom desempenho e grande estabilidade, por trabalharem com altos tempos de retenção celular, mesmo quando operados com baixos tempos de detenção hidráulica (ZAIAT *et al.*, 1996).

SPEECE (1996) identificou algumas condições favoráveis à manutenção de altas concentrações de biomassa interna ao reator:

- Superfícies fixas ou agentes carreadores que facilitam o desenvolvimento de partículas de biofilme-biomassa;
- Otimização das características de sedimentação dos consórcios microbianos por meio de um projeto apropriado;
- Condições nutricionais para o desenvolvimento de grânulos de alta taxa de sedimentação;
- Boas condições hidráulicas dos dispositivos de entrada dos reatores, de forma a aumentar o desenvolvimento dos agregados microbianos dessa zona.

### **3.2. Biofilme**

COSTERTON *et al.*, (1995) definiram biofilme como populações microbianas, presas a matrizes de polissacarídeos, nas quais os microrganismos aderem-se uns aos outros, bem como à superfícies ou interfaces. A partir dessa definição, RIBEIRO (2001) afirmou que podem ser considerados como biofilmes não só consórcios microbianos na

forma de grânulos encontrados em reatores anaeróbios (UASB e compartimentado), como bioflocos ou agregados presentes nos sistemas de lodos ativados e, ainda, biomassa aderida a suportes.

De forma mais simplificada, BRYERS (1998) definiu como biofilme qualquer superfície que contenha atividade microbiana.

Van LOOSDRECHT (1993), relatou que vários estudos sobre o comportamento dos agregados microbianos têm permitido adequada descrição da conversão de substratos solúveis em produtos, com sensível descrição da distribuição da população microbiana nesses sistemas com biofilme, o que tornou possível o bom conhecimento de sua estrutura. No entanto, PICANÇO (2000) diz ser impossível prever alguns importantes aspectos do biofilme, como densidade, porosidade e forma da superfície.

LEWANDOWSKI *et al.* (1998) sugeriram a possibilidade de haver grande variedade de espécies nas comunidades microbianas presentes no biofilme, possuidoras de diferentes morfologias, propriedades fisiológicas e metabólicas. O acesso dos nutrientes e a remoção de produtos de excreção dependem da posição de cada célula dentro do biofilme: essa diversidade estrutural promove a formação de microrganismos nos quais podem crescer, em harmonia, células de diferentes características fisiológicas (COSTERTON *et al.*, 1994).

Segundo COSTERTON *et al.* (1978), em todos os sistemas biológicos predomina a cooperação metabólica entre as espécies do consórcio microbiano. RIBEIRO (2001) cita que devido ao alto nível de organização, os microrganismos no biofilme são beneficiam pela justaposição e pela cooperatividade fisiológica que entre eles se estabelece, cooperação essa mais eficientes que a de populações mistas de organismos planctônicos.

### 3.2.1. Desenvolvimento do biofilme

O desenvolvimento de um biofilme tem início quando a superfície é exposta a um ambiente aquoso, no qual os efeitos de absorção promovem retenção de alguns constituintes químicos e de moléculas orgânicas, nutrientes de uma série de microrganismos (VALLERO, 1999). Esses microrganismos, denominados colonizadores primários, associam-se a essa superfície e formam um primeiro filme (BRYERS, 1988). Essas duas etapas possuem duração curta, apenas alguns minutos, e são consideradas reversíveis (VALLERO, 1999). Decorrida a fase inicial, as células

começam a aderir à superfície através de materiais poliméricos extracelulares, principalmente polissacarídeos (CAMPOS, 1994).

RIBEIRO (2001) estudou a influência do substrato na colonização de matrizes de poliuretano e observou que o processo de aderência apresentou comportamento semelhante para os diferentes substratos. Na fase inicial houve preferencial aderência de bacilos, enquanto os demais aderiram sobre os polímeros excretados ou sob a superfície dos organismos já aderidos.

É a partir de então que se forma, na superfície dos microrganismos, uma matriz gelatinosa aprisionadora de proteínas e de outros nutrientes (VALLERO, 1999). Favorece-se então, a atração de outros microrganismos para o ambiente do filme bacteriano, provocando o crescimento de culturas mistas (BRYERS, 1998).

Após uma fase de evolução, a espessura do biofilme atinge estado de equilíbrio, no qual os processos de formação e de redução do biofilme equilibram-se (BRYERS, 1988). A contínua conversão de substrato produz excesso de biomassa, os produtos solúveis são arrastados para o fluido circundante, e assim favorecem a atração de outras formas de vida, que dão inicio a sucessões ecológicas (VALLERO, 1999).

O biofilme pode conter certa porcentagem de polímeros extracelulares, que varia entre 50 e 90% com fundamental importância na estrutura e funcionalidade do complexo. Os polímeros, de forma significativa, protegem os microrganismo de possíveis ações negativas do meio (presença de surfactantes e metais pesados, dentre outros). O biofilme, além dos materiais poliméricos e dos próprios microrganismos, pode conter quantidades variáveis de substrato, metabólicos e material inerte (CAMPOS, 1994).

COSTERTON *et al.* (1995), após uma série de análises quantitativas de biofilmes em diversos ambientes, construíram uma base de dados para prever a formação de biofilmes em sistemas aquáticos, com base nos seguintes princípios:

1. Os microrganismos apresentam notável avidez por aderirem a superfícies, tendência essa especialmente pronunciada em células de ambientes naturais;
2. Em qualquer sistema aquático, o grau de agregação do biofilme a superfícies depende da quantidade de nutrientes disponíveis para reprodução das células e para produção de polissacarídeos extracelulares;
3. Em ambientes altamente oligotróficos, nutrientes orgânicos associam-se às superfícies disponíveis e dão inicio ao desenvolvimento do biofilme. No

entanto, geralmente os microrganismos não aderem a superfícies de ecossistemas com deficiência de nutrientes.

Esses princípios permitem prever-se o desenvolvimento do biofilme, em um determinado sistema. Pode-se verificar, também, a acurácia dessas predições, por meio de observações diretas dos sistemas estudados, nos quais outros fatores locais podem ser igualmente importantes (RIBEIRO, 2001).

### **3.2.2. Processos de formação do biofilme**

Segundo BRYERS (1998), a formação, instalação e persistência do biofilme são resultados de interações entre processos como:

- Deposição, com acondicionamento da superfície, transporte celular e aderência;
- Metabolismo, com consumo de substrato, crescimento e reprodução celular, além de sustentação e produção de polímeros extracelulares;
- Remoção, desprendimento e perda da camada externa do biofilme.

BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG (1997) acompanharam o crescimento de biofilmes anaeróbios e, a partir de seus resultados experimentais, concluíram que o crescimento do biofilme obedece a seis estágios, descritos a seguir.

Inicialmente tem-se a fase latente, composta por duas etapas, a primeira é devida à breve absorção de moléculas orgânicas sobre o material suporte, a aderência inicial do biofilme, que favorece a etapa posterior, caracterizada pela fixação das bactérias isoladas no meio suporte (BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG, 1997). Os microrganismos aproximam-se do meio suporte através de movimento Browniano e, em alguns casos, o fazem devido à capacidade própria de movimentação (ARAÚJO, 1995). As características do meio suporte são muito importantes para o pré-condicionamento da superfície (BRYERS, 1988).

Logo a seguir há a fase de crescimento acelerado do biofilme. Segundo BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG (1997), pequenas colônias previamente aderidas à determinada superfície multiplicam-se de forma extremamente rápida e cobrem todo o material suporte.

---

<sup>1</sup> BELKHADIR, R.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. (1998). *Étude descriptive fondamentale et modélisation de la croissance d'un film biologique*. Water Research, vol. 22, pp. 59-69.

VALLERO (1999) cita como características marcantes dessa fase: diminuição da concentração de substrato, aumento da concentração dos produtos de fermentação e, por consequência, aumento na biomassa fixa. BRYERS (1988) diz que, além do rápido consumo de substrato e da alta velocidade de crescimento celular, nota-se, também, a ocorrência de crescimento endógeno, morte e lise celular.

A terceira fase é também chamada de fase de crescimento linear do biofilme. Nessa fase, o crescimento do biofilme é menor que o da anterior, principalmente devido à saturação do meio suporte, dificuldades de difusão do substrato no interior do biofilme, efeitos de inibição pela densidade celular e até mesmo pela acumulação de produtos tóxicos no reator (BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG, 1997).

Após isso, ocorre a fase de diminuição do biofilme. Nessa etapa ocorre considerável diminuição na taxa de crescimento do biofilme (VALLERO, 1999). Essa fase caracteriza-se pela transição entre a taxa constante de biofilme e sua estabilização a valores máximos, em massa e espessura. É limitada pelas condições hidrodinâmicas do reator (BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG, 1997).

Conforme BRYERS (1988), a remoção do biofilme de uma superfície pode ocorrer das seguintes formas:

- Predação: os principais predadores em sistemas anaeróbios são os protozoários, embora não muito comum;
- Cisalhamento: a hidrodinâmica do reator é o mais importante fator de interferência para cisalhamento do biofilme;
- Abrasão: com a agitação, as partículas colidem com o biofilme e a abrasão resultante remove o excesso de biomassa;
- Desprendimento: grandes quantidades de biofilme desprendem-se da superfície do material suporte e são carreadas pela fase líquida. Possui ocorrência periódica e pode ser relacionado à várias ocorrências nos processos anaeróbios; dentre elas a produção de ácidos voláteis, que baixam o pH e a produção de gases insolúveis que enfraquecem a estrutura do biofilme.

A quinta etapa, fase de estabilização do biofilme, caracteriza-se pelo crescimento e remoção do biofilme e ocorre a velocidades semelhantes (VALLERO, 1999). BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG (1997) definiram essa fase como muito breve e instável, com perda de biomassa devido a limitações físicas, e com o crescimento de novas células na periferia do biofilme.

Finalmente ocorre a fase de desprendimento do biofilme. É nessa etapa que ocorre desprendimento e perda total do biofilme, associada principalmente à lise celular nas camadas mais profundas e a destruição das células responsáveis pela fixação ao meio suporte (BELKHADIR<sup>1</sup> *et al.* apud PASSIG, 1997).

### 3.3. Caracterização dos esgotos sanitários

O termo esgoto sanitário refere-se ao esgoto produzido pela comunidade, originado de três diferentes fontes: esgoto doméstico, gerado em banheiros e atividades como cozinha, por exemplo; esgoto industrial; e águas pluviais (SEGUEZZO *et al.*, 1998). É importante lembrar que, de modo geral, no Brasil o esgoto não possui a parcela referente a águas de chuva.

A vazão e a composição do esgoto sanitário variam consideravelmente de um lugar para outro. Dependem, basicamente, de aspectos econômicos, comportamento social, condições climáticas, consumo de água e tipos e números de indústrias presente na área de coleta (SEGUEZZO *et al.*, 1998). Em regiões industrializadas a fração de resíduos industriais presentes nos esgotos sanitários pode ser bastante significativa e alterar por completo as características dos mesmos (MENDONÇA, 2000).

Há anos eram comuns descargas diretas de esgoto sanitário nos meio ambiente, especialmente em países em desenvolvimento. Hoje são avaliadas diversas opções para tratamento de águas residuárias, incluindo o tratamento aeróbio em lagoas, filtros biológicos, lodos ativados (METCALF & EDDY, 1991), tratamento anaeróbio (LETTINGA, 1995), além da aplicação de processos anaeróbio e aeróbio combinados (JEWELL, 1996).

Segundo SEGUEZZO *et al.*, (1998), aspectos negativos do desenvolvimento e da urbanização podem ser diminuídos e até eliminados com tratamento de esgoto doméstico e industrial, melhorando a qualidade do meio ambiente.

Os esgotos sanitários são qualitativamente descritos por características físicas, químicas, biológicas e bacteriológicas baseadas nos principais parâmetros de caracterização e em valores adotados para projetos de sistemas de tratamento. Essa caracterização tem como objetivo obter ou fornecer informações sobre concentração do esgoto, condições em que este deve ser tratado, estimativa da eficiência de uma estação de tratamento existente, condições de depuração que ocorrem nos corpos receptores e

determinação da influência da descarga de esgoto nos corpos receptores (NEGULESCO, 1985).

A parcela orgânica em esgotos é composta por aproximadamente 70% de sólidos suspensos e 30% de sólidos filtráveis de origem animal, vegetal e de atividades humanas relacionadas à síntese de compostos orgânicos constituídos de combinações de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio. Podem ser encontrados, também, enxofre, fósforo e ferro. Proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), óleos e graxas (10%) constituem o principal grupo de substâncias orgânicas encontradas em águas residuárias, juntamente com uréia que, pelo fato de se decompor rapidamente, dificilmente é encontrada, a não ser em esgotos muito frescos (METCALF & EDDY, 1991).

Um grande grupo presente na parcela orgânica de esgotos sanitários corresponde àquele formado por diferentes moléculas orgânicas sintéticas, com estruturas que variam das mais simples às mais complexas, representadas primordialmente por poluentes orgânicos, e, também, por surfactantes, compostos orgânicos voláteis e defensivos agrícolas que, dada à baixa decomposição biológica, dificultam o tratamento de esgotos (METCALF & EDDY, 1991).

A parcela inorgânica dos esgotos e das águas naturais possui fundamental importância na avaliação e controle da qualidade de água; Raramente é realizado tratamento de águas residuárias para remoção de constituintes inorgânicos adicionados ao ciclo da água (METCALF & EDDY, 1991).

O esgoto contém pequenas concentrações de diversos gases dissolvidos, com destaque para o oxigênio presente em águas de abastecimento e também em águas residuárias, proveniente do contato do ar com sua superfície em movimento. Também são encontrados: dióxido de carbono resultante da decomposição de matéria orgânica, nitrogênio dissolvido da atmosfera, gás sulfídrico formado pela decomposição de componentes orgânicos, gás amoníaco e certas substâncias inorgânicas de enxofre que, mesmo em pequenas quantidades, relacionam-se à decomposição e tratamento dos componentes degradáveis do esgoto (MENDONÇA, 2000).

CAMPOS *et al.* (1996) citam que devido à dificuldade em se determinar parâmetros de projeto de sistemas de coleta, tratamento e disposição de esgotos que refletem as características qualitativas e quantitativas dos esgotos sanitários de cada região estudada - principalmente nos países em desenvolvimento - costuma-se adotar parâmetros relatados da literatura clássica, que resultam em sistemas, unidades e

equipamentos sub ou superdimensionados, acarretando prováveis falhas no processo devido a sobrecargas, desperdício de recursos financeiros e riscos de mau funcionamento em função de excessivos tempos de detenção hidráulica.

As vazões de esgotos de determinada localização variam no decorrer do dia de acordo com seus usos e costumes. A vazão diária média varia nos diferentes dias da semana e nas diferentes estações do ano (METCALF & EDDY, 1991).

METCALF & EDDY (1991) mostram a composição típica do esgoto doméstico quanto aos constituintes físicos, químicos e biológicos e o classificam em três grupos de acordo com sua concentração em forte, média e fraca. Os dados da Tabela 3.1 referem-se aos constituintes e concentrações dos esgotos que variam com as horas do dia, os dias da semana, os meses do ano e com as condições locais e devem servir apenas como guia e não como base para projetos.

Tabela 3.1. Composição típica de esgoto sanitário

PARÂMETRO	Unidade	CONCENTRAÇÃO		
		FORTE	MÉDIO	FRACO
Sólidos Totais	mg/L	1200	720	350
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Fixos	mg/L	525	300	145
Sólidos Dissolvidos Voláteis	mg/L	323	200	105
Sólidos Suspensos	mg/L	350	220	100
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	75	55	20
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	275	165	80
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	20	10	5
DBO <sub>5dias/20°</sub>	mg/L	400	220	110
Carbono Orgânico Total	mg/L	290	160	80
DQO	mg/L	1000	500	250
Nitrogênio Total	mg/L	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	mg/L	35	15	8
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	50	25	12
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo Total	mg/L	15	8	4
Fósforo Orgânico	mg/L	5	3	1
Fósforo Inorgânico	mg/L	10	5	3
Cloreto	mg/L	100	50	30
Sulfatos	mg/L	50	30	20
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	mg/L	200	100	50
Óleos e graxas	mg/L	150	100	50
Coliformes Totais	NMP/100mL	$10^7 \times 10^9$	$10^7 \times 10^8$	$10^6 \times 10^7$
Compostos Orgânicos Voláteis	mg/L	> 400	100 a 400	< 100

FONTE: Adaptado de METCALF & EDDY (1991)

### 3.4. Reator anaeróbio de leito fixo

Os primeiros reatores anaeróbios de leito fixo eram denominados filtros anaeróbios. Os estudos sobre esse tipo de reator tiveram inicio com a publicação de YOUNG & McCARTY (1969) que operaram um filtro alimentado por esgoto sintético e obtiveram eficiência superior a 80% de redução de DBO.

Os filtros anaeróbios possuem camada suporte de material inerte no qual se formam os biofilmes por meio da fixação dos microrganismos em sua superfície. Nos

interstícios desse suporte pode haver formação de grânulos e flocos, onde matéria orgânica é convertida em metano e gás carbônico (CAMPOS, 1999; PASSIG, 1997).

A finalidade da camada suporte é reter sólidos biológicos no interior do filtro anaeróbio. Dessa forma, essa camada promove uniforme distribuição do escoamento no interior do reator e melhora o contato do afluente com a matéria orgânica nele contida (YOUNG, 1990).

CAMPOS (1990) considera o termo filtro errôneo uma vez que de fato, não há filtração. Dessa forma, a melhor denominação para esse reator seria: reator anaeróbio de leito fixo submerso.

A maioria dos trabalhos com filtros anaeróbios está relacionada ao tratamento de despejos industriais. Esses despejos caracterizam-se por concentrações de matéria orgânica bem superiores às dos esgotos sanitários, predominantemente na forma solúvel (KAMIYAMA, 1993).

STRONACH *et al.* (1986) ressaltam que, ainda que o efluente de filtros anaeróbios tratando esgoto sanitário geralmente necessite tratamento posterior, os custos de implantação, operação e manutenção desse sistema são inferiores aos obtidos no sistema de lodos ativados.

ELMITWALLI *et al.* (2001) estudaram o tratamento de esgoto sanitário a baixas temperaturas em filtro anaeróbio de fluxo ascendente com volume de 60 litros. Eles investigaram a eficiência de tratamento com temperatura de aproximadamente 13°C. Foram alcançadas eficiências de DQO solúvel, de 81%, 57% e 58% para tempos de detenção hidráulica de 4, 3 e 2 horas, respectivamente. Os autores recomendaram a utilização de tempo de detenção hidráulica de 4 h, visto serem bem superiores os resultados se comparados aos demais tempos utilizados.

Entre todas as fases que envolvem o tratamento de águas residuárias com reator anaeróbio de leito fixo, o mais importante passo do processo é a partida que, ao mesmo tempo, é a fase menos conhecida, resultando assim, numa grande dificuldade de controle. Esse período inicial é determinante na estabilidade do reator nos dias subsequentes (MICHAUD *et al.*, 2001).

MICHAUD *et al.* (2001) citam, ainda, que a diversidade e a complexidade do fenômeno ocorrido durante a estabilização do consórcio microbiano não estão bem entendidas e, conseqüentemente, é muito difícil a proposição de controle para esta fase ainda. Até hoje, é muito vago o conhecimento sobre os estágios iniciais da colonização dos microrganismos.

Em reator anaeróbio de leito fixo, o suporte atua como fator de proteção física contra a lavagem do reator; desse modo ele se torna potencialmente atrativo para retenção de biomassa. A imobilização da biomassa é atingida pela retenção no espaço vazio da matriz e pela adesão à sua superfície. Boa estabilidade e robustez podem ser apontadas como as principais qualidades desse sistema, enquanto a existência de possíveis caminhos preferenciais e problemas de entupimentos representam seus maiores aspectos negativos. Um dos mais sérios problemas associados ao estudo dos filtros anaeróbios é a dificuldade para determinar a quantidade e a qualidade da biomassa, assim como a sua evolução com o tempo de operação (ALVES *et al.*, 2000).

Os reatores anaeróbios de leito fixo oferecem diversas vantagens no tratamento de águas residuárias. Pode-se dizer que são ideais para resíduos solúveis, não necessitam recirculação e a acumulação de sólidos ativos permite o tratamento de esgotos diluídos a temperaturas médias. Além do mais, produzem pouco lodo e seu efluente é substancialmente livre de sólidos suspensos (SÁNCHEZ *et al.*, 1999).

SÁNCHEZ *et al.* (1999) verificaram que a alta concentração de sólido não causa queda na eficiência, principalmente se operado por mais de um ano. No entanto, uma lavagem periódica para remoção do lodo ajuda a prevenir qualquer obstrução mais séria. Os reatores anaeróbios de leito fixo reagem bem a choques na carga orgânica afluente e, se essa mudança for de curta duração, muda muito a qualidade do efluente. Combinado a outro tipo de tratamento esse processo pode resultar em efluente de boa qualidade para reuso em irrigação e atividades de limpeza.

VEIGA *et al.* (1994) afirmaram que os reatores anaeróbios de leito fixo não são muito sensíveis a mudanças de pH durante sua partida. Disseram também que esses reatores são bem mais adequados se operados com fluxo ascendente, ao invés de descendente.

FORESTI *et al.* (1995) propuseram uma nova configuração para o reator de leito fixo, com as mesmas características dos já citados, mas trabalhando agora de forma horizontal (RAHLF). Esse reator caracteriza-se pela imobilização da biomassa em meio suporte estacionário, e operado com espuma de poliuretano, com escoamento horizontal que se aproxima do escoamento do reator tubular ideal de fluxo pistonado.

ZAIAT (1996) estudou o RAHLF para o tratamento de água residuária de indústria de papel reciclado. Em 26 dias de ensaio, o reator apresentou eficiência de DQO total média de 82%, com valor máximo de 86%, considerados valores similares aos observados em reator de manta de lodo de fluxo ascendente.

RIBEIRO (2001) acredita que os problemas de entupimento relacionados ao RAHLF podem estar relacionados à excreção de polímeros extracelulares. No início da operação estes facilitam a aderência do microrganismo ao suporte inerte, mas, a partir de determinado momento, observou que eles permaneciam no interior dos suportes e nos interstícios do reator, causando problemas operacionais.

Esse problema relacionam-se, principalmente, a hidrodinâmica do sistema, com ocorrência de caminhos preferenciais e zonas mortas. Ocorre diminuição na porosidade do leito com consequente diminuição no tempo de residência devido à maior perda de carga no reator.

### 3.5. Sistemas combinados anaeróbio-aeróbio

Até os anos 80, a maioria dos sistemas de tratamento de águas residuárias eram compostas por reator aeróbio. No final dessa década, os processos anaeróbios passaram a ser reconhecidos como uma boa alternativa para o tratamento de esgoto doméstico e industrial e, nessa área, foram desenvolvidos diversos estudos. No entanto, muitos países ainda se encontram reticentes quanto ao uso de processo anaeróbio devido aos resíduos orgânicos que ainda se fazem presentes após essa unidade de tratamento. (BODIK *et al.*, 2003).

O Brasil, devido ao seu clima, tornou-se um dos países líderes no uso de processos anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário. Entretanto, os sistemas anaeróbios muitas vezes são incapazes de produzir efluentes que obedeçam às normas impostas pela legislação brasileira para o meio ambiente. Por isso, tornou-se de suma importância o pós-tratamento desse efluente, deixando a qualidade do esgoto tratado compatível com a legislação (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

TAWFIK *et al.* (2001) afirmaram que o UASB representa bom sistema de tratamento de esgoto doméstico, especialmente em países com clima tropical. No entanto, é indiscutível a necessidade do pós-tratamento para remoção de partículas coloidais e microrganismos patogênicos.

CHERNICHARO *et al.* (2001) citam que o principal objetivo do pós-tratamento é completar a remoção da matéria orgânica e promover a remoção daqueles componentes que são dificilmente afetados pelo tratamento anaeróbio, como nutrientes e patogênicos.

No meio aquático, as principais fontes naturais de nitrogênio são provenientes de fixação por meio de microrganismos, da precipitação atmosférica e dos esgotos sanitários (SOUSA, 1996). Isso mostra a necessidade de remover nitrogênio da água da água resíduária, antes de lançá-lo ao corpo receptor.

CHERNICHARO *et al.* (2001) apresentaram o estado da arte do pós-tratamento de efluentes anaeróbios no Brasil. Merecem destaque: unidades de infiltração no solo, sistemas de lagoas de estabilização, unidades de filtração, reatores com biofilme, sistemas de lodos ativados e unidades de flotação.

CALLADO (2001) afirma que para tratamento de águas resíduárias, o sistema combinado anaeróbio-aeróbio tem mostrado ser uma opção viável quanto aos aspectos econômicos e técnicos. Isso é devido ao fato de esse sistema promover oxidação carbonácea, nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo, de modo a permitir que sejam atingidos os padrões de lançamentos.

Segundo van HAANDEL *et al.* (1994), o tratamento anaeróbio tem pouco efeito sobre os macro-nutrientes, nitrogênio e fósforo, e os organismos patogênicos são apenas parcialmente removidos. Eles referem ainda tendência de aumento nas razões de NTK/DQO e de P/DQO, pois durante o processo anaeróbio as remoções de DBO<sub>5</sub> e DQO são maiores que a de outros componentes como N e P.

ØDEGARD apud SOUSA<sup>2</sup> (1996) apontou dois fatores que podem ter influência na biodegradabilidade aeróbia de águas resíduárias pré-tratadas anaerobiamente. Primeiro, no decorrer do processo anaeróbio, a remoção de DQO e DBO<sub>5</sub> é bem superior à de outros componentes como nitrogênio e fósforo, ocasionando o desbalanceamento de determinados constituintes do efluente. O segundo é o fato de o processo anaeróbio ocorrer em etapas e em cada etapa ocorrer a formação de produtos intermediários que sofrerão degradação aeróbia. Produtos intermediários da hidrólise, formadores de ácidos e de metano, provavelmente não apresentam efeitos inibidores sobre a biodegradação aeróbia. No entanto, essa possibilidade não pode ser completamente excluída.

Van HAANDEL & MARAIS (1999) afirmam que se comparado a processo de lodos ativados, o sistema combinado anaeróbio/aeróbio tem grande potencial de

<sup>2</sup> ØDEGAARD, H. Treatment of anaerobically pretreated effluents. In.: HALL, E.R.; HOBSON, P.N., eds. The Norwegian Institute of Technology, Oxford, Pergamon Press, 1988. p. 225-238 (Anaerobic Digestion, Adv. Water Pollution Control, n.5).

redução de custos de construção e facilidade de operação. A fase anaeróbia elimina grande parte do material orgânico biodegradável e particulado do afluente , de modo a diminuir a quantidade de energia necessária à aeração em um pós-tratamento aeróbio. Essa redução da matéria orgânica também leva a uma menor geração de lodo.

Tratamento combinado anaeróbio-aeróbio não é, propriamente, novidade. Diversas indústrias de alimentos têm tratado seus afluentes dessa forma com muito sucesso (ECKENFELDER, 1989). Quando há compostos orgânicos perigosos na água residuária, funciona melhor a utilização do processo anaeróbio-aeróbio (BHATTACHARYA *et al.*, 1995).

Com o objetivo de alcançar melhor estabilidade e maior eficiência no processo, foram propostas diversas combinações de tratamento anaeróbio e aeróbio. O grande problema da aplicação do tratamento anaeróbio-aeróbio é encontrar a condição ótima para cada sistema (BODIK *et al.*, 2003).

SOUZA (1996) operou um sistema composto por um reator anaeróbio, UASB inoculado com lodo granulado, seguido de um reator aeróbio constituído por dois reatores seqüenciais em batelada em paralelo e, por fim, uma coluna de desnitrificação. O sistema UASB-SBRs tratava esgoto sintético à temperatura de aproximadamente 30°C, com TDH de 4 h para o primeiro e tempo de ciclo de 4 h para o segundo. Apresentou excelente desempenho, removeu em média, 95% de DQO, 96% de SSV, 85% de NTK e 57% de fósforo. O UASB que operou de maneira isolada com o mesmo TDH, em média removeu 86% de DQO, 87% de SSV, 26% de NTK e 44% de fósforo. A coluna de lodo para desnitrificação, que operou durante 38 semanas recebendo 40% do efluente, apresentou eficiência média de 70%.

KETTUNEN *et al.* (1996) estudaram o tratamento do percolado de um aterro sanitário a céu aberto com DQO entre 2300 e 4500 mg/L. Com tratamento unicamente anaeróbio (UASB), foi alcançada remoção de DQO de 60-70%, obtida com tempo de detenção hidráulica de 1,5-2 dias, à temperatura de 24°C. Em posterior tratamento aeróbio (lodos ativados) foi alcançada remoção de 85-90% de DQO. Os autores observaram, também, remoção de 40% do nitrogênio total e de 80% de amônia.

KORTEKAAS *et al.* (1998) estudaram a eficiência de tratamento de licor negro gerado em indústria de papel e celulose. Com tratamento anaeróbio (UASB) com taxa de carregamento orgânico de 12 a 20 g de DQO/L.h de licor foi alcançada eficiência de tratamento de 41-49%. Este é o valor normalmente encontrado para esse tipo de água residuária que apresenta baixa biodegradabilidade. Com posterior tratamento aeróbio

em sistema de lodos ativados, a eficiência total do sistema cresceu para 72%. Em estudo comparativo, os autores também operaram um sistema unicamente aeróbio para tratar o mesmo licor negro com eficiência de 62-78%, valores muito próximos aos do sistema combinado anaeróbio-aeróbio. No entanto, esse último foi considerado melhor, pois produziu 50% menos lodo que o sistema unicamente aeróbio.

TEZEL *et al.* (2001) usaram um sistema anaeróbio-aeróbio para tratamento de efluente de uma industria de papel. O reator anaeróbio, UASB, obteve 85% de remoção de DQO com um tempo de detenção hidráulica de 5 h. O reator aeróbio, um tanque aerado, trabalhou com tempo de detenção hidráulica de 6.5 h, com eficiência total do sistema de 91%.

BODIK *et al.* (2003) estudaram, em escala piloto, um sistema composto por reator anaeróbio de chicanas, seguido de pós-tratamento aeróbio com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 15 e 4 horas, respectivamente. O sistema apresentou eficiências de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub>, SS e nitrogênio amoniacal de 79-83%, 93-94%, 81-93% e 46-87%, respectivamente. Um processo intensivo de nitrificação foi observado durante todo o período operacional e, também, uma parcial desnitrificação.

LOPES (1999) estudou um sistema composto de reatores compartimentados anaeróbio-aeróbio em série para o tratamento de esgoto sanitário. A primeira fase, anaeróbia, 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. Já o tratamento posterior, aeróbio, foi capaz de, em média, remover 50% da DQO total remanescente. Ou seja, o sistema anaeróbio-aeróbio apresentou eficiência média de remoção de DQO total de 89 e 85% para TDH de 8 e 6 horas em cada reator.

VIEIRA *et al.* (2003) desenvolveram 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 4 compartimentos. O efluente de 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%, respectivamente, com concentrações efluentes de 2 mgN-amon/L e 1,1 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Além disso, VIEIRA *et al.* (2003) citam que o sistema mostrou-se adequado como unidade de pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio na remoção de DQO e SSV, com eficiências iguais a 73% e 85% e valores efluentes de 35 mgDQO/L e 4 mgSSV/L, respectivamente. A DQO remanescente do reator de nitrificação pode ser

considerada de difícil degradação, uma vez que não foi removida durante a desnitrificação.

GARUTI *et al.* apud SOUSA<sup>3</sup> (1996) afirmam que em esgoto sanitário pré-tratado anaeróbiamente, no processo de nitrificação foi oxidado 92% do N-amoniacial, enquanto a eficiência de desnitrificação foi de apenas 63,5%. Não houve limitação do processo de desnitrificação pela disponibilidade de fonte de carbono, mas sim pela temperatura, pelo TDH e por compostos inibidores.

LOZADA (2000) tratando esgoto sanitário, operou um sistema composto por um reator anaeróbio, UASB, seguido de um reator aeróbio, operado em batelada seqüencial. O reator UASB, para TDH de 6 horas, obteve eficiência de remoção de DQO e de SS da ordem de 71% e 62%, respectivamente. Além disso, foi observada a quase completa amonificação (98%) das formas de nitrogênio presentes no afluente. Com o subsequente pós-tratamento com RSB foram alcançadas eficiências de remoção de DQO e de sólidos suspensos da ordem de 87% e 84%, respectivamente, enquanto para NTK, foram encontrados valores superiores a 79%, com tempo de aeração de 4 h. Concluiu-se que o sistema combinado mostrou ser alternativa viável no tratamento de esgoto sanitário, com melhores eficiências que o reator anaeróbio e com menores custos operacionais que o reator aeróbio operado separadamente.

O presente trabalho teve a intenção de avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente e leito fixo, contendo biomassa imobilizada em espuma de poliuretano, no tratamento de esgoto sanitário. Avaliou-se a utilização do reator na remoção das frações de matéria orgânica presentes no esgoto sanitário: bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal. Cada uma foi estuda e discutida, avaliando-se a influência de uma sobre a outra.

---

<sup>3</sup> GARUTI, G.; DOHANYOS, M.; TILCHE, A (1991). Anaerobic-aerobic combined process for the treatment of sewage with nutrient removal: the Anoxox process. In: INTERNATIONAL. P. 371-380.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

---

Esse capítulo contempla o material usado na realização do experimento, assim com a metodologia utilizada no desenvolvimento do mesmo.

Foi utilizado um reator de leito fixo de fluxo ascendente com espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa. O leito do reator foi dividido em quatro compartimentos de igual volume. Em uma primeira fase, o reator operou anaerobiamente com suporte em apenas dois compartimentos. Em uma segunda etapa, colocou-se espuma nos quatro compartimentos e buscou-se a melhor condição operacional com relação ao (TDH). Em seguida, foram aerados os dois últimos leitos, de forma que o reator passou a operar como anaeróbio-aeróbio de leito fixo com fluxo ascendente.

### 4.1. Aparato experimental

Nos experimentos foram utilizados um reator de leito fixo e escoamento ascendente, apresentado na Figura 4.1, o qual foi operado como anaeróbio ou como combinado anaeróbio-aeróbio.

Fez-se contenção da espuma na parte superior do leito, para evitar que ela aflorasse por ação do empuxo, na saída do reator; e também na parte inferior, de forma que, mesmo para vazões baixas, a espuma não se acumulasse no fundo do leito reacional. Essa contenção foi realizada, na parte superior, por uma placa perfurada circular de PVC, fixada por uma haste de inox e, na parte inferior, por uma flange de acrílico também perfurada como a anterior.

O leito foi dividido em quatro compartimentos de igual volume, separados por placas de PVC perfuradas, fixadas por haste de inox.

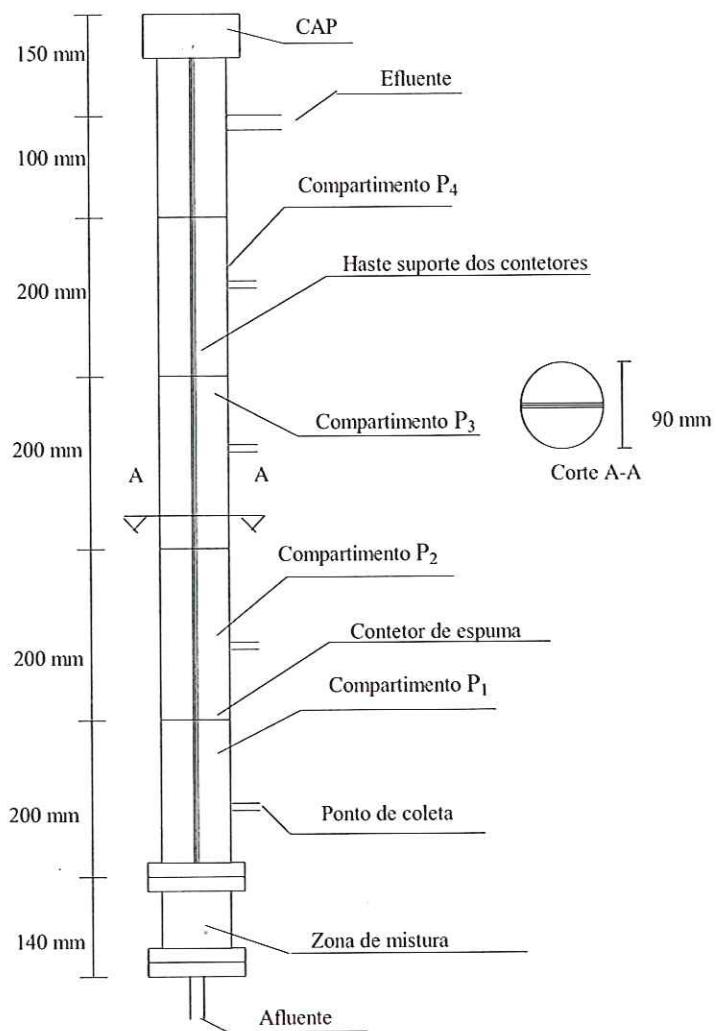


Figura 4.1-Esquema do reator de leito fixo com escoamento ascendente e leito com espuma de poliuretano.

O reator foi construído em tubos de acrílico com diâmetro interno de 90 mm e 1000 mm de comprimento, com volume, medido sem espuma, de aproximadamente 6,4 L. O reator foi recoberto com papel alumínio, como mostra a Figura 4.2, para evitar a incidência direta da luminosidade.

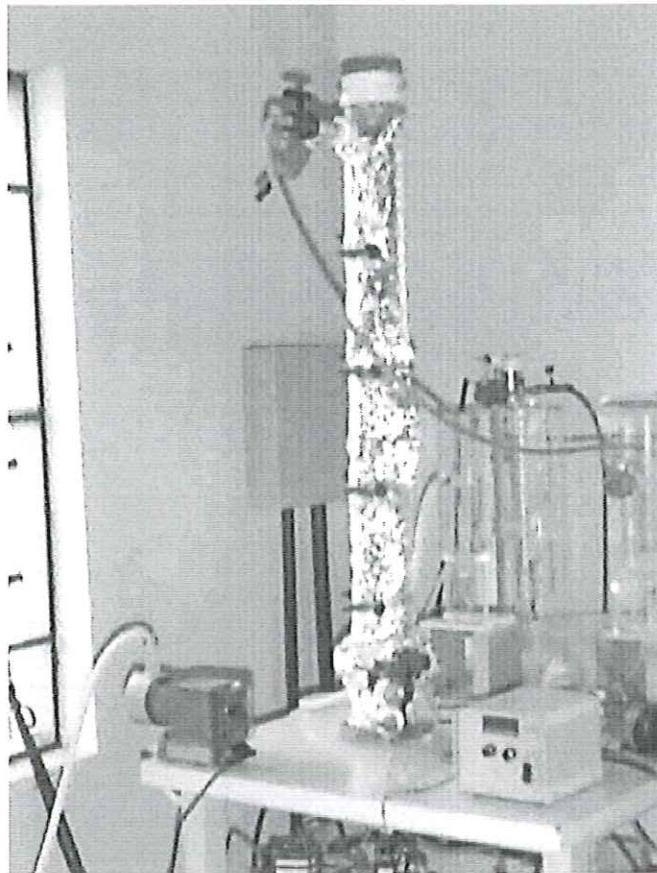


Figura 4.2 - Foto do reator de leito fixo com escoamento ascendente e leito com espuma de poliuretano encoberto com papel alumínio.

O reator foi constituído de duas partes: câmara de alimentação e distribuição de água residuária e leito reacional. A câmara de alimentação e distribuição de água residuária foi constituída por um tubo de acrílico de 90 mm de diâmetro externo e comprimento de 100 mm com um volume total de aproximadamente 0,6 L. A alimentação era feita pela parte inferior do reator do reator por meio de bomba dosadora peristáltica Gilson modelo Miniplus 3 (Figura 4.3).

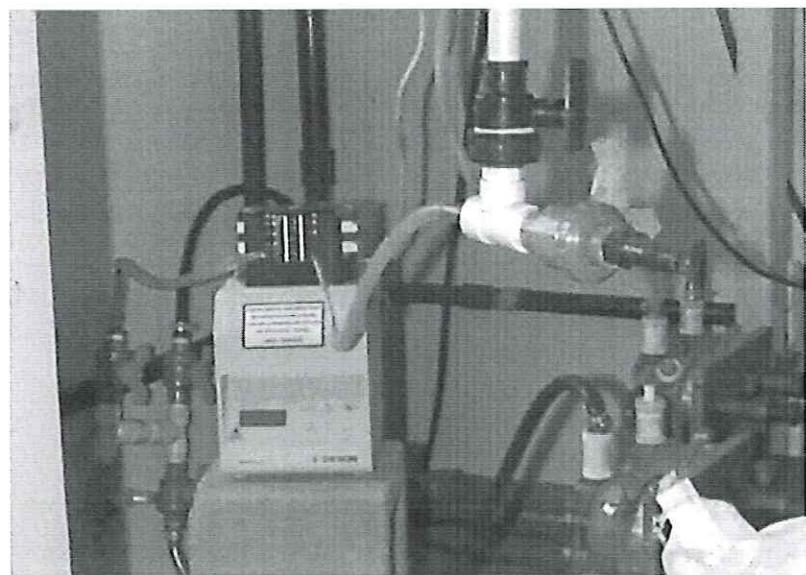


Figura 4.3 – Detalhe da bomba dosadora peristáltica Gilson modelo Miniplus 3 e do ponto de alimentação do reator.

O leito do reator foi constituído por um tubo de 90 mm de diâmetro externo e comprimento de 900 mm, totalizando um volume de aproximadamente 5,8 L. Na parte inferior há um flange, também em acrílico, que faz a junção entre o reator e a câmara de entrada. Na parede superior do tubo foi acoplado um tubo de saída de  $\frac{1}{2}$ " para retirar o efluente do reator. A parte superior do leito era tampada por um cap de PVC de 100 mm de diâmetro.

O esgoto afluente antes de chegar ao reator, passava por um reservatório como mostra a Figura 4.4, o qual funcionava como tanque de equalização. Esse reservatório, uma caixa de amianto com volume de 750 L, era abastecido em regime contínuo, de maneira que a água residuária era sempre renovada. Era dotado de um sistema de peneiramento na sua entrada, composto por duas telas com 2 mm de diâmetro, para retenção dos sólidos mais grosseiros e de um extravasor, que compensava as baixas vazões do experimento, impedindo que o esgoto ficasse parado por muito tempo.

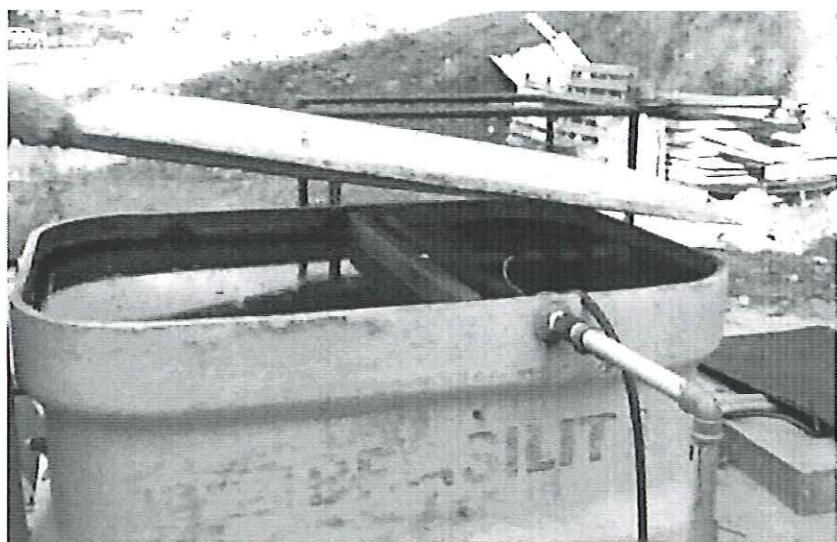


Figura 4.4 - Foto da caixa de amianto utilizada para armazenamento da água residuária usada como afluente ao reator.

A Figura 4.5 mostra o fluxograma do sistema composto pela caixa de armazenamento de água residuária, bomba dosadora peristáltica Gilson modelo Miniplus 3, ponto de alimentação do reator, reator de leito fixo com escoamento ascendente e ponto de saída do esgoto efluente.

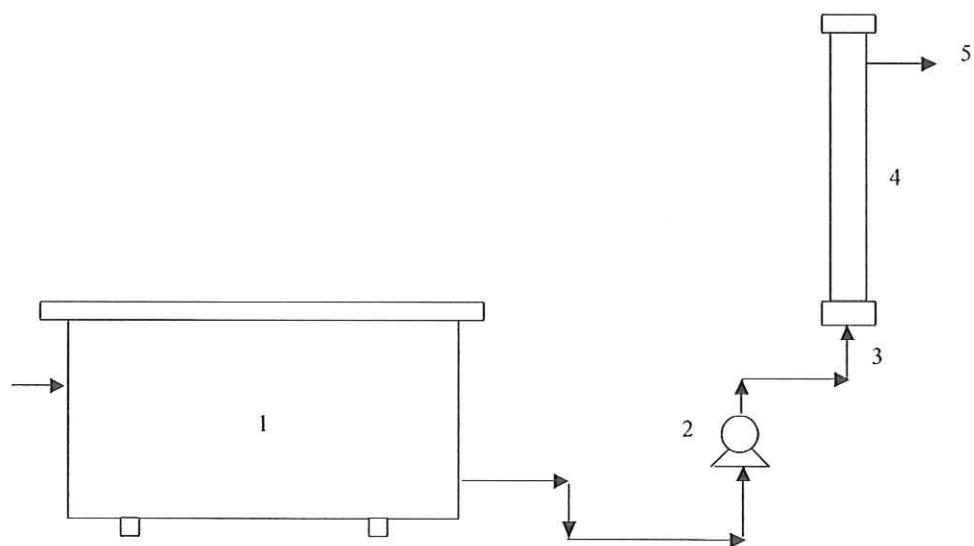


Figura 4.5 - fluxograma do sistema composto pela caixa de armazenamento de água residuária (1), bomba dosadora peristáltica Gilson (2), ponto de alimentação do reator (3), reator de leito fixo com escoamento ascendente (4) e ponto de saída do esgoto efluente (5).

#### 4.2. Suporte de imobilização da biomassa

Partículas de espuma de poliuretano com densidade de 23 kg/m<sup>3</sup> e porosidade de 95%, aproximadamente, dispostas em matrizes cúbicas de 1,0 cm de lado foram usadas como suporte de imobilização da biomassa. Segundo Zaiat (1996) esse suporte é bastante adequado à imobilização de biomassa anaeróbia apresentando colonização rápida dos microrganismos, confirmada pela rápida partida do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), e pelo pequeno arraste do lodo durante a operação do reator.

O Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM) do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos (DEQ-UFSCar) fez a estimativa do diâmetro médio equivalente dos poros (alvéolos) existentes na espuma. Para análise, diversos cubos da espuma foram recobertos com ouro, aterrados com tinta à base de prata, fotografados por microscopia eletrônica de varredura STEREOSCAN 440 – LEO. As imagens foram posteriormente analisadas em um software Quantimet 600S – Leica.

A porosidade superficial da espuma muitas vezes é composta pela soma de diversos alvéolos partidos (Figura 4.5); o diâmetro equivalente médio da abertura é superior ao diâmetro equivalente médio dos alvéolos. Estes resultados são demonstrados na Tabela 4.1.

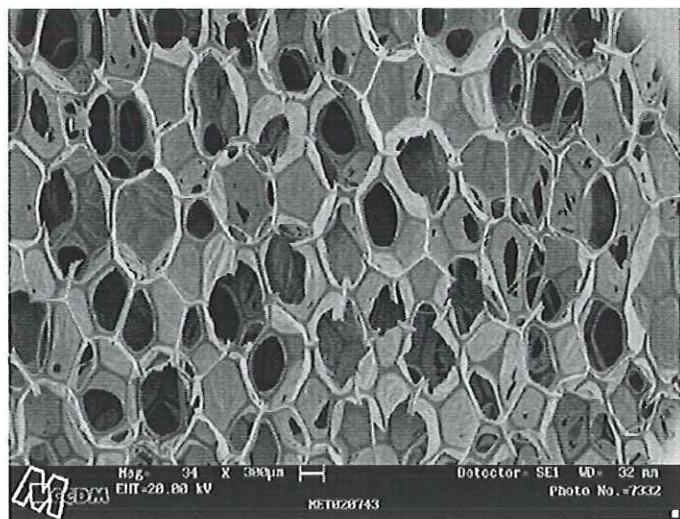


Figura 4.6 - Morfologia dos alvéolos. Alguns deles, que se encontram na superfície da espuma, rompem-se e formam aberturas com maior diâmetro equivalente.

Tabela 4.1 - Estimativa do diâmetro equivalente médio da abertura superficial e dos alvéolos da espuma.

MET020743	Abertura superficial	Alvéolo
Diâmetro equivalente médio ( $\mu\text{m}$ ) <sup>†</sup>	$757 \pm 174$	$543 \pm 154$

<sup>†</sup>Estimativa feita contabilizando-se 100 medidas.

#### 4.3. Inóculo

O inóculo usado foi obtido do reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) tratando águas residuárias provenientes de um abatedouro de aves localizado no município de Tietê, SP.

O lodo anaeróbio foi imobilizado na espuma de poliuretano conforme metodologia desenvolvida por Zaiat (1996), a qual consiste em macerar o lodo em solução aquosa e em um recipiente fechado misturá-lo às matrizes de poliuretano, até que todas ficarem em contato com a mistura. O autor reportou que após 2 h de contato, aproximadamente 94% dos sólidos estavam fixos ao suporte, mas foram guardadas por 24 h por medida de segurança. Decorrido esse tempo, as matrizes com células aderidas foram colocadas no substrato líquido para lavagem dos sólidos fricamente aderidos. O material suporte inoculado, então, estava pronto para ser colocado no reator.

Zaiat (1996), através deste experimento, demonstrou que a massa de lodo inicialmente aderida ao material suporte pode ser prevista em termos de sólidos totais. Para isso, basta conhecer a capacidade absortiva do suporte, no caso em estudo espuma de poliuretano, a concentração de sólidos totais no lodo e a massa do material suporte.

#### **4.4. Água Residuária**

A água residuária deste estudo abastece a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Campus da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos. Trata-se de esgoto sanitário do Campus Universitário, proveniente do restaurante universitário, banheiros, além de determinados resíduos de alguns laboratórios; e, também, do esgoto sanitário dos bairros Tijucó Preto e Vila São José, da cidade de São Carlos. A Figura 4.6 mostra a planta baixa do Campus da EESC/USP com localização da ETE em detalhe.

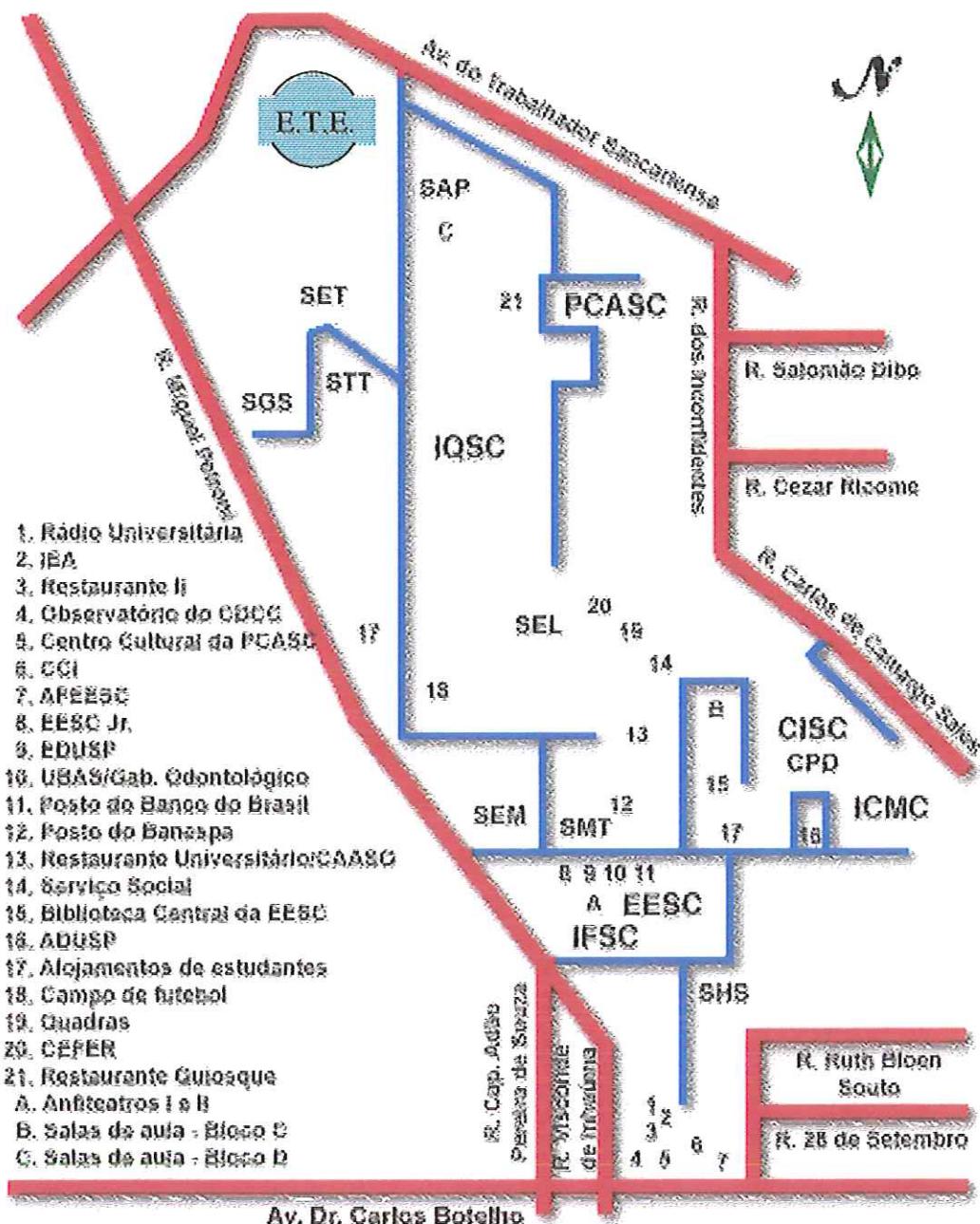


Figura 4.7 - Planta do Campus da USP - São Carlos, com detalhe em verde da ETE onde foi instalado o reator.

#### 4.5. Procedimento experimental

O procedimento experimental foi dividido em três etapas. Na primeira fase foi realizado um teste no sentido de observar a capacidade de operação do reator contendo espuma de poliuretano immobilizada somente nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub> (ver Figura 4.1), ou seja, com baixo número de microrganismos por volume de reator. Os compartimentos P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub> não foram preenchidos com material suporte e tinha-se a idéia

de formar uma manta de lodo ativa da degradação da matéria orgânica. Isso permitiu verificar se essa quantidade de microrganismos - medidos em mgSSV/ por volume de reator - constitui fator fundamental no tempo de partida do reator.

Na segunda etapa foi avaliado o mínimo tempo de detenção hidráulica (TDH) no qual o reator anaeróbio opera com boa eficiência. O reator foi operado com espuma de poliuretano preenchendo todos os compartimentos ( $P_1$ ,  $P_2$ ,  $P_3$  e  $P_4$ ), pois, na fase anterior, o reator não apresentou resultados satisfatórios. De início foi aplicado TDH de 8 horas, com base no volume total do reator (6,4 L), pois é esse o valor normalmente usado em reatores UASB. Quando o reator alcançou o estado de equilíbrio dinâmico aparente, diminuiu-se o TDH para 6 horas e, depois, aumentou-se para 10 horas.

Na terceira e última etapa do experimento foi operado o mesmo reator das etapas anteriores, mas, agora, com uma etapa anaeróbia seguida de outra aeróbia. Para isso, o compartimento  $P_3$  foi aerado por meio de um difusor poroso. Na etapa anaeróbia foi usado TDH de 6 h obtido na segunda etapa do projeto, porque apesar de ser o mais baixo valor aplicado, os resultados permaneceram satisfatórios. Como a parte anaeróbia ocupava metade do reator, a parte aeróbia também possuiu TDH de 6 h, totalizando nessa fase TDH de 12 h.

#### **4.5.1. Métodos analíticos**

Durante a execução do experimento foram monitorados os parâmetros descritos na Tabela 4.2, segundo métodos descritos pela APHA (1995).

Tabela 4.2 - Parâmetros analisados, método utilizado e freqüência de amostragem.

Parâmetro analisado	Método de análise	Freqüência de amostragem
Volume em proveta e		
Vazão	cronômetro	Diária
Temperatura	Termômetro	Diária
DQO bruta (mg/L)	Espectrofotométrico	2 x semana
DQO filtrada (mg/L)	Espectrofotométrico	2 x semana
pH	Potenciométrico	2 x semana
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulométrico	2 x semana
Ácidos voláteis (mg Hac /L)	Titulométrico	2 x semana
ST, STV, SSV e SST	Gravimétrico	2 x semana
N-NTK (mgN /L)	Titulométrico	2 x semana
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN/L)	Titulométrico	2 x semana
N-NO <sub>2</sub> (mgN/L)	Espectrofotométrico	2 x semana
N-NO <sub>3</sub> (mgN/L)	Espectrofotométrico	2 x semana

As análises de nitrogênio somente foram realizadas na terceira etapa do experimento, quando o reator teve uma fase aeróbia. As outras análises foram realizadas em todas as etapas.

#### 4.5.2. Caracterização microbiológica

Para as análises por microscopia ótica, as matrizes de espuma de poliuretano primeiramente foram lavadas com água destilada para, a seguir, serem examinadas por microscopia de contraste de fase. A fluorescência foi verificada com luz ultravioleta conectada a microscópio Olympus BX-60.

#### 4.5.3. Quantificação da biomassa aderida ao suporte

Para quantificar a biomassa aderida ao suporte utilizou-se o método descrito por RIBEIRO (2001). Primeiramente 5 cubos de espuma já inoculadas foram transferidas para um frasco de 40 mL. A esse frasco foram adicionadas pérolas de vidro em

quantidade quatro vezes maior em relação à massa de espuma pesada, e 10 mL de água destilada. O frasco foi lacrado e agitado durante 20 minutos em um ângulo de 45° para que a biomassa aderida se soltasse das matrizes de espuma.

A seguir as pérolas de vidro e as espumas foram separadas do líquido, o qual foi transferido para uma cápsula de porcelana previamente pesada ( $P_0$ ). As pérolas, lavadas com mais 5 mL de água destilada, também foram transferidas para a cápsula, posteriormente mantida em estufa por 24 horas, à temperatura de 100°C. Após isso, a cápsula foi levada para um dessecador até que atingisse a temperatura ambiente, para ser pesada ( $P_1$ ). Na última etapa, a cápsula foi colocada em uma mufla à temperatura de 550°C, durante 2 horas. Por fim, a cápsula ( $P_2$ ) foi novamente pesada.

As espumas, para secagem, permaneceram, por 24 horas, em uma estufa com temperatura de 100°C, promovendo a secagem das mesmas. Em seguida, foram levadas para um dessecador até atingirem a temperatura ambiente para, só então, serem pesadas.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

---

Neste capítulo são discutidos os resultados do experimento com o reator de leito fixo com escoamento ascendente em todas as condições relatadas na metodologia. A fase experimental foi realizada de 24/05/2002 a 24/02/2003, com tempo total de operação do reator de 297 dias.

### 5.1. Caracterização da água residuária afluente ao sistema

Durante o período operacional, foram realizados dois perfis de 24 horas do esgoto sanitário afluente ao reator que ficava armazenado em reservatório. Deles, a cada 2 horas, foram coletadas amostras para análise da demanda química de oxigênio (DQO) da amostra bruta e da filtrada.

A Figura 5.1 mostra os resultados do perfil realizado em julho de 2002. O valor médio de DQO do esgoto sanitário afluente foi de  $307 \pm 10$  mg/L para amostra bruta e de  $201 \pm 27$  mg/L para amostra filtrada.

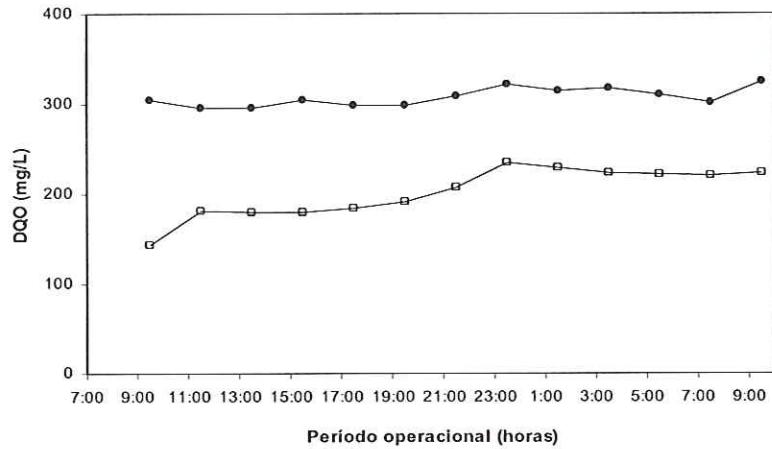


Figura 5.1 - Perfil temporal de DQO no reservatório, para esgoto doméstico afluente ao reator, realizado em julho. DQO bruta (●) e DQO filtrada (□).

A Figura 5.2 mostra os resultados do perfil realizado no mês de outubro de 2002. O valor médio de DQO do esgoto sanitário afluente foi de  $418 \pm 41$  mg/L para amostra bruta e de  $275 \pm 26$  mg/L para amostra filtrada.

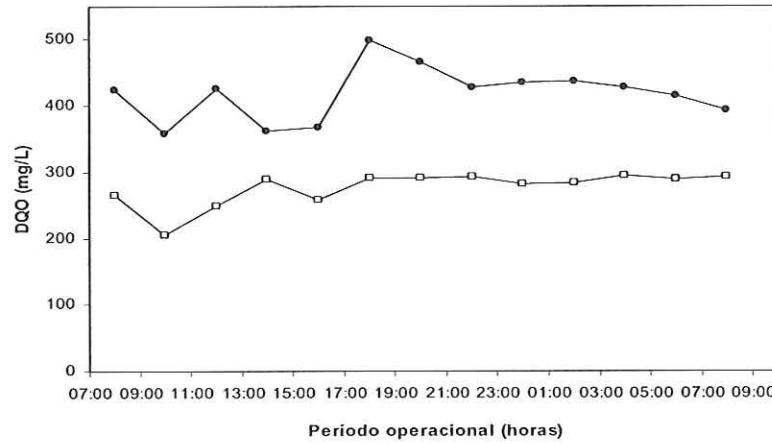


Figura 5.2 - Perfil temporal de DQO no reservatório, para esgoto doméstico afluente ao reator, realizado em outubro. DQO bruta (●) e DQO filtrada (□).

A escolha recaiu nos meses de julho e outubro devido às alterações climáticas observadas entre esses períodos. Durante o mês de julho, além de ser o mês mais frio do ano, o que é desvantagem quando se trabalha com processos anaeróbios, observou-se

queda no valor da DQO afluente ao sistema devido ao recesso do restaurante universitário. No mês de outubro, o aumento da temperatura e a reabertura do restaurante, tornaram necessário um novo perfil para essa data. A constância dos resultados obtidos, mostrou não haver necessidade de novos perfis após o mês de outubro.

Os resultados obtidos por meio desses perfis mostram que, para amostras brutas e filtradas, os valores da DQO afluente não variaram muito ao longo do dia. Por esse motivo, não houve necessidade de retirada de amostras compostas, pois coletas de amostras pontuais, feitas em horário equivalente à média de DQO do dia, foram suficientes para obtenção de resultados condizentes com a realidade.

## **5.2. Avaliação operacional e de desempenho do reator**

Nesta etapa do trabalho serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante todo o período operacional dividido em 5 etapas. Na primeira fase, o reator foi operado anaerobiamente, com espuma de poliuretano somente nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub> (Figura 4.1) e com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas. Na segunda fase acrescentou-se espuma nos demais compartimentos P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>, manteve-se a condição anaeróbia e o TDH de 8 horas. Na terceira fase o TDH foi aumentado para 10 horas e na quarta fase, foi diminuído para 6 horas. Na quinta e última etapa, operou-se o reator anaeróbio-aeróbio com espuma em todos os compartimentos e TDH total de 12 h.

### **5.2.1. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio com espuma ocupando metade do volume do reator (compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>)**

A seguir serão discutidos os resultados para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente que operou com espuma apenas nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

A vazão inicial foi de aproximadamente 0.8 L/h, correspondente a um tempo de detenção hidráulica de 8 horas, baseado no volume total do reator. Nessa condição, o período de operação do reator foi de 71 dias.

Os resultados, calculados conforme descrito na metodologia, das concentrações celulares no inóculo do reator, medidos por volume de espuma, estão apresentados na Tabela 5.1.

Sabendo que a quantidade de espuma colocado no reator nessa primeira fase foi de aproximadamente 30 g, têm-se na Tabela 5.2 as quantidades totais de sólidos presentes no reator.

A Tabela 5.3 mostra a quantidade de sólidos presentes por volume de reator, considerando o volume de 6,4 L.

Tabela 5.1 - Concentração celular no inóculo usado na primeira fase do projeto.

Parâmetro analisado	Concentração celular
ST	1.40 g/g de espuma
STV	1.12 g/g de espuma
STF	0.28 g/g de espuma

Tabela 5.2 - Quantidades totais de sólidos presentes no reator na primeira fase do projeto.

Parâmetro analisado	Quantidade total de sólidos
ST	42.6 g
STV	34.0 g
STF	8.6 g

Tabela 5.3 - Quantidade de sólidos por volume do reator na primeira fase do projeto.

Parâmetro analisado	Quantidade de sólidos
ST	6.66 gST/L
STV	5.31 gSTV/L
STF	1.34 gSTF/L

A Tabela 5.4 apresenta as principais características do esgoto sanitário usado como afluente, durante 71 dias, para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente. Para calcular a DQO filtrada, filtrou-se a amostra bruta em uma membrana com poros de 1,2 µm. A diferença entre a DQO de amostra bruta e de amostra filtrada fornece o valor da DQO suspensa. Para calcular a DQO solúvel, filtrou-se a amostra em uma membrana com poros de 0,45 µm. A diferença entre a DQO de amostra filtrada e de amostra solúvel fornece o valor da DQO coloidal.

Tabela 5.4 - Principais características do esgoto sanitário usado como afluente na primeira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.32 ± 0.22
DQO bruta (mg/L)	343 ± 79
DQO filtrada (mg/L)	234 ± 87
DQO suspensa (mg/L)	109 ± 45
DQO solúvel (mg/L)	183 ± 83
DQO coloidal (mg/L)	51 ± 22
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	218 ± 42
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	174 ± 40
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	53 ± 12
SST (mg/L)	70 ± 31
SSV (mg/L)	55 ± 30

As Figuras 5.3, 5.4, 5.5, 5.6 e 5.7 mostram as variações temporais de DQO para amostras brutas, filtradas, suspensas, solúveis e coloidais, respectivamente.

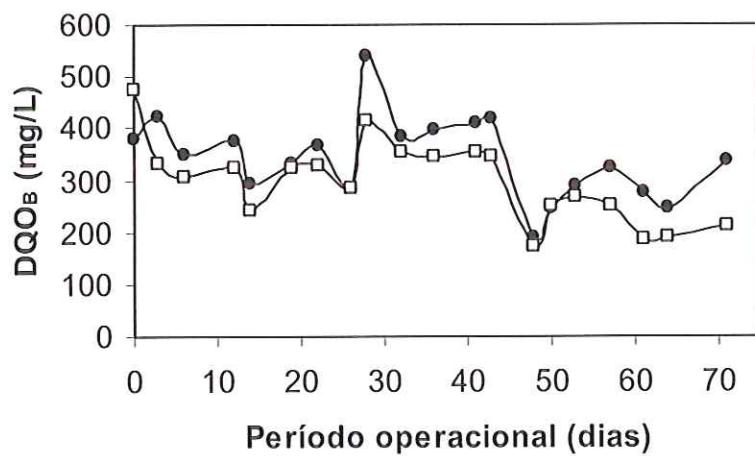


Figura 5.3 - Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

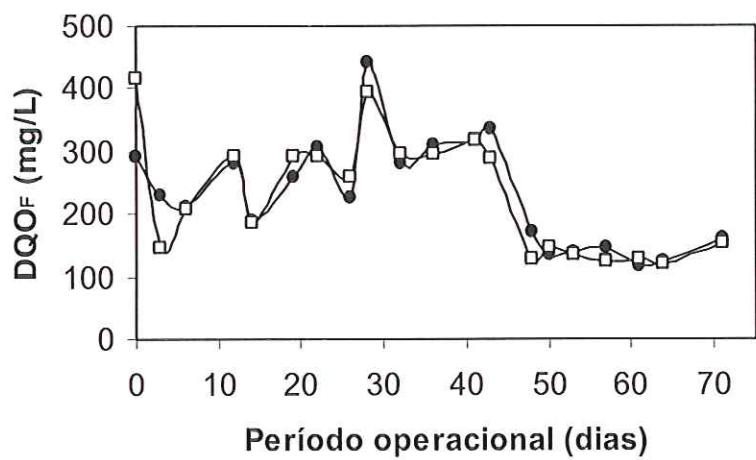


Figura 5.4 - Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

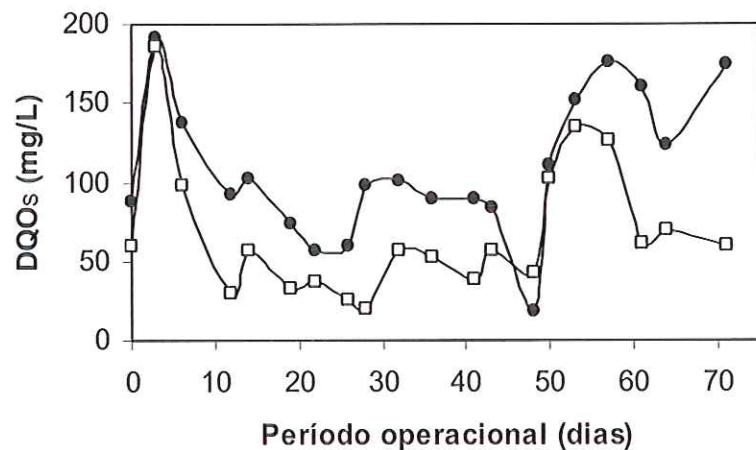


Figura 5.5 - Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

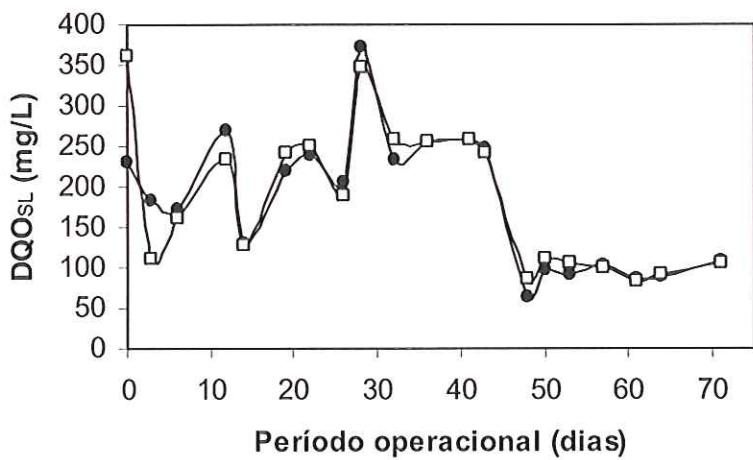


Figura 5.6 - Variação temporal da DQO solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

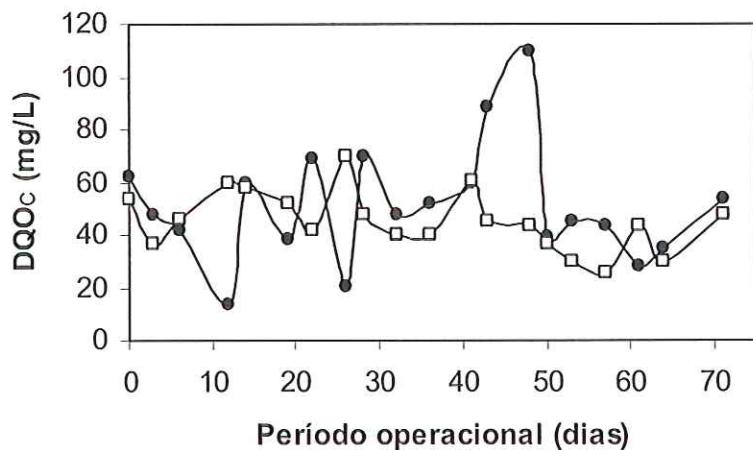


Figura 5.7 - Variação temporal da DQO coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Nas Figuras 5.3 a 5.7 pode-se observar que a matéria orgânica não foi eficientemente removida no reator de leito fixo com espuma de poliuretano ocupando apenas a metade do volume reacional, com TDH de 8 horas. A principal remoção foi observada em relação à matéria orgânica particulada, indicada pela DQO suspensa com

valor médio de  $67 \pm 42$  mg/L no efluente, conforme observado na Figura 5.5. As frações solúvel e coloidal praticamente não foram removidas no reator, com valores médios de DQO no efluente de  $186 \pm 89$  mg/L e  $45 \pm 11$  mg/L, respectivamente.

O efluente apresentou um valor médio de DQO bruta de  $298 \pm 78$  mg/L, que se manteve praticamente dependente do valor da DQO bruta afluente, a qual apresentou valor médio de  $343 \pm 79$  mg/L. Essa remoção média de 13% representa apenas a retenção de sólidos suspensos no leito fixo ou a solubilização de material particulado que não foi convertido posteriormente.

Pode-se observar que, após 48 dias de operação, a DQO filtrada efluente estabilizou-se aproximadamente no valor de  $140 \pm 38$  mg/L. Até então, o valor médio para esse parâmetro era de aproximadamente  $291 \pm 55$  mg/L. O valor médio da DQO filtrada efluente foi de aproximadamente  $231 \pm 94$  mg/L. Essa estabilização se deveu, principalmente, devido estabilidade da DQO afluente.

Na Figura 5.8 são apresentados os valores das cargas orgânicas aplicadas e removidas durante a primeira fase operacional. Fica evidente nesse gráfico que, independente da carga orgânica aplicada ao sistema, praticamente não houve remoção significativa da mesma, ou seja, o reator estava operando de forma ineficiente. O valor médio da carga orgânica aplicada ao sistema foi de  $1029 \pm 231$  mg/L.dia enquanto a carga orgânica removida foi de aproximadamente  $135 \pm 142$  mg/L.dia.

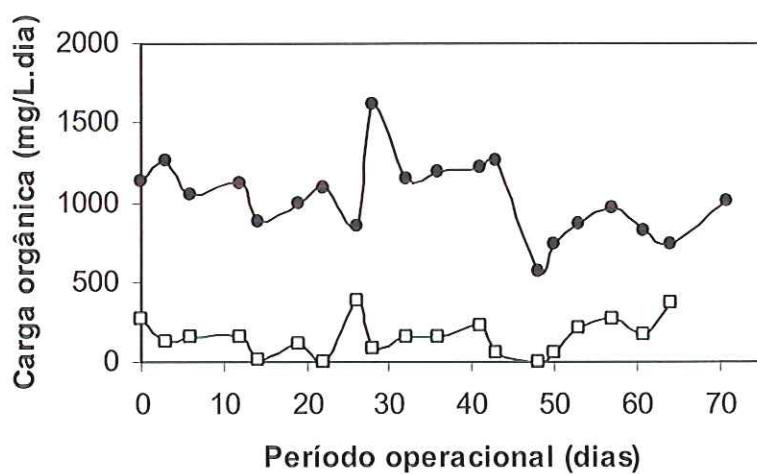


Figura 5.8 – Carga orgânica aplicada (●) e removida (◻) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

A Figura 5.9 mostra os valores de DQO afluente de amostra bruta e das DQO's efluentes de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, variando ao longo do período operacional.

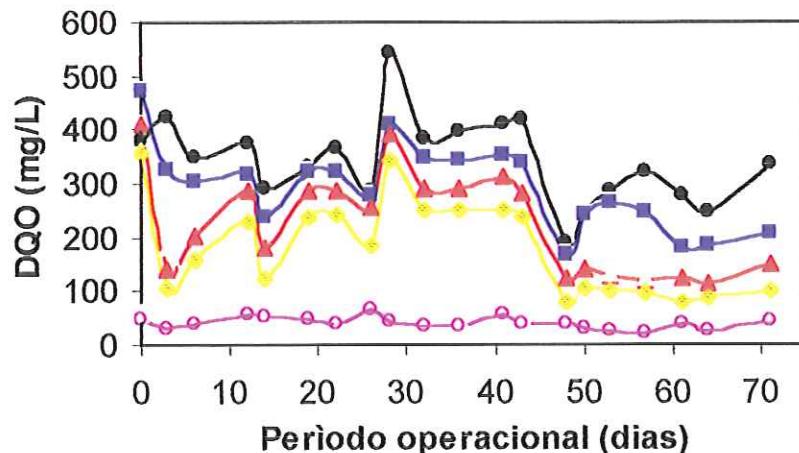


Figura 5.9 - Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das frações de DQO no efluente para amostras bruta (■), filtrada (▲), suspensa (△), solúvel (○) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Pela Figura 5.9 pode-se ver, claramente, que após 48 dias de operação o reator tendeu a estabilizar-se para valores de DQO, principalmente para amostras filtrada e solúvel. Essa tendência não foi observada para DQO bruta pelo fato de haver arraste de lodo durante a fase final de operação da 1º condição operacional. Já para DQO coloidal, os valores do efluente variaram pouco.

Para monitoramento da estabilidade do reator, observou-se o perfil temporal dos Ácidos Voláteis Totais (AVT), Figura 5.10, e da Alcalinidade a Bicarbonato, Figura 5.11.

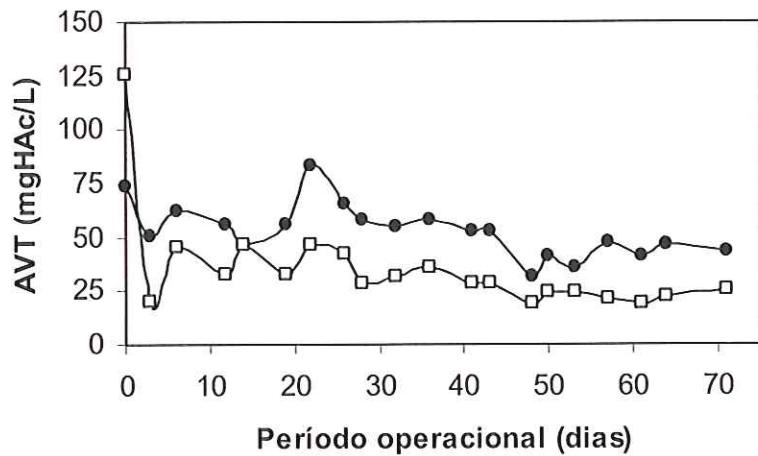


Figura 5.10 - Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Na Figura 5.10 é possível observar que somente no primeiro dia o valor da concentração de AVT do efluente foi maior que a do afluente, o que caracteriza prevalência da fase de acidogênese. Daí em diante a metanogênese passou a atuar de forma mais efetiva, mesmo com baixas remoções de matéria orgânica observadas. O valor médio para o efluente foi de  $35 \pm 23$  mgHAc/L.

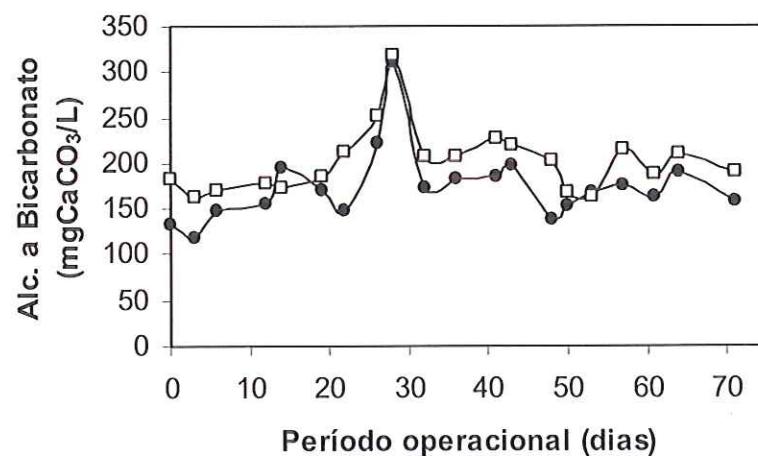


Figura 5.11 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Em praticamente todo o processo, como mostra a Figura 5.11, a Alcalinidade a Bicarbonato foi maior no efluente que no afluente. Essa geração de alcalinidade mostra o equilíbrio bioquímico entre microrganismos metanogênicos e acidogênicos/acetogênicos, mesmo com a baixa eficiência observada. O valor médio para o afluente foi de  $174 \pm 40$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o efluente  $201 \pm 36$  mgCaCO<sub>3</sub>/L.

A Figura 5.12 mostra a variação do pH ao longo do tempo. Pode-se observar, claramente, que durante toda essa fase do experimento, o pH efluente foi maior que o afluente, o que confirma as afirmativas anteriores de o processo estar ocorrendo de forma estável, embora com baixa eficiência. O valor médio do pH afluente foi  $7,32 \pm 0,22$  e do efluente  $7,67 \pm 0,15$ .

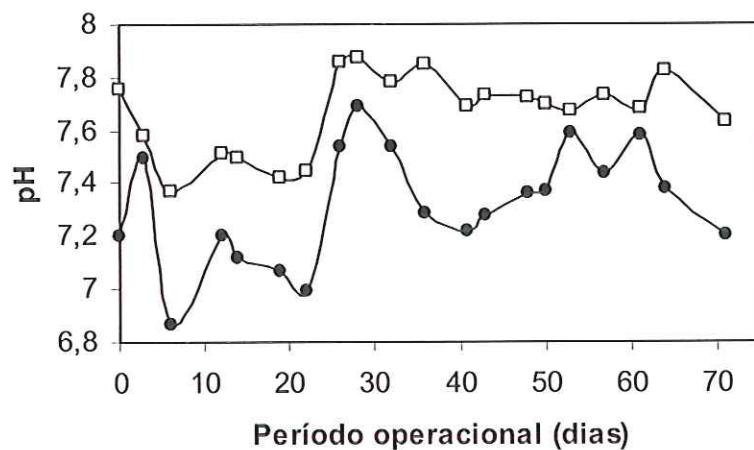


Figura 5.12 - Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Nas Figuras 5.13 e 5.14 estão apresentados os valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para a primeira condição operacional.

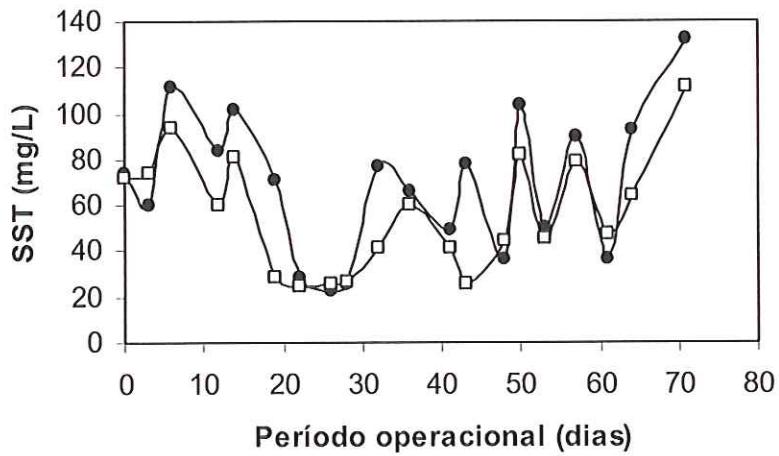


Figura 5.13 - Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

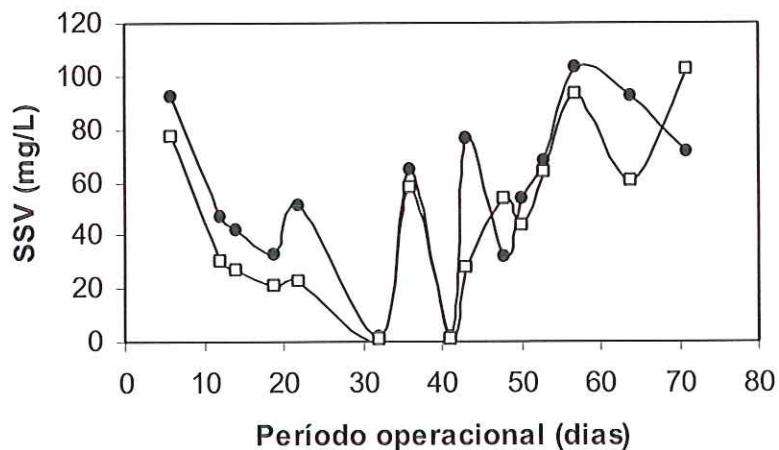


Figura 5.14 - Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Pode-se observar a similaridade entre o comportamento dos SST e dos SSV, o qual consistiu na maior parte dos sólidos suspensos. Não foi observada remoção considerável de sólidos nessa primeira fase operacional. A média de SST afluente e efluente foi de  $70 \pm 31$  mg/L e  $56 \pm 25$  mg/L, respectivamente; para SSV, a média foi de

$55 \pm 30$  mg/L e  $46 \pm 31$  mg/L para afluente e efluente, respectivamente.

A Tabela 5.5 apresenta as principais características do esgoto sanitário efluente obtido para o reator operando na primeira condição.

Tabela 5.5 - Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na primeira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma nos compartimentos P<sub>1</sub> e P<sub>3</sub>.

Parâmetros	Valores médios
pH	$7.67 \pm 0.15$
DQO bruta (mg/L)	$298 \pm 78$
DQO filtrada (mg/L)	$231 \pm 94$
DQO suspensa (mg/L)	$67 \pm 42$
DQO solúvel (mg/L)	$186 \pm 89$
DQO coloidal (mg/L)	$45 \pm 11$
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$230 \pm 39$
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$201 \pm 36$
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	$35 \pm 23$
SST (mg/L)	$56 \pm 25$
SSV (mg/L)	$46 \pm 31$

A baixa eficiência observada nessa fase operacional foi creditada à baixa concentração de biomassa anaeróbia (5,31 gSTV/L) devida à pequena quantidade de espuma no reator. Além disso, nos compartimentos sem espuma não foi observada formação de manta de lodo granulada, floculada ou suspensa. Para confirmar a hipótese de baixa concentração de biomassa anaeróbia, decidiu-se aumentar a concentração celular no sistema colocando-se espuma de poliuretano nos compartimentos que até então estavam vazios, de modo que o reator ficou com todo o leito reacional preenchido com espuma.

### 5.2.2. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio com espuma em todos os compartimentos

Para essa condição foram estudados três TDH diferentes para melhor avaliar a condição operacional do reator. Primeiramente foi usado TDH de 8 h, de modo a permitir a comparação com a condição anterior com espuma apenas até a metade do reator. Em seguida, o TDH foi diminuído para 6 h, uma vez que os resultados anteriores foram considerados satisfatórios. Por fim, aplicou-se TDH de 10 h.

Deve ser ressaltado que esses tempos de detenção foram calculados em função do volume total do reator (6,4 litros). Assim, nessa segunda fase, o TDH de 8 horas resultou menor tempo de detenção real, pelo fato de haver mais espuma ocupando o reator. De qualquer forma, comparou-se volume total que, tecnologicamente, tem maior importância no projeto com consequente aumento de escala de reatores.

#### **5.2.2.1. Operação com tempo de detenção hidráulica de 8 horas**

Conforme já referido, a vazão aplicada nessa etapa foi a mesma aplicada na primeira etapa, ou seja, aproximadamente 0,8 L/h. O período de operação para avaliação operacional do reator nessa segunda condição foi de 52 dias.

Os resultados da concentração celular, medida por volume de reator, com o acréscimo de espuma nos compartimentos P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>, até então vazios, estão apresentados na Tabela 5.6. É importante salientar que a metade inicial de espuma, colocada na primeira fase, foi mantida no reator.

Tabela 5.6 - Quantidade de sólidos por volume do reator na segunda fase do projeto.

Parâmetro analisado	Quantidade de sólidos
ST	8,23 gST/L
STV	6,70 gSTV/L
STF	1,52 gSTF/L

Esperava-se, que o aumento da quantidade de espuma no reator, aumentasse a concentração da biomassa em praticamente o dobro em relação à fase anterior. No entanto, como o lodo utilizado para inóculo das espumas, nesta segunda fase, estava mais diluído, o que resultou em concentração de biomassa abaixo do esperado no reator. No entanto, mesmo com esse problema, a concentração inicial de biomassa foi cerca de

25% maior na segunda fase.

A Tabela 5.7 apresenta as principais características do esgoto sanitário usado como afluente durante os 52 dias dessa segunda fase de operação.

Tabela 5.7 - Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na segunda fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.42 ± 0.18
DQO bruta (mg/L)	288 ± 62
DQO filtrada (mg/L)	172 ± 28
DQO suspensa (mg/L)	114 ± 59
DQO solúvel (mg/L)	87 ± 20
DQO coloidal (mg/L)	85 ± 22
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	198 ± 39
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	166 ± 40
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	39 ± 9
SST (mg/L)	133 ± 125
SSV (mg/L)	149 ± 132

As Figuras 5.15, 5.16, 5.17, 5.18 e 5.19 mostram variações temporais de DQO de amostras bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, respectivamente, com variação ao longo do período operacional do reator, respectivamente, tanto para afluente quanto efluente.

No 11º dia de operação observou-se coloração preta no afluente do reator. Análises em laboratório detectaram presença de cloreto. Em função disso, foi cortado o abastecimento de esgoto afluente ao reator até o 17º dia, evitando assim, maiores problemas operacionais, com prejuízos à biomassa aderida ao material suporte.

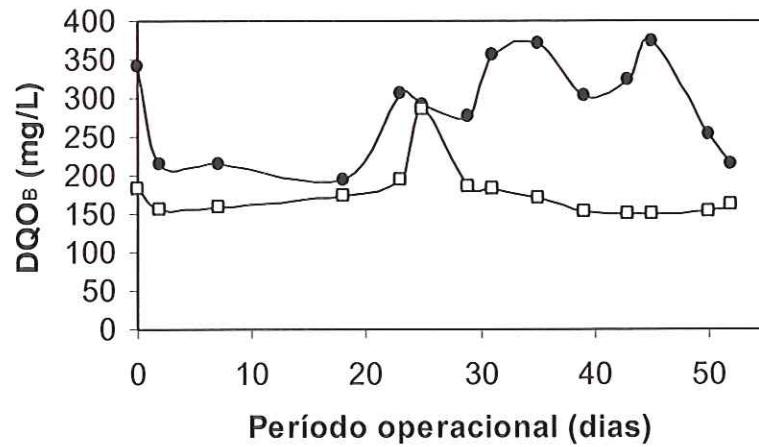


Figura 5.15 - Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

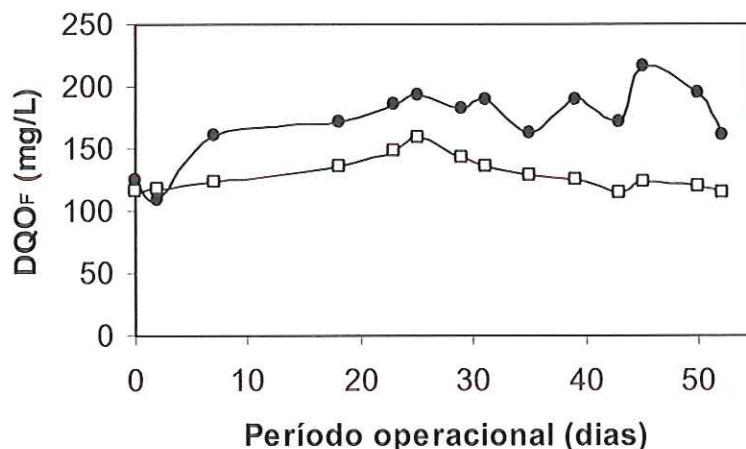


Figura 5.16 - Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

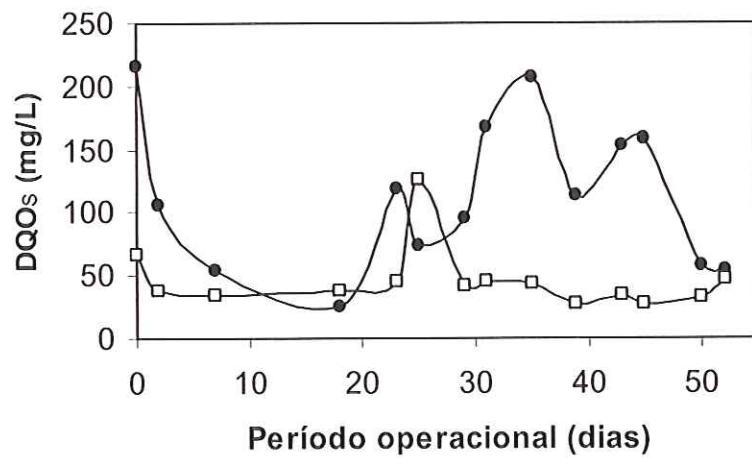


Figura 5.17 - Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

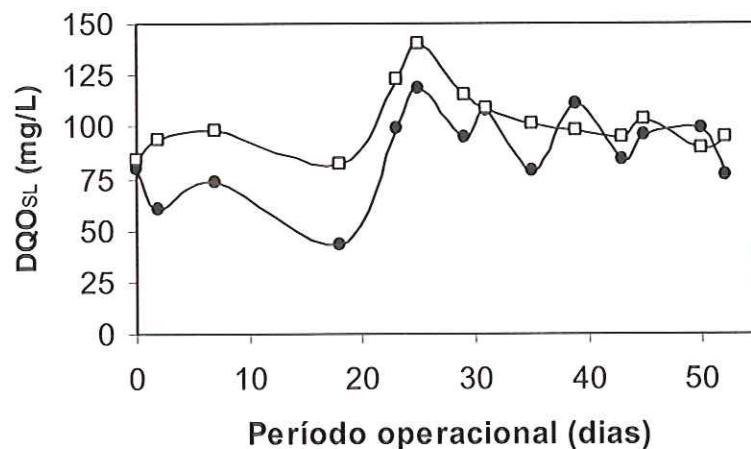


Figura 5.18 - Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

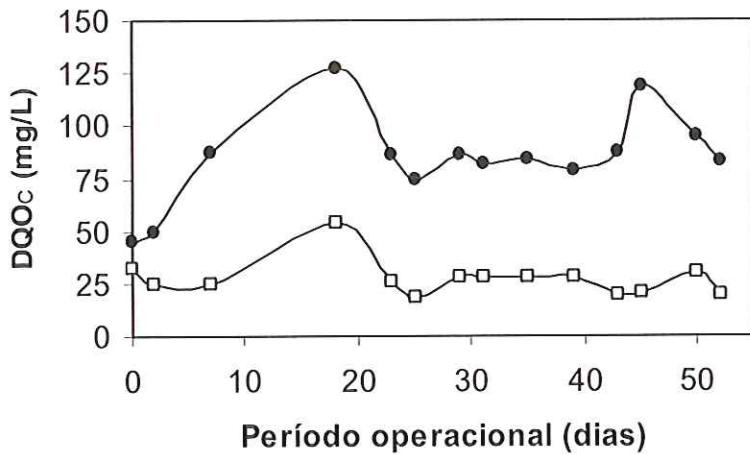


Figura 5.19 - Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e espuma em todos os compartimentos.

Como pode ser observado na Figura 5.15, o aumento da concentração celular no reator exerceu efeito positivo na eficiência de remoção de matéria orgânica. Estes dados de DQO de amostras brutas indicam que o reator atingiu estabilidade operacional após, aproximadamente, 30 dias de operação, com DQO bruta efluente de  $143 \pm 45$  mg/L, independente das oscilações da DQO afluente.

Esse comportamento é confirmado pela observação da variação da DQO solúvel no efluente, ligeiramente superior aos valores observados no afluente até o 30º dia de operação, aproximadamente (Figura 5.18). Isso indica que o material solubilizado pela hidrólise não era totalmente assimilado pela biomassa acidogênica. A partir desse dia, os valores afluente e efluente permaneceram praticamente iguais, indicando equilíbrio dos processos de hidrólise e consumo de material solubilizado.

A estabilidade operacional também pode ser confirmada pela observação da variação temporal da DQO suspensa (Figura 5.17). O valor médio da DQO suspensa afluente foi aproximadamente  $114 \pm 59$  mg/L enquanto a efluente foi de  $46 \pm 25$  mg/L. Após 30 dias de operação, a DQO suspensa efluente atingiu  $35 \pm 8$  mg/L.

O efluente apresentou valor médio de DQO bruta de  $175 \pm 35$  mg/L, enquanto o valor no afluente foi de  $288 \pm 62$  mg/L, com eficiência global de 39%. No entanto, após 30 dias de operação essa eficiência apresentou valor médio de 42%. O valor médio da DQO filtrada afluente foi de aproximadamente  $172 \pm 28$  mg/L enquanto para o efluente

foi de  $129 \pm 14$  mg/L.

Nessa fase foi observada boa eficiência de remoção de material coloidal, com DQO coloidal afluente de aproximadamente  $85 \pm 22$  mg/L e de  $27 \pm 9$  mg/L para o efluente.

Na Figura 5.20 são apresentados os valores das cargas orgânicas aplicadas e removidas durante esse período. Fica evidente, nesse gráfico, que comparada à etapa anterior, houve aumento da carga orgânica removida no sistema, principalmente após o 30º dia de operação. O valor médio da carga orgânica aplicada ao sistema foi  $59 \pm 186$  mg/L.dia enquanto a carga orgânica removida foi  $333 \pm 214$  mg/L.dia. Após o 30º dia de operação os valores da carga aplicada e removida foram  $819 \pm 303$  mg/L.dia e  $405 \pm 183$  mg/L.dia, respectivamente.

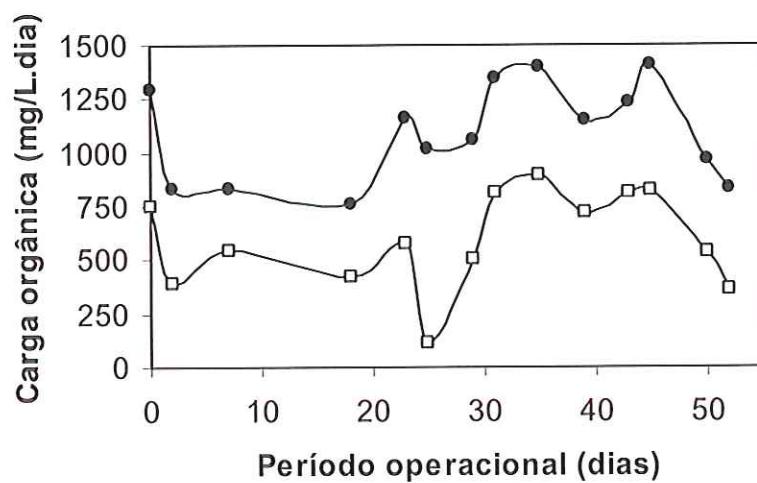


Figura 5.20 – Carga orgânica aplicada (●) e removida (◻) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

A Figura 5.21 mostra os valores de DQO afluente de amostra bruta e das DQO's efluentes de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, ao longo do período operacional.

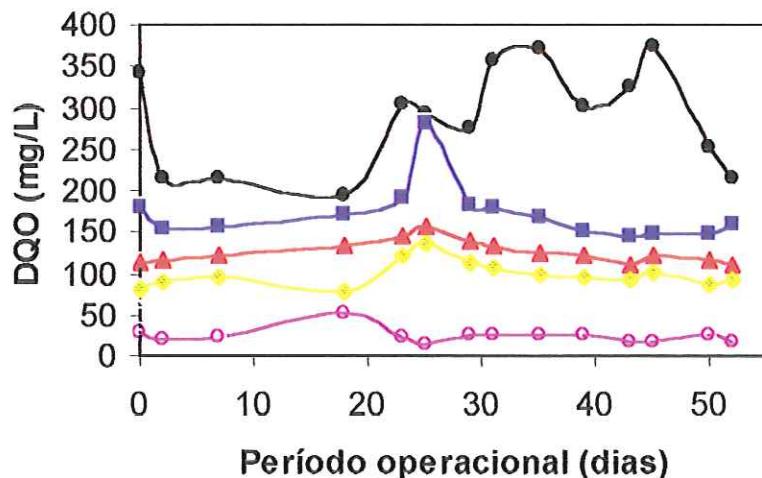


Figura 5.21 - Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pela Figura 5.21 pode-se verificar que o sistema se manteve em equilíbrio durante praticamente todo tempo, exceto durante o problema verificado com o cloreto férrico. A Figura 5.23 apresenta as eficiências de remoção de DQO para amostras brutas e filtradas. As eficiências são calculadas a partir do afluente bruto.

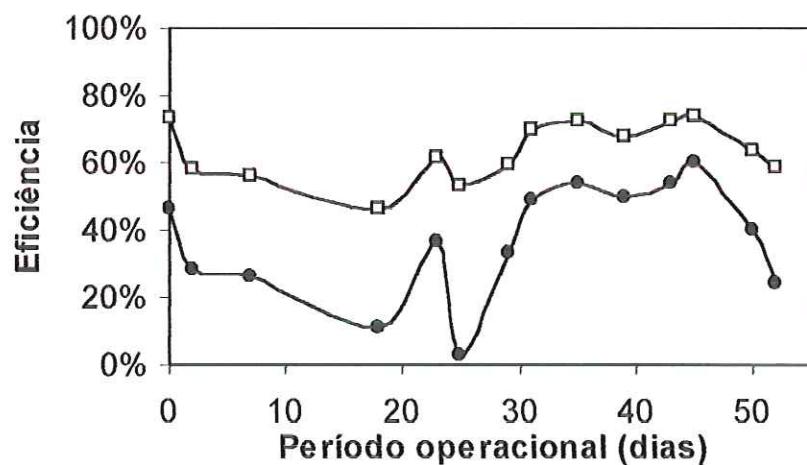


Figura 5.22 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar na Figura 5.22 que, comparadas às eficiências encontradas para o reator com espuma somente em dois compartimentos, os resultados obtidos foram satisfatórios. O preenchimento desses espaços vazios foi fundamental para melhoria do reator.

Para observar a estabilidade do reator, foi monitorada a variação temporal da concentração dos Ácidos Graxos Voláteis (AVT), Figura 5.23, e da Alcalinidade a Bicarbonato, Figura 5.24.

Na Figura 5.23 é possível constatar que desde o primeiro dia o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que a do afluente, o que indica equilíbrio do processo de conversão anaeróbia da matéria orgânica. O valor médio para o afluente foi  $39 \pm 9$  mgHAc/L e para o efluente foi  $24 \pm 8$  mgHAc/L.

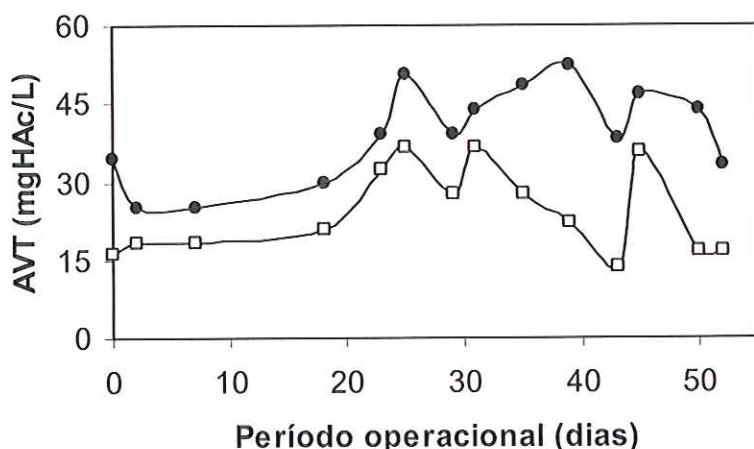


Figura 5.23 - Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Em praticamente todo o processo, como mostra a Figura 5.24, a Alcalinidade a Bicarbonato foi maior no efluente que no afluente, não muito diferente da condição anterior. O valor médio para o afluente foi  $166 \pm 40$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o efluente foi  $196 \pm 43$  mgCaCO<sub>3</sub>/L.

A Figura 5.25 mostra a variação do pH ao longo do tempo. Verifica-se que o pH efluente foi maior que o afluente pois durante praticamente toda essa fase do experimento apenas um ponto foge à regra, o que confirma as afirmações anteriores de

o processo ocorrer de forma estável. O valor médio do pH afluente foi  $7,42 \pm 0,18$  e do efluente foi  $7,66 \pm 0,12$ .

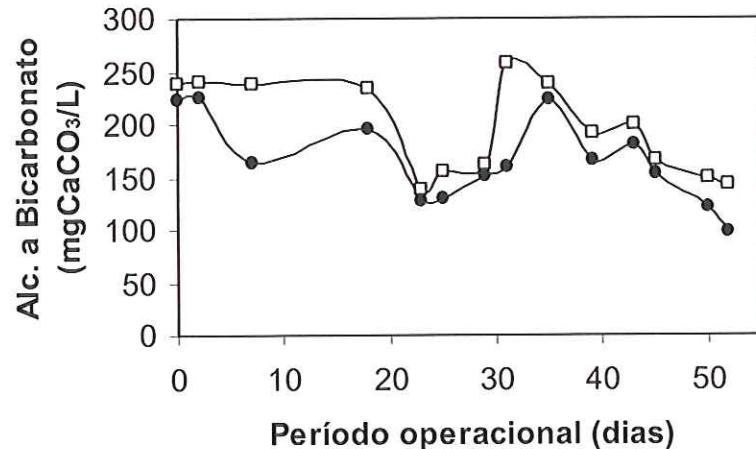


Figura 5.24 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

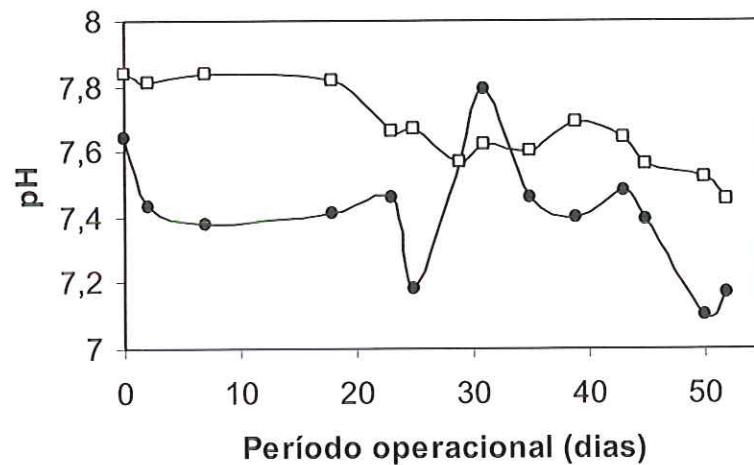


Figura 5.25 - Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.26 e 5.27 estão apresentados os valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para a segunda condição operacional.

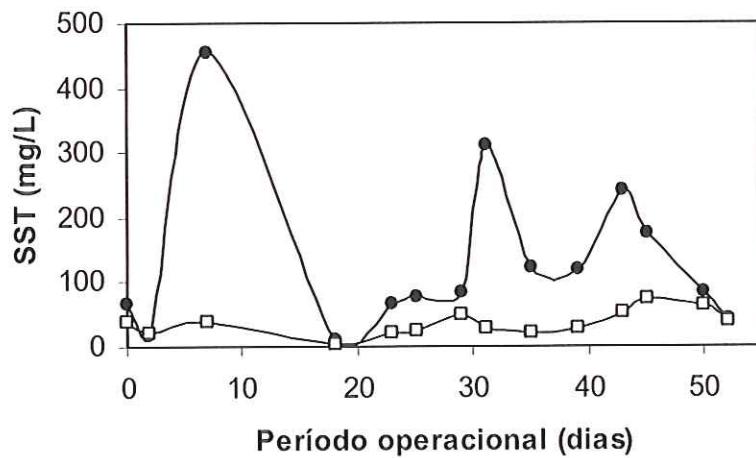


Figura 5.26 - Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

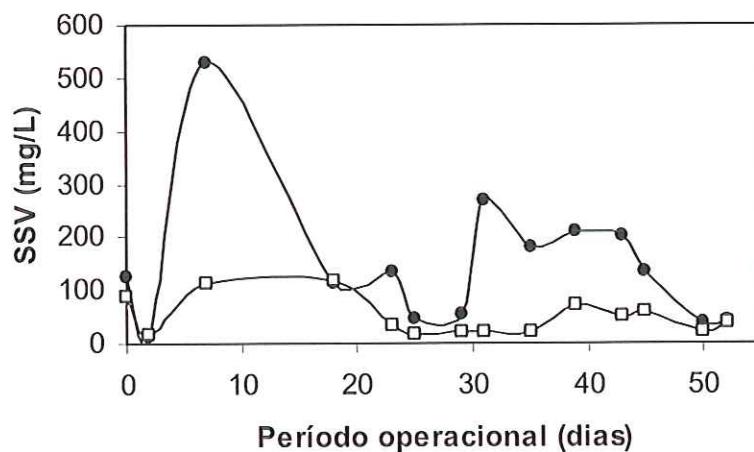


Figura 5.27 - Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar similaridade entre o comportamento dos SST e dos SSV, que consistiu na maior parte dos sólidos suspensos. Nessa etapa, ao contrário da primeira fase, foi possível observar remoção de sólidos. A média de SST afluente e efluente foi  $133 \pm 125$  mg/L e  $36 \pm 18$  mg/L, respectivamente, enquanto para SSV, a média foi 149

$\pm 132$  mg/L e  $50 \pm 36$  mg/L para afluente e efluente, respectivamente. As médias indicam que praticamente não houve presença de sólidos suspensos fixos.

A Tabela 5.8 apresenta as principais características do esgoto sanitário efluente obtido para o reator operando na segunda condição.

Tabela 5.8 - Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na segunda fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 8 h e com espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	$7.66 \pm 0.12$
DQO bruta (mg/L)	$175 \pm 35$
DQO filtrada (mg/L)	$129 \pm 14$
DQO suspensa (mg/L)	$46 \pm 25$
DQO solúvel (mg/L)	$102 \pm 16$
DQO coloidal (mg/L)	$27 \pm 9$
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$216 \pm 43$
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$196 \pm 43$
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	$24 \pm 8$
SST (mg/L)	$36 \pm 18$
SSV (mg/L)	$50 \pm 36$

É interessante notar que, na operação com TDH de 8 horas, a DQO bruta efluente foi composta principalmente por material solubilizado (aproximadamente 54%), E o material particulado foi responsável por aproximadamente 32% do total e a coloidal por apenas 14%. Do material solubilizado, apenas 20% aproximadamente era composto por ácidos graxos voláteis, intermediários no processo de degradação anaeróbia. No afluente, a DQO suspensa representava 41% da DQO total, enquanto a fração solúvel e o material coloidal respondiam por aproximadamente 29% cada. Dessa forma, está claro que o sistema foi eficiente em solubilizar material particulado, embora o uso do material solubilizado ainda tenha sido ineficiente.

Duas atuações operacionais foram consideradas para tornar o processo mais eficiente. O aumento da vazão de esgoto, embora resulte na diminuição do TDH, provoca aumento da velocidade de transferência de massa líquido-sólido, e pode resultar

em efeitos positivos no desempenho global do processo. Se o material solubilizado não foi adequadamente utilizado por limitações de transferência de massa, poderia haver melhorias no processo. Por outro lado, ainda que a diminuição da vazão do esgoto possa contribuir para diminuição da velocidade de transferência de massa líquido-sólido, certamente resultaria em aumento do tempo de detenção hidráulica, com ocorrência de reações mais lentas.

Dessa forma, as próximas etapas operacionais levaram em consideração essas duas hipóteses. Inicialmente o TDH foi diminuído para 6 horas através do aumento da vazão de água resíduária com vistas a aumentar a velocidade superficial de líquido no leito com o objetivo de diminuir a resistência à transferência de massa na fase líquida. Posteriormente, o TDH foi aumentado para 10 horas com o objetivo de verificar se essa variável seria mais significativa para o desempenho global do reator.

#### **5.2.2.2. Operação com tempo de detenção hidráulica de 6 horas**

Nesta terceira condição o TDH foi diminuído para 6 h, correspondendo a uma vazão de aproximadamente 1.07 L/h com período de operação para avaliação operacional do reator de 30 dias.

A Tabela 5.9 apresenta as principais características do esgoto sanitário usado como afluente na terceira etapa da operação.

Tabela 5.9 - Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na terceira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.24 ± 0.18
DQO bruta (mg/L)	445 ± 142
DQO filtrada (mg/L)	213 ± 41
DQO suspensa (mg/L)	231 ± 116
DQO solúvel (mg/L)	124 ± 39
DQO coloidal (mg/L)	89 ± 11
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	161 ± 28
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	114 ± 30
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	56 ± 18
SST (mg/L)	133 ± 55
SSV (mg/L)	149 ± 63

As Figuras 5.28, 5.29, 5.30, 5.31 e 5.32 mostram respectivamente os valores de DQO de amostras bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, variando ao longo do período operacional do reator tanto para afluente quanto efluente, respectivamente.

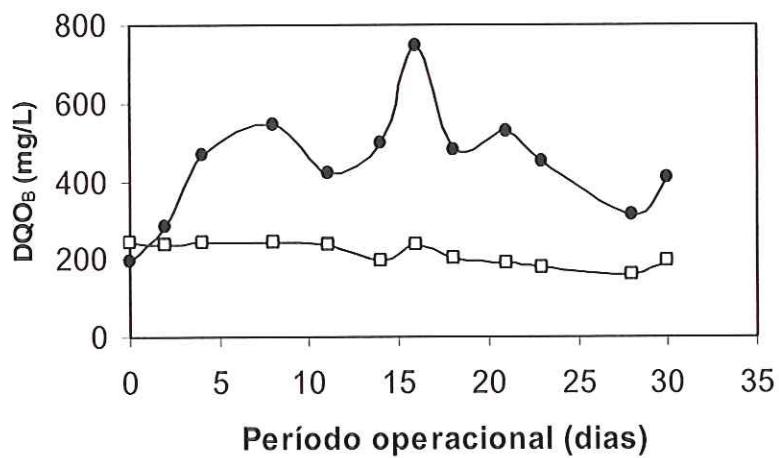


Figura 5.28 - Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

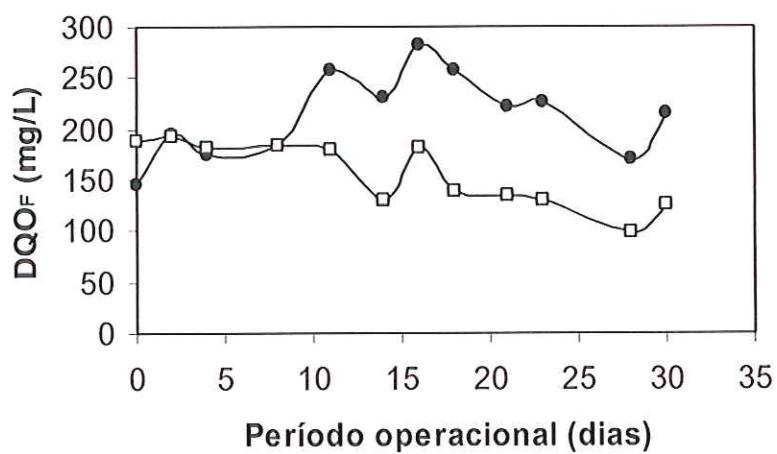


Figura 5.29 - Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

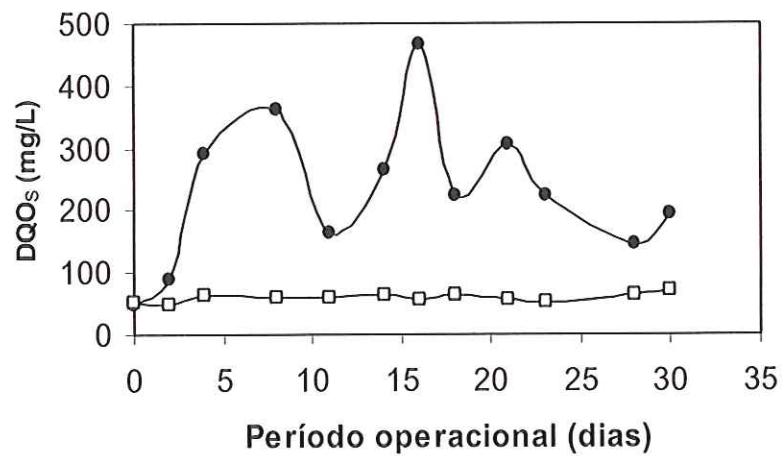


Figura 5.30 - Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

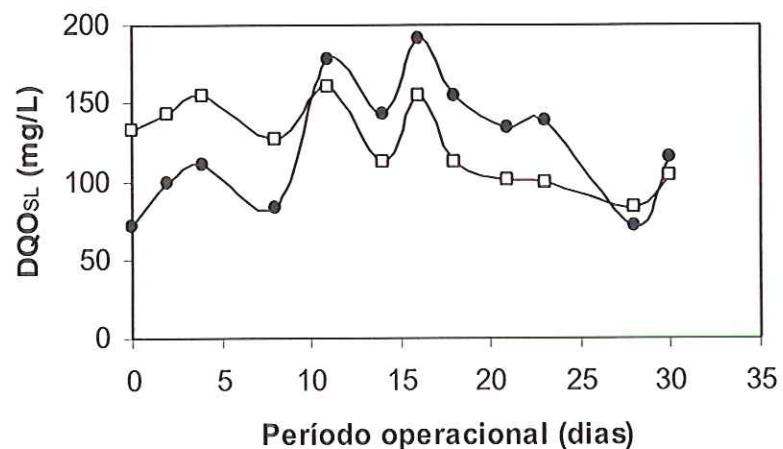


Figura 5.31 - Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

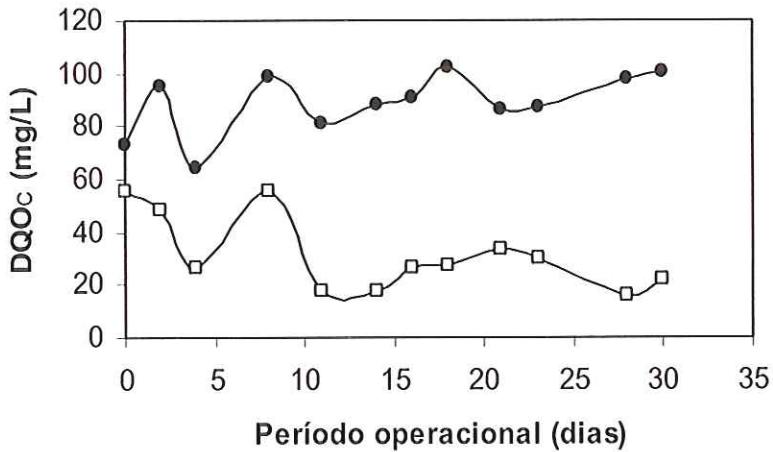


Figura 5.32 - Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e espuma em todos os compartimentos.

Nesta condição, como pode ser visto na Figura 5.30, o reator rapidamente alcançou baixos valores de DQO efluente. O efluente apresentou valor médio de DQO bruta de  $214 \pm 30$  mg/L, maior que o observado para TDH de 8 h, enquanto o afluente foi de  $445 \pm 142$  mg/L.

Na Figura 5.29, pode-se observar que a DQO filtrada - apesar da instabilidade no início da operação, com valores afluentes e efluentes similares - a partir do 11º dia de operação o valor observado no efluente manteve-se sempre inferior ao valor afluente, indicando retorno à estabilidade, pois o sistema recebe um choque de carga orgânica. O valor médio da DQO filtrada afluente foi  $213 \pm 41$  mg/L enquanto para o efluente foi observado valor de  $155 \pm 32$  mg/L, considerados os 31 dias de operação e  $134 \pm 25$  mg/L após a estabilização no 11º dia operacional.

Nas Figuras 5.30 e 5.32 pode-se observar comportamento bastante estável com valor das Demandas Químicas de Oxigênio suspensa e coloidal no efluente, praticamente constantes durante todo o processo. O valor médio da DQO suspensa afluente foi  $231 \pm 116$  mg/L enquanto para o efluente foi  $59 \pm 7$  mg/L. Para DQO coloidal o valor médio afluente foi aproximadamente  $89 \pm 11$  mg/L e o efluente de  $31 \pm 14$  mg/L. Para a fração coloidal foi observada maior estabilização após o 11º dia de operação, com valor médio de  $25 \pm 6$  mg/L.

A DQO solúvel no efluente apresentou valores ligeiramente superior àqueles

observados no afluente até o 8º dia de operação (Figura 5.31). Isso indica que o material solubilizado pela hidrólise não era totalmente assimilado pela biomassa acidogênica, tal como aconteceu na condição anterior. A partir deste dia, os valores efluentes passaram a ser menores que os afluentes, o que indica que, a partir de então, houve a assimilação desse material. Durante todo o processo a média do afluente foi  $124 \pm 39$  mg/L, da mesma maneira que a média efluente foi  $124 \pm 26$  mg/L. Considerando a média do 11º dia em diante, houve alterações dessas para  $141 \pm 37$  mg/L no afluente e  $116 \pm 28$  mg/L no efluente.

Na Figura 5.33 são apresentados os valores das cargas orgânicas aplicadas e removidas durante o terceiro período operacional. Pode-se observar que, nessa etapa, as cargas aplicadas foram bem mais elevadas que as cargas aplicadas na fase operacional anterior. O valor médio da carga orgânica aplicada ao sistema foi  $1778 \pm 567$  mg/L.dia enquanto a carga orgânica removida foi  $923 \pm 570$  mg/L.dia.

A Figura 5.34 mostra os valores de DQO afluente da amostra bruta e das Demandas Químicas de Oxigênio efluentes de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, ao longo do período operacional para essa terceira fase do projeto.

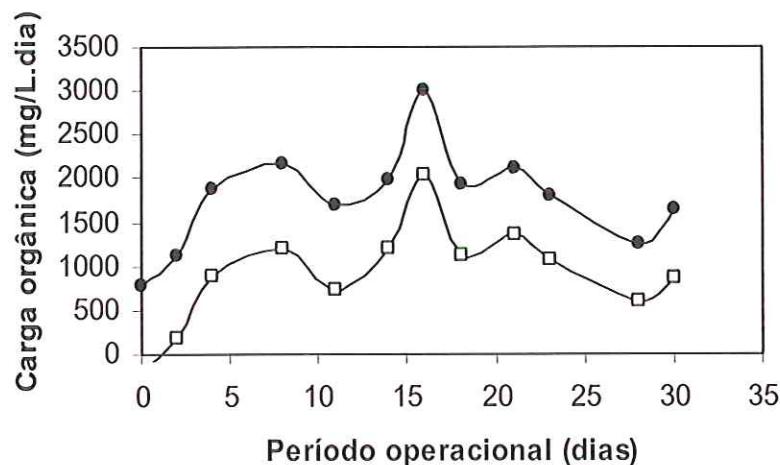


Figura 5.33 - Carga orgânica aplicada (●) e removida (◻) no sistema composto por reator anaeróbico de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

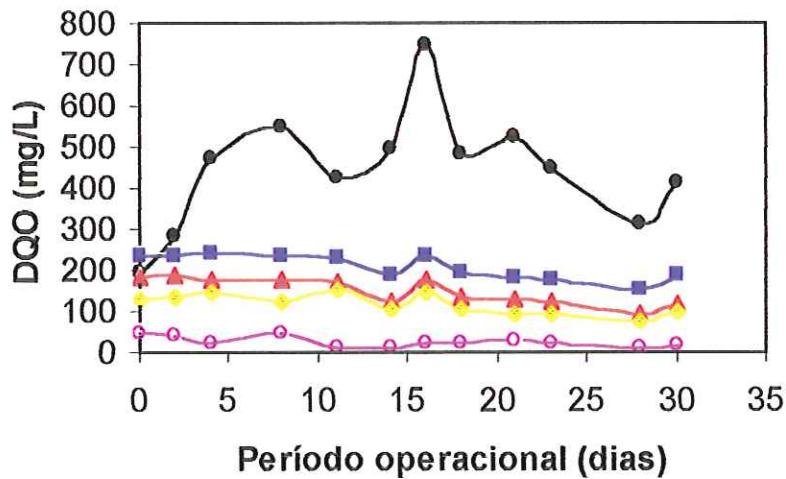


Figura 5.34 - Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (△), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

A Figura 5.34 mostra que o sistema se manteve em equilíbrio durante todo tempo operacional. Observa-se também, que embora os valores de DQO no efluente fossem maiores para um TDH de 8 h, foram menores que para primeira condição com espuma em dois compartimentos e TDH de 8 h. Isso mostra que a quantidade de espuma no reator foi mais atuante que o TDH nos valores finais do efluente ou que houve capacidade de amortecimento de carga devido a folga de biomassa no reator.

A Figura 5.35 apresenta as eficiências de remoção de DQO para amostras brutas e filtradas. As eficiências foram calculadas a partir do afluente bruto.

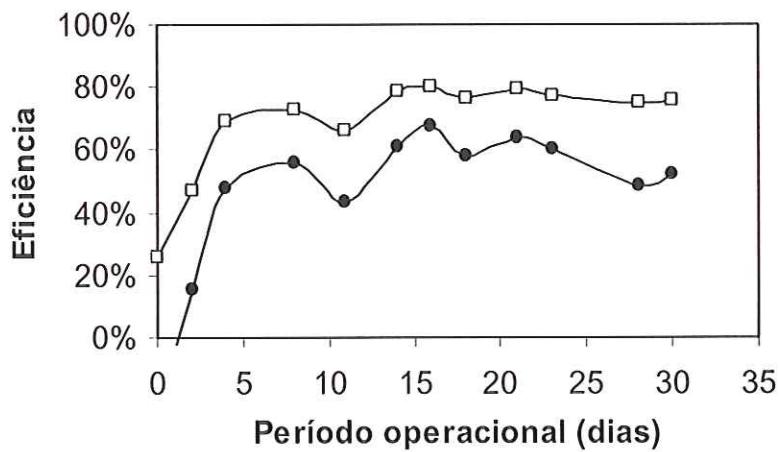


Figura 5.35 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

Para avaliação da estabilidade do reator, foi observada a variação temporal da concentração de Ácidos Graxos Voláteis (AVT), Figura 5.36, e da Alcalinidade a Bicarbonato, Figura 5.37.

Na Figura 5.36 é possível ver que desde o primeiro dia o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que do afluente, o que caracteriza equilíbrio no processo de digestão anaeróbia. Para o afluente o valor médio foi  $56 \pm 18$  mgHAc/L e para o efluente foi  $26 \pm 12$  mgHAc/L.

Em todo o processo, como mostra a Figura 5.37, a Alcalinidade a Bicarbonato foi maior no efluente que no afluente, tal como nas condições anteriores. O valor médio para o afluente foi  $114 \pm 30$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o efluente foi  $162 \pm 19$  mgCaCO<sub>3</sub>/L.

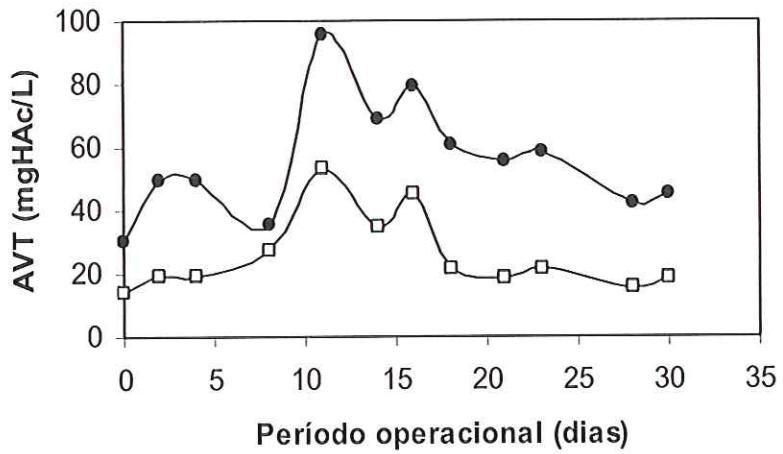


Figura 5.36 - Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

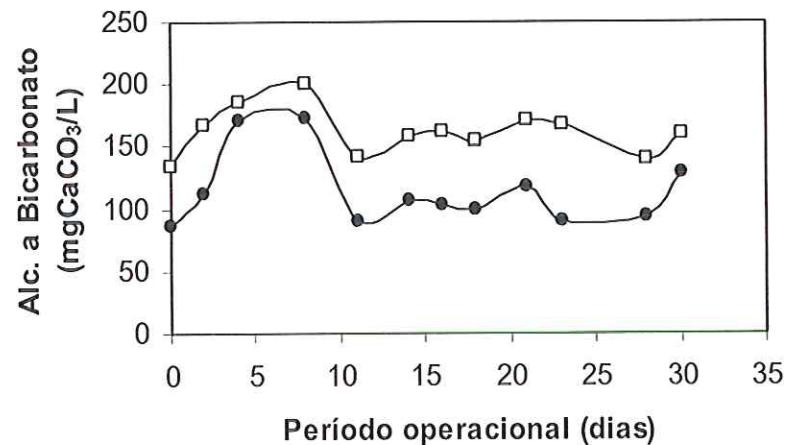


Figura 5.37 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

A Figura 5.38 mostra a variação do pH ao longo do tempo. Observa-se, claramente, que durante toda esta fase do experimento, o pH efluente foi maior que o afluente, o que confirma estabilidade operacional. O valor médio do pH afluente foi

$7,24 \pm 0,18$  e do efluente foi  $7,57 \pm 0,12$ .

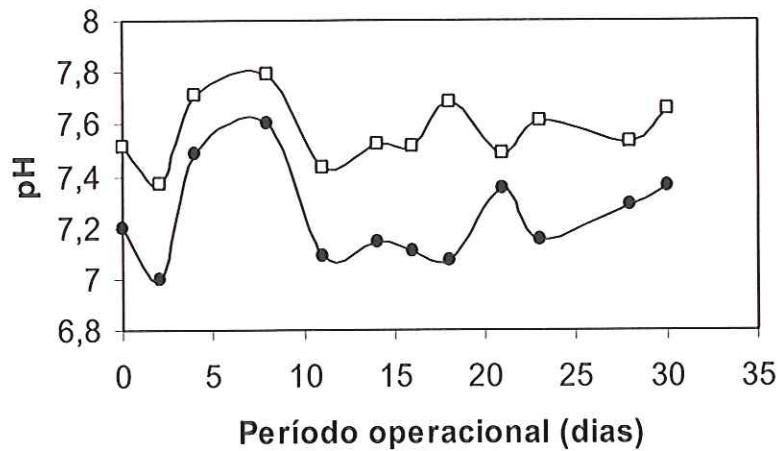


Figura 5.38 - Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.39 e 5.40 estão apresentados os valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para a terceira condição operacional.

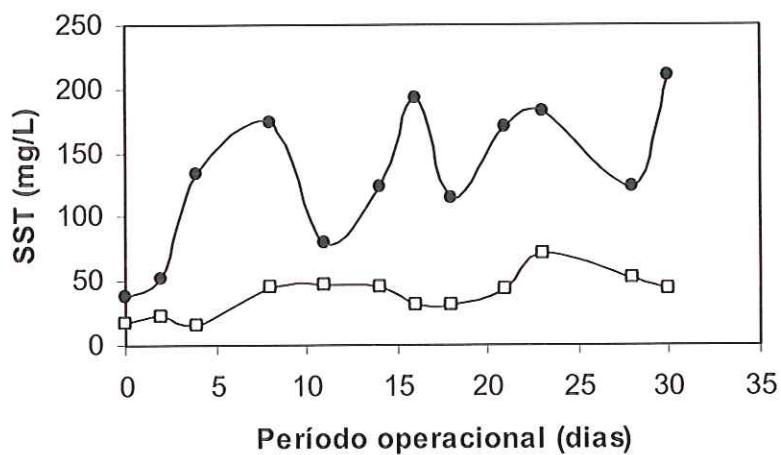


Figura 5.39 - Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

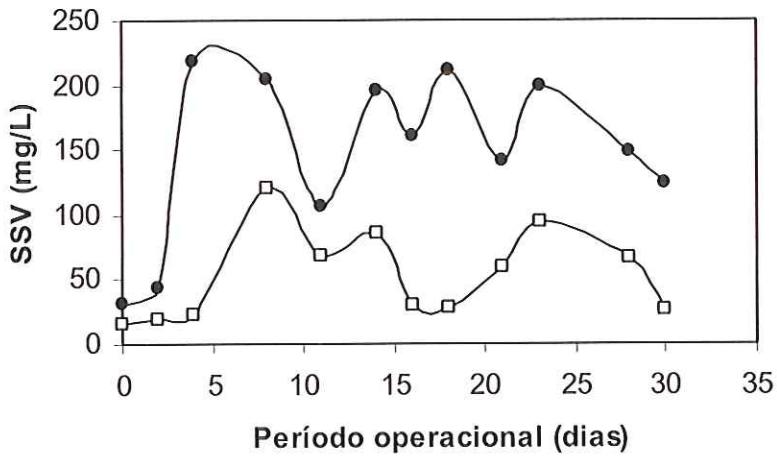


Figura 5.40 - Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

Observa-se similaridade entre o comportamento dos SST e dos SSV que, mais uma vez, consistiu na maior parte dos sólidos suspensos. Foi possível observar maior remoção de sólidos nesta terceira fase operacional, mesmo comparada à anterior com TDH de 8 h. O aumento da remoção de SS foi de aproximadamente 22%. A média de SST afluente e efluente foi  $133 \pm 55$  mg/L e  $39 \pm 16$  mg/L respectivamente, enquanto, para SSV a média foi  $149 \pm 63$  mg/L e  $53 \pm 34$  mg/L para afluente e efluente, respectivamente. As médias mostram que praticamente não houve presença de sólidos suspensos fixos.

A Tabela 5.10 apresenta as principais características do esgoto sanitário efluente obtido para o reator operando na terceira condição.

Na operação com TDH de 6 horas, a DQO bruta efluente foi composta principalmente por material solubilizado (aproximadamente 58%), valor superior ao observado para a operação com TDH de 8 horas (54%). O material particulado foi responsável por aproximadamente 28% do total e a coloidal por apenas 14%, valores muito próximos aos observados na operação anterior. No afluente, a DQO suspensa representou 52% da DQO total, enquanto que a fração solúvel representou 28% e o material coloidal respondia por aproximadamente 20%.

Tabela 5.10 - Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na terceira fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 6 h e com espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.66 ± 0.12
DQO bruta (mg/L)	214 ± 30
DQO filtrada (mg/L)	155 ± 32
DQO suspensa (mg/L)	59 ± 7
DQO solúvel (mg/L)	124 ± 26
DQO coloidal (mg/L)	31 ± 14
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	183 ± 21
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	162 ± 19
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	26 ± 12
SST (mg/L)	39 ± 16
SSV (mg/L)	53 ± 34

A diminuição do TDH de 8 para 6 horas, com consequente aumento da velocidade superficial de líquido no leito e da carga orgânica aplicada, não resultou melhoras na eficiência do processo. Ao contrário, embora o processo tenha ocorrido de forma estável, os valores de DQO bruta efluente foram superiores com TDH de 6 horas. Os resultados foram similares somente em relação ao material particulado. Desta forma, não foi confirmada a primeira hipótese levantada, a qual postulava que um aumento das velocidades de transferência de massa líquido-sólido poderia ser fator determinante no aumento da eficiência da conversão de matéria orgânica solúvel. O próximo passo foi verificar a segunda hipótese, aumentando-se o TDH para 10 horas.

#### 5.2.2.2. Operação com tempo de detenção hidráulica de 10 horas

Nesta condição o TDH foi aumentado para 10 h, correspondendo a uma vazão de aproximadamente 0.64 L/h. Nesta quarta condição foi de 23 dias o período de operação para avaliação operacional do reator.

A Tabela 5.11 apresenta as principais características do esgoto sanitário usado

como afluente durante os dias desta quarta fase de operação.

Tabela 5.11 - Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na quarta fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.25 ± 0.15
DQO bruta (mg/L)	389 ± 70
DQO filtrada (mg/L)	200 ± 25
DQO suspensa (mg/L)	189 ± 68
DQO solúvel (mg/L)	101 ± 24
DQO coloidal (mg/L)	99 ± 25
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	171 ± 22
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	124 ± 20
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	57 ± 8
SST (mg/L)	106 ± 32
SSV (mg/L)	109 ± 48

As Figuras 5.41, 5.42, 5.43, 5.44 e 5.45 mostram os valores de DQO de amostras bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, respectivamente, variando ao longo do período operacional do reator, respectivamente, tanto para afluente quanto efluente.

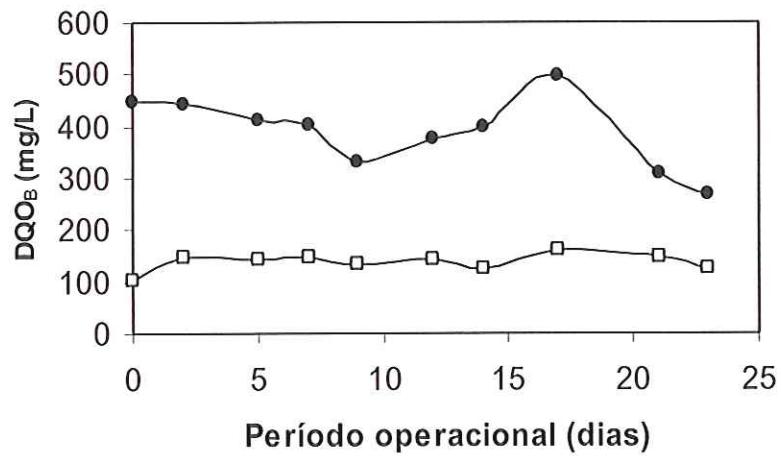


Figura 5.41 - Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

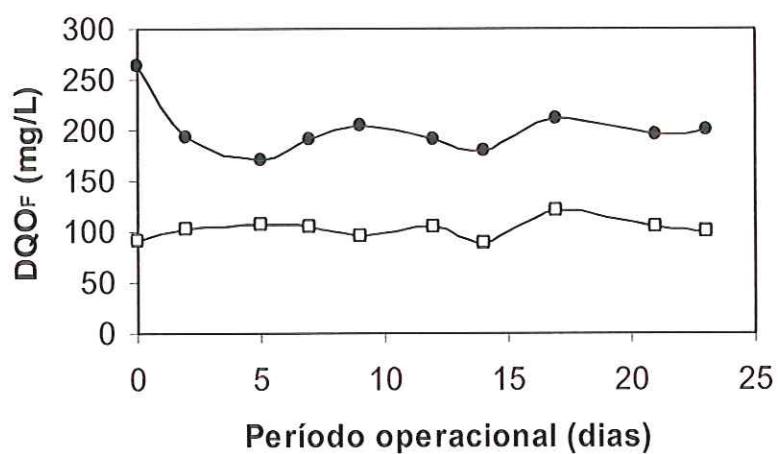


Figura 5.42 - Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

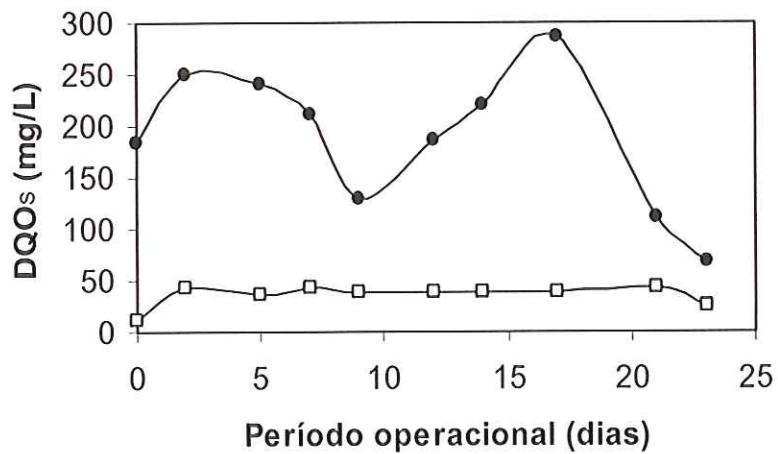


Figura 5.43 - Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

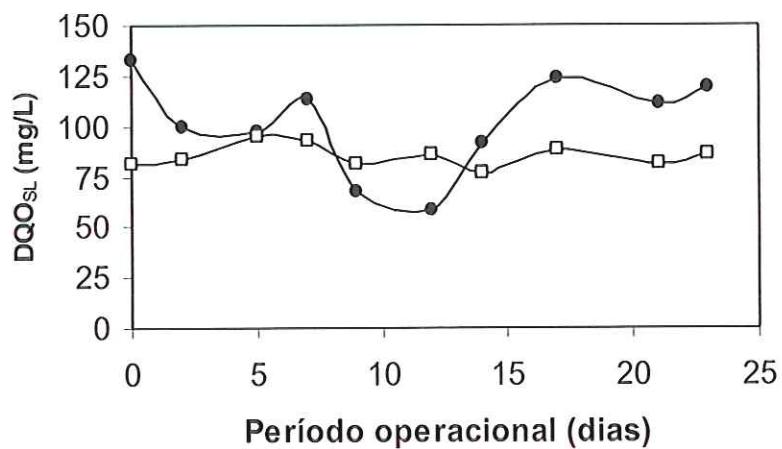


Figura 5.44 - Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

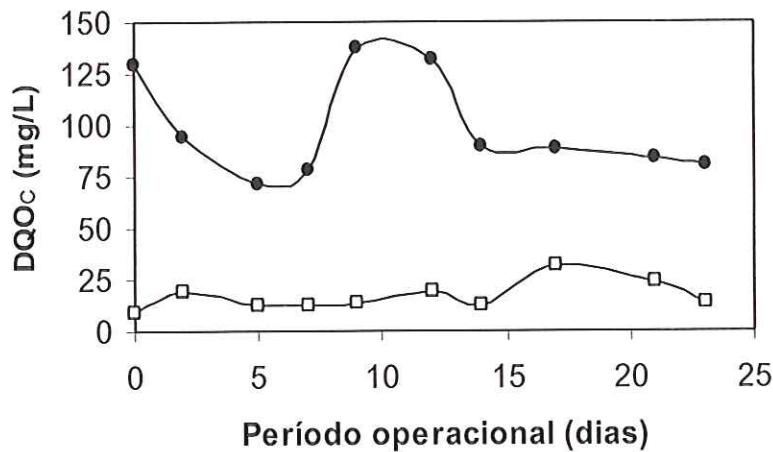


Figura 5.45 - Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.41 a 5.45 é possível observar que a matéria orgânica foi eficientemente removida no reator de leito fixo operando com espuma de poliuretano que ocupou todo volume reacional, com TDH de 10 horas. Independente do valor da DQO afluente, os valores obtidos para o efluente - tanto para amostra bruta, como para filtrada, suspensa, solúvel e coloidal - foram praticamente constantes durante todo o período operacional. Essas Figuras evidenciam que o TDH de 10 horas conferiu maior estabilidade operacional ao reator.

O efluente apresentou valor médio de DQO bruta de  $137 \pm 16$  mg/L, que se manteve independente das variações da DQO bruta afluente, a qual apresentou valor médio de  $389 \pm 70$  mg/L. Essa remoção média foi de 64% resultado satisfatório, principalmente comparado às condições anteriores.

As Demandas Químicas de Oxigênio filtrada, suspensa, solúvel e coloidal efluentes mantiveram-se estáveis, assim como os valores das amostras brutas. O valor médio da DQO filtrada afluente foi aproximadamente  $200 \pm 25$  mg/L enquanto para o efluente foi  $102 \pm 9$  mg/L, da DQO suspensa afluente foi aproximadamente  $189 \pm 68$  mg/L e para o efluente foi  $36 \pm 10$  mg/L, para solúvel a média do afluente foi  $101 \pm 24$  mg/L, enquanto a do efluente foi  $85 \pm 5$  mg/L e, por fim, a média da DQO coloidal afluente foi de aproximadamente  $99 \pm 25$  mg/L e para o efluente foi  $17 \pm 7$  mg/L.

Na Figura 5.46 são apresentados os valores das cargas orgânicas aplicadas e removidas durante a operação com TDH de 10 horas. O valor médio da carga orgânica aplicada ao sistema foi  $933 \pm 167$  mg/L.dia enquanto a carga orgânica removida foi de  $603 \pm 164$  mg/L.dia.

A Figura 5.47 mostra os valores de DQO afluente da amostra bruta e das DQO's efluentes de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, variando ao longo do período operacional. Pode-se observar que o sistema se manteve em equilíbrio durante todo o período de operação.

A Figura 5.48 apresenta as eficiências de remoção de DQO para amostras brutas e filtradas. Conforme mencionado anteriormente, as eficiências foram calculadas a partir do afluente bruto.

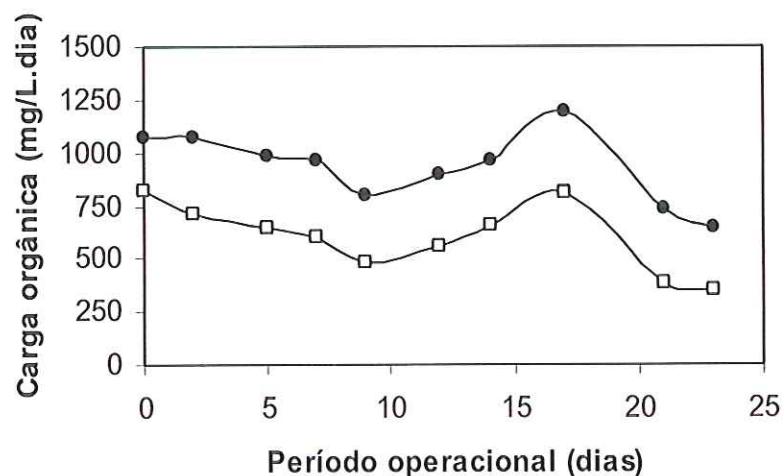


Figura 5.46 - Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

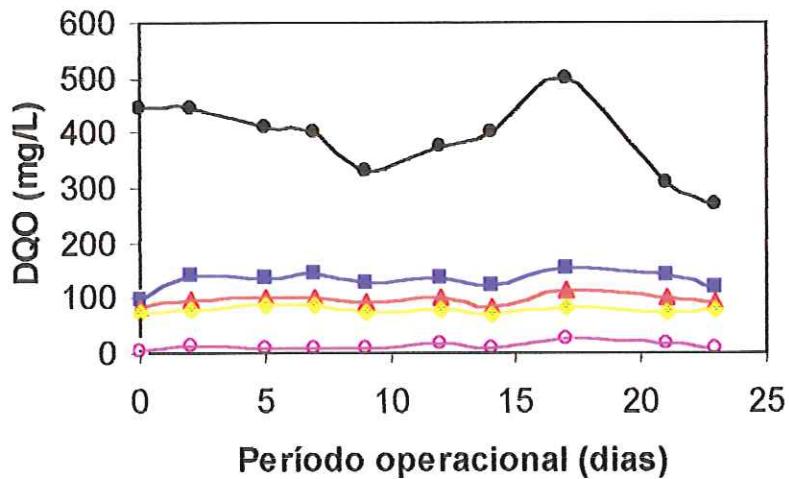


Figura 5.47 - Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

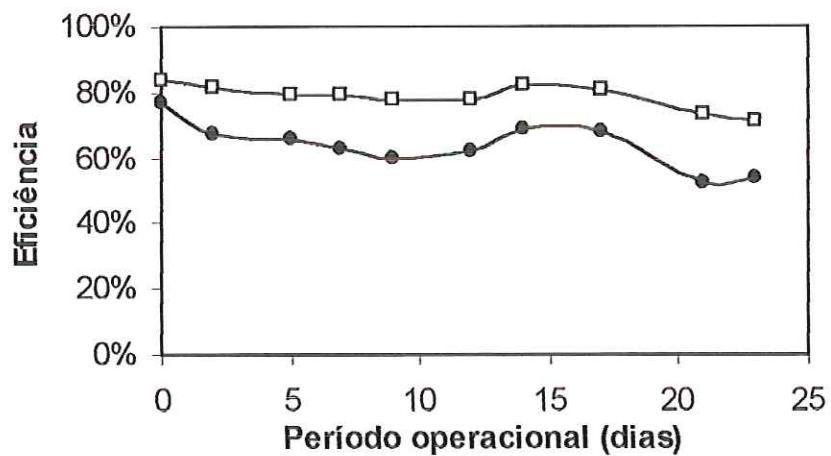


Figura 5.48 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar através da Figura 5.48 que, conforme já comentado, as eficiências observadas para o reator com TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos são melhores que nas condições anteriores, com TDH de 8 e 6 horas.

Para avaliação da estabilidade do reator, observou-se a variação temporal da concentração de Ácidos Graxos Voláteis (AVT), Figura 5.49, e da Alcalinidade a Bicarbonato, Figura 5.50.

Na Figura 5.49 é possível observar que, desde o primeiro dia, o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que a do afluente, o que caracteriza estabilidade do processo de conversão. O valor médio para o afluente foi  $57 \pm 8$  mgHAc/L e para o efluente foi  $22 \pm 8$  mgHAc/L.

Em praticamente todo o processo, como mostra a Figura 5.50, a Alcalinidade a Bicarbonato foi maior no efluente que no afluente, semelhante às condições anteriores. O valor médio para o afluente foi  $124 \pm 20$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o efluente foi  $165 \pm 17$  mgCaCO<sub>3</sub>/L.

A Figura 5.50 mostra a variação do pH ao longo do tempo. Pode-se observar claramente que durante toda essa fase do experimento, o pH efluente foi maior que o afluente, confirmando as afirmativas anteriores que o processo estava ocorrendo de forma estável. O valor médio do pH afluente foi  $7,25 \pm 0,15$  e do efluente foi  $7,73 \pm 0,19$ .

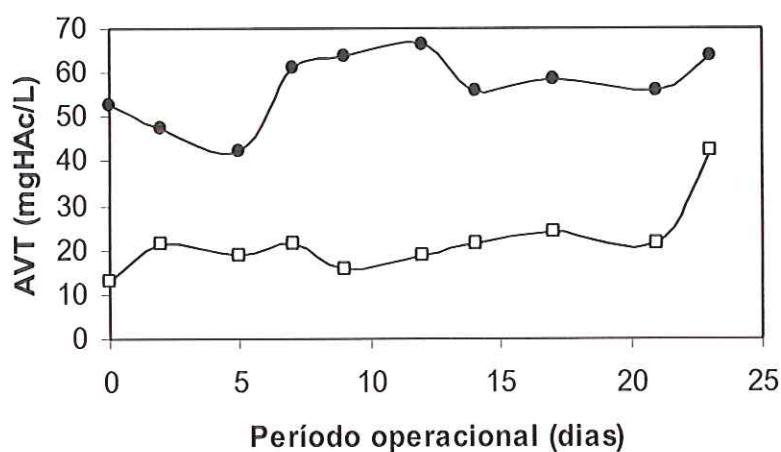


Figura 5.49 - Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

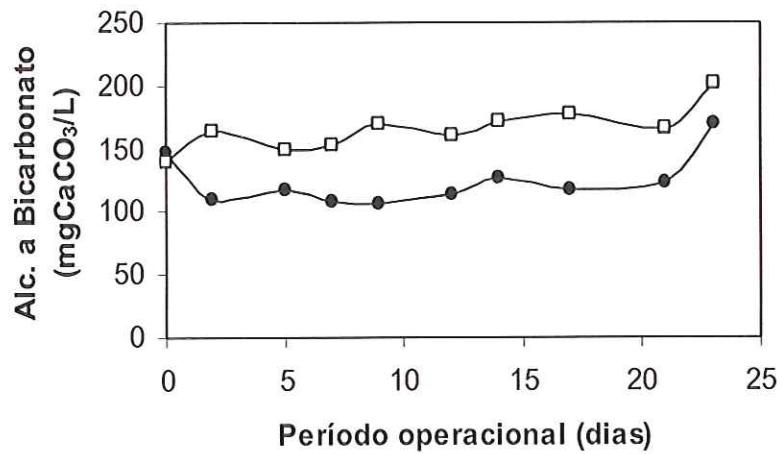


Figura 5.50 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

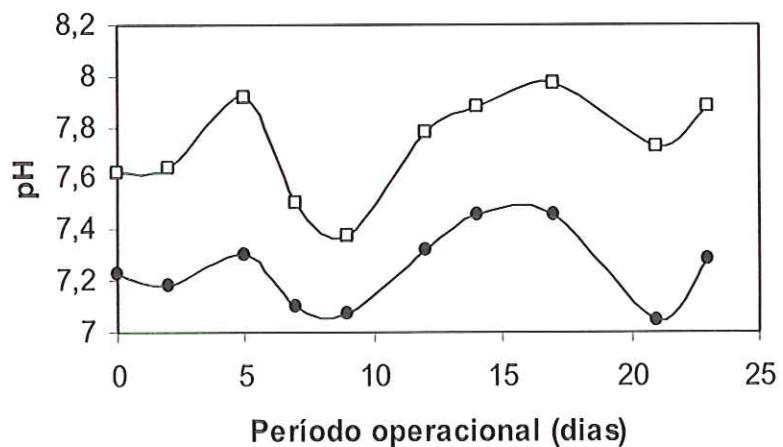


Figura 5.51 - Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.52 e 5.53 estão apresentados os valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para a quarta condição operacional.

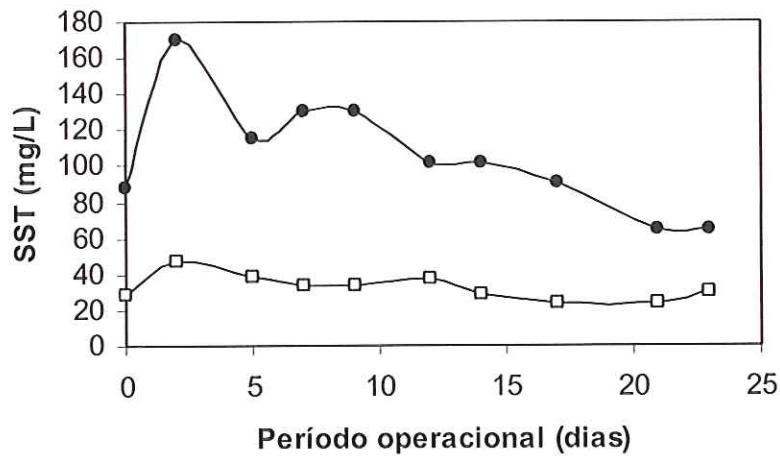


Figura 5.52 - Variação temporal da concentração de SST afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

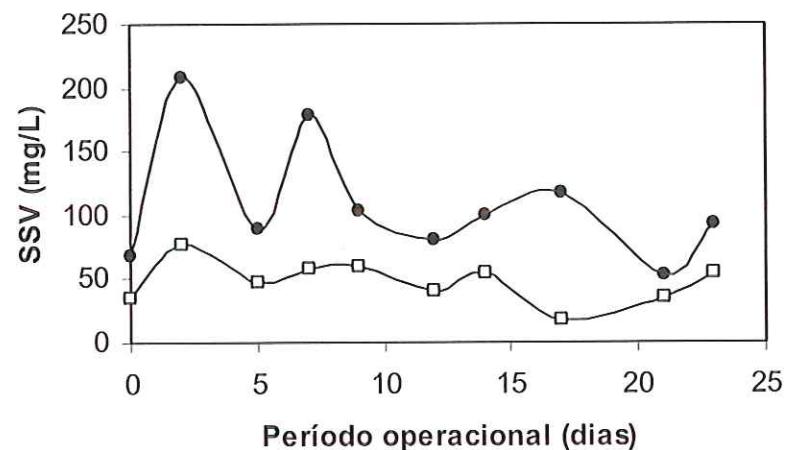


Figura 5.53 - Variação temporal da concentração de SSV afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar similaridade entre o comportamento dos SST e dos SSV que, mais uma vez, consistiu na maior parte dos sólidos suspensos. Foi possível observar maior remoção de sólidos nessa quarta fase operacional que nas anteriores. A média de SST afluente e efluente foi de  $106 \pm 32$  mg/L e  $32 \pm 7$  mg/L respectivamente, enquanto

para SSV, a média foi  $109 \pm 48$  mg/L e  $42 \pm 17$  mg/L para afluente e efluente respectivamente.

A Tabela 5.12 apresenta as principais características do esgoto sanitário efluente obtido para o reator que operou na quarta condição, com TDH de 10 horas.

Tabela 5.12 - Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na quarta fase do projeto com o reator anaeróbio com TDH de 10 h e com espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	$7.73 \pm 0.19$
DQO bruta (mg/L)	$137 \pm 16$
DQO filtrada (mg/L)	$102 \pm 9$
DQO suspensa (mg/L)	$36 \pm 10$
DQO solúvel (mg/L)	$85 \pm 5$
DQO coloidal (mg/L)	$17 \pm 7$
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$183 \pm 23$
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	$165 \pm 17$
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	$22 \pm 8$
SST (mg/L)	$32 \pm 7$
SSV (mg/L)	$48 \pm 17$

Os resultados apresentados na Tabela 5.12 indicam claramente que a condição operacional com TDH de 10 horas foi mais efetiva que as anteriores, tanto para a eficiência global do processo quanto para a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. Nesse caso, a DQO bruta efluente foi composta principalmente por material solubilizado (aproximadamente 61%) da mesma forma que nas operações anteriores. No entanto, o valor da DQO solúvel foi bem menor nessa condição, 85 mg/L contra 102 mg/L para operação com TDH de 8 horas e 124 mg/L, obtida quando foi aplicado TDH de 6 horas. O material particulado foi responsável por aproximadamente 26% do total e o coloidal por apenas 12%. No afluente, a DQO suspensa representava 49% da DQO total, enquanto que a fração solúvel e o material coloidal respondiam por aproximadamente 25% cada.

Os resultados obtidos nas operações com diferentes tempos de detenção demonstram que, em todas as condições operacionais, a fração solúvel foi a mais

representativa no efluente do reator anaeróbio. Essa fração pode ser resultado de material solubilizado na etapa hidrolítica e não utilizado posteriormente, ou por material excretado pelas células, como polímeros extracelulares. Assim, a introdução de unidade de pós-tratamento pode ser útil para o polimento do efluente tratado anaerobiamente, além de poder promover a remoção de nutrientes. Desta forma, na quinta e última etapa do trabalho, optou-se por operar o reator combinando-se o processo anaeróbio e o processo aeróbio na mesma unidade, com o objetivo de diminuir a concentração da matéria orgânica no efluente, principalmente a fração solúvel, além de se tentar alcançar nitrificação do efluente.

### **5.2.3. Avaliação operacional e de desempenho do reator anaeróbio-aeróbio com espuma em todos os compartimentos**

Nesta condição o TDH foi aumentado para 12 h, 6 horas no trecho anaeróbio e 6 h no trecho aeróbio, pois se considerou que os resultados obtidos para o reator operando anaerobiamente com espuma em todos os compartimentos e TDH de 6 h foram bastante satisfatórios. Nesta quarta condição o TDH aplicado correspondeu a uma vazão de aproximadamente 0,53 L/h. o período de operação para avaliação operacional do reator foi de 19 dias.

A aeração foi mantida a uma vazão constante e igual a 3 L/min. Verificou-se que o processo de conversão não estava limitado pela concentração de O.D., pois a mesma manteve-se sempre maior que 1,5 mg/L, com valor mínimo de 2,6 mg/L. Caso fossem observados valores de O.D. abaixo dessa faixa, a vazão de ar seria aumentada de forma a permitir que o processo acontecesse sem limitação de oxigênio dissolvido. É importante ressaltar que não era intuito do trabalho estudar uma estratégia de aeração que implicasse em custos energéticos mais baixos, no entanto pesquisas futuras podem se concentrar nesse problema.

A Tabela 5.13 apresenta as principais características do esgoto sanitário usado como afluente durante os dias desta quinta fase de operação.

As Figuras 5.54 a 5.58 mostram os valores de DQO de amostras bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, respectivamente, variando ao longo do período operacional do reator, respectivamente, para afluente e para o efluente.

Tabela 5.13 - Principais características obtidas do esgoto sanitário usado como afluente na quinta fase do projeto com o reator anaeróbio-aeróbio com espuma em todos os compartimentos e TDH de 12 h.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.21 ± 0.10
DQO bruta (mg/L)	259 ± 69
DQO filtrada (mg/L)	167 ± 26
DQO suspensa (mg/L)	91 ± 66
DQO solúvel (mg/L)	123 ± 23
DQO coloidal (mg/L)	44 ± 16
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	207 ± 20
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	171 ± 17
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	44 ± 15
SST (mg/L)	67 ± 38
SSV (mg/L)	50 ± 41

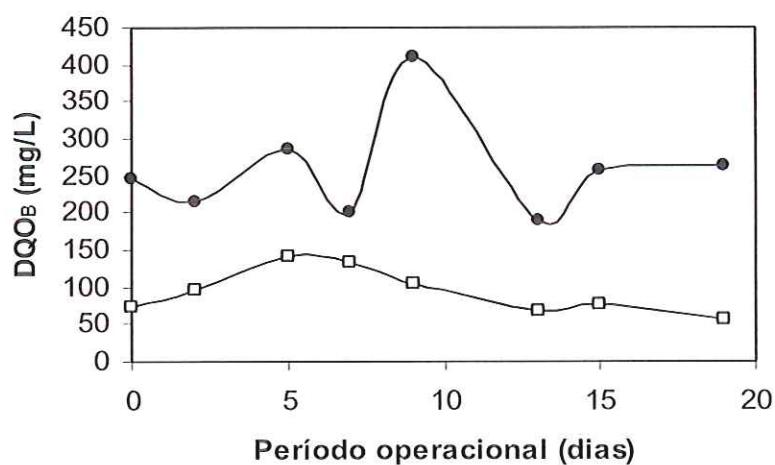


Figura 5.54 - Variação temporal da DQO de amostra bruta afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos.

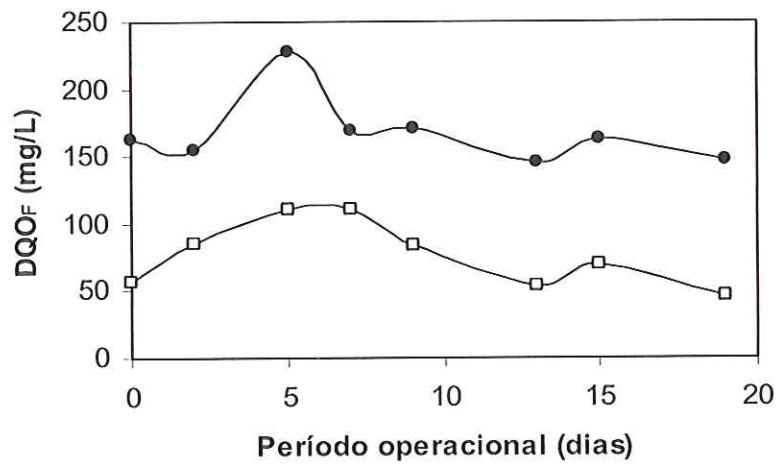


Figura 5.55 - Variação temporal da DQO de amostra filtrada afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos.

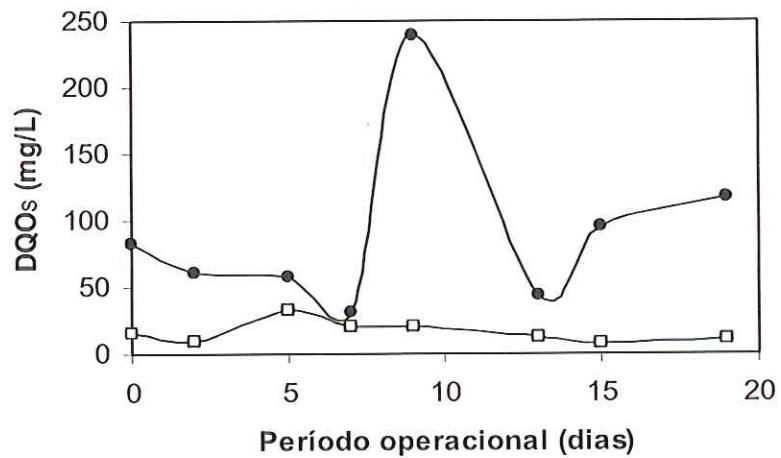


Figura 5.56 - Variação temporal da DQO de amostra suspensa afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos.

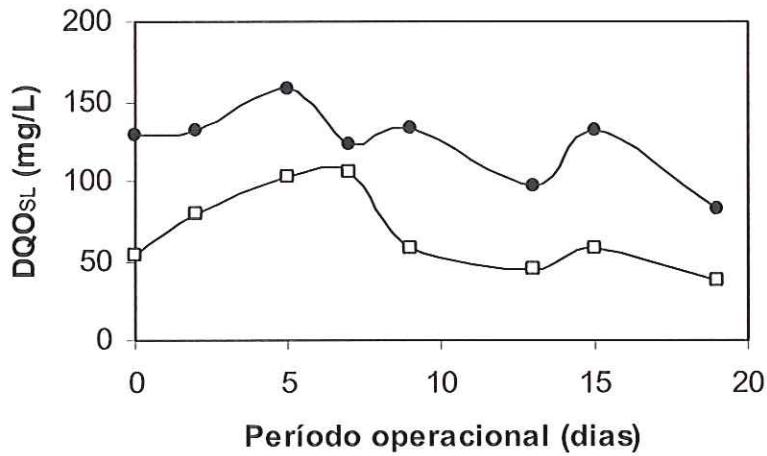


Figura 5.57 - Variação temporal da DQO de amostra solúvel afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos.

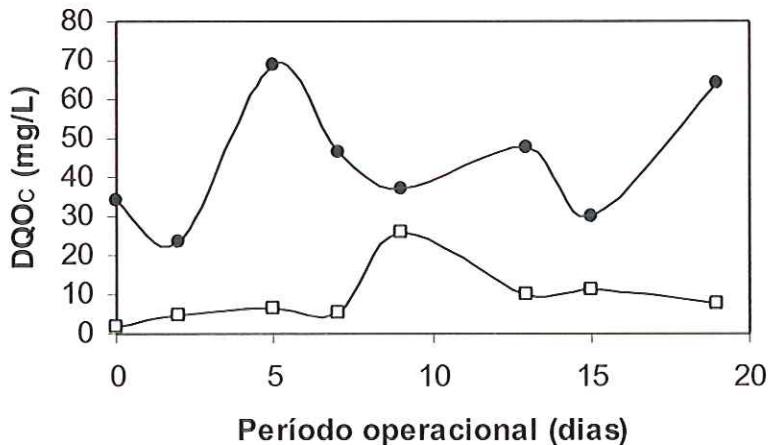


Figura 5.58 - Variação temporal da DQO de amostra coloidal afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.54 a 5.58 pode-se observar que a matéria orgânica foi removida eficientemente no reator de leito fixo operando com espuma de poliuretano em todo o volume reacional, com TDH de 12 horas, operando em condição anaeróbia seguida de aeróbia. Pode-se observar que, independentemente do valor da DQO afluente, os valores

obtidos para o efluente, tanto para amostra bruta como para filtrada, suspensa, solúvel e coloidal foram praticamente constantes durante todo o período operacional.

O efluente apresentou valor médio de DQO de amostra bruta de  $93 \pm 31$  mg/L, o qual se manteve independente das variações da DQO bruta afluente, que apresentou valor médio de  $259 \pm 69$  mg/L. É importante ressaltar, que mesmo para um pico de DQO de 409 mg/L no 9º dia operacional, o efluente apresentou valor igual a 104 mg/L, ou seja, o sistema operava com eficiência satisfatória, independente das variações afluentes.

A DQO solúvel no efluente, pela primeira vez no trabalho, manteve-se sempre inferior aos valores observados no afluente (Figura 5.57). Isso indica que o material solubilizado pela hidrólise estava sendo eficientemente assimilado pela biomassa. A média para DQO solúvel foi  $123 \pm 23$  mg/L para o afluente e  $68 \pm 26$  mg/L para o efluente.

As Demandas Químicas de Oxigênio filtrada, suspensa, e coloidal do efluente mantiveram-se estáveis, assim como os valores das amostras brutas. O valor médio da DQO filtrada afluente foi de aproximadamente  $167 \pm 26$  mg/L enquanto para o efluente foi  $77 \pm 25$  mg/L, da DQO suspensa afluente foi de aproximadamente  $91 \pm 66$  mg/L e para o efluente foi  $16 \pm 8$  mg/L e, por fim, a média da DQO coloidal afluente foi de aproximadamente  $44 \pm 16$  mg/L e para o efluente foi  $9 \pm 7$  mg/L. Pode-se observar que para o reator anaeróbio-aeróbio todos valores de DQO efluente foram melhores que todos os resultados para o reator exclusivamente anaeróbio.

A Figura 5.59 apresenta os valores das cargas orgânicas aplicadas e removidas durante o quinto e último período. O valor médio da carga orgânica aplicada ao sistema foi  $517 \pm 139$  mg/L.dia, enquanto a carga orgânica removida foi  $330 \pm 142$  mg/L.dia.

A Figura 5.60 mostra os valores de DQO afluente de amostra bruta e das DQO's efluentes de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal, que variou ao longo do período operacional.

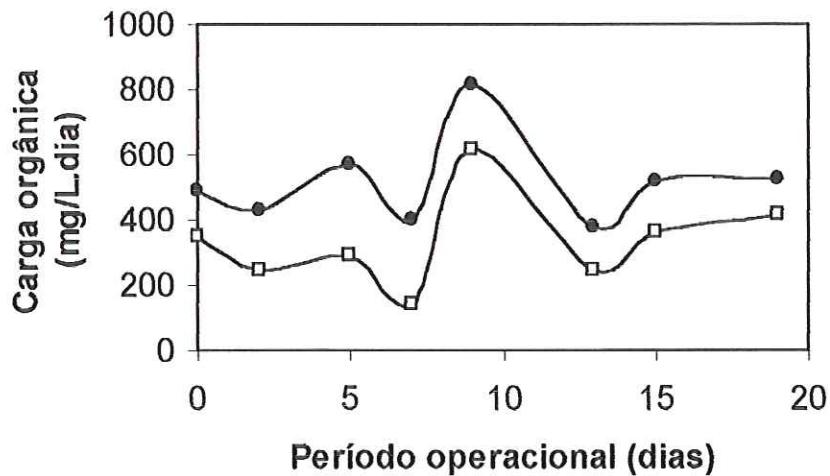


Figura 5.59 - Carga orgânica aplicada (●) e removida (□) no sistema composto por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

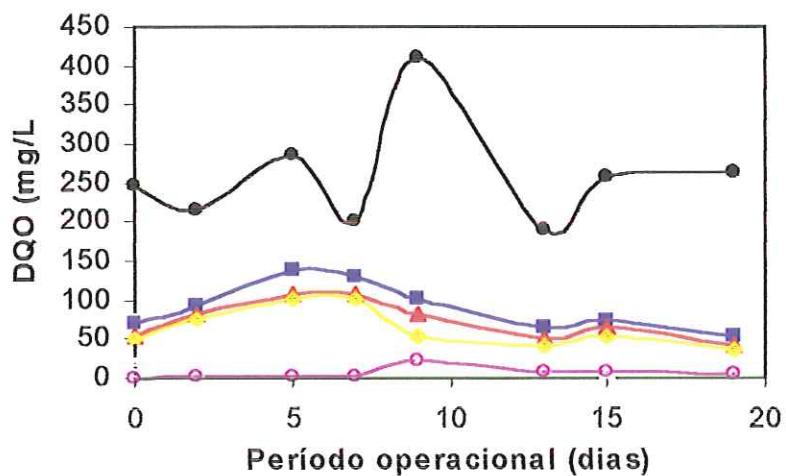


Figura 5.60 -Variação temporal da DQO afluente de amostra bruta (●) e das DQO's efluentes de amostra bruta (■), filtrada (▲), suspensa (Δ), solúvel (◆) e coloidal (○) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Na Figura 5.60 pode-se observar, conforme visto nos gráficos anteriores, que o sistema se manteve em estável durante todo o tempo de operação e que os valores efluentes para DQO de amostra bruta, filtrada, suspensa, solúvel e coloidal foram

menores que para todas as condições anteriores.

A Figura 5.61 apresenta as eficiências de remoção de DQO para amostras brutas e filtradas.

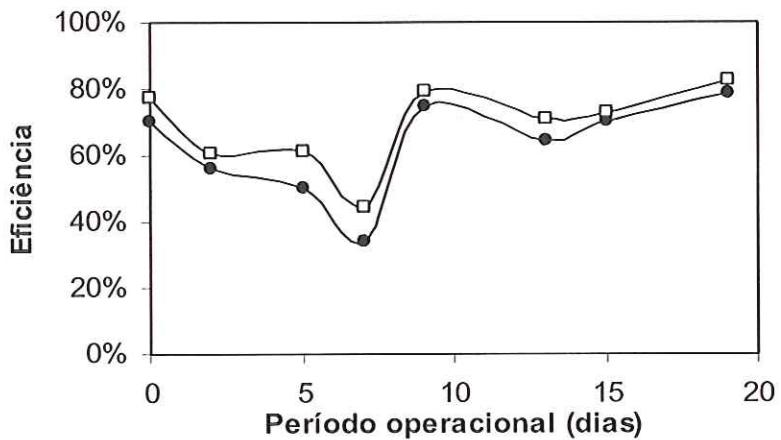


Figura 5.61 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para amostras bruta (●) e filtrada (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar na Figura 5.61 que as eficiências observadas para o reator anaeróbio-aeróbio com TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos não foram sempre melhores que as condições anteriores. Isso ocorreu, pois, para essa última condição, os valores de DQO afluente foram baixos se comparados às demais etapas do trabalho.

Para avaliação da estabilidade do reator, observou-se variação temporal da concentração de Ácidos Graxos Voláteis (AVT), Figura 5.62, e da Alcalinidade a Bicarbonato, Figura 5.63.

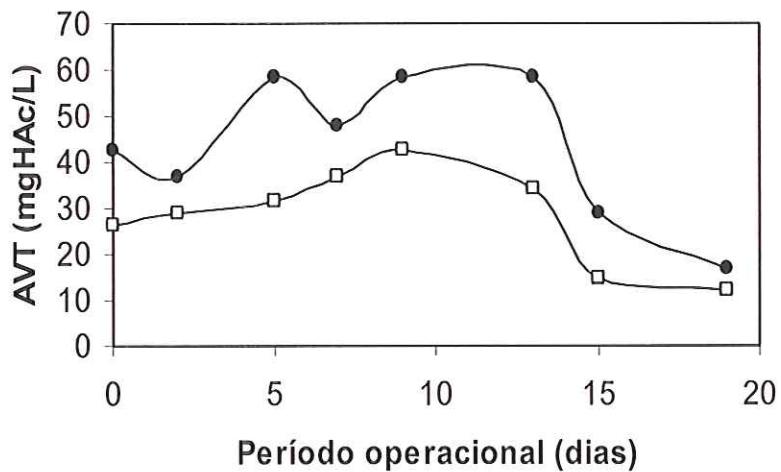


Figura 5.62 - Variação temporal da concentração de AVT afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

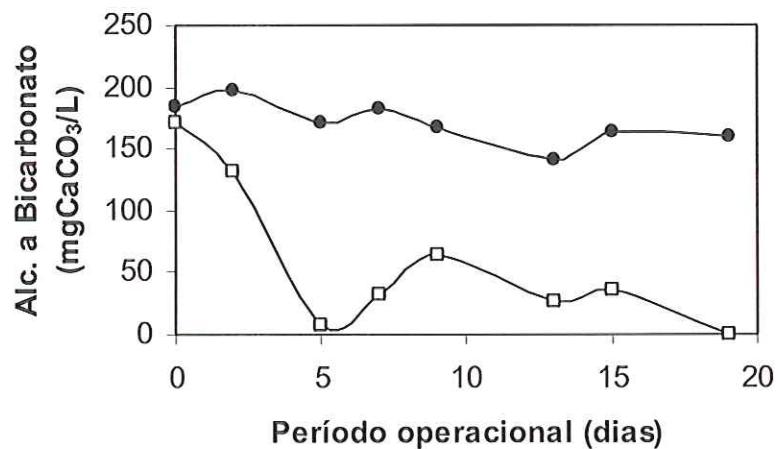


Figura 5.63 - Variação temporal da Alcalinidade a Bicarbonato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pela Figura 5.62 é possível verificar que desde o primeiro dia o valor da concentração de AVT do efluente foi menor que do afluente, caracterizando equilíbrio do processo. O valor médio para o afluente foi  $44 \pm 15$  mgHAc/L e para o efluente foi

$29 \pm 11$  mgHAc/L.

Nesta etapa operacional, como mostra a Figura 5.63, a Alcalinidade a Bicarbonato foi menor no efluente que no afluente, como resultado da nitrificação biológica. Pode-se observar no último dia operacional que o valor da alcalinidade a bicarbonato caiu até aproximadamente zero. Isso se deveu ao acentuado crescimento das bactérias nitrificantes; caso houvesse a continuidade na operação do reator, seria necessária a alcalinização do afluente. O valor médio para o afluente foi  $171 \pm 17$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o efluente  $58 \pm 62$  mgCaCO<sub>3</sub>/L.

A Figura 5.64 mostra a variação do pH ao longo do tempo. Observou-se, claramente, durante todo o começo do experimento, que o pH efluente foi maior que o afluente, o que confirma as afirmativas anteriores de o processo estar ocorrendo de forma estável. Somente no último dia de análise, o pH efluente que se manteve em uma faixa próxima a 7,5 caiu bruscamente para 5,9. Isso confirma a afirmação anterior sobre crescimento das bactérias nitrificantes. O valor médio do pH afluente foi  $7,21 \pm 0,10$  e do efluente  $7,53 \pm 0,75$ .

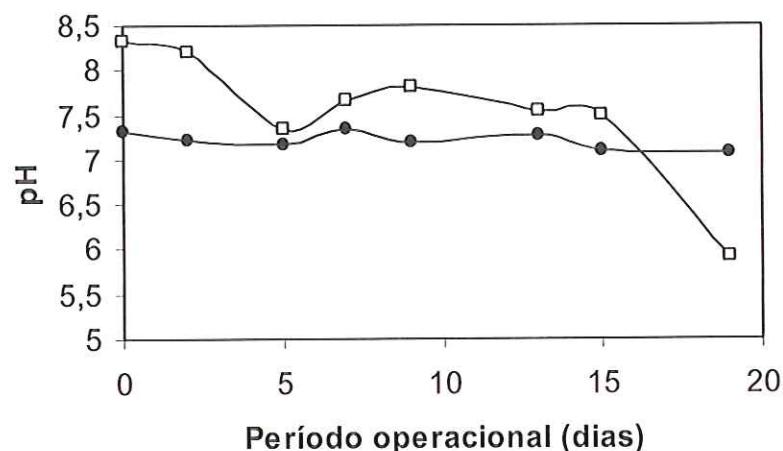


Figura 5.64 - Variação temporal do pH afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.65 e 5.66 estão apresentados os valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para a quinta e última condição operacional.

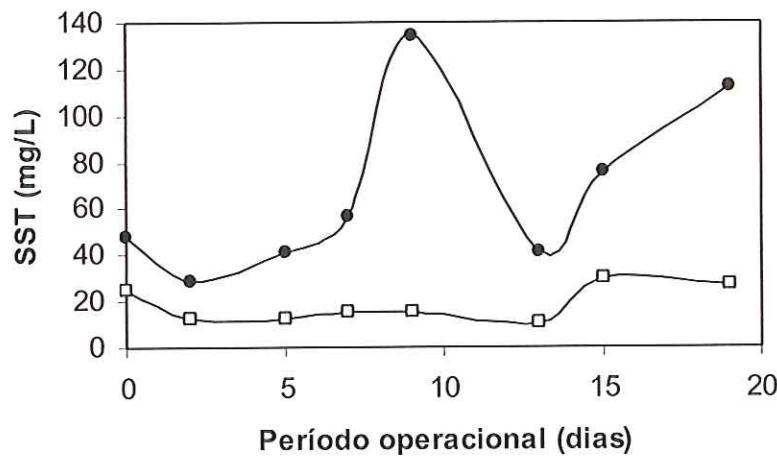


Figura 5.65 - Variação temporal dos SST afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

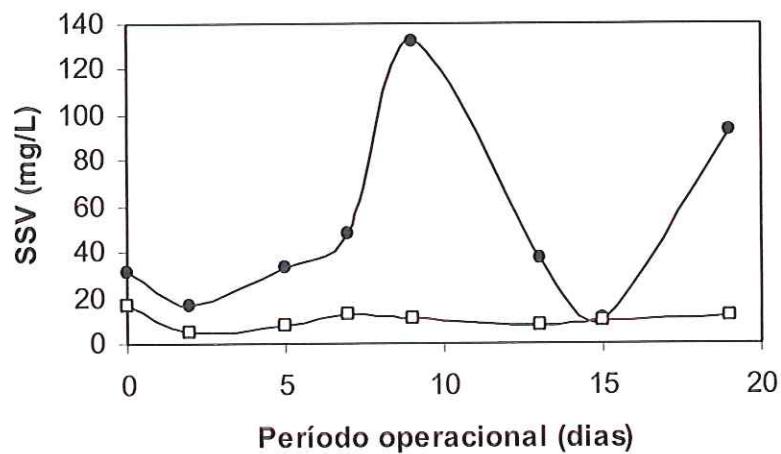


Figura 5.66 - Variação temporal dos SSV afluente (●) e efluente (◻) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Pode-se observar a similaridade entre o comportamento dos SST e dos SSV, que mais uma vez consistiu na maior parte dos sólidos suspensos. A média de SST afluente e efluente foi de  $67 \pm 38$  mg/L e  $18 \pm 8$  mg/L, respectivamente, enquanto para SSV, a média foi de  $50 \pm 41$  mg/L e  $10 \pm 4$  mg/L para afluente e efluente, respectivamente.

As Figuras 5.67 e 5.68 mostram as concentrações afluentes e efluentes de N-NTK e N-Amon, respectivamente. Pode-se observar pelos valores médios afluentes,  $35 \pm 6$  mg/L para N-NTK e  $28 \pm 6$  mg/L para N-Amon, que a maior parte do nitrogênio afluente encontrava-se na forma amoniacal. Esses resultados se devem ao fato de a amonificação acontecer em grande parte no reservatório afluente ao reator (Figura 4.4). Os valores médios efluentes de N-NTK e N-Amon foram  $15 \pm 8$  mg/L e  $13 \pm 8$  mg/L, respectivamente.

A Figura 5.69 mostra a eficiência de remoção de N-NTK e N-Amon nessa quinta etapa do projeto. Pode-se observar que ao final da operação atingiram-se valores de remoção de Nitrogênio de até 85%, tanto para N-NTK quanto para N-Amon.

A Figura 5.70 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 parcela mínima do Nitrogênio para o afluente e para o efluente.

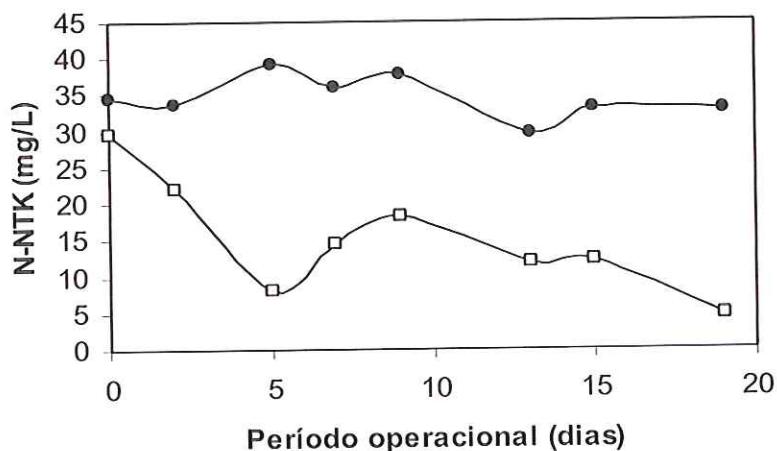


Figura 5.67 - Variação temporal da concentração de N-NTK afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

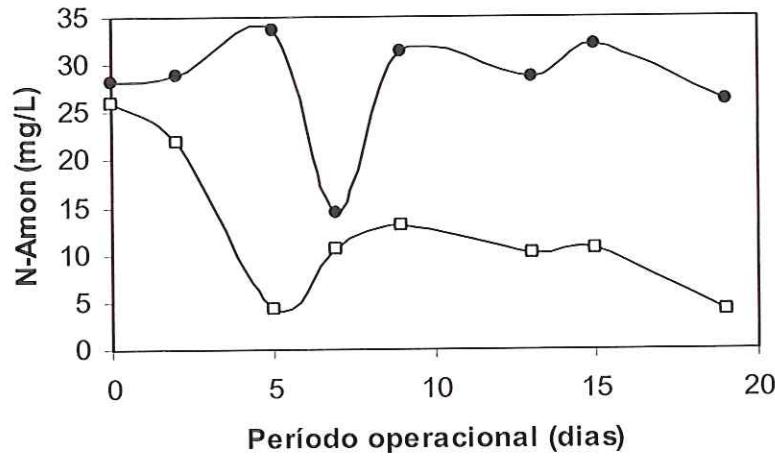


Figura 5.68 - Variação temporal da concentração de N-Amon afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

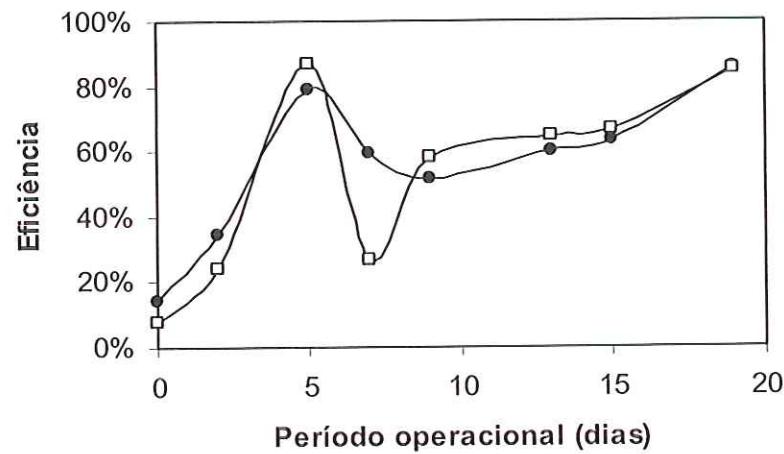


Figura 5.69 - Eficiências de remoção de Nitrogênio ao longo do tempo para N-NTK (●) e N-Amon (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

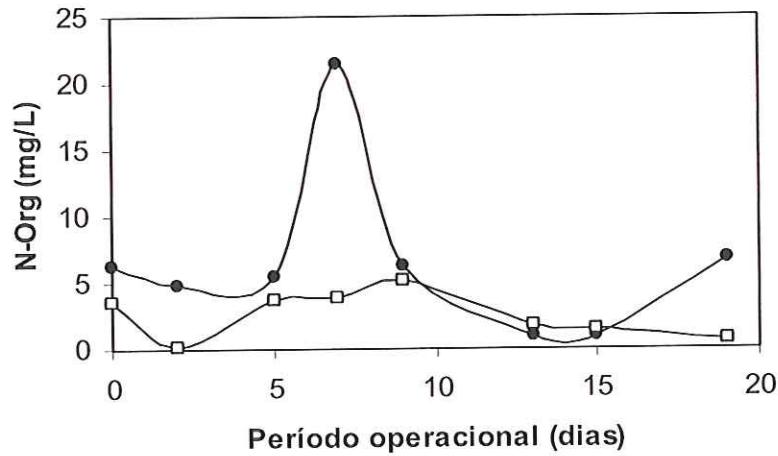


Figura 5.70 - Variação temporal da concentração de N-Org afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Nas Figuras 5.71 e 5.72 são observados os resultados de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NO}_2^-$ , respectivamente. É possível observar que a nitrificação ocorreu rapidamente após o 5º dia operacional e estava praticamente estável ao fim dessa etapa operacional.

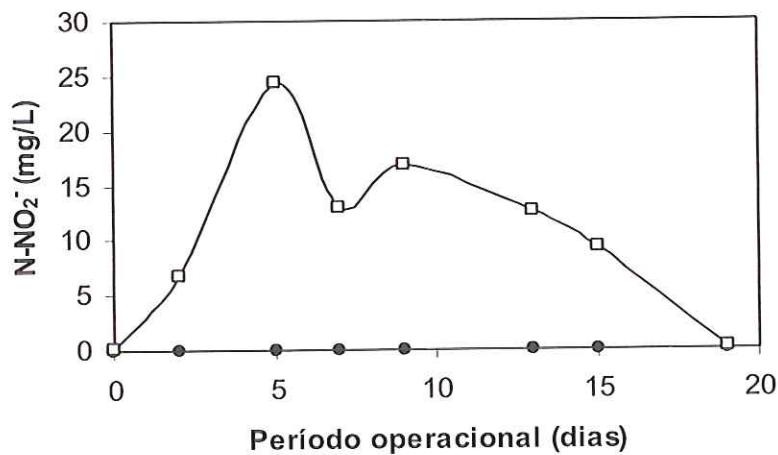


Figura 5.71 - Variação temporal da concentração de Nitrito afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

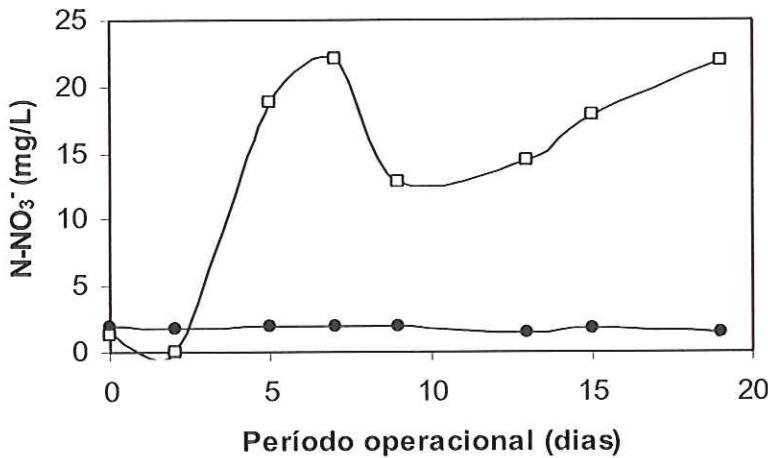


Figura 5.72 - Variação temporal da concentração de Nitrato afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Na Figura 5.71 observa-se que houve pequeno acúmulo de nitrito no início da operação indicando que as populações produtoras e consumidoras de nitrito ainda não estavam equilibradas. No entanto, após o 10º dia de operação as concentrações de nitrito mantiveram-se sempre baixas, o que indica equilíbrio da nitrificação. No 19º dia operacional a concentração de nitrito foi de 0,15 mg/L e, se prosseguíssemos a operação do reator, é muito provável que permanecesse baixo, sem acúmulo de nitrito.

Na Figura 5.72 vê-se que, a partir do 9º dia operacional, o nitrato passou a aumentar. Comparado à Figura 5.71, pode-se ver que, a partir desse ponto, o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> passou a ser convertido a N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, consistindo na etapa de nitratação, que finaliza a segunda fase da nitrificação.

Pode-se observar na Figura 5.73, que a concentração de O.D. sempre se manteve superior a 2 mg/L, conforme referido na literatura (van HAANDEL & MARAIS, 1999). Por isso permitiu-se que o processo acontecesse sem limitação de oxigênio dissolvido. A média de O.D. durante a quinta fase operacional foi  $4 \pm 1$  mg/L, confirmando a afirmação anterior de vazão de ar suficiente para o prosseguimento do processo.

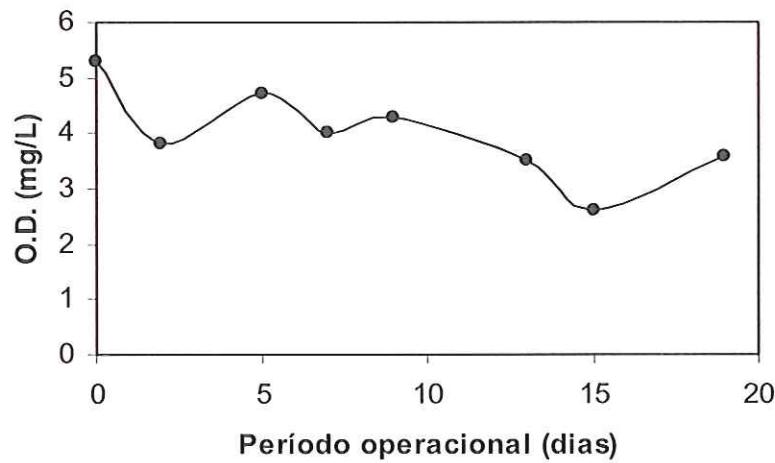


Figura 5.73 - Variação temporal da concentração de O.D. afluente (●) e efluente (□) para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

A Tabela 5.14 apresenta as principais características do esgoto sanitário efluente obtido para o reator operando na quinta e última condição operacional.

Na operação em sistema combinado anaeróbio-aeróbio, com TDH total de 12 horas, a DQO bruta efluente foi principalmente composta por material solubilizado (aproximadamente 62%), indicando que, embora o valor da DQO tenha sido menor nesta condição, o material solubilizado continuou a constituir a fração predominante do efluente do reator, mesmo com introdução da zona aeróbia. O material particulado foi, neste caso, responsável por aproximadamente 30% do total e o coloidal por apenas 8%.

Estes resultados mostram a importância da utilização de novas alternativas para o tratamento de águas residuárias. A análise dos resultados revela ganhos obtidos quando se aerou parte do reator que, até então, operava de maneira exclusivamente anaeróbia. No entanto, não se pode deixar de ressaltar a importância do pré-tratamento anaeróbio pois, ao longo do trabalho, ficou evidente que a união dos aspectos positivos de cada processo apresenta grandes vantagens.

Tabela 5.14 - Principais características obtidas do esgoto sanitário efluente na quinta fase do projeto para o reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, TDH de 12 h e com espuma em todos os compartimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	7.53 ± 0.75
DQO bruta (mg/L)	93 ± 31
DQO filtrada (mg/L)	77 ± 25
DQO suspensa (mg/L)	16 ± 8
DQO solúvel (mg/L)	68 ± 26
DQO coloidal (mg/L)	9 ± 7
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	82 ± 64
Alcalinidade à Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	58 ± 62
Ácidos voláteis (mg HAc/L)	29 ± 11
SST (mg/L)	18 ± 8
SSV (mg/L)	10 ± 4

#### 5.2.4. Comparação da qualidade do efluente obtida com as diferentes condições operacionais

A Tabela 5.15 apresenta comparação entre os principais parâmetros de monitoramento no efluente do reator submetido a diferentes condições operacionais, com espuma de poliuretano em todos os compartimentos. Na etapa puramente anaeróbia foi possível observar a importância do tempo de detenção hidráulica no desempenho global do processo. O aumento do TDH de 6 para 10 horas foi benéfico para desempenho geral do sistema. No entanto, o reator apresentou estabilidade operacional sob todas as condições de ensaio.

A combinação do processo anaeróbio com o aeróbio foi vantajosa para polimento final, com remoção da matéria orgânica remanescente e, também, para nitrificação do efluente. A etapa aeróbia reduziu efetivamente a concentração total de matéria orgânica no efluente, com maior efetividade sobre a matéria orgânica solúvel e coloidal.

Novamente é importante ressaltar que os TDH indicados nesta pesquisa tiveram como base o volume total do reator. Assim, os tempos de detenção reais foram

certamente menores que os relatados, pois parte do leito era ocupado por material suporte. Desta forma, o tempo de 8 horas correspondeu ao tempo real aproximado de 6 horas, para o reator com espuma em dois compartimentos; os tempos de 10, 8 e 6 horas corresponderam aos tempos reais aproximados de 5, 4 e 3 horas, para o reator com espuma nos quatro compartimentos. Tais tempos são aproximados, pois tempos reais mais confiáveis só poderiam ser obtidos por meio de ensaios hidrodinâmicos com obtenção de curvas estímulo-resposta.

Tabela 5.15 – Comparação das principais características do esgoto sanitário tratado no reator de leito fixo com diferentes tempos de detenção hidráulica e com espuma de poliuretano em todos os compartimentos.

Parâmetros	Condição anaeróbia		Condição anaeróbia-aeróbia	
	6	8	10	12*
pH	7.66	7.66	7.73	7.53
DQO bruta (mg/L)	214	175	137	93
DQO filtrada (mg/L)	155	129	102	77
DQO suspensa (mg/L)	46	59	36	16
DQO solúvel (mg/L)	124	102	85	68
DQO coloidal (mg/L)	31	27	17	9
SST (mg/L)	39	36	32	18
SSV (mg/L)	53	50	48	10

\*TDH de 6 horas na zona anaeróbia e 6 h na zona aeróbia.

### 5.3. Formação do biofilme na primeira condição operacional, com espuma ocupando metade do volume do reator

Após 71 dias de operação com o reator na primeira condição operacional, com espuma ocupando metade do volume do reator, foram realizados exames microscópicos do suporte com microscopia ótica de contraste de fase e fluorescência. Com isso foi possível observar-se os microrganismos aderidos à espuma, de modo a ser possível decidir se, no reator, esse material suporte seria mantido em sua segunda fase de operação.

Para isso, foram retiradas a amostras de quatro diferentes pontos do reator. O primeiro ponto na parte inferior do compartimento P<sub>1</sub>, o segundo na parte superior do compartimento P<sub>1</sub>, o terceiro ponto na parte inferior do compartimento P<sub>3</sub> e o quarto ponto na parte superior do compartimento P<sub>3</sub>. Desta forma, foi possível verificar a presença de microrganismos em praticamente toda a extensão do reator. As amostras foram retiradas após o término da primeira fase operacional, 71 dias.

As Figuras 5.74 a 5.77 mostram, com aumento de 1250 vezes, as imagens das morfologias encontradas para cada ponto. A Tabela 5.16 apresenta a freqüência de observação dos organismos ao longo do reator.

Pode-se observar que, dentre as arqueas metanogênicas, houve predomínio de *Metanosarcina*, com presença de *Metanosaeta* observável apenas na base do reator. No geral, houve predominância de bacilos, principalmente associados às etapas acidogênicas e acetogênicas do processo de degradação anaeróbia.

A presença de organismos fototróficos deve-se principalmente à incidência de luz na coluna de acrílico, de pequeno diâmetro, embora a maior parte do tempo o reator estivesse recoberto por papel alumínio. Nas outras fases de operação foi feita cobertura mais efetiva do reator para diminuir a incidência desses organismos.

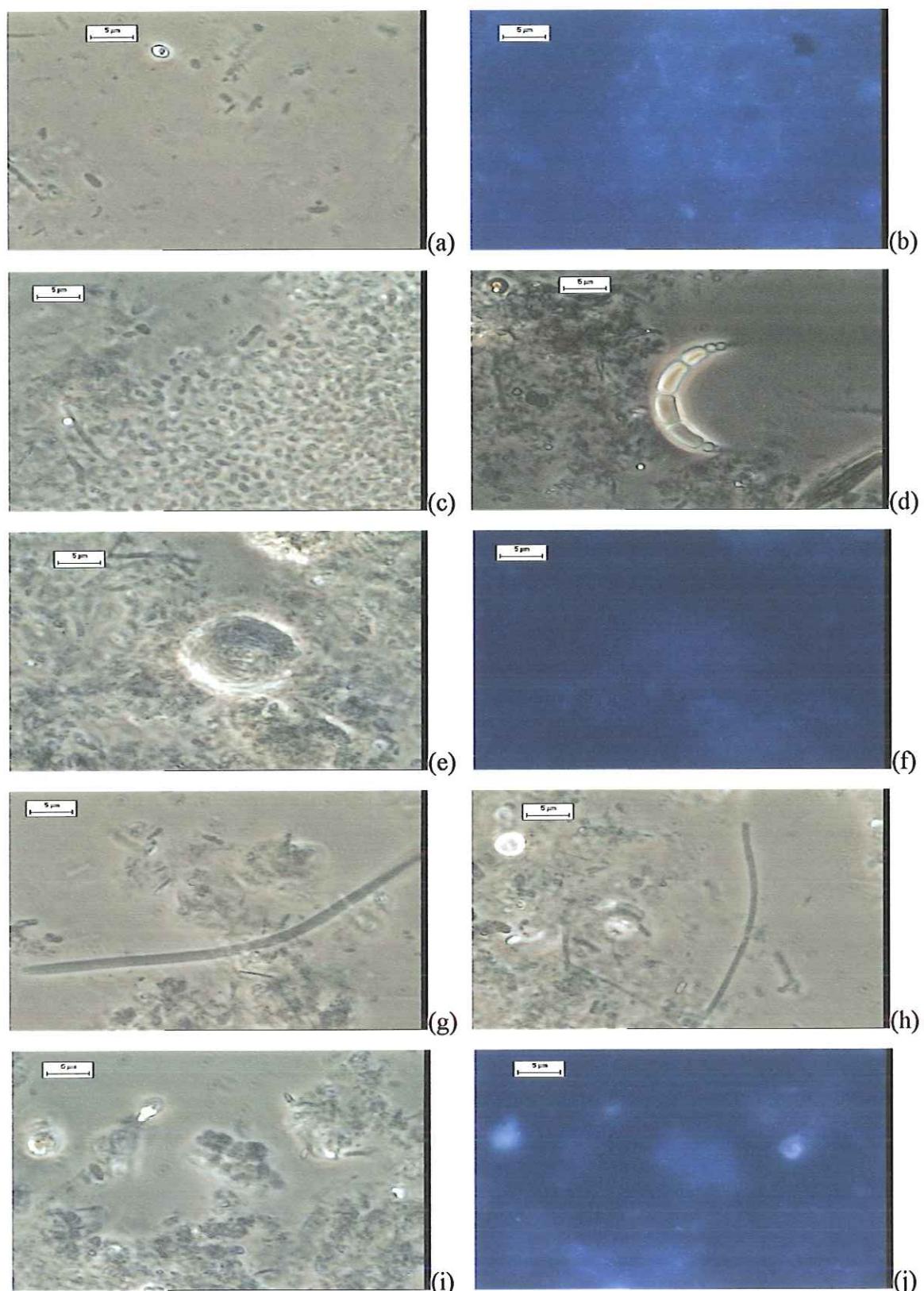


Figura 5.74 – Morfologias na parte inferior de P<sub>1</sub>, com aumento de 1250x e barras com 5  $\mu\text{m}$ . (a) bacilos; (b) fluorescência de bacilos e cocobacilos; (c) colônia de bacilos; (d) esporo fungos; (e) esporo sarcina; (f) fluorescência de esporo sarcina; (g) filamentos; (h) saeta; (i) sarcina; (j) fluorescência de sarcina.

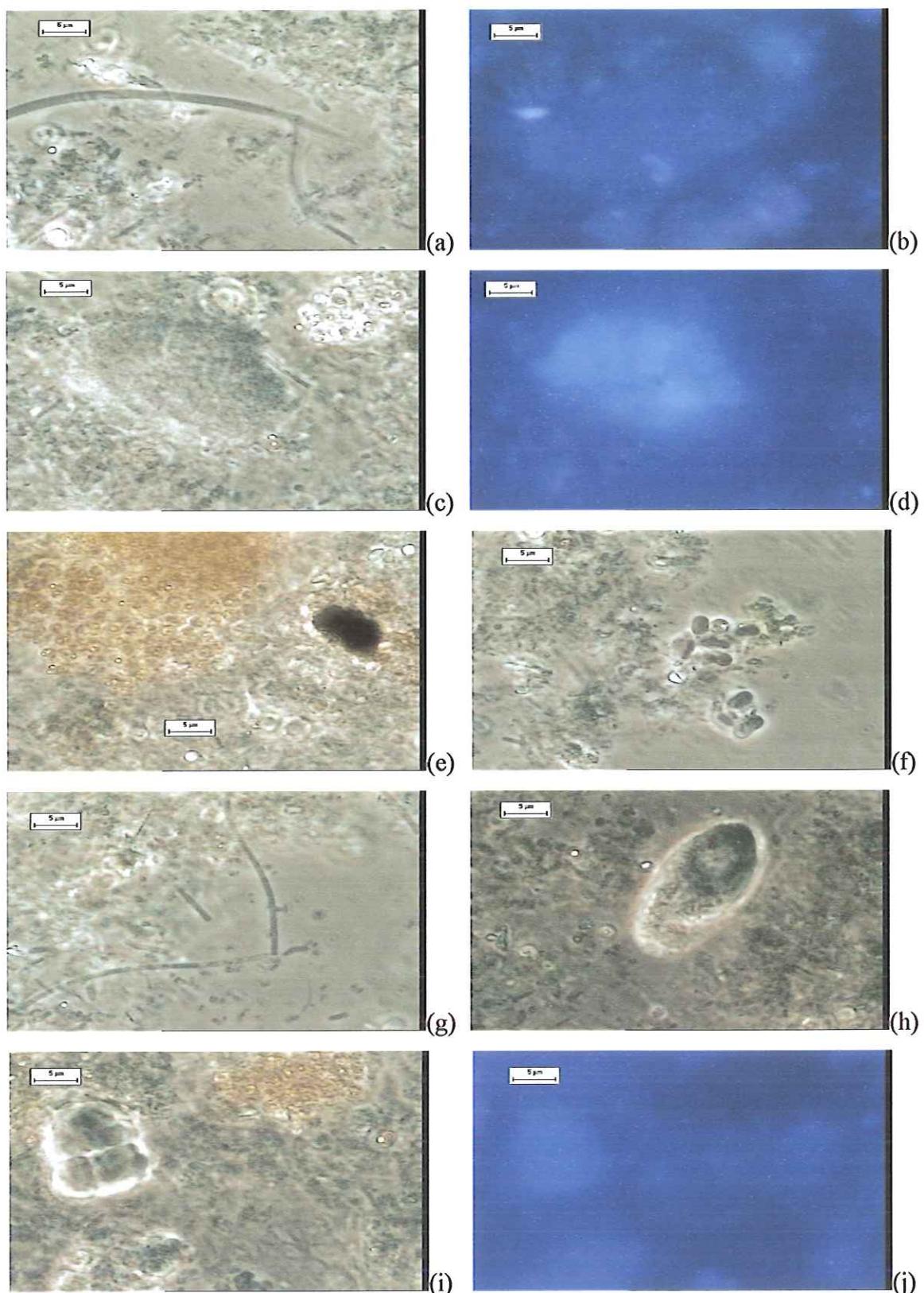


Figura 5.75 – Morfologias na parte superior de P<sub>1</sub>, com aumento de 1250x e barras com 5 µm. (a) bacilos; (b) fluorescência de bacilos; (c) cisto de sarcina; (d) fluorescência de cisto de sarcina; (e) fototróficas; (f) fototróficas anoxigênicas; (g) metanosaeta; (h) protozoário ciliado; (i) sarcina; (j) fluorescência de sarcina.

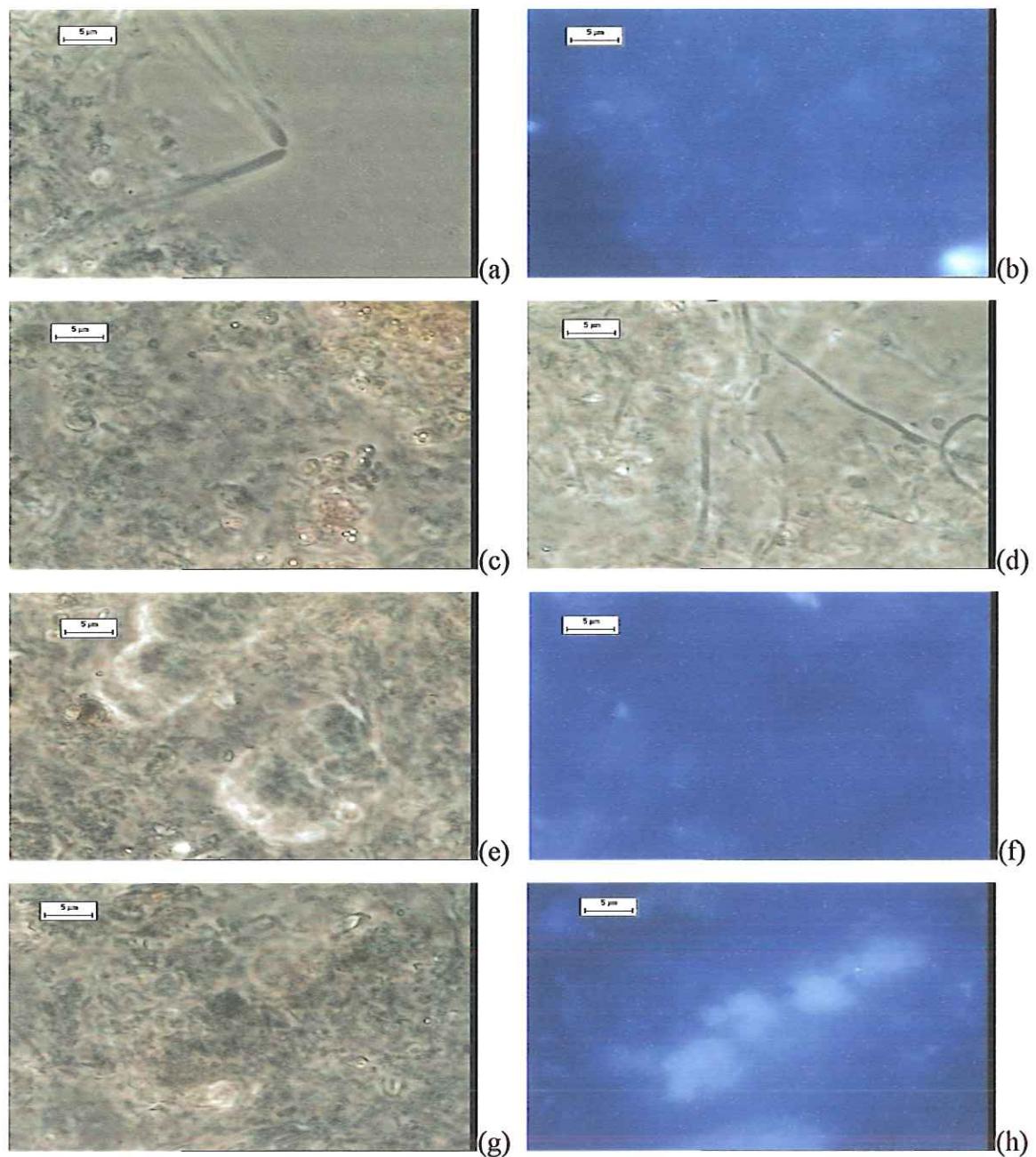
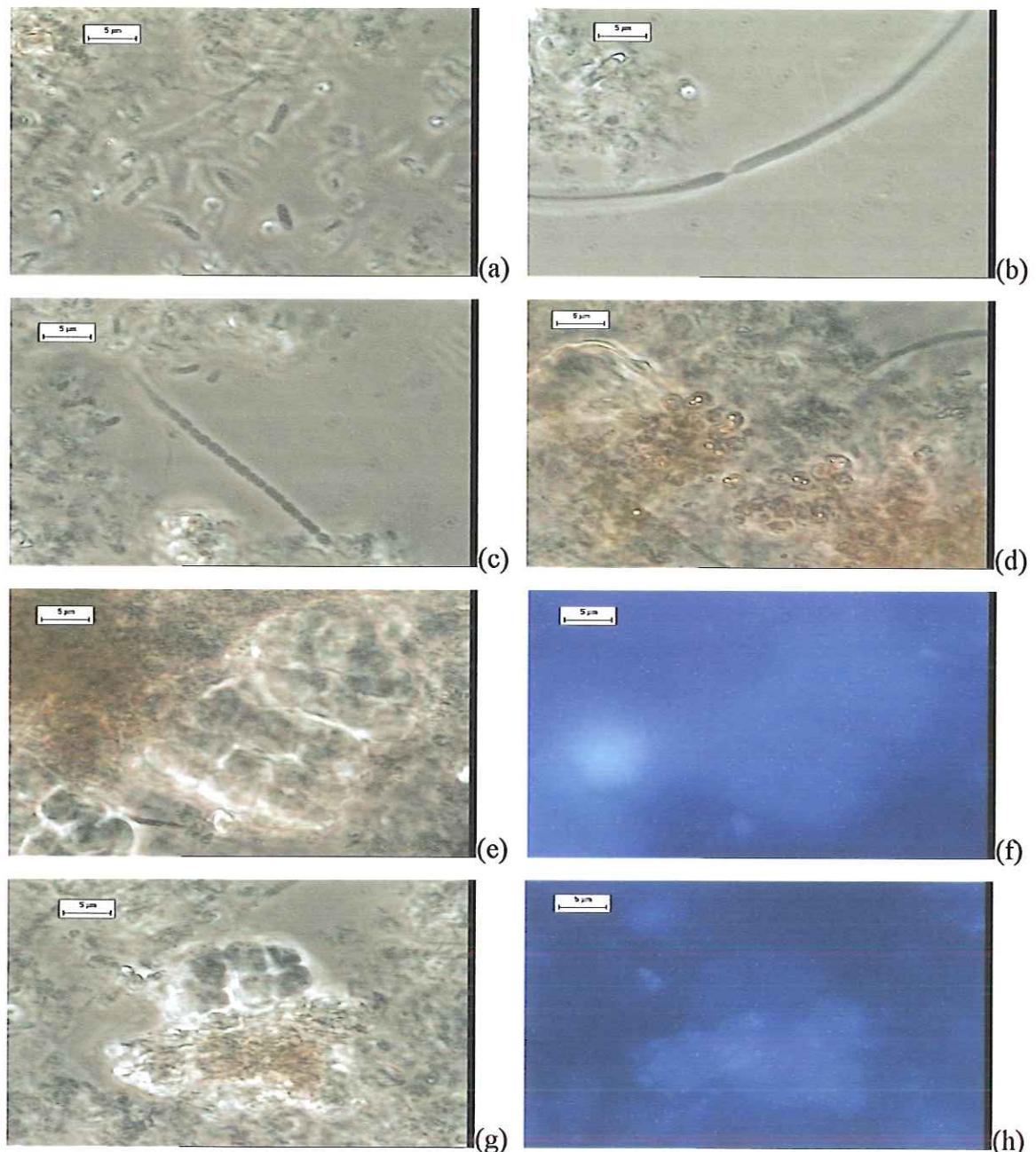


Figura 5.76 – Morfologias na parte inferior de P<sub>3</sub>, com aumento de 1250x e barras com 5 μm. (a) bacilos de ponta arredondada; (b) fluorescência de bacilos com ponta arredondada; (c) fototróficas; (d) metanosaeta; (e) sarcina; (f) fluorescência de sarcina; (g) sarcina; (h) fluorescência de sarcina.



**Figura 5.77 – Morfologias na parte superior de P<sub>3</sub>, com aumento de 1250x e barras com 5 μm. (a) bacilos com inclusões; (b) bacilos com ponta arredondada; (c) bacilos em cadeia; (d) fototróficas; (e) sarcina; (f) fluorescência de sarcina; (g) sarcina com bacilos; (h) fluorescência de sarcina com bacilos.**



Tabela 5.16 - Principais morfologias observadas na microscopia óptica realizada após 71 dias na primeira fase experimental, com espuma apenas em dois compartimentos do reator.

Morfologias	Ponto de coleta da amostra de espuma			
	Inferior de P <sub>1</sub>	Superior de P <sub>1</sub>	Inferior de P <sub>3</sub>	Superior de P <sub>3</sub>
Bacilos	++++	+++	+	++++
Cocobacilos	+	-	-	-
Esporo fungo	+	-	-	-
Esporo sarcina	+	-	-	-
Filamentos	+++	-	-	-
Metanosaeta	++	-	-	-
Metanosarcina	+	++++	+++	+++
Cisto de sarcina	-	++		-
Fototróficas	-	+++	++	+

(++++) Predominantes; (++) freqüentes; (++) pouco freqüentes; (+) raros; (-) não encontrados.

## 6. CONCLUSÕES

---

Os resultados obtidos neste trabalho permitem as seguintes conclusões:

- A concentração de biomassa, e, conseqüentemente, a quantidade de espuma adicionada ao reator exerceram papel fundamental no desempenho do reator anaeróbio, uma vez que foram conseguidos melhores resultados na remoção de matéria orgânica quando se acrescentou espuma nos dois compartimentos até então vazios, obtendo-se concentração celular inicial 25% maior;
- Mesmo com diminuição do tempo de detenção hidráulica real na segunda fase, o desempenho do reator foi superior indicando a grande influência da concentração de biomassa no reator;
- Apesar da ineficiência da primeira condição para tratamento de esgoto sanitário, a biota aderida ao material suporte era bastante diversa e possuía boas características. Isso permitiu a manutenção da espuma presente na primeira condição, com simples acréscimo de nova espuma nos outros dois compartimentos, ao invés da troca do material suporte. O acerto nessa atitude foi comprovado com a rápida resposta do reator à segunda condição imposta;
- As condições de transferência de massa líquido-sólido, com a diminuição do tempo de detenção hidráulica de 8 para 6 horas, não foram fator determinante para diminuição da concentração de matéria orgânica no efluente. Ao contrário, embora o processo tenha ocorrido de forma estável, os valores de DQO bruta efluente foram superiores quando foi aplicado TDH de 6 horas;
- A condição operacional com tempo de detenção hidráulica de 10 horas foi mais efetiva que as anteriores, tanto para a eficiência global do processo quanto para a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. Com isso foi possível verificar a importância que um adequado TDH é a variável mais significativa para o desempenho global do reator;

- Com os resultados obtidos nas operações com diferentes tempos de detenção, ficou demonstrado que, para todas as condições operacionais estudadas, a fração solúvel foi a mais representativa no efluente do reator anaeróbio. Essa fração pode ser resultado de material solubilizado na etapa hidrolítica e não utilizado posteriormente, ou por material excretado pelas células, como os polímeros extracelulares;
- A análise dos resultados para o reator em operação anaeróbia-aeróbia e em operação unicamente anaeróbia, pôde-se constatar os ganhos obtidos quando se aerou a parte superior do reator. No entanto, não se pode deixar de ressaltar a importância do tratamento anaeróbio, pois, ao longo do trabalho, ficou evidente que a união dos aspectos positivos de cada processo traz grandes vantagens para o tratamento de esgoto sanitário;
- O reator anaeróbio-aeróbio apresentou boa eficiência de remoção de N-NTK e N-Amon;
- As populações produtoras e consumidoras de nitrito entraram em equilíbrio após 10 dias de operação do reator, não havendo mais acúmulo deste;
- Após o 10º dia operacional o nitrito passou a ser convertido a nitrato caracterizando a ocorrência do processo de nitrificação.

## **7. SUGESTÕES**

---

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, sugere-se para trabalhos futuros:

- Utilizar outros tempos de detenção hidráulica para verificação do ponto ótimo de operação do reator anaeróbio, com vistas a aplicar no reator operando anaeróbio-aeróbio e verificar se esse TDH é realmente o mais adequado para essa segunda condição;
- Otimizar o TDH de operação do reator combinado anaeróbio-aeróbio;
- Realizar ensaios hidrodinâmicos para precisa verificação do real tempo de detenção hidráulica aplicado à todas as condições estudadas;
- Estudar uma estratégia de aeração que implique em custos energéticos mais baixos, ou seja, encontrar a mínima vazão de ar na qual o processo de conversão não seja limitado pela concentração de O.D., que deve estar sempre superior a 1,5 mg/L;
- Continuar a operação do reator após a ocorrência da nitrificação com a devida alcalinização do afluente. A partir daí, será possível verificar-se a possibilidade de desnitrificação no próprio reator, com controle da concentração de O.D. no efluente do reator, de modo a formar uma zona anóxica;
- Aumentar a escala de bancada para escala piloto. Os bons resultados encontrados para o reator operando de forma combinada anaeróbio-aeróbio permitem sugerir o imediato estudo com reatores em escalas maiores, pois as idéias acima sugeridas, somente melhorariam o desempenho do mesmo.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- APHA. (1998). *Standard methods for the examination of waste and wastewater.* American Public Health association, Washington, D.C. 19<sup>th</sup> Ed.
- BAILEY, J.E. & OLLIS, D.F. (1986). Biochemical engineering fundamentals. 2<sup>nd</sup> edition. McGraw-Hill, New York.
- BODIK, I.; KRATOTCHVÍL, K.; GASPARIKOVÁ, E.; HUTNAN, M. (2003). *Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment.* Bioresource Technology, v. 86, p. 79-84.
- BRYERS, J.D. (1988) Modelling biofilm accumulation. In: BAZIN, M.J.; DROSSE, J.I. (eds). *Physiological models in microbiology.* Boca Raton, CRC Press, v. 2, p. 109-144 (Series in Mathematical Models in Microbiology).
- CALLADO, N. (2001). Reatores seqüenciais em batelada em sistemas anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R. (Coordenador) (1999). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.* Rio de Janeiro, ABES; Projeto PROSAB, 464p.
- CAMPOS, H. M, VON SPERLING, M. (1996). Estimation of domestic wastewater characteristics in a developing country based on socio-economic variables. *Water Science and Technology*, vol. 34, pp. 71-77.
- CAMPOS, J.R. (1990). *Proyecto y operacion de filtros anaeróbios para tratamiento de efluentes líquidos industriales.* In: I Taller regional y conferencia sobre tratamiento anaeróbio de aguas residuales en América Latina. México, 6-9 nov. 46p.
- CAMPOS, J.R. (1994). *Biomassa fixa: reatores anaeróbios.* In: III Taller y Seminário Latino-americano “Tratamiento anaeróbio de aguas residuales”. Montevidéu, Uruguay, pp. 184-196.

- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, DESA; Universidade Federal de Minas Gerais, 246p.
- CHERNICHARO, C.A.L.; van HAANDEL, A.C.; CYBIS, L.F.; FORESTI, E. (2001). *Post-treatment of anaerobic effluents in Brazil: state of the art*. In: Proceedings of the 9th World Congress Anaerobic Digestion – Anaerobic Digestion for Sustainability, vol. 1, p. 747-752.
- COSTERTON, J.W.; GEESEY, G.G.; CHENG, K.J. (1978). How bacteria stick. *Science American*, v. 238, p. 86-95.
- COSTERTON, J.W.; ANWAR, J.H. (1994). *Pseudomonas aeruginosa*: the microbe and pathogen. In: BALTCH, A.; SMITH, P. (ED). *Pseudomonas aeruginosa* INFECTIONS AND TREATMENT. New York, Marcel Dekker, p. 1-18.
- COSTERTON, J.W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R.; LAPPIN-SCOTT, H.M. (1995). Microbial biofilms. *Annual Reviews in Microbiology*, v. 49, p.711-745.
- ECKENFELDER, W.W. (1989). Industrial Water Pollution Control, McGraw-Hill, New York, NY.
- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; CABRAL, A.K. A., DEL NERY, V. (1995). *Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment*. Brazilian Journal of chemical engineering, v. 12, p. 235-239.
- FORESTI, E.; CAMPOS, J.R.; PIRES, E.C.; VAZZOLER, R.F. (1996). LPA – Laboratório de Processos Anaeróbios – projeto temático – FAPESP. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 46p.
- INCE, O.; INCE, B.K.; DONNELLY, T. (1999). *Attachment, strength and performance of a porous media in an upflow anaerobic filter treating dairy wastewater*. In: International Symposium of biofilms on IAQW. New York.
- JEWELL, W.J. (1996). *Resource-recovery wastewater treatment with biological systems*. Proceedings of the workshop on Sustainable Municipal Wstewter Treatment Systems, pp. 67-101. ETC-WASTE. Leusdem, The Netherlands.
- KAMIYAMA, H. (1993). Revisão e aperfeiçoamento do sistema tanque séptico – filtro anaeróbio para o tratamento de esgoto sanitário (parte I). Revista DEA, n. 169, p. 9-17.

- KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.E.; CYBIS, L.F. (1999). Configurações de reatores anaeróbios. In Campos, J.R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. ABES, Cap. 3, p. 53-99.
- LETTINGA, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 67, p. 3-28.
- LOPES, D. (1999). Tratamento de esgoto sanitário empregando reatores compartimentados anaeróbio-aeróbio em série. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LOZADA, P.T. (2000). Tratamento de esgoto sanitário em sistema combinado anaeróbio-aeróbio (UASB–RSB). Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MADIGAN, M.T.; BROCK, T.D.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (1995). BROCK – Biology of microorganisms. 7<sup>th</sup>, Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- MENDONÇA, L. C. & MENDONÇA, S. R. (2000). Características de las aguas residuales. In: MENDONÇA, S. R. et al. *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. McGrawHill, Colômbia. Cap. 1, p. 5-17.
- METCALF & EDDY, INC. (1991). *Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse*. 3<sup>a</sup> ed./revised by George Tchobanoglous, McGraw-Hill. Cap.2, 29-46 / Cap.3, p. 47-119.
- MORAES, E.M.; ADORNO, M.A.T.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2000). *Determinação da alcalinidade real em efluentes de reatores anaeróbios por titulação condutométrica*. VI oficina e seminário latino-americano de digestão anaeróbia. Vol. II, p. 231-234.
- NEGULESCO, M. (1985). *Municipal Waste Water Treatment*. Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo, Elsevier.
- PASSIG, F.H. (1997). Estudo comparativo sobre a degradação de compostos orgânicos em biofilmes formados em meio suporte e grânulos desenvolvidos em um filtro biológico. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- RIBEIRO, R. (2001). Influência do tipo de substrato na dinâmica de formação do biofilme em matrizes de espuma de poliuretano. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- SOUSA, J.T. (1996). Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator anaeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SPEECE, R.E. (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater*. Ed. Archæe Press, Nashville, Tennessee. p. 394.
- STRONACH, S.M.; RUDD, T.; LESTER, J.N. (1986). *Singled stage fixed-film filter and contact process*. In: AIBA, S. et al. (ed). *Anaerobic digestion process in industrial wastewater treatment*, v. 2, Springer – Verlag, Berlin Heidelberg, 184 p. 1986, p. 107-118.
- VALLERO, M.V. (1999). *Avaliação da atividade biológica das células livres e imobilizadas formadas em um reator anaeróbio*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- Van HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G.(1994). Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate. John Wiley & Sons Ltda. p. 223.
- Van HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. (1999). O comportamento do sistema de lodo ativado. Epgraf., Campina Grande, p. 488.
- Van LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEM, S.J. (1993). *Biofilm reactors for waste treatment*. Trends in Biotechnology, vol. 11, n° 4, p. 117-121.
- VEIGA, M.C.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J.M. (1994). *Anaerobic filter and DSFF reactors in anaerobic treatment of tuna processing wastewater*. Water Science and Technology. 30 (12), p. 425-432.
- VERRIER, D.; MORTIER, B.; DUBOURGUIER, H.C.; ALBAGNAC, G. (1988). *Adhesion of anaerobic bacteria to inert supports and development of methanogenic biofilms*. In: HALL, E.R.; HOBSON, P.N. ed. "Anaerobic Digestion 1988". 5<sup>th</sup> International Symposium on Anaerobic Digestion – Londres. Pesgamon Press, Oxford. p. 61-69.
- VIEIRA, L.G.T.; FAZOLO, A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2003). *Integrated horizontal-flow anaerobic and radial-flow aerobic reactors for the removal of organic matter and nitrogen from domestic sewage*. Environmental Technology, Vol. 24, pp. 51-58.

- VIJAYALAKSHMI, M.A.; COCHET, N.; LEBEAUT, J.M. (1990). *Physicochemical aspects of cell adsorption*. In: TYAGI, R.D.; VEMBU, K. ed. "wastewater Treatment by immobilized Cells". Ed. CRC Press. Boca Ration, Florida, Cap. 1, p. 1-29.
- WANG, M.L.; YANG, P.Y. (1990). *Entrapment of microbial cells for wastewater treatment*. In: Tyagi, R.D.; VEMBU, K. ed. "wastewater Treatment by immobilized Cells". ". Ed. CRC Press. Boca Ration, Florida, Cap. 3, p. 45-79.
- YOUNG, J.C.; McCARTY, P.L. (1969). *The anaerobic filter for waste treatmet*. *Journal WPCF*. Vol. 41, n°5, pp. 160-173.
- YOUNG, J.C. (1990). *Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters*. Fayetteville University of Arkansas. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE DESENVOLVIMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS. São Carlos, julho de 1990. 33p.
- ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. (1994). *Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactor for wastewater treatment: Conception and performance evaluation*. Revista Brasileira de Engenharia – Caderno de Engenharia Química, v. 11, p. 33-42.
- ZAIAT, M. (1996). Desenvolvimento de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento de águas residuárias. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.; FORESTI, E. (1997). Spatial and temporal variations in monitoring performace parameters in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor. *Water Research*, v. 31, p. 1760-1766.

## APÊNDICE I

Tabelas com todos os resultados obtidos durante a operação do sistema.

QUADRO I – Valores de DQO obtidos para a primeira condição operacional.

Parâmetro		DQO total		DQO filtrada		DQO suspensa		DQO solúvel		DQO coloidal		Carga orgânica	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L.dia)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	Aplicada	Removida
Dia 24/05	0	380	475	292	415	88	60	230	362	62	53	1140	-284
Dia 27/05	3	422	332	231	146	192	186	183	110	47	36	1267	271
Dia 30/05	6	350	307	213	208	137	98	171	162	41	46	1051	131
Dia 04/06	12	375	322	283	292	92	30	269	232	14	60	1124	158
Dia 06/06	14	292	242	191	186	102	56	131	128	60	58	877	151
Dia 11/06	19	332	325	259	293	74	33	220	241	38	52	997	21
Dia 14/06	22	366	328	308	291	57	37	239	249	69	42	1097	113
Dia 18/06	26	285	284	226	258	59	25	205	188	21	70	856	5
Dia 20/06	28	541	415	443	395	98	19	373	348	69	48	1623	379
Dia 24/06	32	383	353	282	297	101	56	234	257	48	40	1150	91
Dia 28/06	36	399	347	309	294	90	53	257	255	52	40	1197	155
Dia 03/07	41	409	356	319	318	89	38	259	258	60	60	1226	158
Dia 05/07	43	420	344	336	287	84	57	248	242	88	45	1260	228
Dia 10/07	48	191	172	172	129	18	43	63	86	110	43	572	56
Dia 12/07	50	247	249	136	147	111	102	97	110	39	37	742	-5
Dia 15/07	53	289	269	137	134	152	135	92	104	45	30	866	59
Dia 19/07	57	322	252	146	125	176	127	102	100	44	25	965	208
Dia 23/07	61	276	187	115	127	161	61	87	84	28	43	828	266
Dia 26/07	64	248	191	125	121	123	70	90	91	35	30	744	172
Dia 02/08	71	335	213	161	153	174	60	108	106	54	47	1005	367
Média		343	298	234	231	109	67	183	186	51	45	1029	135
Desvio		79	78	87	94	45	42	83	89	22	11	231	142

QUADRO II – Valores de Sólidos obtidos para a primeira condição operacional.

Parâmetro		ST		STV		STF		SST		SSV		SSF	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
Data	Período	afluente	efluente										
Dia 24/05	0	586	491	231	143	355	348	74	72	-	-	65	-
Dia 27/05	3	593	713	238	420	355	293	60	74	-	-	60	1
Dia 30/05	6	754	769	219	238	535	531	112	94	92	77	20	16
Dia 04/06	12	546	574	174	230	372	344	84	60	47	30	37	30
Dia 06/06	14	933	661	255	170	678	491	102	81	42	27	60	54
Dia 11/06	19	589	790	207	336	382	454	71	29	33	21	38	8
Dia 14/06	22	626	515	209	109	417	406	29	25	51	-	-	2
Dia 18/06	26	574	505	236	181	338	324	23	26	-	-	31	20
Dia 20/06	28	684	769	328	377	356	392	26	27	-	-	49	43
Dia 24/06	32	607	650	244	230	363	420	77	41	2	1	75	40
Dia 28/06	36	598	519	281	187	317	332	66	60	65	58	1	2
Dia 03/07	41	732	673	97	114	635	559	49	41	2	1	47	40
Dia 05/07	43	614	568	176	108	438	460	78	26	76	-	2	-
Dia 10/07	48	608	703	470	354	138	349	36	44	32	-	4	-
Dia 12/07	50	-	562	-	398	-	164	104	82	54	44	50	38
Dia 15/07	53	366	321	246	161	120	160	50	45	68	64	-	-
Dia 19/07	57	640	565	308	177	332	388	90	79	103	93	-	-
Dia 23/07	61	419	381	164	134	255	247	36	47	-	-	-	-
Dia 26/07	64	658	518	283	153	375	365	93	64	92	60	1	4
Dia 02/08	71	513	562	180	240	333	322	132	111	71	102	61	9
Média		613	590	239	223	373	367	70	56	55	48	38	22
Desvio		120	126	78	101	137	105	31	25	30	33	25	18

QUADRO III – Valores de pH, alcalinidade e AVT obtidos para a primeira condição operacional.

Parâmetro				Alc. intermediária		Alc. parcial				Alc. a Bicarbonato		AVT	
Unidade		pH		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg CaCO <sub>3</sub> )		AI/AP		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg HAc)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Dia 24/05	0	7,2	7,76	74	228	194	287	0,38	0,80	132	182	74	125
Dia 27/05	3	7,5	7,58	74	136	161	180	0,46	0,75	119	163	51	20
Dia 30/05	6	6,87	7,37	123	146	200	208	0,62	0,70	148	170	62	46
Dia 04/06	12	7,2	7,51	132	155	201	205	0,65	0,75	155	178	56	33
Dia 06/06	14	7,12	7,5	157	151	234	211	0,67	0,72	196	172	46	46
Dia 11/06	19	7,07	7,42	137	153	217	211	0,63	0,72	171	184	56	33
Dia 14/06	22	6,99	7,45	132	176	217	252	0,61	0,70	147	213	84	46
Dia 18/06	26	7,54	7,86	197	223	277	287	0,71	0,78	223	252	65	42
Dia 20/06	28	7,69	7,87	273	306	358	341	0,76	0,90	310	317	58	29
Dia 24/06	32	7,54	7,78	147	186	219	232	0,67	0,80	173	206	55	31
Dia 28/06	36	7,29	7,85	151	205	230	238	0,66	0,86	183	208	58	36
Dia 03/07	41	7,22	7,69	153	211	228	250	0,67	0,84	185	226	53	29
Dia 05/07	43	7,28	7,73	172	190	240	244	0,72	0,78	196	220	53	29
Dia 10/07	48	7,36	7,72	120	176	165	217	0,73	0,81	139	201	31	19
Dia 12/07	50	7,37	7,7	132	163	186	188	0,71	0,87	152	168	41	24
Dia 15/07	53	7,59	7,67	131	166	198	183	0,66	0,91	168	163	36	24
Dia 19/07	57	7,44	7,73	141	168	215	232	0,66	0,73	175	214	48	22
Dia 23/07	61	7,58	7,68	143	163	197	203	0,73	0,80	164	187	41	19
Dia 26/07	64	7,38	7,82	162	187	229	228	0,71	0,82	190	209	47	22
Dia 02/08	71	7,2	7,63	124	158	194	212	0,64	0,75	158	191	44	25
Média		7,32	7,67	144	182	218	230	0,65	0,79	174	201	53	35
Desvio		0,22	0,15	41	39	42	39	0,09	0,06	40	36	12	23

QUADRO IV – Valores de DQO obtidos para a segunda condição operacional.

Parâmetro		DQO total		DQO filtrada		DQO suspensa		DQO solúvel		DQO coloidal		Carga orgânica	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L.dia)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	Aplicada	Removida
Dia 12/08	0	342	183	125	117	217	66	80	85	45	32	1025	476
Dia 14/08	2	216	155	110	118	106	38	60	93	49	24	647	181
Dia 19/08	7	215	159	161	124	54	35	74	99	87	25	644	169
Dia 30/08	18	195	174	171	136	25	38	43	82	128	54	586	65
Dia 04/09	23	305	194	185	149	119	45	99	123	87	25	914	333
Dia 06/09	25	292	285	193	159	73	126	118	140	74	19	798	-56
Dia 10/09	29	276	185	181	143	95	42	95	116	86	28	828	272
Dia 12/09	31	357	182	190	137	167	45	108	109	82	28	1071	525
Dia 16/09	35	370	172	163	129	207	43	79	101	84	28	1110	595
Dia 20/09	39	303	153	189	125	114	28	111	98	78	28	908	449
Dia 24/09	43	324	149	171	114	152	34	85	95	87	20	971	525
Dia 26/09	45	373	150	215	124	158	27	97	103	119	20	1119	668
Dia 01/10	50	252	152	194	119	58	33	99	89	95	30	757	301
Dia 03/10	52	214	162	160	114	55	47	77	95	83	20	643	157
Média		288	175	172	129	114	46	87	102	85	27	859	333
Desvio		62	35	28	14	59	25	20	16	22	9	186	214

QUADRO V – Valores de Sólidos obtidos para a segunda condição operacional.

Parâmetro		ST		STV		STF		SST		SSV		SSF	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
Data	Período	afluente	efluente										
Dia 12/08	0	509	450	242	201	267	249	65	38	127	89	-	-
Dia 14/08	2	422	495	109	194	313	301	18	20	13	16	5	4
Dia 19/08	7	389	449	128	217	261	232	456	39	527	114	-	-
Dia 30/08	18	430	425	141	294	289	131	10	5	114	119	-	-
Dia 04/09	23	372	363	230	312	142	51	66	21	136	32	-	-
Dia 06/09	25	585	553	155	132	430	421	78	26	48	17	30	9
Dia 10/09	29	466	513	158	128	308	385	84	49	54	23	30	26
Dia 12/09	31	907	373	572	125	335	248	310	29	267	22	42	7
Dia 16/09	35	1917	399	1618	120	299	279	122	21	180	23	-	-
Dia 20/09	39	579	426	244	202	335	224	118	29	208	73	-	-
Dia 24/09	43	846	377	499	88	347	289	242	51	202	50	40	1
Dia 26/09	45	451	410	197	153	254	257	174	74	136	58	38	16
Dia 01/10	50	465	240	230	96	235	144	83	63	37	21	46	42
Dia 03/10	52	275	470	162	319	113	151	43	37	41	37	2	0
Média		615	424	335	184	281	240	133	36	149	50	29	13
Desvio		413	77	393	78	81	99	125	18	132	36	17	14

QUADRO VI– Valores de pH, alcalinidade e AVT obtidos para a segunda condição operacional.

Parâmetro		pH		Alc. intermediária		Alc. parcial		AI/AP		Alc. a Bicarbonato		AVT	
Unidade				(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg CaCO <sub>3</sub> )				(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg HAc)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Dia 12/08	0	7,64	7,84	180	211	251	251	0,72	0,84	222	238	35	16
Dia 14/08	2	7,43	7,81	175	205	246	255	0,71	0,81	225	239	25	18
Dia 19/08	7	7,38	7,84	131	203	185	253	0,71	0,80	164	238	25	18
Dia 30/08	18	7,41	7,82	193	235	220	251	0,69	0,70	195	234	30	21
Dia 04/09	23	7,46	7,66	110	115	160	166	0,62	0,67	128	139	39	32
Dia 06/09	25	7,18	7,67	105	124	171	186	0,66	0,72	129	156	51	37
Dia 10/09	29	7,57	7,57	122	132	185	185	0,66	0,73	152	162	39	28
Dia 12/09	31	7,79	7,62	130	209	196	288	0,68	0,73	160	257	44	37
Dia 16/09	35	7,46	7,6	180	192	263	261	0,63	0,74	223	238	48	28
Dia 20/09	39	7,4	7,69	132	156	210	210	0,71	0,74	166	191	52	22
Dia 24/09	43	7,48	7,64	151	158	213	212	0,62	0,76	181	200	39	14
Dia 26/09	45	7,39	7,56	120	148	193	195	0,57	0,73	154	166	47	36
Dia 01/10	50	7,1	7,52	91	119	158	163	0,61	0,71	122	149	44	17
Dia 03/10	52	7,17	7,45	77	111	126	156	0,68	0,76	99	142	33	17
Média		7,42	7,66	135	165	198	216	0,66	0,75	166	196	39	24
Desvio		0,18	0,12	36	42	39	43	0,04	0,05	40	43	9	8

QUADRO VII – Valores de DQO obtidos para a terceira condição operacional.

Parâmetro		DQO total		DQO filtrada		DQO suspensa		DQO solúvel		DQO coloidal		Carga orgânica	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L.dia)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	Aplicada	Removida
Dia 07/10	0	194	241	145	188	50	53	71	133	73	55	777	-189
Dia 09/10	2	283	239	194	192	88	47	99	143	95	49	1130	173
Dia 11/10	4	468	246	176	181	292	65	111	154	65	27	1872	888
Dia 15/10	8	544	241	183	183	362	59	83	128	99	55	2177	1211
Dia 18/10	11	423	238	259	178	165	60	177	161	81	18	1693	741
Dia 21/10	14	496	195	231	130	265	65	142	112	88	18	1984	1204
Dia 23/10	16	748	239	283	182	465	57	192	155	91	27	2991	2034
Dia 25/10	18	481	202	257	140	224	62	155	112	102	28	1924	1118
Dia 28/10	21	526	188	221	134	305	54	135	101	86	33	2105	1351
Dia 30/10	23	449	180	226	129	223	51	138	99	87	30	1794	1076
Dia 04/11	28	314	161	169	99	145	62	71	84	98	15	1256	612
Dia 06/11	30	409	195	216	125	194	70	115	103	100	22	1637	857
Média		445	214	213	155	231	59	124	124	89	31	1778	923
Desvio		142	30	41	32	116	7	39	26	11	14	567	570

QUADRO VIII – Valores de Sólidos obtidos para a terceira condição operacional.

Parâmetro		ST		STV		STF		SST		SSV		SSF	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
Data	Período	afluente	efluente										
Dia 07/10	0	245	273	166	180	79	93	38	18	31	15	7	3
Dia 09/10	2	302	286	131	190	171	96	52	23	43	20	9	3
Dia 11/10	4	445	477	283	443	162	34	133	15	219	23	-	-
Dia 15/10	8	488	319	294	170	194	149	173	45	204	120	-	-
Dia 18/10	11	557	393	313	163	244	230	80	47	108	69	-	-
Dia 21/10	14	465	322	318	210	147	112	124	45	196	85	-	-
Dia 23/10	16	520	378	360	238	160	140	192	32	160	30	33	2
Dia 25/10	18	471	308	400	137	71	171	114	31	212	28	-	3
Dia 28/10	21	637	302	441	122	196	180	170	43	142	59	28	-
Dia 30/10	23	468	406	292	257	176	149	182	72	200	95	-	-
Dia 04/11	28	312	221	190	109	122	112	123	52	148	67	-	-
Dia 06/11	30	515	449	210	209	264	240	210	43	124	27	86	16
Média		452	345	283	202	165	142	133	39	149	53	33	5
Desvio		113	76	94	88	58	59	55	16	63	34	32	6

QUADRO IX – Valores de pH, alcalinidade e AVT obtidos para a terceira condição operacional.

Parâmetro				Alc. intermediária (mg CaCO <sub>3</sub> )		Alc. parcial (mg CaCO <sub>3</sub> )				Alc. a Bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> )		AVT (mg HAc)	
Unidade		pH		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg CaCO <sub>3</sub> )		AI/AP		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg HAc)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Dia 07/10	0	7,2	7,51	69	126	112	145	0,62	0,87	86	133	30	14
Dia 09/10	2	7	7,37	91	158	153	184	0,59	0,86	112	168	50	19
Dia 11/10	4	7,49	7,71	153	162	212	202	0,72	0,80	171	186	50	19
Dia 15/10	8	7,6	7,79	159	184	203	223	0,79	0,82	173	200	36	28
Dia 18/10	11	7,09	7,43	87	124	170	186	0,51	0,67	91	142	95	53
Dia 21/10	14	7,14	7,52	95	141	163	187	0,58	0,75	106	159	69	34
Dia 23/10	16	7,11	7,51	97	150	169	200	0,57	0,75	103	162	80	45
Dia 25/10	18	7,07	7,68	78	119	150	172	0,52	0,69	100	154	61	21
Dia 28/10	21	7,35	7,49	95	131	165	186	0,57	0,70	119	171	56	19
Dia 30/10	23	7,15	7,61	72	128	138	185	0,52	0,69	89	167	58	21
Dia 04/11	28	7,29	7,53	81	125	129	153	0,63	0,82	94	140	42	16
Dia 06/11	30	7,36	7,66	108	134	166	176	0,65	0,76	129	160	45	19
Média		7,24	7,57	99	140	161	183	0,61	0,77	114	162	56	26
Desvio		0,18	0,12	29	20	28	21	0,08	0,07	30	19	18	12

QUADRO X – Valores de DQO obtidos para a quarta condição operacional.

Parâmetro		DQO total		DQO filtrada		DQO suspensa		DQO solúvel		DQO coloidal		Carga orgânica	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L.dia)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	Aplicada	Removida
Dia 13/11	0	446	102	263	90	183	12	133	81	130	9	1070	825
Dia 15/11	2	445	146	194	102	251	44	100	84	94	19	1068	717
Dia 18/11	5	411	142	169	107	242	35	98	95	72	12	987	646
Dia 20/11	7	402	149	191	104	211	44	113	92	78	12	964	608
Dia 22/11	9	332	133	204	95	128	38	67	81	137	14	798	478
Dia 25/11	12	376	143	190	106	186	38	58	86	132	20	903	559
Dia 27/11	14	401	127	181	89	220	38	91	77	89	12	961	658
Dia 29/11	17	498	160	212	120	285	40	124	88	88	32	1194	811
Dia 04/12	21	307	148	196	104	111	43	112	81	84	23	738	383
Dia 06/12	23	268	123	200	99	68	24	120	86	80	13	642	347
Média		389	137	200	102	189	36	101	85	99	17	933	603
Desvio		70	16	25	9	68	10	24	5	25	7	167	164

QUADRO XI – Valores de Sólidos obtidos para a quarta condição operacional.

Parâmetro		ST		STV		STF		SST		SSV		SSF	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
Data	Período	afluente	efluente										
Dia 13/11	0	755	479	372	82	383	397	89	28	69	35	20	-
Dia 15/11	2	887	560	396	158	491	402	170	47	208	77	-	-
Dia 18/11	5	427	311	263	164	164	147	116	38	90	48	26	-
Dia 20/11	7	613	411	373	133	240	278	130	34	178	57	-	-
Dia 22/11	9	582	513	198	120	384	393	130	34	104	60	26	-
Dia 25/11	12	579	382	310	139	269	243	102	37	80	41	22	-
Dia 27/11	14	493	432	225	193	268	239	102	29	100	55	2	-
Dia 29/11	17	702	615	42	126	660	489	90	23	117	17	-	6
Dia 04/12	21	607	538	285	216	322	322	65	23	52	34	13	-
Dia 06/12	23	730	618	305	135	425	483	65	29	92	55	-	-
Média		638	486	277	147	361	339	109	48	84	48	18	
Desvio		134	102	105	38	143	112	48	17	18	17	9	

QUADRO XII – Valores de pH, alcalinidade e AVT obtidos para a quarta condição operacional.

Parâmetro				Alc. intermediária		Alc. parcial				Alc. a Bicarbonato		AVT	
Unidade		pH		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg CaCO <sub>3</sub> )		AI/AP		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg HAc)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Dia 13/11	0	7,23	7,62	124	125	192	151	0,64	0,82	148	140	53	13
Dia 15/11	2	7,18	7,64	94	139	149	181	0,63	0,77	110	163	48	21
Dia 18/11	5	7,3	7,92	92	128	152	164	0,60	0,78	117	149	42	19
Dia 20/11	7	7,1	7,5	104	130	158	171	0,66	0,76	108	153	61	21
Dia 22/11	9	7,07	7,38	94	139	159	183	0,59	0,76	106	170	64	16
Dia 25/11	12	7,32	7,78	110	142	168	176	0,65	0,81	113	161	66	19
Dia 27/11	14	7,46	7,88	118	150	174	189	0,68	0,80	128	171	56	21
Dia 29/11	17	7,46	7,97	119	162	165	198	0,72	0,82	117	178	58	24
Dia 04/12	21	7,05	7,72	113	94	169	183	0,67	0,51	123	166	56	21
Dia 06/12	23	7,28	7,88	157	196	222	236	0,71	0,83	170	201	64	42
Média		7,25	7,73	112	141	171	183	0,65	0,77	124	165	57	22
Desvio		0,15	0,19	19	26	22	23	0,04	0,09	20	17	8	8

QUADRO XIII – Valores de DQO obtidos para a quinta condição operacional.

Parâmetro		DQO total		DQO filtrada		DQO suspensa		DQO solúvel		DQO coloidal		Carga orgânica	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L.dia)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	Aplicada	Removida
Dia 05/02	0	246	73	163	56	83	16	128	54	34	2	491	346
Dia 07/02	2	216	95	155	85	61	10	132	80	23	5	431	241
Dia 10/02	5	286	142	227	110	58	32	159	103	69	7	571	286
Dia 12/02	7	201	132	169	111	32	21	123	106	47	5	403	138
Dia 14/02	9	409	104	170	84	239	20	133	58	37	26	818	611
Dia 18/02	13	188	67	145	54	43	13	97	44	48	10	377	242
Dia 20/02	15	258	77	162	69	95	8	132	58	30	11	516	361
Dia 24/02	19	264	57	147	46	118	11	83	38	64	8	529	415
Média		259	93	167	77	91	16	123	68	44	9	517	330
Desvio		69	31	26	25	66	8	23	26	16	7	139	142

QUADRO XIV – Valores de Sólidos obtidos para a quinta condição operacional.

Parâmetro		ST		STV		STF		SST		SSV		SSF	
Unidade		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)		(mg/L)	
Data	Período	afluente	efluente										
Dia 05/02	0	350		122		228		48	25	31	17	17	8
Dia 07/02	2	393		222		171		29	12	17	5	12	7
Dia 10/02	5	1028		606		422		41	12	33	8	8	4
Dia 12/02	7	628		292		336		57	15	48	13	9	2
Dia 14/02	9	726		369		357		134	15	132	11	2	4
Dia 18/02	13	806		489		317		41	11	37	8	4	3
Dia 20/02	15	497		172		326		76	30	11	10	65	20
Dia 24/02	19	284		129		155		112	27	93	12	19	15
Média		589		300		289		67	18	50	10	17	8
Desvio		256		176		94		38	8	41	4	20	6

QUADRO XV – Valores de pH, alcalinidade e AVT obtidos para a quinta condição operacional.

Parâmetro				Alc. intermediária		Alc. parcial				Alc. a Bicarbonato		AVT	
Unidade		pH		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg CaCO <sub>3</sub> )		AI/AP		(mg CaCO <sub>3</sub> )		(mg HAc)	
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	
Dia 05/02	0	7,31	8,33	166	161	219	194	0,76	0,83	184	172	42	efluente
Dia 07/02	2	7,22	8,21	176	127	228	156	0,77	0,81	198	132	37	27
Dia 10/02	5	7,17	7,35	157	20	219	35	0,72	0,57	171	8	58	29
Dia 12/02	7	7,33	7,65	164	43	222	62	0,74	0,68	183	31	48	32
Dia 14/02	9	7,2	7,81	157	73	215	99	0,73	0,74	167	64	58	37
Dia 18/02	13	7,27	7,53	142	44	190	54	0,75	0,82	141	26	58	42
Dia 20/02	15	7,1	7,48	145	32	187	47	0,78	0,67	163	35	29	34
Dia 24/02	19	7,06	5,9	146	1	174	5	0,84	0,20	160	0	17	15
Média		7,21	7,53	157	63	207	82	0,76	0,67	171	58	44	12
Desvio		0,10	0,75	12	55	20	64	0,04	0,21	17	62	15	29

QUADRO XVI – Valores de Nitrogênio obtidos para a quinta condição operacional.

Parâmetro		Nitrogênio Total		Nitr. Ammoniacal		Nitr. Orgânico		Nitrato		Nitrito		O.D.
Unidade		(mg N/L)		(mg N/L)		(mg N/L)		(mg N/L)		(mg N/L)		(mg/L)
Data	Período	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	efluente
Dia 05/02	0	34,50	29,50	28,20	25,90	6,30	3,60	1,9008	1,3232	0,0000	0,1770	5,3
Dia 07/02	2	33,80	22,20	28,90	22,00	4,90	0,20	1,8300	0,0000	0,0014	6,7000	3,8
Dia 10/02	5	39,20	8,10	33,70	4,40	5,50	3,70	1,9776	18,8453	0,0016	24,4200	4,7
Dia 12/02	7	36,00	14,50	14,50	10,60	21,50	3,90	1,9068	22,1250	0,0001	13,0217	4
Dia 14/02	9	37,70	18,30	31,40	13,20	6,30	5,10	1,9972	12,9000	0,0030	16,7560	4,3
Dia 18/02	13	29,70	11,90	28,70	10,20	1,00	1,70	1,4732	14,4280	0,0000	12,6341	3,5
Dia 20/02	15	33,00	12,10	32,11	10,71	0,89	1,39	1,7298	17,9040	0,0000	9,2750	2,6
Dia 24/02	19	32,90	4,70	26,10	4,00	6,80	0,70	1,4266	21,8585	0,0000	0,1530	3,6
Média		34,60	15,16	27,95	12,63	6,65	2,54	1,7803	13,6730	0,0008	10,3921	4,0
Desvio		3,00	7,97	5,95	7,75	6,44	1,76	0,2207	8,6498	0,0011	8,2227	0,8