

USP

Campus de São Carlos

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM
REATOR ANAERÓBIO HORIZONTAL DE
LEITO FIXO (RAHLF)-ESCALA PILOTO

CLÁUDIO ANTÔNIO DE ANDRADE LIMA

ORIENTADOR: PROF. DR. EUGÊNIO FORESTI

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO



ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço:.....23./10./01.....

Ass.:.....*Guilherme*.....

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
EM REATOR ANAERÓBIO HORIZONTAL
DE LEITO FIXO (RAHLF) - ESCALA PILOTO**

DEDALUS - Acervo - EESC



31100036813

Cláudio Antônio de Andrade Lima



Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Hidráulica e Saneamento

ORIENTADOR: Prof. Dr. Eugênio Foresti

São Carlos
2001

Class.	TESE-EESC
Cutt.	3759
Tombo	T0226/01

st 1207690

L732t

Lima, Cláudio Antônio de Andrade
Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) : escala piloto / Cláudio Antônio de Andrade Lima. -- São Carlos, 2001.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2001.

Área: Hidráulica e Saneamento.

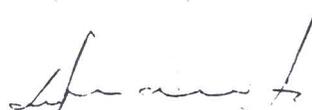
Orientador: Prof. Dr. Eugênio Foresti.

1. Reator de leito fixo. 2. Esgoto sanitário.
3. Biomassa imobilizada. 4. Tratamento anaeróbio de águas residuárias. 5. Hidrodinâmica. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

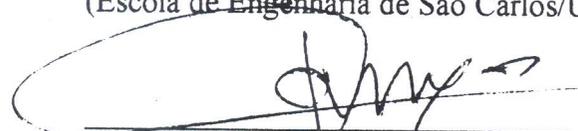
Candidato: Engenheiro **CLÁUDIO ANTONIO DE ANDRADE LIMA**

Tese defendida e julgada em 24-08-2001 perante a Comissão Julgadora:



Prof. Tit. **EUGENIO FORESTI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado



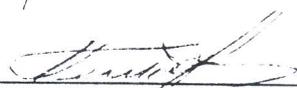
Prof. Tit. **JOSÉ ROBERTO CAMPOS**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO



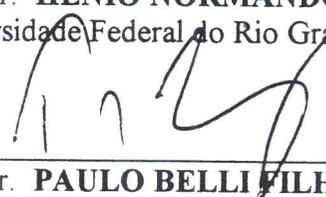
Prof. Dr. **MARCELO ZAIAT**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado



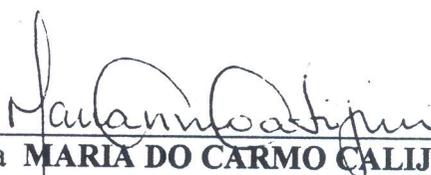
Prof. Dr. **HENIO NORMANDO DE SOUZA MELO**
(Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN)

APROVADO

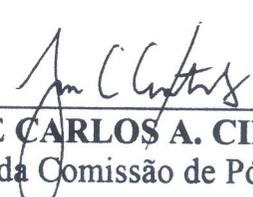


Prof. Dr. **PAULO BELLI FILHO**
(Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC)

Aprovado



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



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Tocando em frente

*Ando devagar
Porque já tive pressa
Levo esse sorriso
Porque já chorei demais*

*Hoje me sinto mais forte
Mais feliz quem sabe
Só levo a certeza
De que muito pouco eu sei
Eu nada sei*

*Conhecer as manhãs e as manhãs
O sabor das massas e das maçãs
É preciso amor pra poder pulsar
É preciso paz pra poder sorrir
É preciso a chuva para florir*

*Penso que cumprir a vida
Seja simplesmente
Compreender a marcha
Ir tocando em frente.....*

*Todo mundo ama um dia
Todo mundo chora um dia
A gente chega
E o outro vai embora
Cada um de nós
Compõe a sua história
Cada ser em si carrega o dom de ser capaz
De ser feliz. (Almir Sater/Renato Teixeira)*

*Dedico este trabalho ao grupo de
pesquisa em processos biológicos da EESC
e à minha amada companheira, Cássia.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Eugênio Foresti pelo aceite de meu ingresso ao grupo de pesquisa em processos biológicos, orientação e exemplo de postura ética.

Ao Prof. Dr. Marcelo Zaiat, pela co-orientação, incentivo, dedicação e disponibilidade durante o desenvolvimento deste trabalho, bem como, pelo otimismo contagiante, referencial de pesquisador e amizade.

As engenheiras Lorena Vieira e Patrícia Torres pelo compartilhamento das atividades de monitoramento do sistema experimental.

Ao Rogers Ribeiro pelo fundamental apoio e dedicação na fase de avaliação do desenvolvimento do biofilme no RAHLF.

Ao Alexandre (Fininho) pelo compartilhamento das atividades de avaliação das sondas Vernier em ensaios de hidrodinâmica.

A todos os companheiros de trabalho e amigos do Laboratório de Processos Biológicos - EESC, representados pela Prof^ª Bete Moraes, Bernadete, Fasolo, Fernandão, Francisco Vela, Ivana, Maria Lyda e Nyson, pelo excelente convívio e valiosas contribuições.

As secretárias Pavi e Sá pelo pronto e simpático atendimento e todos os colegas, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP que direta ou indiretamente, colaboraram na realização deste trabalho.

A CAPES - Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e UEMG - Universidade do Estado de Minas Gerais pela concessão da bolsa de estudos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	vii
SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Digestão Anaeróbia	5
3.2 Biomassa Anaeróbia Imobilizada	10
3.3 Cinética Bioquímica	18
3.4 Hidrodinâmica de Reatores	22
3.5 Aspectos Operacionais e de Desempenho de Reatores Anaeróbios	28
3.6 Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo – RAHLF: Concepção, Usos e Projeto	36
4 INSTALAÇÕES E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	40
4.1 Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo – RAHLF	41
4.2 Planejamento Experimental	44
4.3 Protocolo de Monitoramento	45
4.4 Análises Físico-Químicas	46
4.5 Monitoramento Cromatográfico	46
4.6 Estudos da Hidrodinâmica do Reator	47
4.7 Formação do Biofilme	50

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1 Retomada da Operação	52
5.2 Reparos, Alterações Construtivas e Incorporação de Novos Instrumentos	54
5.3 Avaliação Operacional e de Desempenho do RAHLF após as Alterações Construtivas	57
5.4 Formação e Desenvolvimento do Biofilme	71
5.5 Limitações Operacionais e Ações Expedidas	102
5.6 Diagnóstico do Colapso por Entupimento	116
5.7 Hidrodinâmica do RAHLF	123
5.8 Balanço Material no Equilíbrio Dinâmico Aparente	139
5.9 Considerações Finais	148
6 CONCLUSÕES	154
7 SUGESTÕES	158
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	159

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1: Representação esquemática das principais etapas dos processos anaeróbios (adaptado de Harper & Pohland, 1986)	7
FIGURA 3.2: Seqüência das etapas de colonização de superfícies por microrganismos (VAN LOOSDRECHT et al. 1990).	12
FIGURA 3.3 Modelos de escoamento não ideal que podem existir em equipamentos de processo.(LEVENSPIEL, 1999)	23
FIGURA 3.4 Tipos de escoamentos que podem ocorrer em reatores tubulares (a) escoamento razoavelmente bom; (b) advindo de canais preferenciais e/ou zonas de estagnação; (c) forte recirculação interna; (d) erros na determinação de vazão e/ou volume, adsorção do traçador no leito fixo; (e) fluido escoando por dois caminhos paralelos. (LEVENSPIEL, 1999)	26
FIGURA 4.1 Desenho esquemático do sistema experimental	41
FIGURA 4.2 Fotografia do RAHLF – piloto usado na pesquisa	42
FIGURA 4.3 Levantamento fotográfico de detalhes das partes integrantes do sistema experimental	43
FIGURA 5.1 – Fotografia do RAHLF – piloto original, quando ainda dispunha dos tubos internos para coleta e exaustão dos gases formados.	53
FIGURA 5.2 Perfil da vazão aplicada no período operacional de 140 dias.	59
FIGURA 5.3 Perfis temporais da DQO_B do afluente(□) e efluente (•) no período operacional de 140 dias	60
FIGURA 5.4 Perfis temporais da DQO_F do afluente(□) e efluente (•) no período operacional de 140 dias.	61
FIGURA 5.5 Eficiências de remoção de DQO_B (□) e DQO_F (•) no período operacional de 140 dias.	62
FIGURA 5.6 Perfis do monitoramento de AVT no afluente (□) e efluente (•) no período operacional de 140 dias.	63

FIGURA 5.7 Perfis do monitoramento da alcalinidade a bicarbonato no afluente (□) e efluente (•) no período operacional de 140 dias.	63
FIGURA 5.8 Perfis do monitoramento de metano no biogás gerado pelos módulos do RAHLF no período operacional de 140 dias.	65
FIGURA 5.9 Perfil espacial típico de SSV ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.	66
FIGURA 5.10 Perfil Espacial típico da DQO _B ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.	67
FIGURA 5.11 Perfil espacial típico da DQO _F ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.	68
FIGURA 5.12 Perfil espacial típico da Alcalinidade Bicarbonato ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.	68
FIGURA 5.13 Perfil espacial típico de AVT ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.	69
Figura 5.14 Perfil espacial da concentração de metano ao longo do RAHLF no 91º dia de operação.	69
FIGURA 5.15 Observações morfológicas sobre microscopia de contraste de fase e de epifluorescência retiradas do RAHLF no primeiro ano de operação: (a) e (c) microrganismos semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp, (b) vibrios e bacilos, (d) cocos e bacilos, (e) fungos (f) e (h) microrganismos semelhantes a <i>Methanosarcina</i> sp., (g) bacilos e cocos fluorescentes.	73
FIGURA 5.16: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da primeira semana de operação: (a) e (b) bacilos e filamentos; (c) bacilos e espiroquetas; (d) cocos e bacilos; (e) cocos; (f) filamentos; (g) e (h) bacilos ovalados e afilados.	77

FIGURA 5.17: Observações sob microscopia eletrônica de varredura da fase inicial de colonização da espuma para os reatores provenientes das amostras da primeira semana de operação: (a) visão geral da colonização da espuma; (b), (c) e (d) aderência inicial e fixação das células; (e) formação de micro-colônias e excreção de polímeros. 78

FIGURA 5.18: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da segunda semana de operação: (a) bacilos e filamentos; (b) e (c) bacilos;; (d) cocos em cadeia e vibrios; (e) cocos em tétrades; (f) filamento; (g) bacilos de maior dimensão;(h) bacilos e vibrios. 80

FIGURA 5.19: Observações sob microscopia eletrônica de varredura dos polímeros extracelulares referentes às amostras retiradas na segunda semana. Colonização inicial realizada por bacilos. 81

FIGURA 5.20: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da terceira semana de operação: (a) bacilos e espiroqueta; (b) cocos; (c) bacilos ovalados; (d) microrganismos semelhantes a *methanosaeta*; (e) e (f) bacilos; (g) bacilos e vibrios; (h) cocos em cadeia. 83

FIGURA 5.21: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da quarta semana de operação: (a), (b) e (d) cocos; (c) bacilos em cadeia; (e) bacilo fluorescente; (f) bacilos; (g) vibrios; (h) filamentos. 85

FIGURA 5.22: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da quinta semana de operação: (a) bacilos e vibrios; (b) cocos; (c), (g) e (h) microrganismos semelhantes a *methanosarcina*; (d) visão geral da espuma; (e) e (f) bacilos ovalados e vibrios. 87

FIGURA 5.23: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da sexta semana de operação: (a) e (b) cocos; (c) filamentos; (d) bacilos; (e) cocos fluorescentes; (f) filamentos fluorescentes; (g) bacilos; (h) cocos, bacilos e filamentos.

89

FIGURA 5.24: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da sétima semana de operação: (a) e (b) cocos; (c) cocos e espiroqueta; (d) visão geral da espuma; (e), (f) bacilos e vibrios; (g) bacilos; (h) cocos e bacilos fluorescentes, semelhantes a *Methanobacterium*, *Methanococcus* e *Methanobrevibacter*.

91

FIGURA 5.25: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da oitava semana de operação: (a) bacilos, (b) cocos e microorganismos semelhantes a *methanosaeta*; (c) microorganismos semelhantes a *methanosarcina*; (d) visão geral da espuma; (e) bacilos e cocos; (f) bacilos; (g) bacilos e filamentos; (h) cocos e bacilos fluorescentes.

93

FIGURA 5.26: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da décima semana de operação: (a) e (b) microorganismos semelhantes a *methanosaeta*, (c) cocos; (d) espiroquetas; (e) microorganismos semelhantes a *methanosarcina*; (f) cocos e bacilos fluorescentes, (g) filamentos; (h) bacilos.

95

FIGURA 5.27: Observações morfológicas sob microscopia eletrônica de varredura referentes ao estágio de colonização da espuma na décima semana de operação.

97

FIGURA 5.28 Perfis de evolução da biomassa em termos de SST retidos no suporte ao longo de dez semanas.

98

FIGURA 5.29 Perfis temporais da DQO_B do afluente (□) e DQO_B efluente (•) no período de avaliação do desenvolvimento do biofilme

100

FIGURA 5.30 Perfis temporais da DQO_F do afluente(□) e DQO_F efluente (•) no período de avaliação do desenvolvimento do biofilme	101
FIGURA 5.31 Perfis de AVT no afluente (□) e efluente (•) no período de avaliação do desenvolvimento do biofilme.	101
FIGURA 5.32 Comportamento da DQO_B no efluente para diferentes TDHt.	103
FIGURA 5.33 Comportamento dos perfis de DQO_B ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt	104
FIGURA 5.34 Comportamento dos perfis da DQO_F ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt.	105
FIGURA 5.35 Comportamento dos perfis da SSV ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt	106
FIGURA 5.36 Comportamento dos AVT no efluente para diferentes TDHt.	107
FIGURA 5.37 Vista do leito no interior do módulo 1 após 2 anos de operação.	116
FIGURA 5.38 Vista do leito colmatado aderido à tela de retenção das matrizes de espuma de poliuretano após 2 anos de operação.	116
FIGURA 5.39 Observações morfológicas sobre microscopia ótica e de varredura de amostras dos módulos 1 e 2 no 2º ano de operação: (a) bacilos; (b) e (g) microrganismos semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp, (c) bacilos e cocos fluorescentes; (d) colonização da espuma; (e) e (f) cocos; (h) espiroquetas	121
Figura 5.40 Observações morfológicas sobre microscopia ótica e de varredura de amostras do 4 e 5 módulos no 2º ano de operação: (a) e (c) bacilos e filamentos; (b) bacilos; (d) cocos e bacilos fluorescentes; (e) e (g) bacilos; (f) espiroqueta; (h) microrganismos semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp	122
FIGURA 5.41 Perfil de DTR e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por condutividade ($Q=22,7$ l/h)	123

FIGURA 5.42 Perfil de DTR e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por íon específico Cl^- ($Q=23,2$ l/h)	124
FIGURA 5.43 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por íon específico Cl^- ($\text{TDH}_T=49,2$ min)	131
FIGURA 5.44 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com Eosina Y ($\text{TDH}_T=91,3$ min)	131
FIGURA 5.45 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com LiCl ($\text{TDH}_T=41,2$ min)	132
FIGURA 5.46 Perfis de DTR rebatidos de alguns dos traçadores utilizados dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.	132
FIGURA 5.47 Perfis de DTR dos traçadores LiCl e Dextrana Azul no RAHLF em operação plena, dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.	134
FIGURA 5.48 Perfis modulares de DTR rebatidos do RAHLF limpo operado com água de abastecimento dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.	136
FIGURA 5.49 Representação esquemática do balanço material da DQO no RAHLF em equilíbrio dinâmico aparente.	140
FIGURA 5.50 Esquema preliminar da provável distribuição dos percentuais da DQO removida no RAHLF tratando esgoto sanitário	147

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios	6
TABELA 4.1: Parâmetros de monitoramento ambiental e físico-químico da fase líquida, frequência e métodos de análise	46
TABELA 4.2 Traçadores pré-selecionados para os estudos de hidrodinâmica	48
TABELA 4.3 Modelos Hidrodinâmicos Uniparamétricos de Dispersão	48
TABELA 4.4 Definição dos parâmetros usados para obtenção da DTR normalizada (E_θ) após a obtenção do tempo adimensional (θ)	49
TABELA 5.1 – Principais Características do Esgoto Sanitário Utilizado	58
TABELA 5.2 – Principais Características do Esgoto Sanitário afluente no período operacional de 140 dias.	60
TABELA 5.3 Morfologias e incidência dos microrganismos observados no desenvolvimento do biofilme.	98
TABELA 5.4 Resultados do monitoramento do efluente do RAHLF para diferentes TDHt	102
TABELA 5.5 Valores médios dos principais parâmetros da fase líquida no período de avaliação da ação de inversão dos módulos.	110
TABELA 5.6 Comparativo dos valores médios dos principais parâmetros de monitoramento da fase líquida, referentes ao período de elevação da pressão do biogás frente ao período de obtenção de melhor desempenho operacional	114
TABELA 5.7 Síntese dos resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados no módulo 2 operando com água de abastecimento	126
TABELA 5.8 Resultados da avaliação da porção gaussiana da DTR referentes aos ensaios hidrodinâmicos, realizados no módulo 2, operado com água de abastecimento.	130
TABELA 5.9 Resultados dos ensaios hidrodinâmicos obtidos no módulo 3 em operação plena com esgoto e biomassa imobilizada.	133

TABELA 5.10 Síntese dos resultados de avaliação do procedimento de enchimento modular do reator com o recheio de matrizes de espuma.	135
TABELA 5.11 Síntese dos resultados da avaliação da perda de volume útil reacional, após 80 dias de operação.	137
TABELA 5.12 Valores médios diários dos principais parâmetros monitorados na operação do RAHLF em equilíbrio dinâmico aparente.	139
TABELA 5.13 Valores de coeficientes de rendimento celular	142
TABELA 5.14 Valores de DQO ao longo do RAHLF obtidos experimentalmente e através do modelo matemático de projeto.	148

SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AVT	Ácidos Voláteis Totais, [M].[L] ³
Alc.Bic	Alcalinidade à Bicarbonato, [M].[L] ³
Alc _i	Alcalinidade Intermediária, [M].[L] ³
Alc _p	Alcalinidade Parcial, [M].[L] ³
COR	Coefficiente de correlação
D	Diâmetro interno do reator [L]
DQO _B	Demanda Química De Oxigênio Bruta, [M].[L] ³
DQO _F	Demanda Química De Oxigênio Filtrada, [M].[L] ³
DTR	Distribuição do tempo de residência
D/uL	Número de dispersão, adimensional
E _θ	Concentração normalizada do traçador, adimensional
FM	Fração Molar
L	Comprimento do reator [L]
L/D	Relação comprimento / diâmetro do reator, adimensional
M _{injetada}	Massa do traçador injetada, [M]
M _{Rec}	Massa do traçador recuperada, [M]
PM	Massa molecular (g/mol)
Q _L	Vazão de Esgoto, [L] ³ . [T]
Q _G	Vazão de Biogás, [L] ³ . [T]
S	Área sob a curva de concentração do traçador em função do tempo, [M].[T].[L] ⁻³
ST	Sólidos Totais, [M].[L] ³
SST	Sólidos Suspensos Totais, [M].[L] ³
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis, [M].[L] ³
TDH	Tempo De Detenção Hidráulico, [T]
TDHt	Tempo De Detenção Hidráulico Teórico de Projeto, [T]
t _R	Tempo de residência do centro de massa, [T]

T_{CM}	Tempo do centro de massa do traçador [T]
T_{pico}	Tempo do pico de concentração do traçador [T]
x_m	Fração molar de metano na fase líquida
Y	Coefficiente de Rendimento Celular
θ	Tempo de residência médio, adimensional
σ^2	Variância dos pontos experimentais, [T] ²
σ_θ^2	Variância, adimensional
ε	Porosidade do Leito, [%]
E_{DQO}	Eficiência de remoção de DQO [%]
\bar{X}	concentração média de biomassa em termos de massa de SSV por volume útil do reator [M].[L] ³
k_1	Constante cinética intrínseca de primeira ordem [M] ⁻¹ . [L] ³ . [T] ⁻¹
η	fator de efetividade global, adimensional
v_s	Velocidade superficial de líquido no leito .[L].[T] ⁻¹

RESUMO

LIMA, C.A.A. (2001). Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)-escala piloto. São Carlos, 2001, 165 p. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Este trabalho apresenta as avaliações de desempenho, das demandas operacionais e dos fatores intervenientes no aumento de escala da unidade piloto do Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF) no tratamento de esgoto sanitário após passagem por peneira com malha de 1 mm, durante dois anos de operação. O reator dispunha de volume total de 237,5 l, construído com tubos comerciais de PVC de 14,5 cm de diâmetro (D), dispostos em cinco módulos horizontais em série, de 2,88 m, perfazendo um comprimento total (L) de 14,4 m e relação total de L/D de 100. O suporte de imobilização de biomassa, espuma de poliuretano em matrizes cúbicas de 1cm de aresta, mostrou-se adequado ao desenvolvimento do biofilme. Em partida, sem inoculação prévia, ocorreu sua consolidação a partir da 70 dias, com predominância da morfologia semelhante a *Methanosaeta* sp. em relação a da *Methanosarcina*. Em torno de 90 dias com afluente de 350 mg/l de DQO, obteve-se a melhor qualidade do efluente, com valor de 100 mg/l de DQO. Em longa operação ocorreu queda de rendimento e menor reprodutibilidade das previsões de projeto, atribuída aos constantes entupimentos e ineficácia das operações de limpeza, com o comprometimento do volume reacional verificado por estudos de hidrodinâmica. Da investigação das origens dos entupimentos observou-se se tratar mais de um efeito local e qualitativamente relacionado à biomassa retida que propriamente quantitativo e extensivo ao longo de todo o reator, com produção continuada de polímeros extracelulares, promovendo um efeito sinérgico com os predominantes organismos filamentosos e com os sólidos particulados retidos no leito. Diante das potencialidades desta configuração de reator apontam-se alternativas de mitigação dos entupimentos e o direcionamento dos estudos necessários para novo aumento de escala para o tratamento de esgoto sanitário.

Palavras-chave: reator de leito fixo; esgoto sanitário; biomassa imobilizada; tratamento anaeróbio de águas residuárias; hidrodinâmica.

ABSTRACT

LIMA, C.A.A. (2001). Treatment of domestic sewage in a horizontal- flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor – pilot scale. São Carlos, 2001, 165p. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

This work evaluated the performance, the operational demands and the intervenient factors in the scale-up of the horizontal flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor pilot unit, treating domestic sewage previously screened. The operation was monitored for two years. The five-module (2.88 m length each) reactor volume was 237.5 liters and it was built with commercial PVC pipes of 14.5 cm of diameter (D), resulting in a total length (L) of 14.4 m and in a total ratio L/D of approximately 100. The immobilization support, cubic matrices of polyurethane foam (1 cm edge), showed to be suitable for the anaerobic biofilm development. During the start-up, without previous inoculation, the biofilm seemed to be consolidated after 70 days, and *Methanosaeta* sp. morphology predominated, in detriment of *Methanosarcina*. With an affluent of 350 mg COD/L, the best reactor performance was observed in about 90 days of operation (100 mg COD/L in the effluent). However, with the continuous operation, its performance decreased and the project predictions did not seem to fit anymore. These facts were probably due to the frequent cloggings and the inefficiency of the backwashing procedures, leading to a decreasing of the operational volume. The origin of the clogging seemed to be related to the extracellular polymer production, linked to a synergic effect with the filamentous organisms and the particulate solids in the bed. Despite these operational problems, there were found alternatives to mitigate the clogging, and studies about a new scale-up methodology, in order to treat domestic sewage, were strongly recommended.

Keywords: fixed-bed reactor, sewage, immobilized biomass, anaerobic treatment of wastewaters, hydrodynamic

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios mundiais que se apresenta para o século XXI é o de vencer a crescente escassez de recursos hídricos de boa qualidade, por sua vez, resultante da progressiva demanda aliada às ações antrópicas como o desproporcional e inadequado lançamento de águas residuárias nos mananciais sem o devido tratamento.

Neste mundo globalizado, os países em desenvolvimento estão passando por severa restrição orçamentária frente aos vultosos investimentos necessários para cobrir o enorme déficit sanitário, o que torna imprescindível alcançar um patamar de segurança sanitária ao menos razoável, em um universo amplo e massificado, e mais do que desejável, é uma necessidade imperativa que se maximizem as razões benefícios/custos.

Os custos de implantação e operação de estações de tratamento de esgotos dependem fortemente do nível de eficiência necessária e/ou imposta e do grau de dificuldades construtivas e operacionais, direcionando o foco da decisão para as alternativas de otimização dos processos naturais de biodigestão dos poluentes que geralmente propiciam a elevação desta razão.

Além da ampliação destas alternativas, também a tecnologia de projeto, construção e operação de sistemas evoluíram de forma apreciável nos anos mais recentes. Durante os últimos 20 anos, além do maior uso e valorização da aplicabilidade da digestão anaeróbia no tratamento de esgotos, também aumentou significativamente o número de opções de configuração física dos reatores que promovem este processo biológico.

Atualmente várias estações de tratamento de esgoto em operação, principalmente, no Brasil, Colômbia, Índia e México, utilizam reatores anaeróbios como principal unidade de remoção dos poluentes. Os principais atributos desta opção são: custos reduzidos de implantação e operação; baixo volume de excesso de lodo e geralmente bem estabilizado; possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como alternativa energética e preservação da capacidade de reativação da biomassa anaeróbia após longos períodos sem alimentação do sistema.

As recentes configurações de reatores anaeróbios tais como: manta de lodo, leito fluidificado e de leito fixo primam pela adoção de artifícios que propiciem a maior retenção de biomassa ativa e o contato intensivo dessa com o material orgânico presente no afluente. Por sua vez, os reatores de leito fixo caracterizam-se por dispor de um meio suporte para retenção da biomassa em seu interior de forma a propiciar condições favoráveis ao crescimento do biofilme aderido e/ou retido, possibilitando ser operados com elevados tempos de retenção celular, associados a reduzidos tempos de detenção hidráulica, o que confere bom desempenho e estabilidade do processo biológico. Insere-se neste tipo de configuração, o Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), desenvolvido e intensamente estudado no Laboratório de Processos Biológicos – LPB da EESC-USP.

Originalmente proposto por FORESTI *et al.* (1995), o RAHLF utiliza-se de matrizes de espuma de poliuretano como meio suporte poroso para imobilização da biomassa anaeróbia, tendo sido concebido visando elevada retenção celular e a otimização do volume útil reacional através da redução do volume destinado à separação do gás gerado. Constitui-se, atualmente, em alternativa potencial de utilização em escala real, face ao bom desempenho apresentado em bancada no tratamento de efluentes de indústria de papel reciclado, de substratos sintéticos simulando esgoto sanitário e de águas residuárias com altas concentrações de sulfato e presença de substâncias químicas tóxicas como fenol e formaldeído.

O desenvolvimento desse reator vem ancorado na busca de critérios racionais de otimização e de projeto, com várias frentes de pesquisas direcionadas à compreensão e modelação dos fenômenos de transferência de massa, cinética, microbiologia, hidrodinâmica do sistema reacional, bem como, na avaliação das possibilidades e limitações de utilização.

Alguns dos percalços da consolidação da tecnologia da digestão anaeróbia devem-se aos exemplos de implementações em escala real mal sucedidas, em sua grande maioria, decorrentes de negligência dos projetistas quanto aos fatores intervenientes que se apresentam na mudança de escala. O percurso de consolidação de uma nova tecnologia, como uma nova configuração de reator bioquímico, passa pelo projeto consistente e parcimonioso, desenvolvido não só por considerações teóricas iniciais, mas também contemplando o tratamento racional e fenomenológico escalonado que demanda estudos específicos para as escalas de bancada, piloto e protótipo.

Dentro deste contexto, o presente trabalho se propõe a investigar o comportamento do RAHLF tratando esgoto sanitário real, em escala piloto, por período de tempo suficiente para verificação das hipóteses adotadas no projeto, com vistas a avaliar a suficiência do domínio dos fatores intervenientes na otimização do desempenho e direcionar as ações necessárias para um novo aumento de escala. Incorpora-se também a este propósito, a avaliação da *operacionalidade* da unidade experimental, entendida como as facilidades apresentadas por este sistema ao operador para o atendimento das garantias de desempenho do projeto original.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o desempenho e as demandas operacionais do Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo – RAHLF, em escala piloto, tratando esgoto sanitário, verificando as hipóteses adotadas no projeto e a potencialidade dos fatores intervenientes no aumento de escala.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a dinâmica de formação do biofilme anaeróbio no meio suporte, por meio de caracterização morfológica relacionada aos resultados do monitoramento das fases líquida e gasosa;
- Discutir as principais facilidades e dificuldades operacionais;
- Identificar as limitações de desempenho ao longo do tempo;
- Propor e avaliar procedimentos para maior autonomia operacional;
- Investigar a gênese de entupimentos e avaliar alternativas de mitigação;
- Selecionar traçadores e investigar o comportamento hidrodinâmico do reator em diversas situações operacionais;
- Relacionar as ações necessárias ao novo aumento de escala.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão da literatura, apresentada e discutida a seguir, constitui-se em uma síntese da bibliografia que subsidiou a delimitação do tema da pesquisa e o referencial teórico para a construção do percurso metodológico, análise e discussão dos resultados obtidos.

3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual diferentes tipos de microrganismos interagem intimamente por meio de consórcio, promovendo a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e dióxido de carbono. Segundo FORESTI *et al.* (1999), esses microrganismos são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas até a conversão desejável em metano que, por sua vez, apresenta baixa solubilidade na água, conferindo à digestão anaeróbia efetiva capacidade de remoção de matéria orgânica presente na fase líquida e por conseguinte, utilização no tratamento de esgotos sanitários.

Ainda, segundo FORESTI *et al.* (1999), o desenvolvimento de reatores anaeróbios modernos muito mais eficientes que os sistemas clássicos é resultado da melhor compreensão da digestão anaeróbia e que a maior aceitação desta opção vem ocorrendo, principalmente, devido às vantagens

inerentes desse processo em comparação com o tratamento aeróbio e o seu crescente desempenho em relação à velocidade de digestão e qualidade final do efluente.

A TABELA 3.1 constitui-se em uma súmula das vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação ao aeróbio.

TABELA 3.1 Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Baixa produção de biomassa, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; • Baixo consumo de energia redundando custos operacionais menores; • Reduzida demanda de área; • Produção de metano, um gás combustível; • Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; • Tolerância a elevadas cargas orgânicas; • Aplicabilidade em pequena e grande escala; • Baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Os microrganismos anaeróbios são susceptíveis à inibição por vários compostos; • A partida do sistema pode ser lenta na ausência de biomassa adaptada; • Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária para atendimento aos padrões ambientais; • A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; • Possibilidade de geração de odores desagradáveis; • Remoções insatisfatórias de nitrogênio, fósforo e patógenos.

FONTE: SPEECE (1996)

Em tese, o tratamento anaeróbio é uma tecnologia simples por ser um processo natural, todavia, esta simplicidade não é encontrada no contexto das interações das reações bioquímicas e relações simbióticas entre os microrganismos atuantes na conversão anaeróbia dos compostos orgânicos a metano.

De acordo com HARPER & POHLAND (1986), nesta decomposição existem nove etapas reconhecidas do processo, cada qual mediada por um grupo específico de microrganismos, esquematizadas na FIGURA 3.1.

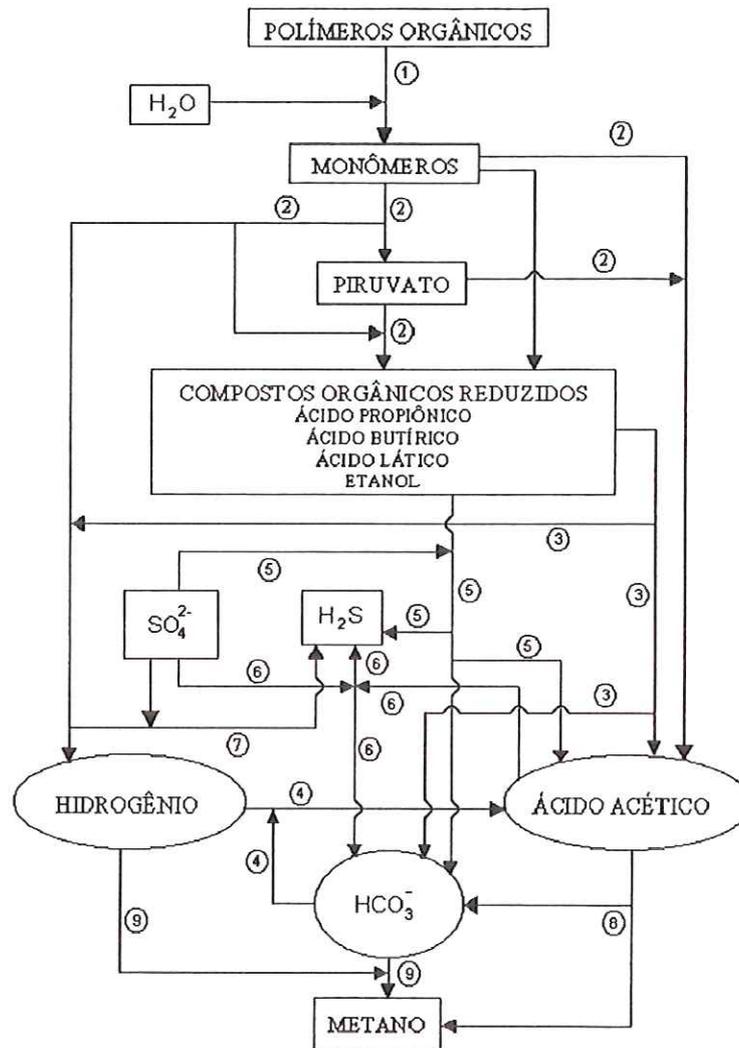


FIGURA 3.1: Representação esquemática das principais etapas dos processos anaeróbios (adaptado de HARPER & POHLAND, 1986)

- ① Hidrólise de polímeros orgânicos complexos a monômeros como açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos. Nessa fase, por exemplo, a celulose e o amido são transformados em carboidratos de cadeia mais curta; os lipídeos em ácidos orgânicos, tanto de cadeia curta, quanto longa; e as proteínas em aminoácidos.
- ② Conversão de monômeros orgânicos a hidrogênio, bicarbonato, ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico dentre outros, tais como etanol e ácido láctico.
- ③ Oxidação de compostos orgânicos reduzidos a hidrogênio, bicarbonato e ácido acético pelas Bactérias Acetogênicas Produtoras de Hidrogênio – BAPH.
- ④ Respiração homoacetogênica do bicarbonato pelas bactérias homoacetogênicas, formando acetato.
- ⑤ Oxidação de compostos orgânicos reduzidos (tais como os ácidos propiônico, butírico e láctico) pelas Bactérias Redutoras de Nitrato - BRN ou desnitrificantes e pelas Bactérias Redutoras de Sulfato – BRS.
- ⑥ Oxidação do acetato a bicarbonato pelas BRN e BRS.
- ⑦ Oxidação de hidrogênio pelas BRN e BRS.
- ⑧ Fermentação acetoclástica pelas Arqueas Metanogênicas Acetoclásticas - AMA, levando à formação de metano.
- ⑨ Oxidação do hidrogênio, através da redução do bicarbonato, pelas Arqueas Metanogênicas Hidrogenotróficas – AMH.

Como a maioria dos processos naturais de fermentação, a biodigestão anaeróbia depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos que de controles externos ao processo. Esses mecanismos autorreguladores decorrem da interação entre os diversos grupos microbianos que participam do processo com funções distintas e específicas, capazes de manter o pH e o potencial redox do sistema no sentido de otimizar a metanogênese.

Para que a metanogênese ocorra a taxa máxima, VAN HANDELL & LETTINGA (1994) ressaltam a importância da manutenção do equilíbrio dinâmico nas diferentes etapas, intimamente relacionada com a natureza do substrato e com a intensidade com que o destino final do hidrogênio é afetado, já que o hidrogênio deve ser continuamente removido do meio para assegurar a produção de ácido acético essencial para que a fermentação metanogênica prevaleça. Ainda não foi isolada nenhuma espécie metanogênica capaz de fermentar ácidos de mais de dois carbonos e apenas duas espécies conhecidas, *Methanosarcina sp* e *Methanosaetta sp* – (originalmente *Methanothrix sp*), são capazes de converter acetato a metano, sendo que apenas a primeira converte hidrogênio e acetato a metano.

Neste contexto, SPEECE (1996) relata que aproximadamente 2/3 da produção de metano em um reator anaeróbio tratando matéria orgânica complexa é derivada do acetato, sendo 1/3 restante proveniente do H₂ e CO₂. Ressalta, também, a dificuldade de se estabelecer o pleno equilíbrio dinâmico quando em situações reais, devido à variabilidade da composição e concentrações dos constituintes de um afluente como o esgoto sanitário.

Segundo FORESTI *et al.* (1999), o entendimento dos aspectos termodinâmicos envolvidos resultou na elucidação de alguns fenômenos de autocontrole do processo, no entanto, o estudo de transferência de energia que ocorrem em reatores anaeróbios é por si só complexo, além de envolver a quantificação de produtos intermediários e finais presentes no meio, em concentrações muito baixas, o que leva às considerações sobre a termodinâmica do processo se restringirem à análise da variação da energia livre padrão.

Pôde-se concluir que os estudos enfocando os fundamentos da digestão anaeróbia vêm contribuindo, em muito, para o desenvolvimento da tecnologia e na definição de estratégias de operação de reatores, e que a utilização seqüencial do substrato por diversos microrganismos em simbiose, sugere ainda mais investigações, particularmente a respeito do processo de acumulação de material orgânico particulado no reator e sua solubilização (hidrólise), de forma a otimizar a dinâmica do processo, haja vista ser esta etapa inicial, potencialmente limitante. O uso seqüencial de substrato não só constitui condição natural de aproximação física das espécies para o estabelecimento do consórcio biológico, como também é uma premissa essencial para a retenção de microrganismos e, por conseguinte, a concepção e operação de um reator eficiente. A seguir aborda-se esta retenção, particularmente no contexto aplicado aos reatores de leito fixo.

3.2 BIOMASSA ANAERÓBIA IMOBILIZADA

De acordo com LETTINGA (1995), o desenvolvimento de biotecnologias avançadas para tratamento anaeróbio de águas residuárias está calcado na imobilização dos microrganismos constituintes do processo por promover tempos de retenção celular propícios ao elevado desempenho do sistema e no oferecimento de condições operacionais para que o consórcio microbiano se estabeleça de maneira equilibrada, minimizando o efeito negativo de altas concentrações de intermediários específicos.

A luz da definição de FAN (1989), o termo biomassa (células) imobilizada pode ser caracterizado como células que são fisicamente confinadas ou localizadas em região definida do espaço, com manutenção ou acréscimo do tempo disponível para a função catalítica desempenhada em reações simples e/ou em série, podendo ser repetidamente e continuamente usadas.

Biofilmes, segundo COSTERNON *et al.*(1995), são populações microbianas retidas em uma matriz de polímeros orgânicos que podem se auto-agregar ou aderirem em superfícies ou interfaces, definição esta, que incorpora a biomassa aderida a suportes. Esses complexos ecossistemas microbiológicos na forma de biofilmes, tornam os microrganismos mais resistentes às condições ambientais quanto à ação de agentes físicos, químicos e predatórios, condição essa, muito favorável quando empregados no tratamento de águas residuárias. A matriz de polímeros extracelulares produzida pelos microrganismos constituintes do biofilme, também conhecida como *glicocalix*, tem natureza polissacarídica ou protéica e possui estrutura complexa bem hidratada, entremeada por uma série de canais que sugere a possibilidade de grande heterogeneidade de colônias microbianas. No biofilme, é predominante a cooperação metabólica e o consórcio de microrganismos que se beneficiam da justaposição e da cooperatividade fisiológica, sendo mais eficientes que populações mistas desagregadas. Os referidos autores apresentam três princípios para a formação de biofilmes em sistemas aquáticos:

- i- Os microrganismos apresentam notável afeição por aderirem a superfícies e esta tendência é especialmente pronunciada em células presentes em ambientes naturais;
- ii- O grau de agregação do biofilme a superfícies em qualquer sistema aquático é controlado pela quantidade de nutrientes disponíveis para a reprodução das células e para a produção de polímeros extracelulares;
- iii- Em ambiente oligotrófico, nutrientes orgânicos tendem a se associar às superfícies disponíveis, iniciando o desenvolvimento do biofilme, todavia, a aderência não ocorre caso haja grande deficiência de nutrientes.

Esses princípios são plenamente atendidos quando se promove o tratamento de esgoto sanitário em reatores com suportes propícios à retenção de biomassa, face às características intrínsecas do afluente.

Segundo VAN LOOSDRECHT *et al.* (1990), a superfície de materiais inertes é o local utilizado preferencialmente pelos microrganismos no desenvolvimento de suas atividades metabólicas e em situações cujo substrato é adsorvido na superfície de um suporte inerte. Ele difunde-se através do filme estagnado até a célula microbiana, o que confere maior atividade metabólica devido ao maior fluxo de transferência de massa de substrato advindo do maior gradiente de concentração e a menor distância entre as células e o substrato. Segundo os mesmos, a colonização de uma interface sólido-líquido por microrganismos pode ocorrer conforme seqüência apresentada na FIGURA 3.2.

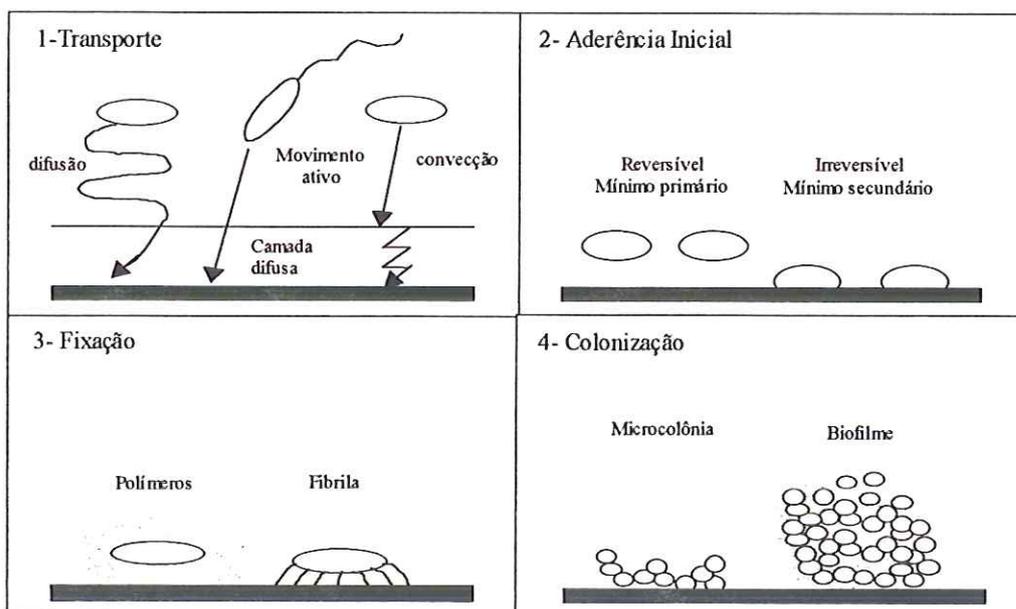


FIGURA 3.2: Seqüência das etapas de colonização de superfícies por microrganismos (VAN LOOSDRECHT *et al.* 1990).

De acordo a Figura 3.2, num primeiro momento, os microrganismos podem se aproximar da superfície do suporte de três diferentes maneiras:

i- Transporte Difusivo: Os microrganismos, quando em suspensão, possuem um movimento Browniano devido aos choques entre eles que os possibilita ultrapassar a camada difusiva (camada limite ou filme estagnado) junto à superfície. O transporte difusivo é pequeno se comparado ao convectivo ou ao devido à mobilidade dos microrganismos.

ii- Transporte Convectivo: Este tipo de transporte de células se dá através do movimento do líquido que circunda os microrganismos e pode ser de várias ordens de magnitude maior que o transporte difusivo, no entanto, em regiões próximas à superfície (camada difusiva) a difusão controla o processo.

iii Movimento Ativo: Uma vez que um microrganismo esteja nas proximidades de uma superfície, ele pode se dirigir aleatoriamente até ela, ou então, ele pode se aproximar da superfície respondendo quimicamente a um gradiente de concentração de nutrientes que podem existir na região de interface.

A etapa seguinte é a aderência inicial, preponderantemente um fenômeno físico-químico de superfície, que pode ser reversível ou irreversível. Como a diferença não é muito clara, para facilitar a compreensão do fenômeno, define-se a aderência reversível como sendo a deposição de microrganismos sob uma superfície onde estes ainda apresentem movimento Browniano e possam ser prontamente removidos por tensões de cisalhamento fracas ou pela mobilidade dos próprios microrganismos. Já na aderência irreversível, os microrganismos não apresentam movimento Browniano e não podem ser removidos ao menos que fortes tensões de cisalhamento estejam presentes.

Logo após a aderência inicial à superfície, ocorre a fixação, em que estruturas especiais da membrana celular (fibrilas e/ou polímeros) formam fortes ligações entre a membrana e a superfície do sólido fixando o microrganismo.

A última etapa é a colonização da superfície. Uma vez fixadas, as células começam a se multiplicar, onde as novas células permanecem aderidas umas às outras, formando o biofilme.

No contexto da físico-química de superfícies, particularmente importante em reatores heterogêneos, COSTERNON *et al.* (1995) relatam o estabelecimento de um filme condicionante estagnado na interface sólido-líquido, com propriedades sensivelmente diferentes do seio da massa líquida, onde certos substratos e nutrientes tendem a se acumular na superfície, promovendo um gradiente de concentração. A natureza e a quantidade de moléculas adsorvidas e a distribuição destas na superfície são diretamente proporcionais às propriedades da superfície em questão e as substâncias presentes na fase aquosa.

Como as propriedades mecânicas e químicas dos suportes podem influenciar na retenção de microrganismos e nos fenômenos de transferência de massa de substratos, produtos, inibidores e outros componentes, a escolha do suporte e do método aplicado para imobilização reveste-se de importância.

De acordo com BAILEY & OLLIS (1986), para escolha do suporte deve-se levar em conta permeabilidade, geometria, compressibilidade, resistência mecânica, sensibilidade ao cisalhamento, toxicidade, composição iônica e características hidrofóbicas e hidrofílicas.

Em estudo com vários suportes (sepiolite, zeólita, argex, bolas de vidro, carvão ativado, esponja natural, espuma de poliuretano sem e com retículos) na imobilização de lodo predominantemente metanogênico, utilizando reator de fluxo ascendente e meio sintético com DQO de 5 g/l, HUYSMAN *et al.* (1983) observaram os melhores resultados com a espuma de poliuretano reticulada, sendo colonizada rapidamente e densamente, em torno de 8 dias. Com o uso da microscopia eletrônica de varredura concluíram que,

provavelmente, a biomassa metanogênica estava mecanicamente retida na forma de microcolônias dentro dos poros da espuma. Conclusão esta, que encontrou apoio quando FYNN & WHITMORE (1984) relataram que uma cultura de microrganismos enriquecida com arqueas metanogênicas pode ser imobilizada na superfície interna de espumas de poliuretano. Constataram, também, que a colonização das espumas aumentava com a diminuição dos poros, pois espumas com 60 poros por polegada linear estavam mais densamente colonizadas do que matrizes com poros maiores (20, 30, 45 poros por polegada linear).

VERRIER *et al.* (1987) avaliaram o fenômeno de aderência de quatro culturas puras de arqueas metanogênicas, utilizando seis suportes poliméricos com diferentes propriedades em relação a hidrofobicidade da superfície. Concluíram que a aderência inicial de arqueas metanogênicas a suportes inertes é influenciada diretamente pelas características da superfície do microrganismo e do material de suporte. Além disso, os autores constataram que superfícies hidrofóbicas, politetrafluoretileno, polipropileno e polietileno favorecem a aderência de arqueas que apresentam superfícies hidrofóbicas como as *Methanotrix soehngeni*. Já a espécie *Methanosarcina mazei* não aderiu a nenhum suporte, observação explicada pelos autores, resultante da natureza altamente hidrofílica dos polímeros excretados. Cabe ponderar que não deve generalizar os atributos de em meio suporte apenas pelos fenômenos de hidrofobia e hidrofília já que na aderência também incidem outros fatores importantes como composição do substrato, porosidade, hidrodinâmica, ação do filme condicionante, dentre outros.

CHENG *et al.* (1992) em um reator de leito de partículas cerâmicas fluidificado de 5 m³, alimentado com um efluente de indústria alimentícia com DQO na faixa de 600 a 1000 mg/l, observaram que no período de partida, apenas uma pequena quantidade de microrganismos com morfologias semelhantes a *Methanosaeta* foram encontradas nos poros do material cerâmico, enquanto que um grande número de cocos e bacilos encontrava-se em suspensão ao longo do reator. Baixas cargas orgânicas foram aplicadas na

etapa de partida para favorecer o desenvolvimento da biomassa. Com o aumento da carga orgânica aplicada, houve um acúmulo de ácidos voláteis promovendo a proliferação de cocos e bacilos os quais foram arrastados para fora do reator. As condições de operação foram modificadas de modo a tornar a operação mais estável. A biomassa foi novamente analisada, sendo constatada a presença de filamentosas recobrando os suportes cerâmicos. Depois da formação da colônia inicial, alguns tipos de bacilos e pequenos cocos foram encontrados aderidos ao biofilme.

A escolha de ZAIAT (1996) pela espuma de poliuretano, como suporte de imobilização de biomassa no desenvolvimento do RAHLF, foi motivada pela flexibilidade de suas propriedades físicas (densidade e tamanho de partícula), alta porosidade interna, estabilidade à hidrólise, difícil degradação biológica e potencial capacidade de confinamento dos microrganismos. Operando o reator no tratamento de águas residuárias de indústria de papel reciclado e substrato sintético à base de glicose; constatou colonização rápida (8 dias) e eficiência média de 82% na remoção de DQO tratando o efluente industrial, concluindo que a biomassa adere fortemente à matriz de espuma de três formas distintas: micro-grânulos retidos mecanicamente nos poros da espuma, aderidos ao suporte e células dispersas aderidas à partícula. Mesmo na aplicação de altas velocidades superficiais do líquido em relação ao leito biocatalítico ($2,21 \text{ cm.s}^{-1}$), constatou que somente 9% dos sólidos em suspensão voláteis foram arrastados das matrizes.

Em estudos realizados com o objetivo principal de investigar as espécies presentes, e determinar a distribuição dos microrganismos entre os flocos livres e o biofilme aderido ao suporte de polipropileno em um reator anaeróbio metanogênico, alimentado com acetato, propionato, e butirato, ZELLNER *et al.* (1996) concluíram que a concentração total de células nos flocos foi mais baixa que no biofilme aderido, no entanto, as células encontradas nos flocos estavam mais densamente concentradas. A comunidade microbiana presente no biofilme, observada *in situ* através da Microscopia Eletrônica de Varredura, mostrou-se muito diversa. Foram

encontrados cocos, bactérias filamentosas e bacilos, sendo que todas estas morfologias apresentavam vários tamanhos. Também foram encontradas arqueas, as quais foram identificadas segundo a sua morfologia.

VARESCHE *et al.* (1997) constataram forte aderência de microrganismos em matrizes de espuma de poliuretano. Neste estudo, microgrânulos de diferentes características e tamanhos foram identificados ao longo do RAHLF de bancada, fenômeno esse, atribuído ao perfil concentração de substrato ao longo do reator de escoamento tubular o que redundou em diferentes razões de substrato/microrganismo. A conformação espacial da biomassa encontrada dentro das matrizes de poliuretano apresentou uma estrutura não muita bem definida quando comparada a um grânulo anaeróbio de um UASB, no entanto, com indícios de otimizar os fluxos de substratos primários e produtos intermediários entre as espécies dentro das matrizes, haja vista a diversidade de morfologias identificadas. Concluíram, também, que o RAHLF permite uma aderência dos microrganismos às matrizes com maior rapidez, já que um menor nível de organização é requerido.

RIBEIRO (2001) constatou a influência de alguns tipos de substratos presentes no esgoto sanitário na dinâmica de formação do biofilme em matrizes de espuma de poliuretano. Com esgoto sanitário sintético observou a colonização inicial por bacilos e extensiva produção de polímeros, que permaneceram sendo gerados mesmo com a estabilização da massa aderida, condição potencial para favorecimento de entupimentos no RAHLF.

Pode-se concluir a respeito deste tema que a dinâmica de formação do biofilme vem sendo intensivamente pesquisada, fato este, resultante não só do aperfeiçoamento e disseminação das técnicas de microbiologia, mas principalmente, pela integração multi-profissional nas pesquisas e a incorporação desses estudos no contexto da engenharia de processos (novas configurações, projeto e operação), condição sine qua non para a evolução da biotecnologia e, particularmente, para consolidação da aplicação de reatores anaeróbios.

3.3 CINÉTICA BIOQUÍMICA

A cinética bioquímica estuda o comportamento e as taxas de ocorrência dos fenômenos, tais como: crescimento dos microrganismos, consumo de substratos, formação de produtos e a interveniência do transporte material dentre outros fatores ambientais, com vistas a transportar a dinâmica real do processo biológico para um ambiente matemático, no que vem a se constituir o modelo de simulação do processo bioquímico.

Segundo FORESTI *et al.* (1999), são vários os fatores que podem influenciar a cinética das populações microbianas, a saber: pH, reologia e temperatura do meio ou pelas características multicomponentes, controles internos, adaptabilidade e heterogeneidade das populações celulares e a interação entre biomassa e ambiente, como transferência de nutrientes, produtos e calor. Entretanto, não é prático ou possível tentar formular um modelo que contemple todos os aspectos envolvidos na relação meio/biomassa, o que leva ao estabelecimento de simplificações a fim de tornar o modelo aplicável.

Os modelos que ignoram a natureza multicomponente da célula (crescimento balanceado) e a heterogeneidade da população, considerando uma “célula média”, são chamados de não estruturados e não segregados e representam uma visão macroscópica do crescimento microbiano. Já os mais realistas, chamados de estruturados e segregados, consideram a célula composta por diversos componentes e população celular heterogênea.

Os modelos de crescimento balanceado relacionam velocidades de crescimento celular com a concentração de substrato. Nestes modelos, a fase biológica é caracterizada somente por massa celular ou concentração celular em termos de sólidos em suspensão voláteis por unidade de volume (mg SSV.l^{-1}). O substrato considerado é, geralmente, a principal fonte de carbono e/ou energia e em meios complexos considera-se o substrato que limita a velocidade de crescimento celular, podendo este, ser expresso em termos de demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT).

Segundo SPEECE (1996), em processos bioquímicos em geral e especificamente em sistemas contendo microrganismos anaeróbios para tratamento de águas residuárias, a velocidade de consumo de substrato pode ser expressa como função da concentração de substrato, de acordo com o modelo tipo Monod, representado pela Equação (3.1).

$$U = U_m \frac{S \cdot X}{K_s + S} \quad (3.1)$$

Sendo:

U = velocidade de consumo de substrato por unidade de volume do reator $[M][L]^3[T]$;

U_m = velocidade específica máxima de consumo de substrato $[T^{-1}]$;

S = Concentração do substrato limitante (contato com a biomassa) $[M][L]^3$;

X = Concentração da Biomassa $[M][L]^3$;

K_s constante de saturação do substrato numericamente igual a concentração do substrato quando $ds/dt = (1/2)U_m [M][L]^{-3}$.

Os parâmetros cinéticos U_m e K_s são muito específicos para uma determinada cultura e ambiente reacional. Através de dados de concentrações de substrato e células, obtidos pelo monitoramento de um sistema, pode-se obter a velocidade específica de consumo de substrato. Um modelo cinético que adequadamente represente o processo pode então ser ajustado e as constantes cinéticas, estimadas. Equipamentos e técnicas utilizados para ajuste de modelos cinéticos e, por conseguinte, a obtenção das estimativas das constantes de velocidades, são encontrados em BAILEY & OLLIS (1986) e ATKINSON & MAVITUNA (1983).

Como exemplo das potencialidades da cinética, GUJER & ZEHNDER (1983), utilizando-se do modelo de Monod, observaram que para concentrações baixas de acetato ($<55 \text{ mg.l}^{-1}$), a velocidade específica de crescimento da *Methanosaeta sp* é mais elevada que a da *Methanosarsina sp* de modo que, nessas condições, o primeiro tipo prevaleceu. Todavia, para concentrações de acetato acima de 55 mg.l^{-1} , a *Methanosarcina sp* cresceu a uma velocidade maior e tornou-se predominante.

Os parâmetros cinéticos, além das informações a respeito do crescimento e utilização de substrato, são também extremamente úteis na análise da operação de reatores quando equacionados com os parâmetros operacionais, por meio de balanço material.

Diante das imposições da cinética bioquímica, a operação otimizada e estável de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários depende, fundamentalmente, do tempo de retenção celular elevado, condição essa, possível de ser obtida nos reatores que dispõem de sistemas eficientes de retenção da biomassa.

Os parâmetros cinéticos obtidos para diferentes culturas podem ser utilizados para uma comparação entre as culturas estudadas, entretanto, a utilização generalizada de parâmetros referenciados não é recomendada, pois os coeficientes cinéticos dependerão do tipo de substrato, da origem da cultura e das condições ambientais como temperatura. Complementa FORESTI *et al.* (1999), que quando se usa esgoto como substrato orgânico, a situação se torna mais complexa, porque há vários outros fatores que interferem na velocidade de consumo de substrato, como: as frações inorgânica e orgânica inerte presente no lodo e o acúmulo de resíduo endógeno, cuja combinação promove uma velocidade de consumo bem abaixo que a de culturas puras.

ZAIAT (1996) aborda vários estudos de determinação dos parâmetros cinéticos em sistemas com biomassa imobilizada com variabilidade dos valores obtidos para um mesmo substrato, atribuída às diferentes metodologias empregadas, configurações de reatores e condições operacionais. Ressalta, ainda, que a maioria dos trabalhos não leva em consideração os efeitos de resistência à transferência de massa e os parâmetros obtidos pela equação de Monod são, na maioria das vezes, aparentes, haja vista que as velocidades de reação determinadas são globais.

BAILEY & OLLIS (1986) salientam que o uso generalizado de parâmetros cinéticos aparentes resulta em erros na avaliação das velocidades de consumo quando desprezam a influência da transferência de massa,

particularmente importante, em sistemas reacionais heterogêneos (multi-fases), nos quais as velocidades de escoamento do substrato em relação ao biocatalisador imobilizado são baixas, característica essa, encontrada na grande maioria dos sistemas anaeróbios de tratamento.

A determinação de parâmetros cinéticos intrínsecos, isto é, eliminando a influência das resistências interna e externa à transferência de massa, em sistemas anaeróbio vem tendo crescente emprego nas pesquisas atuais. VIEIRA (1996) relata alguns métodos de determinação desses parâmetros e apresenta o utilizado para estimativa dos parâmetros cinéticos intrínsecos em sistemas contendo biomassa imobilizada em espuma de poliuretano.

Para representação da extensão das resistências à transferência de massa em sistemas heterogêneos, é utilizado, segundo BAILEY & OLLIS (1986), o fator de efetividade (η), definido fisicamente como a razão entre a velocidade de consumo de substrato observada e a velocidade intrínseca, avaliada como valor da concentração de substrato na fase líquida.

Com relação à cinética bioquímica, cabe registrar, algumas considerações e reflexões. A modelação cinética é mais fenomenológica (resultante de observação do efeito) do que fundamentalmente teórica, apresentando, em tese, especificidades. Dessa forma, a utilização de parâmetros inespecíficos, como a DQO como substrato e sólidos suspensos voláteis como biomassa já é por si só, argumento para o uso parcimonioso dos resultados e o refinamento da formulação do problema, tornando-se imperativo a inclusão de outras ferramentas teóricas da investigação científica para uma avaliação mais segura. O tratamento de esgoto sanitário, com composição tão abrangente, reforça essa limitação. Acrescentando a interferência da transferência de massa com o acúmulo de material particulado nos sítios reacionais e as incertezas das etapas limitantes do metabolismo anaeróbio, o tema torna-se ainda mais desafiador.

3.4 HIDRODINÂMICA DE REATORES

A premissa básica para a sina de sucesso de uma configuração de biorreator de alto desempenho, reside nas características hidráulicas estabelecidas ao escoamento e mistura, de forma a promover o requisito cinético de ideal contato entre substrato e biomassa. A essas características apresenta-se a hidrodinâmica de reatores, não só importante pela sua inserção em um projeto racional, mas também, como valioso parâmetro de subsídio ao controle operacional, aplicável na verificação da adequação construtiva ao projeto e na investigação de não conformidades do sistema em marcha.

Os reatores, quando alimentados continuamente, apresentam escoamento tipificado entre os dois limites característicos aos modelos de reatores ideais, segundo LEVENSPIEL (1999), de mistura perfeita e tubular de fluxo pistonado. No primeiro, a mistura é imediata e completa como em um tanque bem agitado e no segundo, apenas ocorre a imediata homogeneização transversal com escoamento longitudinal sem mistura, com os elementos ordenados em fila.

Embora os biorreatores reais nunca sigam fielmente esses padrões de escoamento, grande parte aproxima-se razoavelmente no enquadramento dominante desta idealização. Por outro lado, os desvio em relação ao ideal pode ser considerável e quando não incorporado ao projeto, pode frustrar o desempenho esperado do reator e apresentar complicações operacionais. Advindos de aspectos construtivos do reator e condições operacionais, esses desvios apresentam-se como: zona morta (estagnada), recirculação, canais preferenciais e, ainda, particularmente nos reatores tubulares de leito fixo, segundo SWAINE & DAUGULIS (1988), pela distribuição não uniforme do escoamento na entrada e saída do reator, anteparos físicos, presença de gases, dentre outros. A FIGURA 3.3 ilustra alguns dos desvios citados.

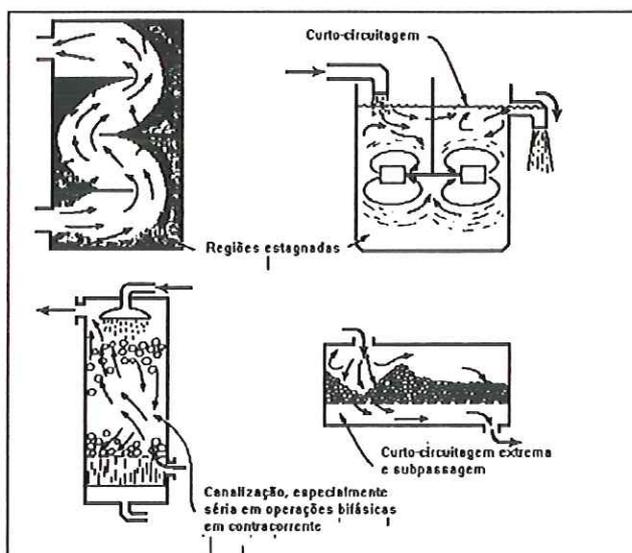


FIGURA 3.3 Modelos de escoamento não ideal que podem existir em equipamentos de processo.(LEVENSPIEL, 1999)

Segundo LEVENSPIEL (1999), os problemas de não idealidade do escoamento estão intimamente ligados ao aumento de escala, haja vista que a decisão de implementar uma unidade piloto reside, em grande parte, na necessidade do domínio de todas as variáveis importantes envolvidas com o processo. Frequentemente, o fator não controlado no aumento de escala é a grandeza da não idealidade do escoamento, como uma zona morta que, em muitos casos, apresenta-se diferente para unidades pequenas e grandes o que, por conseguinte, pode levar a erros grosseiros no projeto de aumento de escala de reatores. Exemplos da ocorrência deste fenômeno é que não faltam.

Um exemplo de fator físico que diferencia reatores cilíndricos em escala de bancada, piloto e real é a relação entre área superficial e volume nas diferentes escalas, caso o fator de não idealidade esteja a essas dimensões dependentes, onde na primeira, o raio é diretamente proporcional e no segundo, proporcional ao quadrado do raio, tem-se, então, estabelecimento do efeito de escala.

Não é essencial conhecer todas as características do escoamento dentro do reator para prever o seu comportamento. Na maioria dos interesses, basta saber por quanto tempo um constituinte do fluido permanece no reator,

informação conhecida como distribuição do tempo de residência (DTR), obtida pela aplicação da técnica de ensaios de estímulo resposta, com o uso de traçadores, adicionados na entrada do reator para a geração de perfis de concentração na saída. Esta técnica, segundo VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), além de avaliar o enquadramento ou afastamento da idealidade, permite obter importantes parâmetros, como o grau de mistura do reator e sua fração de volume morto. Relatam, ainda, as propriedades favoráveis do LiCl como traçador em reatores biológicos e seu uso em um digestor anaeróbio de fluxo ascendente, cujos resultados permitiram concluir que a zona morta do reator, após um mês de operação, diminuiu com o aumento da atividade do lodo, geradora de mistura resultante da produção de gás.

Uma das potencialidades do estudo da hidrodinâmica de um reator é a verificação do TDH real, que no caso de reatores de leito fixo, pode guiar o acompanhamento do comprometimento do volume útil reacional devido ao depósito exagerado de sólidos, além de avaliar a eficácia dos procedimentos operacionais de manutenção expedidos.

O traçador ideal, segundo NAUMAN & BUFFHAM (1983), pode ser definido como tendo exatamente as mesmas características do fluido em estudo, mas com alguma propriedade que o diferencie, para que possa ser detectado por instrumento analítico. Um tanto paradoxal, já que quanto mais parecido com fluido mais difícil é sua detecção. De acordo com SWAINE & DAUGULIS (1988) e KILPATRICK & WILSON JR. (1989), os requisitos de um traçador apropriado são: ser solúvel em água, passivo ao escoamento, com propriedades físicas semelhantes ao fluido em estudo, inerte, de fácil detecção, estável, não ser absorvido nem adsorvido e de custo reduzido. Citam o uso de radioisótopos, sais, corantes e compostos fluorescentes como traçadores em vários estudos.

JIMENEZ *et al.* (1988a) realizaram ampla revisão na literatura e estudos com diversos traçadores indicados para ensaios de hidrodinâmica em biorreatores utilizados no tratamento de águas residuárias. Seleccionados os corantes, estabeleceram como critério de seleção, estabilidade no tempo e nas

condições do processo, solubilidade em água, adsorção e absorção. Concluíram que os problemas ocorridos em ensaios de hidrodinâmica se devem mais à natureza do traçador que à técnica utilizada. Consideraram adequados os radioisótopos e o cloreto de lítio com a ressalva da sofisticação do aparato de detecção. Os corantes rodamina WT, dextrana azul, verde de bromacresol, bromofenol azul, eosina Y e mordante violeta também foram selecionados para estudos em reatores biológicos.

A escolha de POVINELLI (1994) pelo LiCl no estudo da hidrodinâmica de um reator anaeróbio compartimentado em escala piloto, com 11 m³ de volume útil, foi atribuída às propriedades de não ser adsorvido e absorvido pelos sólidos, não interferir nos processos biológicos e por ser facilmente detectado por espectrofotometria de absorção atômica.

Segundo LEVENSPIEL (1999), os três principais tipos de perfis de distribuição do traçador, gerados pela técnica de estímulo-resposta, são: curva (E), geral para distribuição da idade do fluido que deixa um recipiente ou distribuição do tempo de residência normalizada e com área unitária sob a curva; curva (F), quando entrada do traçador em degrau e (C), quando entrada em pulso. A forma da curva DTR fornece informações sobre o comportamento hidrodinâmico do reator, podendo apresentar indicações que levem a não idealidade do escoamento, conforme tipificações exemplificadas na FIGURA 3.4.

Os escoamentos não caracterizados plenamente como ideais podem ser descritos por modelos que vislumbrem o desvio da idealidade, sendo os três clássicos modelos uni-paramétricos os mais utilizados, segundo LEVENSPIEL (1999), a saber: tubular de pequena dispersão axial, tubular de grande dispersão axial e o de reatores de mistura em série. Nesse último, quanto maior o número de reatores ajustado (N) mais baixo é o grau de mistura do sistema e, nos casos limites ($N=1$ e $N \rightarrow \infty$), prevalece os ideais de mistura completa e tubular de fluxo pistonado, respectivamente. Esses modelos, segundo SWAINE & DAUGULIS (1988), são suficientes na maioria dos casos e objetivos, por incorporar os principais efeitos dos desvios da idealidade.

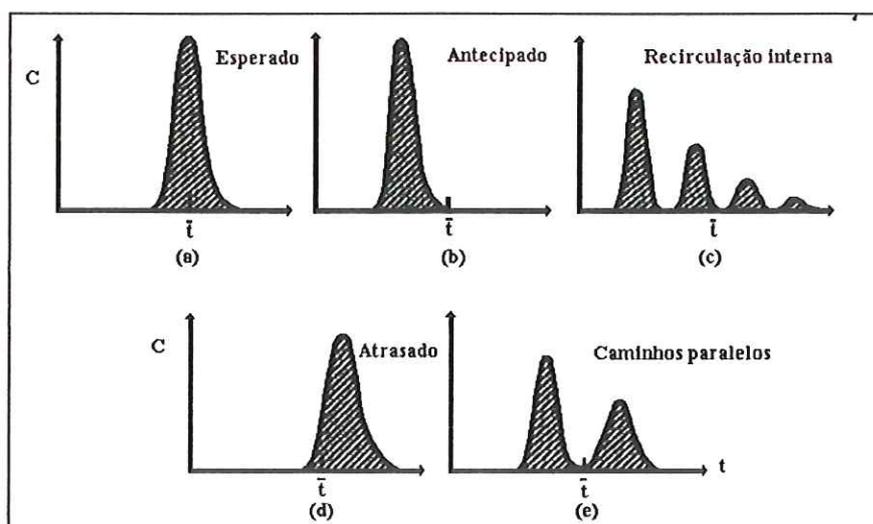


FIGURA 3.4 Tipos de escoamento que podem ocorrer em reatores tubulares (a) escoamento razoavelmente bom; (b) advindo de canais preferenciais e/ou zonas de estagnação; (c) forte recirculação interna; (d) erros na determinação de vazão e/ou volume, adsorção do traçador no leito fixo; (e) fluido escoando por dois caminhos paralelos. (LEVENSPIEL, 1999)

No desenvolvimento do RAHLF em escala de laboratório, FORESTI *et al.* (1995) adotaram a hipótese de estabelecer uma grande razão entre comprimento/ diâmetro (aproximadamente 20), com vistas a garantir um escoamento bem próximo a de um reator tubular ideal. Esta hipótese, segundo CABRAL (1995), foi razoavelmente confirmada em seus estudos no reator projetado, utilizando-se de Rodamina WT como traçador, bicarbonato de sódio e ácido nítrico em solução aquosa, para simular a produção de gás e esferas de cerâmica porosa para simulação do suporte, perfazendo uma porosidade de 40%, conforme adotado em projeto. Constatou, também, significativa difusão efetiva do traçador nos poros do suporte, com marcante influência no perfil de distribuição do traçador. O ajuste aos modelos clássicos só foi possível com o desenvolvimento e emprego de uma técnica de rebatimento, com vistas a eliminar os efeitos da difusão específica.

JIMENES *et al.* (1988b), em estudos com diversos corantes em filtros submersos sob condições anóxicas, observaram o fenômeno de formação de cauda no perfil de DTR com todos os corantes usados, com exceção da

Dextrana azul de massa molecular de 2×10^6 g/mol. Atribuíram tal fenômeno aos efeitos da adsorção e difusão do traçador na biomassa e recheio, mitigados, no caso da dextrana, devido sua elevada massa molecular.

DE NARDI *et al.* (1999), em continuidade aos estudos de CABRAL (1995), relatou a utilização dos traçadores: azul de bromofenol, dextrana azul, eosina y, mordante violeta, rodamina wt e verde de bromocresol. Diante da análise dos perfis de DTR, concluiu que os corantes avaliados, com exceção da dextrana azul, são inadequados para utilização em reatores com suportes porosos devido à perturbação de cauda gerada, advinda dos efeitos da difusão e adsorção dos mesmos no leito. No caso da dextrana, o perfil de DTR se ajustou bem ao modelo de reatores de mistura em série, cujo número elevado de reatores de mistura resultante, cerca de 50, sugeriu que o RAHLF estudado apresentava um comportamento típico de escoamento tubular de fluxo pistonado. Foi constatado, também, que a calibração do modelo ao número de reatores em série apresentou pequena variação em ensaios com diferentes TDH. Com a aplicação da ferramenta estatística ANOVA, verificou-se a falta de significância estatística entre as diferenças apresentadas pelo escoamento na faixa dos TDH aplicados (2, 5 e 7 horas).

NOUR *et al.* (2000a) encontraram o mesmo efeito de causa atribuída à difusão do traçador (NaCl) no leito, monitorado em termos da condutividade. Adotaram os critérios de REBHUM & ARGAMAN (1965) que correlacionam diversos tempos do perfil de DTR com as tendências de escoamento, tendo encontrado para o filtro anaeróbico ascendente com leito de anéis de bambu estudado, forte tendência ao escoamento de fluxo pistonado.

A respeito dos estudos de hidrodinâmica aplicáveis ao RAHLF, pode-se concluir que a avaliação da hidrodinâmica de biorreatores é um indispensável instrumento metodológico para o projeto racional e avaliação operacional; a técnica de estímulo resposta já está bem consolidada; que ainda não foram realizados estudos hidrodinâmicos com o RAHLF em operação plena, nem tendo a espuma como suporte, tratando esgoto sanitário, necessitando da verificação dos fenômenos de superfície nestes casos.

3.5 ASPECTOS OPERACIONAIS E DE DESEMPENHO DE REATORES ANAERÓBIOS

3.5.1 Preâmbulo

De acordo com CHERNICHARO *et al.* (1999), os principais objetivos de um sistema de tratamento de esgotos só serão bem atendidos se o projeto for bem concebido, bem detalhado, bem implantado e, também, corretamente operado. Esta última ação destaca-se por propiciar a detecção de problemas que podem levar à implementação de adaptações no sistema de tratamento. Particularmente, em uma unidade piloto de uma nova configuração, esta afirmação ganha ainda mais notoriedade já que a avaliação operacional intenta confirmar ou retificar as hipóteses adotadas na concepção, aperfeiçoar o detalhamento do projeto para uma implantação e operação em escala real mais consistente e confiável.

Cabe ressaltar ainda que um projeto bem concebido contempla também a avaliação de impactos ambientais, desde a fase de planejamento de uma ETE, principalmente no que se refere à definição da localização e das ações mitigadoras aos impactos negativos como emanção de maus odores, ruídos e alteração paisagística.

JORDÃO (1999) relata que muitas das estações de tratamento de esgotos, no Brasil, encontram-se trabalhando acima de sua capacidade ou produzindo efluente com qualidade insatisfatória, demandando novas tecnologias. Porém, só mudança tecnológica não é suficiente se novos conceitos operacionais não forem introduzidos e considerados já no início dos estudos preliminares. Formula, então, o conceito de “operacionalidade” que pode ser entendido como as facilidades que o projeto de uma Estação de Tratamento de Esgoto - ETE proporciona aos operadores, para alcançar as eficiências de projeto e os objetivos de desempenho. Ressalta, ainda, que um dos aspectos críticos, relativo ao desempenho de uma ETE, é a própria rotina de operação e o acompanhamento técnico do processo de que dispõe o

operador, seja por seus conhecimentos de processo, seja em relação à modernidade ou à disponibilidade dos instrumentos e equipamentos de laboratório e controle.

Depreende-se deste conceito a suma importância dos aspectos operacionais, que devem ser contemplados desde as fases de planejamento, concepção e projeto, até a implementação propriamente dita, constituindo-se em um diferencial para o aumento da competitividade e consolidação de uma nova tecnologia.

Vale-se ainda de notável valoração no macro contexto das políticas de saneamento ambiental, quando do processo decisório da adoção de sistemas de tratamento centralizados, de grande porte e altos investimentos ou da implementação progressiva de unidades condominiais de tratamento de esgotos. Decisão esta que deve, para sua sustentabilidade, não só contemplar a avaliação do problema e o nível de eficiência e abrangência requeridas, custos, recursos disponíveis e localização, mas também, as demandas operacionais quanto aos requisitos de mão obra exigida para tanto. Recurso humano este, reconhecidamente limitado no Brasil quando se refere à qualificação profissional.

Para CHERNICHARO (1997), a melhoria do controle operacional dos processos anaeróbios é fator importante para aumentar a eficiência e a competitividade dos sistemas anaeróbios. Os processos de elevada eficiência necessitam de períodos mais longos para a partida, melhor controle operacional e quadro de operadores mais qualificados, para que o desempenho máximo do sistema seja alcançado, sem contudo colocar o processo em risco de falha. Afirma ainda, o referido autor, que esta partida e, em menor escala a própria operação, tem sido encarada pelos técnicos da área como uma barreira, possivelmente devido a experiências mal sucedidas, ligadas à utilização de metodologias menos fundamentadas, o que confere à sistematização dos procedimentos operacionais de suma importância.

3.5.2 Terminologia dos Reatores de Alta Taxa

A nova geração de digestores anaeróbios, também chamados de reatores de alta taxa, caracterizam-se por promover elevada retenção de biomassa em seu interior, distinguindo-se dos sistemas clássicos (baixa taxa), no que se refere a razão bem superior a 1 entre θ_c/TDH (tempo de residência celular e tempo de detenção hidráulico).

Basicamente em termos de predominância, segundo KATO *et al.* (1999), esta retenção ou imobilização ocorre de duas maneiras, sendo a primeira na forma de lodo, no qual os microrganismos aderem e agregam uns aos outros, formando desde flocos dispersos até grânulos densos, mantendo-se em geral em suspensão no reator, devido às condições hidráulicas. O UASB ou manta de lodo é uma configuração típica deste caso. Na segunda forma, o lodo é aderido a meio suporte inerte (areia, pedra, polímeros etc), formando películas em sua superfície. Nesta última, enquadram-se os reatores de leito fixo como o filtro anaeróbio e o RAHLF. Independente da forma de imobilização, sem ou com suporte inerte, a biomassa pode ser móvel ou estacionária no interior dos reatores, de maneira parcial ou total. Reatores com biomassa móvel são típicos daqueles com lodo suspenso disperso ou na forma de grânulos, como o UASB, e os de biomassa estacionária, típicos aos de lodo aderidos a suportes. Entretanto, este último também pode ser móvel, desde que a densidade global da biomassa-meio suporte seja compatível com a hidrodinâmica do reator, de forma a promover a expansão do leito de lodo.

3.5.3 Partida de Reatores de Alta Taxa

Depreende-se das características dos reatores de alta taxa, a indispensável atenção à retenção de biomassa no período de partida, demandando uma operação criteriosa e sistematizada sob risco de frustrações operacionais e de desempenho. Período, este, ainda não bem caracterizado.

CHERNICHARO (1997) considera a partida de reatores anaeróbios como o período transiente inicial, marcado por instabilidades operacionais. VAN HANDEL & LETTINGA (1994) definem o período de partida, como o tempo necessário para se obter uma qualidade do efluente essencialmente constante e uma massa de lodo que não varia, nem qualitativamente, nem quantitativamente com o tempo. Já, segundo TYAGI & VEMBU (1990), é o tempo necessário para que se atinja a máxima remoção de matéria orgânica prevista no projeto, sem que se ocorra a inibição das bactérias metanogênicas.

Estas particularidades interpretativas a respeito do tempo de partida são, por si só, uma reiteração da importância deste período, bem como, da necessidade do estabelecimento de parâmetros representativos da consolidação da digestão anaeróbia no reator, que reze como fase de busca da estabilidade operacional manifestada pelo equilíbrio dinâmico aparente em atendimento as garantias de projeto.

3.5.4 Operação de Reatores de Leito Fixo

YOUNG (1991) correlacionou estatisticamente dados operacionais de diversos filtros anaeróbios com os parâmetros: TDH, concentração do esgoto, área superficial do meio suporte e carga orgânica. Os resultados indicaram que o TDH foi o parâmetro que mais influenciou a eficiência de remoção de DQO, tanto para reatores com meio sintético, quanto com pedras. A área superficial dos módulos corrugados pareceu não influir significativamente, enquanto o tamanho dos espaços vazios e a geometria do material corrugado mostraram ter influência.

A ABNT (1997), na Norma 13969/97, alerta que a área específica do suporte do filtro anaeróbio não deva ser considerada na escolha do material filtrante e sugere pedra britada nº 4 ou nº5 (4-7 cm), com dimensões mais uniformes possíveis. O projeto preconizado para esgoto sanitário é ancorado no TDH sugerido entre 12 e 27 horas em função do porte e temperatura média do mês mais frio.

Segundo CHERNICHARO (1997), a colmatção ou entupimento do meio suporte tem sido uma das principais preocupações de projetistas e usuários de filtros anaeróbios com enchimento de pedras e britas. Sugere a previsão de dispositivos de limpeza ao longo da altura do filtro, a fim de se promover a retirada do excesso de sólidos. Relata, também, a utilização de escória de alto forno siderúrgico como meio suporte. Em unidade piloto com 54% de porosidade de leito foi observada eficiência satisfatória, sem apresentar indícios de deterioração do meio suporte ou colmatção do leito. Ratifica a importância da previsão de unidade de pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros, já que a obstrução dos furos da laje do fundo falso pode levar à paralisação do filtro, demandando a retirada do suporte.

KAMIYAMA (1993) cita a ineficiência da remoção de sólidos nos sistemas de tratamento de esgotos, operados pela SABESP, formados por tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, a falta de uniformidade do meio suporte, a ausência de inspeção rotineira e a operação inadequada como os fatores responsáveis pela grande parcela de filtros obstruídos, que levaram ao comprometimento da reputação desta alternativa. Ressalta também, a necessidade de proceder correções nas tecnologias de projeto, construção e principalmente, corrigir os procedimentos de operação.

De acordo com ANDRADE NETO (1997), a limpeza do filtro anaeróbio, tratando esgoto sanitário para retirada do excesso de lodo, deve ocorrer de 3 à 6 meses, usualmente através de lavagem por contra-fluxo, sendo complicada quando não há como drenar este lodo pelo fundo.

CARVALHO & POVINELLI (1996) concluíram que para fluxo ascendente, o parâmetro área superficial do suporte, embora resulte em maior quantidade de biofilme aderido, predomina-se a remoção da matéria orgânica suspensa nos interstícios do meio, que não devem ser muito pequenos de modo a promover canais preferenciais e nem muito grandes, já que resultaria em baixas velocidades e potencial entupimento. Já para fluxo descendente, observaram maior influência da área superficial do suporte no desempenho do reator.

ANDRADE NETO *et al.* (2000a) indicam o uso de filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos diluídos, ponderando que os riscos de entupimento aumentam com a concentração de sólidos, sendo mais bem associados quando precedidos de unidade que retenha sólidos sedimentáveis, como o decanto digestor. Em estudos comparativos, concluíram que nos filtros descendentes afogados, ação e retenção da biomassa dispersa é mais efetiva e desempenho é maior que o não afogado, no qual predomina a biodegradação no biofilme aderido ao material suporte. O arranjo inovador proposto que permite retornar o lodo em excesso do filtro à segunda câmara em série do decanto digestor, apresentou maior facilidade operacional. Em escala real, o sistema propiciou remoções de 76% da $DQO_{\text{Solúvel}}$ e, em escala piloto, 80% da DQO_{Total} e 90% de sólidos suspensos.

A avaliação da operação em regime hidráulico transiente durante 246 dias, simulando uma estação de tratamento de esgotos sanitários, em escala piloto composta de um reator UASB, seguido de filtros anaeróbios, foi relatada por SANCHES e SOUZA *et al.* (2000). Eficiência global de 80-90% de remoção de DQO e sólidos suspensos abaixo de 20 mg/l foram observados com a utilização de escória de alto forno como meio suporte, com granulometria entre 50 e 76 mm (equivalente brita nº 4) e área superficial de 100 m²/m³. Foram operados dois filtros em paralelo (F1 e F2) com TDH entre 1 a 5,7 horas, tendo F2 a metade da altura do meio suporte do F1. Na fase de melhores resultados, a DQO média afluente foi de 374 mg/l, efluente do UASB (TDH de 3,9h) de 97 mg/l e 76 e 60 mg/l de DQO para os filtros F1 (TDH de 2h) e F2 (TDH de 2,3h), respectivamente. Comparando os resultados com os obtidos por MACHADO (1997) em regime permanente, os autores concluíram que o regime transiente pouco afetou o desempenho, tendo inclusive promovido melhora relativa nos filtros. Diante da similaridade de desempenho dos filtros também concluíram ser um forte indício de que os mesmos possam ser projetados com menores alturas do meio suporte.

NOUR *et al.* (2000b) avaliaram o tratamento de esgoto sanitário em filtro anaeróbio, escala piloto, tendo como suporte anéis de bambu, utilizando lodo de tanque séptico na partida de 4 reatores com TDH de 7 e 9 horas, com anéis inteiros e pela metade. Concluíram que a partida até operação em equilíbrio dinâmico aparente se deu em 121 dias, fundamentados nos valores de DBO, admitida como uma variação máxima de 10%. As remoções de DBO, DQO, SST foram, respectivamente, de 69, 70 e 80%. Foi observado, também, que não houve diferença significativa entre os 4 reatores. Na operação longa de 739 dias, discutida por CAMARGO & NOUR (2000), com a redução gradativa do TDH, chegaram ao valor mínimo de 5 horas para não comprometimento das eficiências. Nesse período, pôde-se acompanhar a resposta do conjunto de reatores a um sinistro de descarga química na rede de esgoto de alimentação, que promoveu severa redução do pH do afluente, inferior a 2, tendo observado o valor de pH de 4,5 no efluente. Contudo, com uma semana, os valores foram restabelecidos aos níveis antes do choque. Durante o sinistro, o TDH era de 2 horas e o carreamento de sólidos para as camadas superiores foi marcante. Postularam que a ocorrência de diminuição do tamanho das partículas retidas nos interstícios do meio suporte foi supostamente advinda da desnaturação de proteínas extracelulares formadoras destas partículas e da maior vazão resultante.

ANDRADE NETO *et al.* (2000b) avaliaram conduíte cortado e tijolo cerâmico como materiais suporte para filtros. Postularam que a natureza da superfície e a área superficial predominam no início da formação do biofilme, perdendo sensivelmente importância em pouco tempo de operação. Com conduíte, o filtro apresentou eficiência estável após 45 dias, efluente com 20 mg/l de sólidos suspensos e DQO_{filtrada} de 80mg/l como valores médios.

JAWED & TARE (2000) descrevem o exame físico ou autópsia (*post-mortem examination*) de dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente (UAF) e descendente (DAF), após 20 meses de operação semelhante, com 93% de enchimento de módulos de PVC manufaturados, alimentado com esgoto sintético de alta concentração e com aumento progressivo da taxa de

carregamento orgânico de 2 à 12kg DQO/m³ dia. O equilíbrio dinâmico aparente foi considerado quando a produção de gás apresentou-se estável por mais de duas semanas. Não constataram variação significativa na remoção e metabolização da DQO entre os filtros. Após este período, o líquido foi drenado, quantificado e analisado a série de sólidos. Concluíram que 42% do leito do DAF e 49% do UAF foram ocupados por sólidos suspensos (biomassa retida), representando quase 50% de redução do TDH teórico. A forma de empacotamento do leito apresentou-se mais uniforme no UAF que no DAF, com sugestivos sinais de curtos circuitos do escoamento. O fundo falso contribuiu significativamente para o aumento dos sólidos suspensos. Os sólidos retidos no DAF apresentaram coloração preta na forma de grânulos de 3 a 5 mm, já no UAF, marrons e menores (1 a 3 mm), com natureza esponjada e bem menos compactados que os do DAF.

Na avaliação do desempenho do RAHLF de bancada, SARTI (1998) observou a influência do aumento da velocidade superficial sobre o leito como critério de otimização no tratamento de esgoto sanitário sintético, atribuída à minimização da resistência a transferência de massa na fase líquida, obtendo melhor desempenho com tempo de detenção hidráulico de 3,3 h. Durante os estudos, o autor deparou-se com problemas operacionais relacionados ao entupimento do leito. Problemas estes, ocorridos ainda de forma mais intensa, em estudo de CABRAL (2000) quando o RAHLF foi submetido ao aumento progressivo da concentração de carboidratos no afluente, demandando inclusive, a troca do leito para continuidade dos estudos.

Em suma, em relação aos reatores de leito fixo pôde-se observar o papel dominante do TDH no desempenho, a suscetibilidade a entupimentos, demandando pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros e a necessidade de se prever formas de retirada do lodo em excesso.

CHERNICHARO *et al.* (1999) ainda inserem dentro desse contexto do controle operacional de um sistema de tratamento e esgotos, além da partida e operação propriamente dita, as atividades de manutenção do sistema e o registro e divulgação das informações geradas.

Com a interpretação dos resultados do monitoramento de longo prazo, pode-se rever ou adaptar as estratégias operacionais inicialmente previstas, definir o melhor programa de manutenção, bem como levar a ganhos de eficiência, qualidade e simplificações operacionais seguras. Entende-se por longo prazo o período superior a partida e suficiente para permitir a avaliação de fatores químicos, físicos e biológicos depreciadores do reator bioquímico, tais como: sobrecargas hidráulicas e orgânicas, perda de biomassa, condições extremas de temperatura, entupimentos, partes eletro-mecânicas, descarte de lodo em excesso, corrosão, etc.

A busca do estabelecimento de uma operação estável de uma configuração de biorreator exige o registro e arquivamento de dados históricos, haja vista que o diagnóstico de alguns problemas degenerativos e a definição de ações, visando a solução dos mesmos, passa, necessariamente, pela avaliação do comportamento temporal. Ressalta-se que devido às características intrínsecas do metabolismo anaeróbio, muitas das ações operacionais preventivas e corretivas demandam significativo período de tempo para manifestação dos efeitos e avaliação da efetividade das mesmas.

3.6 REATOR ANAERÓBIO HORIZONTAL DE LEITO FIXO – RAHLF: CONCEPÇÃO, USOS E PROJETO

KATO *et al.* (1999) referem-se ao RAHLF como possivelmente a mais nova geração de reatores anaeróbios de alta taxa, haja vista que o mesmo permite a formação de uma grande massa de microrganismos aderidos, o contato biomassa-esgoto adequado e o uso de tempos de detenção hidráulica reduzidos para cargas orgânicas relativamente elevadas, cuja concepção vislumbra a possibilidade de se integrar os sistemas de coleta e tratamento como mitigador dos problemas de sistemas de esgotos sanitários existentes.

Proposto por FORESTI *et al.* (1995), essa nova configuração caracteriza-se pela imobilização da biomassa em meio suporte estacionário, no caso original com matrizes de espuma de poliuretano, que aliada à grande relação comprimento e diâmetro, promove um escoamento horizontal com comportamento bem próximo de um reator tubular ideal de fluxo pistonado.

O desenvolvimento e aplicação do RAHLF vêm sendo realizados intensivamente no Laboratório de Processos Biológicos da Escola de Engenharia de São Carlos-USP, contemplando experimentos que incluem o estudo de fundamentos de hidrodinâmica, cinética, microbiologia e bases racionais para projeto e operação, bem como, aplicação a diversos efluentes como esgoto sanitário e efluentes contendo tóxicos. Os resultados utilizando efluente de indústria de papel reciclado (FORESTI *et al.*, 1995), esgoto sintético (ZAIAT *et al.*, 1997), águas residuárias contendo altas concentrações de sulfato (CADAVID *et al.*, 1997), mostraram altas eficiências para tempos de residência hidráulico relativamente baixos, além de partida rápida.

Na remoção de agentes tóxicos como compostos fenólicos (BOLAÑOS *et al.*, 2000) e formaldeído (OLIVEIRA, 2001), o RAHLF também apresentou bom desempenho.

Os estudos com o RAHLF, em escala de laboratório, relatados por ZAIAT *et al.* (1997), objetivaram a estimativa de parâmetros cinéticos e de transferência de massa, além de fornecerem dados importantes sobre as características hidrodinâmicas do reator, que culminaram na proposição de um modelo matemático de projeto com bases racionais.

A seguir, são apresentados os critérios adotados no modelo matemático desenvolvido por ZAIAT *et al.* (2000a), usado para projetar o RAHLF, em escala piloto, para tratamento de esgoto sanitário.

Admitiu-se escoamento semelhante ao reator tubular ideal de fluxo pistonado, conforme estudos de CABRAL *et al.* (1995) e de NARDI *et al.* (1999), isotérmico considerando as pequenas variações de temperatura no afluente e cinética de primeira ordem para a degradação anaeróbia de esgoto sanitário, conforme obtido por VIEIRA (1996).

Equação de Projeto 3.2 (ZAIAT *et al.*,2000a) foi obtida do balanço de massa do RAHLF em estado estacionário, sendo o substrato orgânico do esgoto sanitário representado pela DQO solúvel.

$$E_{DQO} = \left\{ 1 - \exp \left[\frac{-(L/D) \cdot \bar{X} \cdot k_1 \cdot \eta \cdot D}{\varepsilon \cdot v_s} \right] \right\} \cdot 100 \quad (3.2)$$

Sendo:

E_{DQO} = Eficiência de remoção de DQO (Imposta em 94% de remoção);

L= Comprimento do reator (14,4m resultante);

D= Diâmetro do reator (fixado em 14,5 cm de tubo de PVC comercial);

\bar{X} = é a concentração de biomassa média baseada no volume útil do reator (13800 mg SSV.l⁻¹) obtida a partir dos estudos cinéticos de VIEIRA (1996);

k_1 = Constante cinética intrínseca de primeira ordem (7,51 x 10⁻⁵ l/mg SSV.h);

η = é o fator de efetividade global (estimado em 0,23);

ε = é a porosidade do leito (0,4-estimada).

v_s é a velocidade superficial de líquido no leito (0,09 cm.s⁻¹, adotado para viabilizar o uso de tubos de PVC disponíveis no mercado e abaixo do valor limite determinado de 1,5 cm.s⁻¹ para evitar arraste de células).

As dimensões do reator projetado foram estabelecidas em consonância com as medidas de tubos de PVC disponíveis comercialmente, respeitando-se alguns detalhes construtivos.

O L/D resultante em 100 na Eq.(3.2), constituiu em condição favorável para o estabelecimento do escoamento em fluxo pistonado;

A constante específica de velocidade (k_1) utilizada na Eq. (3.2) refere-se ao parâmetro cinético intrínseco, isto é, obtido sob condições de resistências à transferência de massa desprezível que, por conseguinte, confere à Eq. (3.2) ampla aplicação independente de condições operacionais, caso fosse adotado um parâmetro cinético aparente.

O fator de efetividade (η), segundo BAILEY & OLLIS (1986), quantifica a extensão das resistências à transferência de massa em sistemas heterogêneos, sendo fisicamente definido como a razão entre a velocidade de consumo de substrato observada e a velocidade obtida se não houvesse resistência à transferência de massa, avaliada a partir do valor da concentração de substrato na fase líquida. Se o fenômeno de transferência de massa é muito rápido em relação às reações bioquímicas, η tende a 1, caso ocorra influência significativa do processo de transferência de massa na velocidade global da reação, η será menor que a unidade.

Para avaliação desse fator de efetividade, os autores aplicaram o balanço de massa em uma biopartícula esférica, combinando os processos de transferência de massa e reacionais, com vistas a obter a expressão que correlacionasse as concentrações no interior da partícula (S) e na interface (S_i) com os coeficientes de transferência de massa, com os parâmetros cinéticos intrínsecos e com as características geométricas da partícula. Justificaram a adoção de uma biopartícula esférica a fim de facilitar a formulação, adotando como dimensão característica o raio equivalente de uma partícula esférica com o mesmo volume da matriz cúbica de espuma de poliuretano.

A seqüência de cálculo usada para obtenção do fator de efetividade encontra-se descrita por ZAIAT *et al.* (2000a), já os resultados da avaliação preliminar do modelo realizada pelos autores, foram incorporados aos da operação plena do RAHLF e são discutidos no item 5.8 deste trabalho.

4. INSTALAÇÕES E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Este capítulo descreve a estratégia metodológica adotada com vistas ao atendimento dos objetivos estabelecidos para esta pesquisa, contemplando a apresentação do sistema experimental, do planejamento das ações investigativas e dos métodos utilizados.

O reator experimental para tratamento de esgotos sanitários, em escala piloto, projetado por ZAIAT *et al.* (2000a), foi implantado em área anexa às instalações do Laboratório de Processos Biológicos – LPB do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - SHS/EESC da Universidade de São Paulo-USP.

O afluente utilizado como substrato para a digestão anaeróbia foi o esgoto sanitário da cidade de São Carlos-SP, derivado de duas redes coletoras distintas, encaminhados para uma estação elevatória, com poço de sucção de aproximadamente 6m³, de onde era bombeado para a unidade experimental, composta pelo RAHLF precedido de um sistema reservatório e de peneiramento.

4.1 REATOR ANAERÓBIO HORIZONTAL DE LEITO FIXO – RAHLF

O Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), com volume total de 237,5 l, foi construído com tubos comerciais de PVC de 14,5 cm de diâmetro (D), dispostos em cinco módulos em série de 2,88m, perfazendo um comprimento total (L) de 14,4m, o que redundou em uma relação total de L/D de, aproximadamente, 100.

O afluente oriundo da estação elevatória de esgoto sanitário alimenta continuamente um sistema reservatório composto por duas caixas de fibrocimento, respectivamente de 1000 e 750 l, sendo que esta última, dispõe de duas peneiras, malhas de 1mm, e dispositivo ladrão (*overflow*) para renovação do esgoto armazenado. Uma bomba de diafragma, modelo BDN 2C, produzida pela ECOSAN, recalca o esgoto peneirado para alimentação do RAHLF. O esquema construtivo e de fluxos do reator é apresentado na FIGURA 4.1.

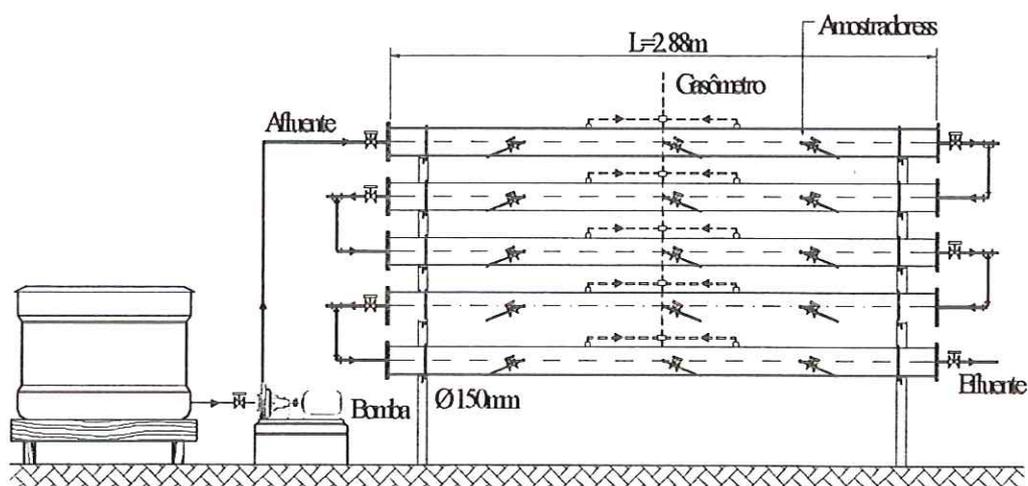


FIGURA 4.1 Desenho esquemático do sistema experimental

Cada módulo do reator (tubo de PVC) foi preenchido com aproximadamente 29 l de material suporte, constituído de matrizes cúbicas de espuma de poliuretano, densidade aparente de 23 kg/m^3 e 1 cm de lado, resultando uma porosidade esperada de 40%.

Além da entrada e saída de cada módulo, o sistema dispunha de mais 3 pontos de amostragem, por meio de registros de esfera de PVC de $\frac{1}{2}$ ". Diferente da configuração original, a coleta de gás foi realizada por dois coletores, situados nas posições relativas de L/D de cada módulo iguais a 7 e 12. A coleta de cada módulo foi interligada a um coletor central com válvula acoplada, com comando de abertura regulado por um pressostato, marca T&S. Antes da emissão para a atmosfera, os gases ainda passavam por um gasômetro, marca ZEL-Alexander Wright modelo midget.

As FIGURAS 4.2 e 4.3 apresentam o levantamento fotográfico do RAHLF e alguns dos detalhes do sistema experimental.

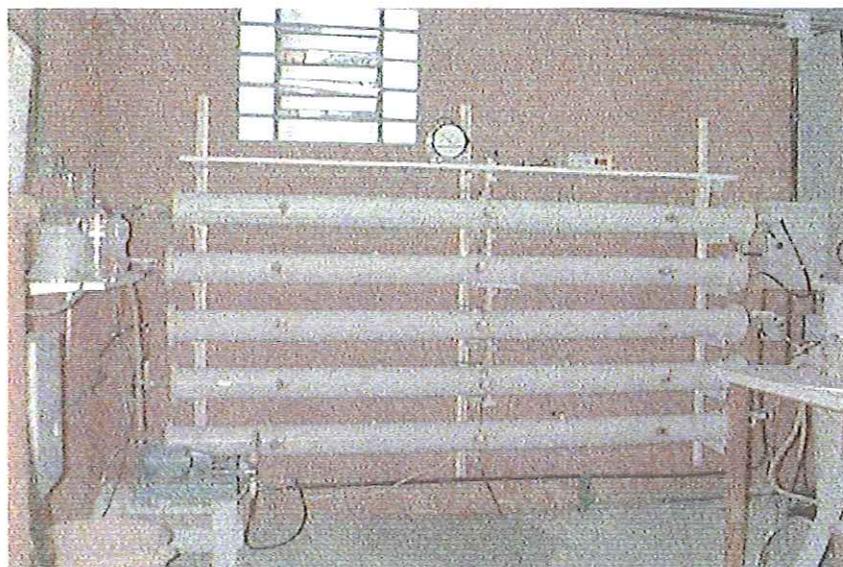
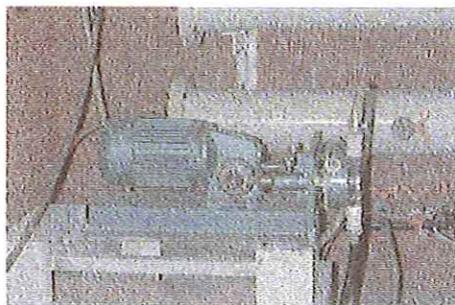
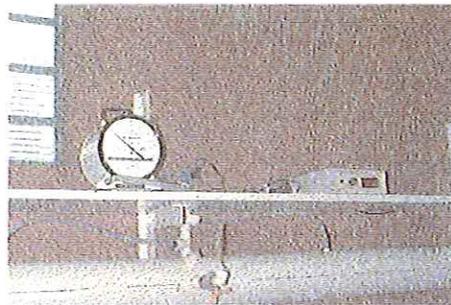


FIGURA 4.2: Fotografia do RAHLF – piloto usado na pesquisa



Bomba de alimentação do RAHLF



Gasômetro, válvula e pressostato



Sistema de armazenamento de esgoto



Detalhe do peneiramento

FIGURA 4.3 Levantamento fotográfico de detalhes das partes integrantes do sistema experimental

4.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Com vistas a atingir os propósitos desta pesquisa elaborou-se, inicialmente, o planejamento experimental, elencando as ações e estudos necessários ao atendimento dos objetivos gerais e específicos estabelecidos. Esta fase contemplou o levantamento bibliográfico dos métodos aplicáveis, a definição dos recursos técnicos e financeiros necessários, bem como, a estimativa de tempo demandado para cada ação e estudo. Deste planejamento inicial, resultou a estratégia metodológica de avanço escalonado e progressivo ao objetivo geral, percorrendo etapas com estudos e avaliações delimitadas e/ou específicas, doravante denominadas fases da pesquisa, a saber:

Fase 1: Retomada da operação do RAHLF com células já imobilizadas. Após partida inicial e operação durante quinze semanas, o RAHLF encontrava-se inoperante há cerca de dois meses (Jan/98-Fev/98).

Fase 2: Reparos de manutenção no sistema, alterações construtivas advindas das sugestões e recomendações da pesquisa de ZAIAT *et al.* (2000b) e das constatações pertinentes a fase 1, bem como, a incorporação e avaliação de novos instrumentos como gasômetro, pressostato e medidor *on line* do parâmetro DQO (Fev/98-Mar/98)

Fase 3: Avaliação operacional e de desempenho, por longo período, com o monitoramento dos parâmetros (físicos, físico-químicos e microbiológicos) de controle do processo, bem como, registros dos problemas, das dificuldades experimentadas e das ações expedidas (Jan/98-Out/00).

Fase 4: Avaliação dos limites de desempenho e de qualidade do RAHLF com estudos específicos das respostas do sistema à aplicação de diferentes TDH e busca dos fatores limitativos (Ago/98-Jun/99).

Fase 5: Caracterização e avaliação do cenário de colapso operacional por entupimento, com abertura do reator para diagnóstico físico e coleta de amostras para análises laboratoriais (Fev/98;Jun/99 e Out/00).

Fase 6: Avaliação da hidrodinâmica do reator, contemplando a seleção de traçadores, métodos e instrumentos para aplicação da técnica de estímulo – reposta. Ajuste dos resultados experimentais aos modelos teóricos, avaliação do TDH real em diversas fases da pesquisa bem como, do procedimento de enchimento dos reatores com espuma quanto à variabilidade gerada na porosidade efetiva (Abr/99-Out/99).

Fase 7: Acompanhamento da dinâmica de desenvolvimento do biofilme anaeróbio no RAHLF, em situação de partida inicial e operação plena, pelos monitoramentos das fases líquida, gasosa e sólida aderida ao meio suporte, este último, enfatizando análises microscópicas para identificação das morfologias preponderantes (Ago/98, Jul/99 e de Jul/00-Out/00).

4.3 PROTOCOLO DE MONITORAMENTO

A avaliação do comportamento operacional e da digestão anaeróbia no RAHLF se deu com o monitoramento sistemático de parâmetros indicativos da condição imposta, desempenho e estabilidade do processo, nas fases líquida, gasosa e sólida (suporte), cujos resultados eram periodicamente registrados em planilhas especialmente elaboradas para cada fase experimental.

No monitoramento da fase líquida, diariamente determinava-se a vazão em curso para acompanhamento do TDH aplicado e a temperatura do afluente e efluente. Com rotina também diária, verificava-se o estado das telas do peneiramento, o funcionamento das bombas e anotava-se a temperatura ambiente e a pressão de controle do biogás. Com frequência semanal ou menor dependendo do enfoque das fases da pesquisa, coletava-se cerca de 200 ml de amostras do afluente, intermediários e efluente final para realização das análises físico-químicas de acompanhamento do desempenho (DQO e Sólidos) e da estabilidade da digestão anaeróbia (pH, alcalinidades e Ácidos orgânicos Voláteis). Neta mesma planilha registrava-se as ocorrências de cunho operacional, como panes eletromecânicas e vazamentos.

A fase gasosa (biogás) foi monitorada com o acompanhamento da pressão de controle, coleta, de 1 a 3 vezes por semana de amostra para determinação dos teores de metano e CO₂, indicadores da estabilidade da digestão anaeróbia. Ocasionalmente, monitorava-se também a vazão de biogás gerado diariamente acoplando-se ao sistema um gasômetro.

O monitoramento da fase sólida enfocou a avaliação do desenvolvimento do biofilme aderido ao meio suporte, contemplando a coleta, em períodos programados, de exemplares das matrizes de poliuretano para a determinação analítica dos sólidos aderidos e análises de microscopia para observação das morfologias anaeróbias presentes.

4.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas das amostras da fase líquida foram realizadas no LPB-SHS/USP, contemplando os parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO) bruta (não filtrada) e filtrada, Sólidos Totais (ST), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Alcalinidade total e parcial, Ácidos Voláteis Totais e pH. A frequência das coletas, análises e os respectivos métodos expedidos encontram-se sintetizadas na TABELA 4.1.

TABELA 4.1: Parâmetros de monitoramento ambiental e físico-químico da fase líquida, frequência e métodos de análise.

Parâmetro	Frequência	Método de Análise
Vazão	Diária	Volume em proveta e cronômetro
Temperatura	Diária	Termômetros
Perda de Carga	Ocasionalmente	Piezômetro de coluna d'água e/ou mola
pH	1 a 3/semana	Potenciométrico (APHA, 1998)
Alcalinidade a bicarbonato	1 a 3/semana	Titulométrico (RIPLEY <i>et al.</i> , 1986)
DQO bruta e filtrada	1 a 3 /semana	Espectrofotométrico (APHA, 1998)
ST, SSV e SST	1 a 3/ semana	Gravimétrico (APHA, 1998)
Ácidos Voláteis específicos	Ocasionalmente	Cromatografia (MORAES <i>et al.</i> , 2000)
Ácidos Voláteis Totais	1 a 3 /semana	Titulométrico (DILALLO & ALBERTSON, 1961)

Cabe ressaltar que a frequência estabelecida para as análises foi dependente dos objetivos específicos de cada fase da pesquisa, bem como, da estabilidade operacional do sistema a luz da racionalização de tempo e custos.

4.5 MONITORAMENTO CROMATOGRÁFICO

Para análise específica dos ácidos orgânicos voláteis presentes na fase líquida (acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico e capríco), utilizou-se metodologia proposta por MORAES *et al.* (2000) para extração dos ácidos da amostra para uma solução etérea, por sua vez, injetadas no cromatógrafo HP 5890, coluna capilar HP INNOWAX, com detector (FID) a 300 °C, tendo o H₂ como gás de arraste.

O volume de biogás produzido pelo reator foi obtido pela leitura direta no registro do gasômetro e sua composição, em termos de metano e dióxido de carbono, avaliada por cromatografia gasosa, utilizando-se do cromatógrafo Gow-Mac, com detector de condutividade térmica e coluna "Porapak Q" (2m x 1/4" - 80 a 100 mesh), tendo H₂ como gás de arraste a 1 ml.s⁻¹. As amostras foram coletadas em pontos específicos do reator, onde se dispunha de plugues de 3/4" adaptados com selos de borracha de silicone e nas mangueiras de silicone que conduziam os gases até o gasômetro.

4.6 ESTUDOS DA HIDRODINÂMICA DO REATOR

Na avaliação da hidrodinâmica do RAHLF, em diversos estágios da operação e vazões volumétricas aplicadas, utilizou-se da técnica de estímulo e resposta (LEVENSPIEL, 1999), com perturbação promovida pelos traçadores pré-selecionado, avaliação dos perfis de DTR e ajustes de modelos teóricos.

A TABELA 4.2 apresenta os traçadores pré-selecionados que passaram por testes de adequação aos propósitos de cada estudo de hidrodinâmica, nos meios água-espuma e esgoto-espuma.

TABELA 4.2 Traçadores pré –selecionados para os estudos de hidrodinâmica

Traçador	Método de detecção
NaCl	Condutivimetria - sonda Vernier/TI
NaCl	Eletrodo específico – sonda Vernier/TI
LiCl	Espectrofotometria de absorção atômica
Dextrana Azul	Espectrofotometria visível e UV
Azul de Bromophenol	Espectrofotometria visível
Eosina y	Espectrofotometria visível
Mordante Violeta	Espectrofotometria UV
Rhodamina WT	Fluorometria
Verde de Bromocresol	Espectrofotometria visível

A injeção dos traçadores foi feita na forma de pulso na entrada de cada módulo com a coleta temporal de amostras em recipientes de 50ml. As amostras foram coletadas em intervalos de 1 a 10 minutos, exceção feita aos testes com NaCl, monitorados por eletrodos submersos, com intervalos de leitura de 30 segundos a 2 minutos.

Após obtenção dos perfis de distribuição temporal da concentração dos traçadores - DTR, buscou-se o ajuste dos modelos uniparamétricos propostos por LEVENSPIEL (1999), apresentados na TABELA 4.3.

TABELA 4.3 Modelos Hidrodinâmicos Uniparamétricos de Dispersão

MODELO	PARÂMETRO	EQUAÇÃO
Dispersão de pequena intensidade	$Pe_h = 2/\sigma_\theta^2$	$E_\theta = \frac{1}{\sqrt{4\pi/Pe_h}} \exp\left[-\frac{Pe_h(1-\theta)^2}{4}\right]$
Dispersão de grande intensidade (aberto)	$\sigma_\theta^2 = \frac{2}{Pe_h} + \frac{8}{Pe_h^2}$	$E_\theta = \frac{1}{\sqrt{4\pi\theta/Pe_h}} \exp\left[-\frac{(1-\theta^2)}{4\theta/Pe_h}\right]$
Tanques em série (N-CSTR)	$N = 1/\sigma_\theta^2$	$E_\theta = \frac{N(N\theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N\theta}$

Os modelos de dispersão de pequena e grande intensidade utilizam o parâmetro adimensional denominado número de Peclet hidrodinâmico (Pe_h), numericamente igual à razão entre a velocidade de transporte advectivo e difusivo. Já o parâmetro N representa o número de reatores de mistura perfeita em série. A definição dos parâmetros usados para obtenção da DTR normalizada (E_θ) e a seqüência de cálculos utilizada para ajuste dos modelos encontram-se na TABELA 4.4.

TABELA 4.4 Definição dos parâmetros usados para obtenção da DTR normalizada (E_θ) após a obtenção do tempo adimensional (θ)

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

As curvas de DTR, além de propiciarem a verificação da hipótese de escoamento em fluxo pistonado, foram úteis também, para quantificar a perda de volume útil racional durante as diversas fases de operação, na determinação da porosidade do leito de cada módulo e a na avaliação da variabilidade da metodologia utilizada para preenchimento dos reatores com espuma.

Utilizou-se também, de ferramentas estatísticas para verificação da influência de outros parâmetros nas curvas de DTR, como tipo de traçador, massa injetada e TDH teórico aplicado.

4.7 FORMAÇÃO DO BIOFILME

Para o acompanhamento da evolução temporal do processo de retenção e aderência da biomassa no meio suporte e ao longo do reator, coletavam-se, periodicamente, amostras das matrizes de espuma ao longo do reator seguindo para determinação dos sólidos voláteis totais (SVT) presentes e para observações microscópicas dos microrganismos aderidos ao suporte . A coleta consistia na retirada de 8 exemplares de 1 cm de lado e a reposição com um outro de 2 cm, com vistas a não criar vazios no reator.

4.7.1 Caracterização Microbiológica do Biofilme Anaeróbio

As análises microbiológicas foram realizadas por Microscopia Ótica de contraste de fase (MO) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), respectivamente, realizadas no LPB e no Instituto de Física de São Carlos-USP.

Na Microscopia Ótica, as amostras de espumas foram manipuladas com uma pinça para promover o desprendimento das células aderidas e a melhor observação microscópica. A epifluorescência foi verificada utilizando-se de uma luz ultravioleta conectada ao microscópio Olympus BHT 2. As imagens foram captadas através do software *Image Pro Plus*.

No preparo das amostras para a MEV, realizada no microscópio de varredura digital Zeiss DSM-960, utilizou-se do método de preparação desenvolvido por NATION (1983) e adaptada por ARAÚJO (1994) para biofilmes constituídos de bactérias. Na primeira etapa, de fixação do biofilme, as amostras foram mantidas em uma solução tampão de fosfato 0,1 M (pH = 7,3), contendo 2,5% de glutaraldeído por 12 h e 4°C. Depois as amostras foram lavadas três vezes com a solução tampão de fosfato e desidratadas gradualmente, depois de sucessivas imersões em soluções de etanol sob um gradiente crescente de concentração (50%, 70%, 80%, 90%, 95% 100%) e posteriormente imergidas em hexametildisilazane por 30 segundos.



As espumas preenchidas com o biofilme foram coladas ao suporte com esmalte incolor e, em seguida, transferidas para uma estufa a uma temperatura inferior a 50°C, por aproximadamente 2 horas. A seguir, foram submetidas ao recobrimento com ouro para análise posterior.

4.7.2 Quantificação da Biomassa Aderida

Para quantificar a biomassa aderida ao suporte, utilizava-se de 4 matrizes de espuma, transferidas para um frasco de 40 mL, com adição de pérolas de vidro, em quantidade quatro vezes maior em relação à de espuma, e 10 mL de água destilada. Em seguida, lacrava-se o frasco e promovia-se a agitação do mesmo durante 20 minutos para que a biomassa aderida soltasse da espuma, metodologia esta, utilizada por RIBEIRO (2001). O líquido era separado das pérolas de vidro e das espumas, em seguida transferido para cápsulas de porcelana de 50 ml, previamente pesadas (P_0), e as espumas para cápsulas de vidro. Por sua vez, as espumas e as cápsulas de porcelana com líquido recolhido eram levadas para uma estufa à 100°C, onde permaneciam até peso constante, cerca de 24 horas. Em seguida, as espumas as cápsulas de porcelana (P_1) foram pesadas gerando, respectivamente, (P_E) e (P_1). Na última etapa, a cápsula era transferida para uma mufla, ajustada para temperatura de 550°C, onde permanecia por 2 horas. Após isto, pesava-se novamente a cápsula, obtendo-se o valor de (P_2).

Os valores de sólidos suspensos totais e de sólidos suspensos voláteis por grama de espuma foram, então, obtidos a partir das EQUAÇÕES (4.1) e (4.2):

$$ST = \frac{(P_1 - P_0)}{P_E} \quad (4.1)$$

$$SVT = \frac{(P_1 - P_2)}{P_E} \quad (4.2)$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo contempla a discussão dos resultados dos experimentos realizados com o RAHLF tratando esgoto sanitário, no período de janeiro de 1998 a outubro de 2000. Em consonância com o planejamento experimental descrito no Cap. 4, os resultados são apresentados de forma escalonada, contemplando as especificidades das fases experimentais implementadas.

5.1 RETOMADA DA OPERAÇÃO (Fase 1)

Como o RAHLF-piloto havia ficado inoperante por cerca de dois meses, a primeira atividade experimental consistiu na retomada da operação, iniciada com a completa limpeza da caixa armazenadora de esgoto sanitário e peneiras. Religada a bomba de alimentação do RAHLF, para a vazão de 20 l/h, correspondente ao TDHt de 4,3h, pôde-se observar a invasão de líquido na tubulação destinada à coleta dos gases. Procedeu-se, então, o abaixamento da altura da fase líquida com a manipulação dos registros controladores de nível, com vistas a eliminar a anomalia operacional. Não suficiente, realizou-se, então, a retro-lavagem dos módulos 1 e 2, com água de abastecimento, acoplando uma mangueira a jusante de cada módulo, com o recolhimento do efluente pelos dispositivos de amostragem de líquido na entrada dos respectivos módulos e pela tubulação de gás.

Após quatro dias de operação, o problema voltou a se manifestar e repetiu-se o procedimento da retro-lavagem. A reincidência da anomalia se manifestou 5 dias após. Nesta primeira fase, já se experimentava a principal dificuldade em operar o RAHLF no tratamento de esgoto sanitário: a reduzida autonomia operacional devido aos constantes entupimentos do leito.

Em sua concepção original, cada módulo do reator dispunha de um cano de PVC de $\frac{3}{4}$ " perfurado, inserido acima da fase líquida, destinado à coleta dos gases gerados pela digestão na aeróbia. A coleta modular, por sua vez, era interligada a uma tubulação única para exaustão natural após passar por um selo hídrico promovido por um Erlenmeyer 500 ml adaptado para este fim. Nesta configuração, cerca de 9% do volume útil do reator era destinada à zona de separação de gás do líquido. Pela FIGURA 5.1 pode-se observar a configuração original, registrada em levantamento fotográfico.

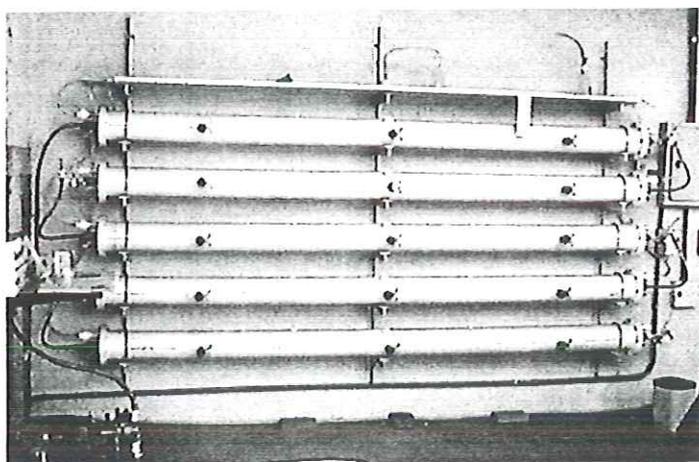


FIGURA 5.1 Fotografia do RAHLF – piloto original, quando ainda dispunha dos tubos internos para coleta e exaustão dos gases formados

Ocorreu também, nesta fase, elevada prevalência de interrupções no bombeamento de esgoto da estação elevatória para a unidade de armazenamento e peneiramento, principalmente no período noturno, devido a deficiências nos dispositivos de retenção de esgoto no poço de sucção e pelo concomitante consumo demandado por outras pesquisas no mesmo local.

Até então, apenas uma caixa de fibro-cimento de 750 l, com peneiras acopladas, era utilizada para atendimento desta pesquisa, com autonomia de suprimento de 12 horas, no caso de suspensão do bombeamento de esgoto.

Diante da prevalência das anomalias operacionais por entupimentos, vazamentos e da pequena quantidade de esgoto armazenado para suprimento emergencial, decidiu-se por implementar amplas ações de reparos e manutenção no RAHLF, bem como, pela ampliar a capacidade de armazenamento de esgoto, com a instalação de uma nova caixa de fibro-cimento de 1000 l, interligada em série e precedendo a original de 750 l.

5.2 REPAROS, ALTERAÇÕES CONSTRUTIVAS E INCORPORAÇÃO DE NOVOS INSTRUMENTOS (Fase 2)

A primeira atividade desenvolvida nesta fase consistiu na abertura do reator em colapso por entupimento, com a inspeção visual das condições internas. Pôde-se observar, principalmente nos dois módulos iniciais, um leito espesso, com aparência escura, com tonalidade próxima ao preto, com lodo disperso e aglutinado na forma de micro-grânulos nos interstícios, com presença de fios de cabelo e de uma espécie de goma branca amarelada, possivelmente originária da produção extracelular de polímeros. Constatou-se também, o rompimento generalizado das telas originais de retenção do suporte nos módulos, com extensiva impregnação de sólidos agregados à espécie de goma em suas malhas e a obstrução de grande parte dos orifícios do tubo coletor de gases.

As primeiras medidas expedidas foram: troca das telas com malha de aproximadamente 1 mm por modelo mais reforçado, com malha de aproximadamente 5 mm; os tubos internos para separação dos gases gerados retirados e eliminados na nova configuração, com um ganho teórico em termos de volume útil reacional da ordem de 9%.

Foram alterados, também, os dispositivos de passagem de um módulo para o outro de forma a conferir melhores condições para que os módulos permanecessem afogados.

A coleta de gás passou a ser pela parte superior externa de cada módulo, com a perfuração das paredes superiores do reator e adaptação de registros de gás por agulhas de $\frac{1}{4}$ de polegada, implantados na direção longitudinal de cada módulo, em posições relativas a 35 e 70% do comprimento. A estes registros foram conectadas mangueiras de gás interligadas a um tubo de PVC de $\frac{3}{4}$ de polegada, denominado coletor central, posicionado perpendicularmente ao escoamento líquido, dispendo de uma válvula em sua extremidade superior, cujo comando de abertura era gerado por um regulador eletrônico de pressão, com faixa operacional positiva regulável até cerca de 200 mm de coluna d'água. Os gases liberados do reator passaram, ainda, a serem encaminhados para um gasômetro, antes da emissão para a atmosfera.

Estas alterações objetivaram evitar o inconveniente desvio de líquido pela saída de gás; obter maior flexibilidade operacional no controle do nível da fase líquida compensando a perda de carga oriunda do acúmulo de sólidos e, por conseguinte, maior autonomia do sistema em relação às paradas destinadas à retro-lavagem; reduzir caminhos preferenciais no escoamento e maximizar o volume útil reacional; propiciar a monitoramento da produção de biogás e conferir maior robustez estrutural ao RAHLF, principalmente quando exposto ao acúmulo de sólidos.

Com as alterações promovidas, foi observada sensível melhoria das condições operacionais, no tocante ao espaçamento entre as retro-lavagens, embora não suficiente para uma operação prolongada por mais de 30 dias sem limpeza.

Outro problema operacional vivenciado no início dos trabalhos foi o envio de sobrecarga de sólidos, acumulados nas caixas de armazenamento, para o RAHLF, decorrente da prevalência da redução do fornecimento de esgoto *in natura*.

Esta redução era advinda da obstrução do gradeamento do poço de sucção, inclusive com a ocorrência de sinistros de travamento de bombas e queima de motores elétricos.

Com vistas a mitigar esse problema, estabeleceu-se um cronograma de manutenção preventiva para os sistemas de recalque de esgoto, armazenamento e bombeamento de esgoto sanitário peneirado para o reator. Cronograma, este, fundamentado no acompanhamento histórico das ocorrências, passando a expedir a desobstrução e limpeza semanal do gradeamento, e, trimestralmente, a limpeza completa do poço de sucção por meio de *caminhões limpa fossa*. Para o sistema de armazenamento, estabeleceu-se a limpeza das telas de peneiramento e descargas de fundo, duas vezes por semana, e o completo esgotamento, uma vez por mês, para remoção mais efetiva das incrustações, com uso de vassouras e jatos de água.

Com a implementação da rotina de manutenção preventiva, as ocorrências de suspensão do fornecimento de esgoto e sobrecarga de sólidos no afluente foram efetivamente mitigadas.

Cabe ainda relatar, embora não ocorrida nesta fase inicial, a avaliação da implementação do *FIELD PROGRAMMABLE ANALYSER ULTRAVIOLET-1.100 SERIES* da TYTRONICS, um equipamento que havia sido anteriormente adquirido com especificação para determinação *on line* da DQO do RAHLF.

A implementação do equipamento demandou alto e inevitável consumo de água de diluição para seu funcionamento contínuo, da ordem de 25 m³/mês. Os resultados dos testes de calibração e operação do equipamento apontaram sua elevada suscetibilidade às características de composição das amostras, exigindo calibrações distintas para as determinações representativas no esgoto *in natura*, peneirado e efluente do reator.

O uso nas determinações de DQO com amostras distintas, apresentou desvios de até 40% quando comparado aos resultados gerados pelo método 5220-D da APHA (1998), leitura colorimétrica, após digestão da amostra em refluxo fechado.

Pode-se concluir, que embora o equipamento promovesse uma compensação interna do efeito da turbidez das amostras, o princípio de funcionamento do equipamento, absorção de luz UV pela matéria orgânica, gerava variabilidade na intensidade desta absorção, ligada ao estado de oxidação da matéria orgânica presente. Condição, esta, que aliada às características operacionais do equipamento, de permitir apenas uma calibração para operação contínua, inviabilizou seu uso em atendimento aos propósitos da aquisição especificada, que era o monitoramento contínuo e simultâneo do afluente e efluente do RAHLF.

5.3 AVALIAÇÃO OPERACIONAL E DE DESEMPENHO DO RAHLF APÓS AS ALTERAÇÕES CONSTRUTIVAS (Fase 3)

A caracterização qualitativa do esgoto sanitário *in natura* utilizado foi obtida por levantamento bibliográfico, referente a outras pesquisas realizadas com o mesmo substrato e por eventuais determinações analíticas do afluente que alimentava as caixas de armazenamento e peneiramento.

Já para o esgoto peneirado, dito afluente do RAHLF, realizou-se um monitoramento semanal sistematizado, com amostras compostas por seis alíquotas coletadas ao longo do dia (08 – 20h) e, também, uma instantânea quando da coleta de amostras do efluente do RAHLF.

O monitoramento do efluente do reator, consistiu de coleta de amostras simples, haja vista a pequena variabilidade ao longo do dia dos resultados analíticos.

A TABELA 5.1 sintetiza as principais características do esgoto sanitário utilizado nesta pesquisa.

TABELA 5.1 – Principais Características do Esgoto Sanitário Utilizado

Parâmetros	Esgoto <i>in natura</i>			Afluentes RAHLF
	DALTRO F ^o (1998)	NOUR (1996)	Amostragem (abril/1998)	Amostragem (abril/1998)
PH	6,7 a 6,9	6,5 a 6,9	6,9 a 7,6	6,9 a 7,1
DQO _B (mg/l)	534 ± 65	433 ± 112	628 ± 57	370 ± 46
DQO _F (mg/l)	193 ± 18	169 ± 39	287*	213*
Alcalinidade T. (mg CaCO ₃ /l)	111 ± 12	109 ± 18	134 ± 31	168 ± 50
Ácidos Voláteis (mgHac/l)	-	32,5 ± 12,6	43 ± 10	61 ± 19,6
SST (mg/l)	261 ± 49	193,6 ± 46	176 ± 74	78 ± 34
SSV (mg/l)	215 ± 38	166,9 ± 55,5	152 ± 67	69 ± 30

* Resultado de amostra composta

Pela Tabela 5.1 pode-se observar que o sistema de armazenamento e peneiramento em malha de 1 mm promoveu uma redução aproximada de SST de 55%, de SSV de 45% e de 40% na DQO não filtrada, demonstrando, assim, sua efetividade como um tratamento primário.

Diante dos resultados obtidos na caracterização do afluentes do RAHLF por amostragem composta e simples, durante um monitoramento de 3 meses, optou-se, tam bém, por utilizar apenas a amostragem simples, já que as amostras coletadas, entre 9 e 15h, apresentavam resultados próximos aos da amostragem composta.

A avaliação de desempenho do RAHLF em longa operação é apresentada e discutida neste capítulo, por períodos operacionais, caracterizados pelas especificidades dos objetivos do monitoramento de cada fase operacional, sendo o primeiro, de abril a agosto de 1998, discutido neste sub-item e os demais incorporados a discussão dos sub-itens subseqüentes.

Período operacional de 140 dias (abril a agosto de 1998)

Este período caracterizou-se pela avaliação operacional e de desempenho do RAHLF, após as alterações construtivas promovidas. Devido sua longa inatividade, acima de 60 dias, esvaziamento e exposição ao ar, optou-se por promover um aumento gradual da vazão afluyente aplicada, com vistas a minimizar o arraste de sólidos.

Iniciou-se com a vazão de 14 l/h, correspondente ao tempo de detenção hidráulico teórico (TDHt) de 6,8 h, calculado em função do volume útil de projeto. Percebendo significativo arraste de sólidos entre os módulos reduziu-se, então, a vazão para 4,8 l/h (TDHt=19,8h) e, com a constatação da redução do arraste, ela foi progressivamente aumentada, obtendo-se a partir de 30 dias de operação, a vazão média de $19,2 \pm 2,3$ l/h (TDHt entre 4,4 e 5,6h).

A FIGURA 5.2 apresenta o perfil da vazão aplicada deste período operacional, cujas oscilações foram oriundas da sensibilidade do sistema à presença e retenção de sólidos, geradoras de obstruções nas válvulas do diafragma da bomba e perda de carga no reator.

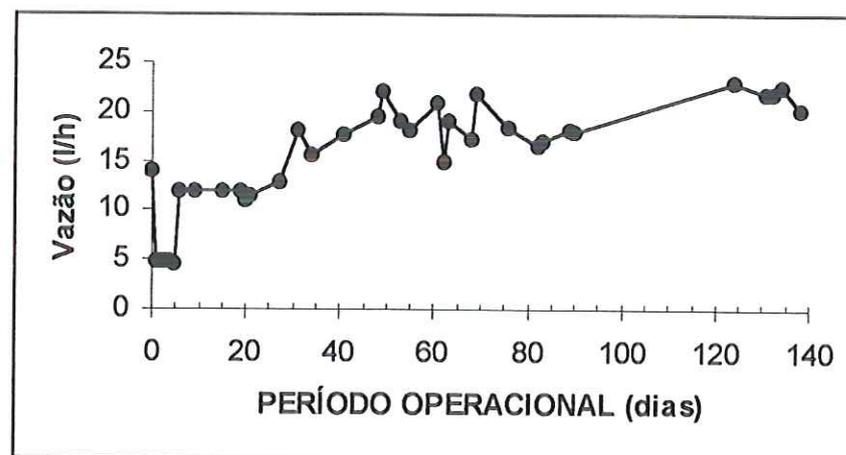


FIGURA 5.2 Perfil da vazão aplicada no período operacional de 140 dias

A TABELA 5.2 apresenta as principais características do esgoto sanitário peneirado utilizado como substrato do RAHLF neste primeiro período de monitoramento de 140 dias.

TABELA 5.2 Principais Características do Esgoto Sanitário afluente no período operacional de 140 dias.

Parâmetros	Valores médios
pH	6,8 a 7,9
DQO _B (mg/l)	347 ± 78
DQO _F (mg/l)	194 ± 46
Alcalinidade T. (mg CaCO ₃ /l)	171 ± 32
Ácidos Voláteis (mgHac/l)	49 ± 11
SST (mg/l)	77 ± 23
SSV (mg/l)	67 ± 19

O monitoramento da temperatura ambiente no período registrou mínima de 13°C e máxima de 30°C, já a temperatura do esgoto afluente apresentou o valor médio de 23. O pH do efluente esteve entre 6,7 e 7,3.

As FIGURAS 5.3 e 5.4 representam o comportamento da DQO_B (não filtrada) e DQO_F (filtrada), para o afluente e efluente do RAHLF.

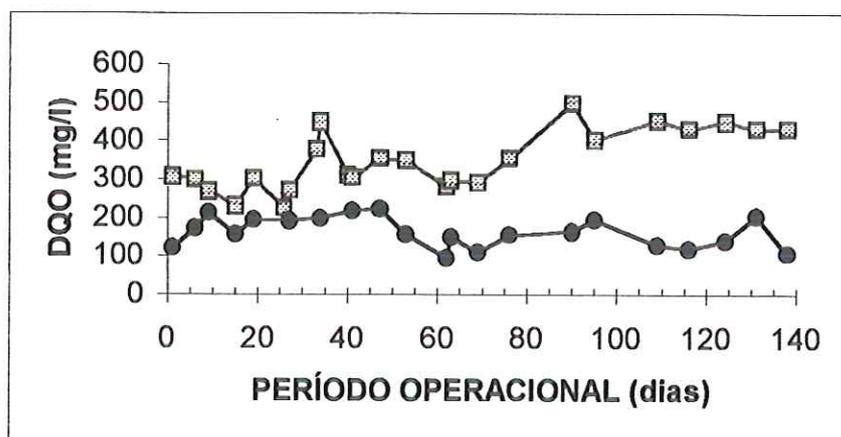


FIGURA 5.3 Perfis temporais da DQO_B do afluente(■) e efluente (●) no período operacional de 140 dias

Os valores obtidos de DQO_B demonstraram a capacidade do reator de retenção de material em suspensão, manifestada de forma mais efetiva, após 45 dias de operação, possivelmente ligada à ação das bactérias hidrolíticas. Após este período, a DQO_B no efluente apresentou o valor médio de 142 ± 35 mg DQO/l . O aumento dos valores da DQO_B afluyente após 70 dias de operação é atribuída a deficiências na manutenção da limpeza do gradeamento da elevatória e das peneiras, além da sazonalidade do esgoto.

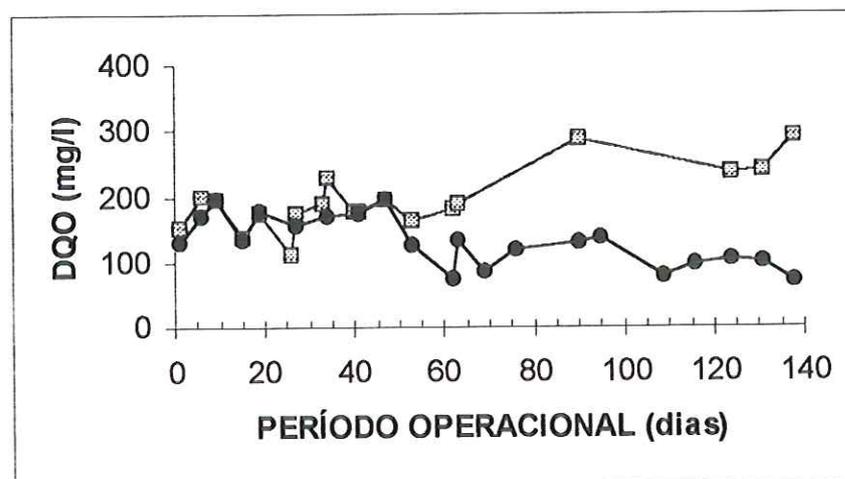


FIGURA 5.4 Perfis temporais da DQO_F do afluyente(■) e efluente (●) no período operacional de 140 dias.

Pela FIGURA 5.4 observa-se após 45 dias de operação que a DQO_F do efluente apresentou redução em sua concentração, atribuída a ação efetiva da biodigestão. A partir de então, os valores apresentaram a tendência de estabilização, com valor médio de 103 ± 24 mg/l e mínimo de 70 mg/l. Este nível de qualidade do efluente final, também foi observado por ZAIAT *et al.*(2000b), após 50 dias de operação iniciada sem inóculo. A pequena antecipação temporal desta tendência de queda da DQO_F , quando comparada ao período observado por ZAIAT *et al.*(2000b), é um forte indício do comprometimento da biomassa durante o período em que o reator passou por manutenção, quando o recheio ficou praticamente seco e exposto ao ar.

As eficiências de remoção de DQO obtidas são apresentadas na FIGURA 5.5, na qual observa-se o aumento dos valores após 50 dias de operação, apresentando, após esse período, valores médios de $63 \pm 10\%$ e $54 \pm 14\%$, respectivamente, para amostras não filtradas e filtradas.

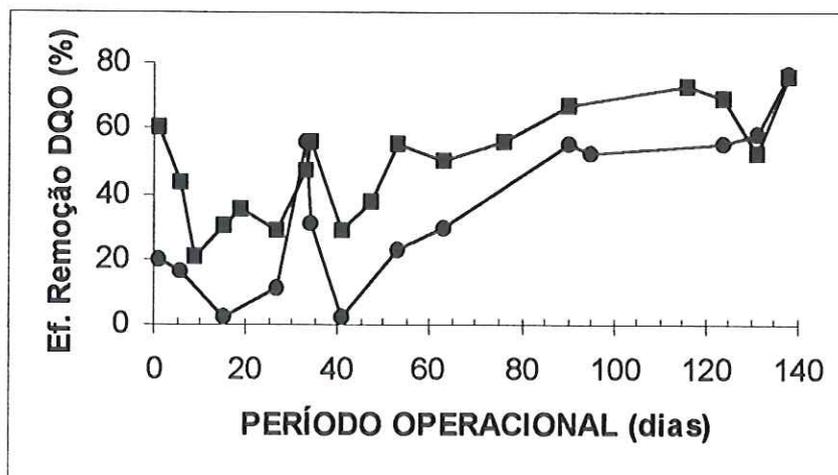


FIGURA 5.5 Eficiências de remoção de DQO_B (■) e DQO_F (●) no período operacional de 140 dias.

O perfil temporal dos resultados do monitoramento de ácidos graxos voláteis totais (AVT), encontrados na FIGURA 5.6, é indicativo que a fase de acidogênese prevaleceu nos 45 dias iniciais, haja vista que as concentrações no efluente foram maiores que os observados no afluente, todavia, sem redução abrupta do pH face à capacidade de tamponamento do meio reagente, dada pela alcalinidade disponível no esgoto. A partir de então, manifestou-se de forma efetiva a fase de metanogênese, caracterizada pela remoção substancial de ácidos, quando se obteve maior estabilidade deste parâmetro, com valor médio de 25 ± 4 mg HAc/l, bem abaixo do valor médio do afluente, 49 ± 11 mg HAc/l.

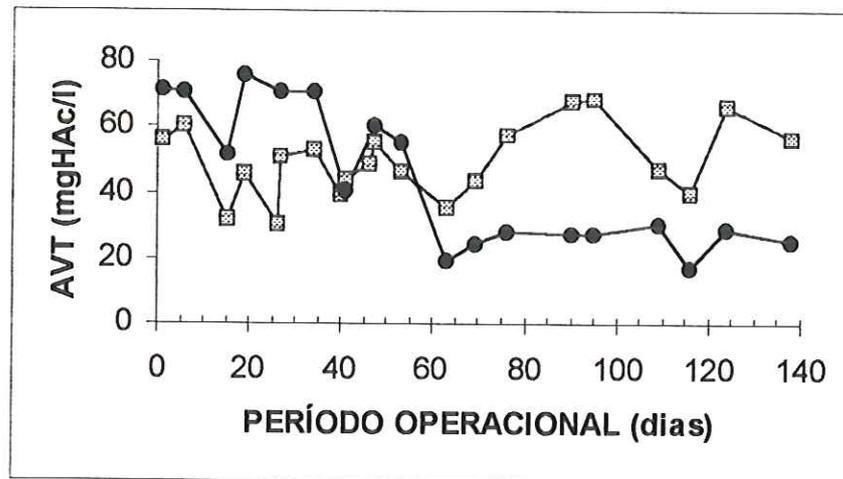


FIGURA 5.6 Perfis do monitoramento de AVT no afluente (■) e efluente (●) no período operacional de 140 dias.

Quanto à avaliação da estabilidade da biodigestão, monitorou-se, também, a alcalinidade, suas frações e inter-relações. Pode-se observar na FIGURA 5.7, a geração de alcalinidade a bicarbonato a partir de 45 dias de operação, confirmando, assim, o equilíbrio bioquímico entre os microrganismos produtores de acetato e os metanogênicos. A razão entre a alcalinidade intermediária e parcial (Alc_i/Alc_p), estabilizou-se próximo de 0,4, valor este reportado por RIPLEY (1986) como provável valor de equilíbrio.

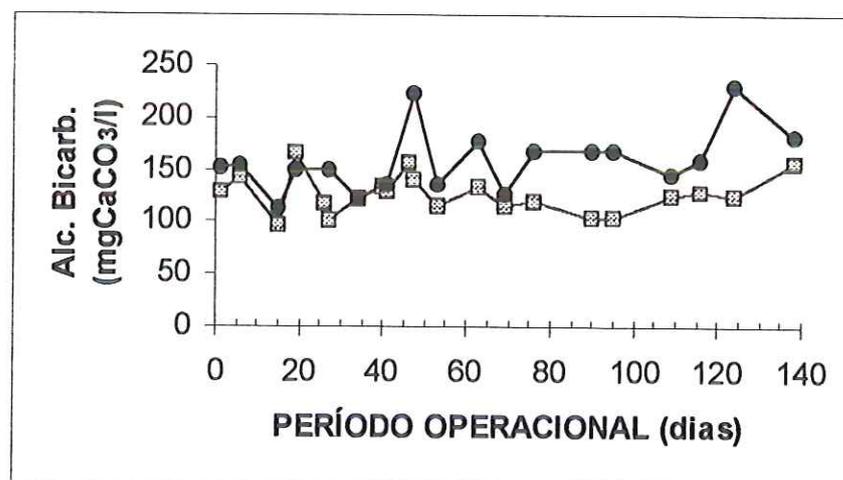


FIGURA 5.7 Perfis do monitoramento da alcalinidade a bicarbonato no afluente (■) e efluente (●) no período operacional de 140 dias.

Quanto aos sólidos, as remoções médias obtidas em todo o período foram de $76 \pm 17\%$ e $79 \pm 7\%$, respectivamente de SST e SSV. O valor médio para o efluente final foi de 13 ± 5 mg SSV/l. Pode-se também constatar, que os SST foram praticamente constituídos de SSV, sendo que, em muitas amostras, não foi detectada a presença de sólidos fixos pelo método utilizado, o que reitera a eficiência do pré-tratamento implementado.

Pela quantificação de metano e CO_2 no monitoramento da fase gasosa, pôde-se observar, conforme representação da FIGURA 5.8, o crescente enriquecimento temporal de metano no biogás gerado até um patamar de estabilização. Contata-se que as amostras coletadas nos últimos módulos apresentaram uma concentração maior de metano, apresentando, no período mais estável, porcentagem molar de 70 a 80% de metano e de 3 a 5% de dióxido de carbono.

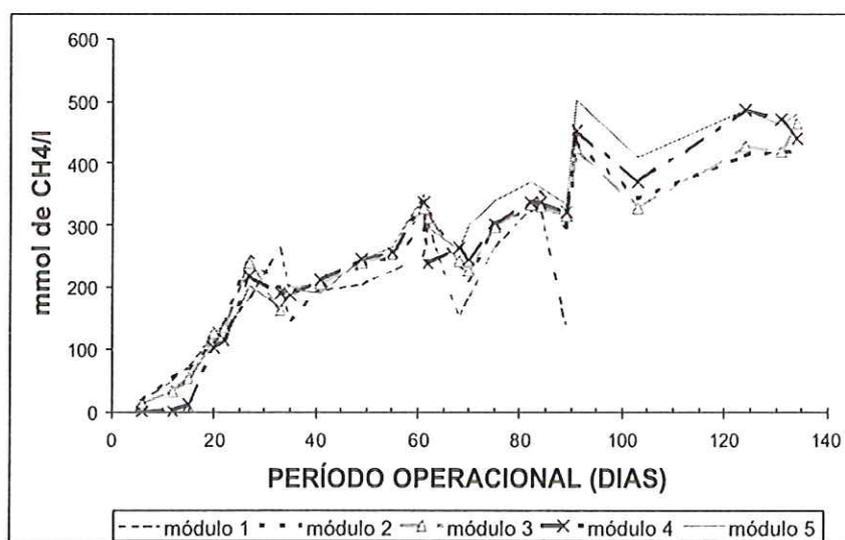


FIGURA 5.8 Perfis do monitoramento de metano no biogás gerado pelos módulos do RAHLF período operacional de 140 dias.

O maior percentual de metano obtido nas amostras referentes aos módulos finais, constituiu-se em um indício do comportamento do RAHLF como reator tubular de fluxo pistonado, com a preponderância da fase

metanogênica nos últimos módulos. Todavia, os módulos iniciais são mais suscetíveis a presença de outros gases.

Cabe esclarecer, também, que a descontinuidade apresentada pelo módulo 1, deveu-se a maior perda de carga neste módulo, tendo ocorrido inclusive, a inundação do compartimento de coleta de gás, o que por sua vez, exigiu procedimentos de limpeza, envolvendo a abertura e despressurização do módulo, podendo ter promovido uma diluição do biogás amostrado.

A partir do 90º dia de operação pôde-se observar a fase de maior concentração de metano no biogás e menor variabilidade nos resultados analíticos, configurando um cenário de estabilização da composição do biogás. Fase, esta, coincidente com o período em que os parâmetros monitorados na fase líquida também se mostraram mais estáveis, com maior eficiência de remoção de DQO. Diante destas considerações, atribuiu-se como marco do estabelecimento do equilíbrio dinâmico aparente do processo, o 90º dia de operação.

O tempo operacional demandado para se atingir esse equilíbrio dinâmico aparente do processo foi correspondente ao período de 12 semanas obtido por ZAIAT *et al.* (2000b), quando também, os valores dos parâmetros de monitoramento passaram a apresentar maior estabilidade.

Este marco revela, ainda, o extensivo comprometimento da biomassa presente no RAHLF quando dos procedimentos de manutenção, haja vista a similaridade apresentada com o comportamento observado por ZAIAT *et al.* (2000b) em partida sem inoculação prévia.

Realizou-se, também, o monitoramento do comportamento espacial da biodigestão anaeróbia ao longo do RAHLF, por meio de coletas pontuais de amostras do afluente do reator e dos efluentes dos cinco módulos, especificados pela relação L/D do reator de 0 (afluente), 20, 40, 60, 80 e 100 (efluente final, 5º módulo).

As FIGURAS 5.9, 5.10, 5.11, 5.12, 5.13 e 5.14 correspondentes ao 91º dia de operação, representam os perfis espaciais típicos dos parâmetros de monitoramento das fases líquida e gasosa, entre os 90º e 140º dias de operação, após o marco do equilíbrio dinâmico aparente .

O comportamento típico observado apresentou em consonância com as características peculiares de reator tubular de fluxo pistonado, com a degradação e estabilidade do processo, manifestando-se de forma progressiva ao longo do percurso, exceção feita aos incidentes com arrastes de sólidos do primeiro módulo.

No tocante ao parâmetro SSV, os módulos iniciais apresentaram, freqüentemente, grande remoção e/ou retenção deste material, todavia, por várias vezes, a quantidade acumulada no módulo 1 parecia sobrepular sua capacidade, ocasionando arraste para o módulo 2, conforme ocorrido no 91º de operação. Pela FIGURA 5.9 pode-se observar o desdobramento do arraste de sólidos do módulo 1, possivelmente saturado, e a elevada retenção desse excedente, nos módulos subseqüentes 2 e 3, acima de 90 % da quantidade efluente do módulo 1.

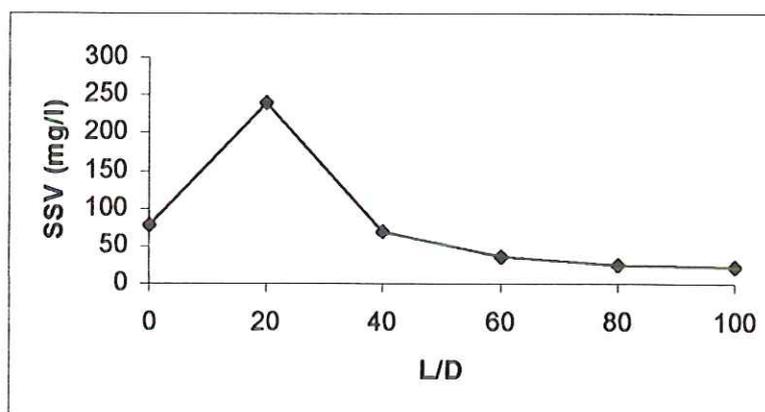


FIGURA 5.9 Perfil espacial típico de SSV ao longo do comprimento do RAHLF entre o 90º e 140º dias de operação.

A FIGURA 5.10 mostra o reflexo do arraste do excesso de biomassa do módulo 1, em termos de DQO_B , sendo este excesso efetivamente assimilado pelo módulo subsequente, que apresentou o maior percentual de redução modular. Quando não saturado de sólidos particulados esta maior redução ocorria no módulo 1.

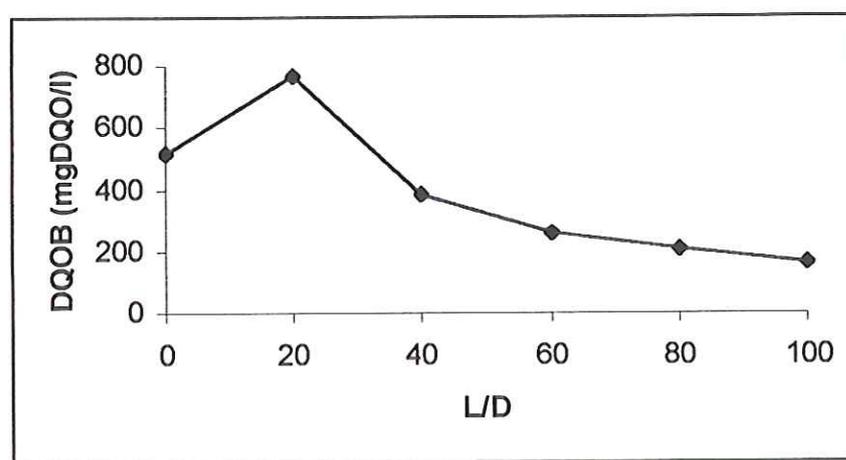


FIGURA 5.10 Perfil espacial típico da DQO_B ao longo do comprimento do RAHLF entre 90^o e 140^o dias de operação

Pela FIGURA 5.11, observa-se o perfil de remoção da matéria orgânica não particulada, em termos da DQO filtrada, com comportamento similar a de um reator tubular, bem como, a confirmação de que a DQO arrastada do módulo 1 era essencialmente particulada.

Esta remoção de DQO filtrada deu-se de forma mais acentuada nos módulos iniciais 1, 2 e 3 que nos módulos finais 4 e 5, possivelmente pelo reflexo das baixas concentrações na cinética da digestão.

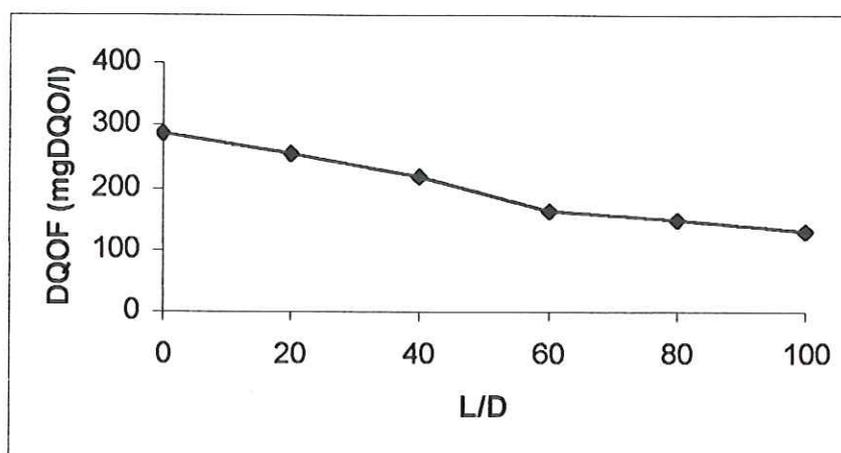


FIGURA 5.11 Perfil espacial típico da DQO_F ao longo do comprimento do RAHLF entre 90º e 140º dias de operação

Pela FIGURA 5.12 pode-se constatar, também, o progressivo ganho de estabilidade da biodigestão ao longo do reator, dado pelo perfil ascendente de geração de alcalinidade. A relação (Alc_i/Alc_p) também decresceu ao longo do reator, sendo igual a 0,54 no primeiro módulo e atingindo a 0,32 nos módulos 4 e 5, este último, mais próximo de 0,4, reportado por RIPLEY (1986), como provável valor de equilíbrio da digestão anaeróbia.

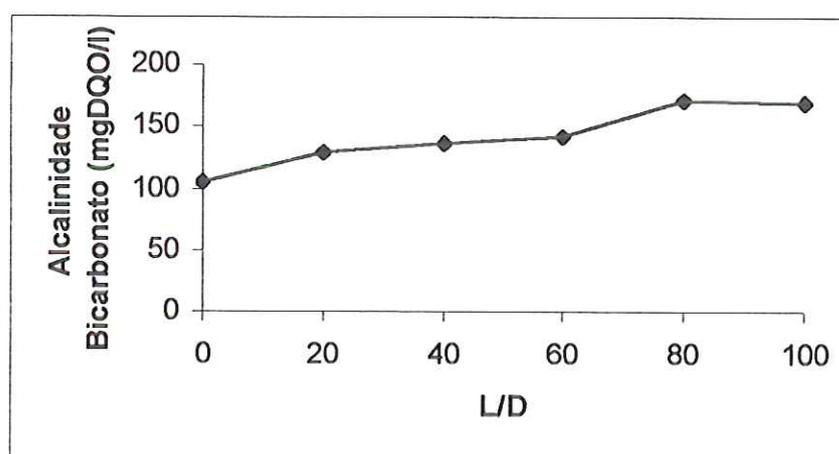


FIGURA 5.12 Perfil espacial típico da Alcalinidade Bicarbonato ao longo do comprimento do RAHLF entre 90º e 140º dias de operação

No tocante aos AVT, o comportamento do perfil apresentado na FIGURA 5.13, também confirma a estabilidade da digestão e a progressiva redução deste parâmetro ao longo do percurso.

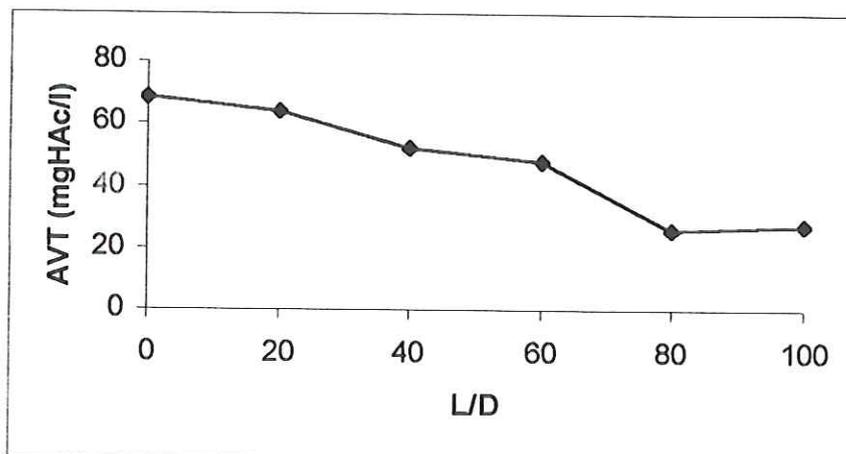


FIGURA 5.13 Perfil espacial típico de AVT ao longo do comprimento do RAHLF entre 90º e 140º dias de operação

Pelo perfil de concentração de metano no biogás no 91º dia de operação, FIGURA 5.14, pode-se observar o enriquecimento de metano ao longo do percurso.

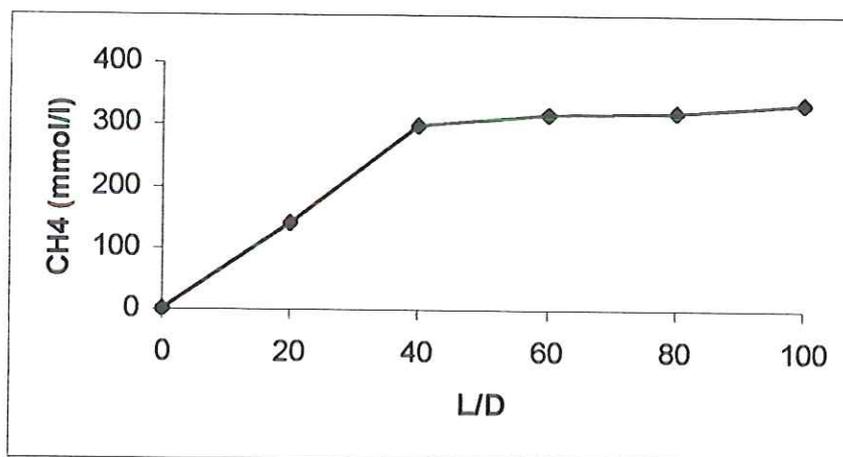


FIGURA 5.14 Perfil espacial da concentração de metano ao longo do RAHLF no 91º dia de operação

A composição de metano próxima a 80% nas amostras coletadas nos dois últimos módulos é sugestiva de uma predominância da metanogênese

nos módulos finais do RAHLF. Todavia, esta avaliação deve ser considerada com cautela face à suscetibilidade da composição do biogás coletado nos módulos iniciais estarem sujeitas a outros fatores intervenientes, tais como as operações de bombeamento e retrolavagem.

No que tange a remoção de material solúvel, os perfis espaciais demonstraram estarem em consonância com a hipótese admitida no projeto, de escoamento tubular de fluxo pistonado. Todavia o modelo matemático de projeto não contemplou a dinâmica de remoção de matéria orgânica particulada nem os eventos de arraste de sólidos que apontam um desvio de idealidade não prevista, além de constituírem em um estorvo operacional.

Cabe ressaltar, ainda, que sempre diante da observação de arraste de sólidos, procedia-se de imediato a retro-lavagem no módulo 1, com vistas a garantir uma maior autonomia operacional do RAHLF. Demandou-se retro-lavagens com frequência bimestral, nos 60 dias iniciais de operação, mensal no mês subsequente e quinzenal após 90 dias de operação.

De um modo geral, após a implementação das mudanças estruturais, o sistema experimental apresentou o mesmo patamar de eficiências e qualidade final do efluente que quando de sua primeira fase operacional de 15 semanas, reportada por ZAIAT (2000a). Por outro lado, obteve-se ganho significativo de autonomia operacional frente à opção original, embora não suficientes para uma operação prolongada acima de 60 dias.

Ressalta-se, também, que as alterações construtivas promoveram um aproveitamento maior de volume reacional, todavia o aumento de 10% no TDHt não repercutiu em melhor qualidade do efluente, caracterizando a operação em faixa não limitativa em termos de carga orgânica aplicada, o que vislumbra a possibilidade de otimização do volume útil reacional.

O comportamento observado nos últimos módulos demonstrou a existência de um residual de DQO não assimilável, seja por deficiências de transferência de massa ou cinética, devido às características do substrato remanescente, presença de metabólitos e/ou pela baixa concentração disponibilizada às células.

5.4 FORMAÇÃO E DESENVOLVIMENTO DO BIOFILME (Fase 7)

Após 150 dias de operação do RAHLF, em sua nova configuração, ou cerca de um ano após a primeira partida, procedeu-se a abertura dos módulos para a coleta de amostras destinadas à caracterização morfológica da biomassa presente no reator. Motivado pela tendência de segmentação das etapas da biodigestão anaeróbia ao longo do reator, apontada pelos resultados dos monitoramentos das fases líquida e gasosa, coletou-se amostras na entrada, meio e saída de cada módulo.

As amostras, então, foram encaminhadas para análise por microscopia ótica de fase e epifluorescência. A primeira constatação foi que as amostras de matrizes de espuma figuravam-se com coloração preta, sendo que as referentes aos módulos iniciais 1 e 2, apresentavam-se mais escuras, além de, visualmente, com maior concentração de sólidos aderidos.

As células da biomassa na espuma mostraram-se tanto na forma dispersa quanto agregada em micro-grânulos ($d < 500\mu\text{m}$). Esta última forma, a qual se desfazia prontamente, era mais facilmente encontrada nas amostras referentes aos módulos iniciais. Constatou-se grande diversidade de morfologias anaeróbias em todas as amostras, não tendo sido observadas diferenças significativas na distribuição da incidência das mesmas dentre as amostras coletadas.

Como exemplo, encontrou-se arqueas metanogênicas em todas as amostras, o que leva, sob o ponto de vista qualitativo, a concluir que não ocorreu segmentação efetiva das etapas da digestão anaeróbia ao longo do reator. Já, sob o ponto de vista quantitativo, a maior concentração de biomassa aderida deu-se nos módulos iniciais, também função da maior disponibilidade de substrato.

A estrutura reticulada da espuma e sua alta porosidade, características propícias para a formação de regiões internas de estagnação do escoamento, podem ser apontadas como condições favoráveis para o estabelecimento desta diversidade morfológica, haja vista a maior facilidade de disponibilidade dos substratos limitativos para cada espécie na região estagnada que no escoamento prevalecente nos interstícios do recheio do reator.

A identificação desta diversidade disseminada por todo o reator, configurou a disponibilidade do catalisador biológico em todo o percurso reacional, que aliada às características hidrodinâmicas do escoamento do RAHLF, como próximo ao de um reator tubular, confere singular potencial para o rápido restabelecimento do equilíbrio dinâmico, frente a uma perturbação de sobrecarga orgânica ou até mesmo tóxica.

Na FIGURA 5.15 são apresentadas as principais morfologias observadas nas análises de microscopia de fase e epifluorescência, representativas de todo o reator.

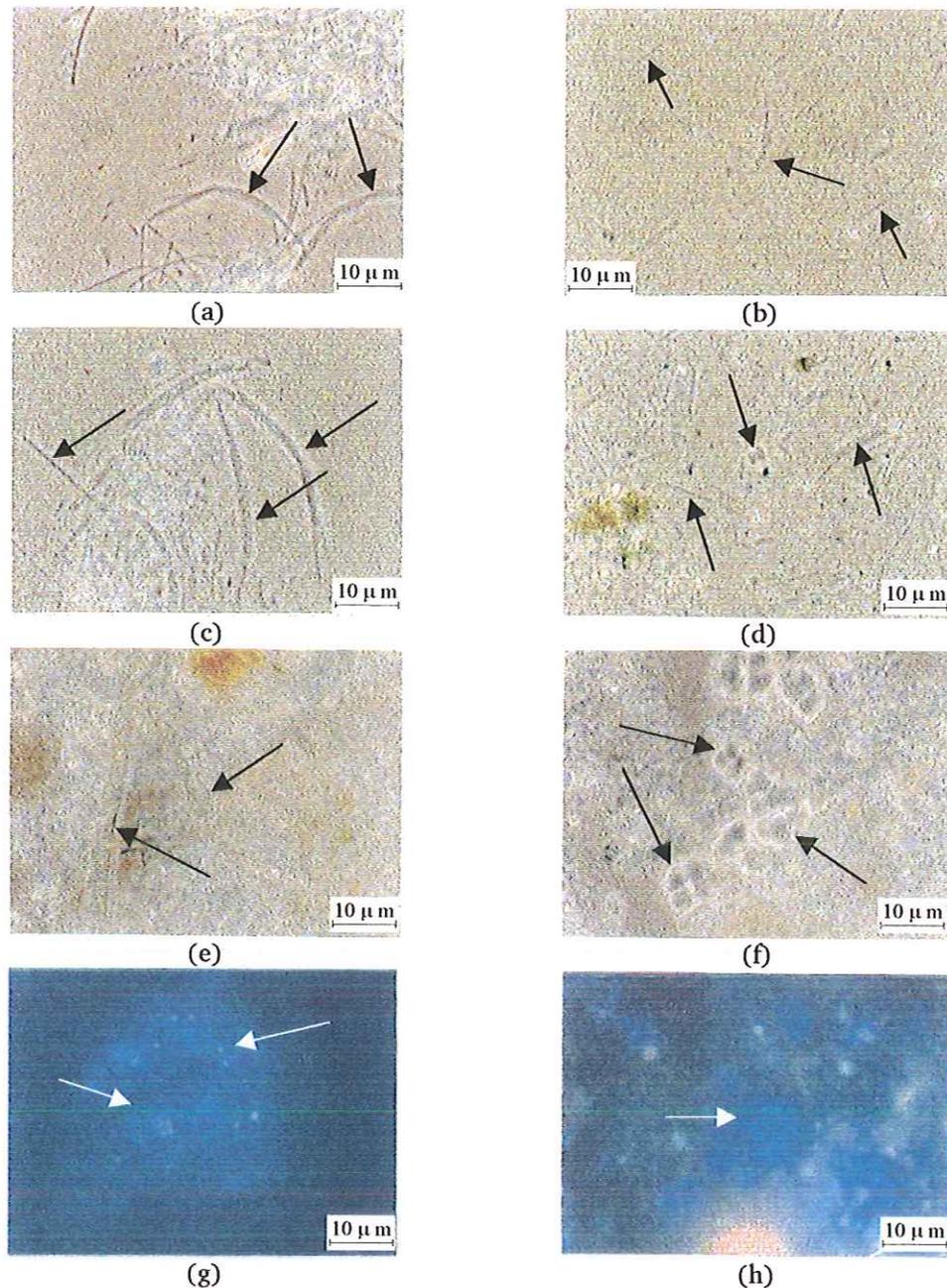


FIGURA 5.15 Observações morfológicas sobre microscopia de contraste de fase e de epifluorescência no biofilme aderido ao suporte do RAHLF no primeiro ano de operação: (a) e (c) microrganismos semelhantes a *Methanosaeta* sp, (b) vibrios e bacilos, (d) cocos e bacilos, (e) fungos (f) e (h) microrganismos semelhantes a *Methanosarcina* sp., (g) bacilos e cocos fluorescentes.

Aparentemente, haja vista a maior facilidade de se encontrar campos colonizados, os módulos iniciais apresentaram maior concentração de microrganismos, da mesma forma que material particulado abiótico, como a sugestiva presença de material polimérico. Já nos módulos finais, as amostras mostraram-se mais limpas, o que facilitou as observações. Fundamentado no número de ocorrências de cada morfologia nos diversos campos observados de cada amostra, classificou-se a incidência de cada morfologia como predominante, freqüente, pouco freqüente e rara.

Na FIGURA 5.15, a,b,c,d encontram-se em destaque, as morfologias de bacilos, cocos, vibrios e semelhantes as arqueas *Methanosaeta* sp. que se apresentaram de forma predominante nas amostras analisadas. Já a observação de cocos e bacilos fluorescentes, destacada na FIGURA 5.15g, ocorreu de forma freqüente.

As morfologias semelhantes a *Methanosarcina* sp., em destaque na FIGURA 5.15f com a manifestação de sua fluorescência e na FIGURA 5.15h, foram observadas com pouca freqüência.

Pode-se observar, também, conforme FIGURA 5.15e, a presença de fungos, com sua rara incidência manifestada em amostra do primeiro módulo do reator. Segundo PESSIN (1997), esse organismo apresenta afinidade por compostos de celulose e lignina, degradando-os a compostos mais simples, assimiláveis pelas arqueas metanogênicas. Esta presença constituiu-se em um bom indicativo da capacidade do RAHLF degradar compostos orgânicos complexos presentes no esgoto.

A predominância observada de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. em relação às semelhantes a *Methanosarcinas* sp. ganha sustentação nos estudos de GUJER & ZEHNDER (1983), onde encontraram velocidades específicas de crescimento maiores para a *Methanosaeta* sp. em ambientes com concentração de acetato inferior a 55 mg/l, valor este acima do encontrado no monitoramento do RAHLF tratando esgoto sanitário.

Como esta pesquisa iniciou-se com o RAHLF já inoculado, para o acompanhamento da dinâmica temporal e espacial de formação inicial do biofilme anaeróbio, foi necessário o esvaziamento de quatro módulos do RAHLF-piloto, ocorrida após dois anos de operação, sendo novamente preenchidos com meio suporte limpo.

Esta fase de enfoque na formação inicial do biofilme teve a duração de 10 semanas, período este que se mostrou suficiente para confirmação da consolidação do mesmo, com as mesmas morfologias predominantes observadas no primeiro ano de operação.

O procedimento experimental desta fase de enfoque específico consistiu na retirada semanal de 8 exemplares de matrizes do meio suporte dos quatro módulos e preparação das mesmas para as análises por microscopia ótica e eletrônica de varredura (MEV) e para determinação dos sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) aderidos aos exemplares.

Iniciou-se a operação do reator com vazão de 17,5 l/h (TDHt=4,3 h), implementando, concomitantemente o monitoramento das fases líquida e gasosa quanto aos parâmetros operacionais de controle descritos no Cap.4.

De forma análoga às constatações dos exames microscópicos dos biofilmes consolidados referentes ao primeiro e segundo anos de operação, a diversidade de morfologias, observada nas amostras temporais dos módulos 1 e 2, apresentou-se bem semelhante. No segundo módulo, encontrou-se melhor qualidade visual para identificação morfológica, haja vista a menor incidência de material abiótico. Diante deste resultado, optou-se pela representação da evolução do biofilme com as melhores fotos referentes a cada semana amostrada, tanto do módulo 1 como do módulo 2.

As análises por microscopia eletrônica de varredura, das amostras coletadas ao longo das 10 semanas de monitoramento, revelaram os padrões de imobilização da biomassa, tipificados em três formas:

- i) estágio inicial de formação do biofilme esparsa, caracterizado por células aderidas à espuma e randomicamente distribuídas;

- ii) estágio intermediário de agregação, caracterizado por células aderidas umas às outras, com possível elo de ligação promovido por polímeros extracelulares, haja vista as evidências desta presença observada pela MEV;
- iii) estágio avançado, caracterizado pela presença de microgrânulos ($d < 500 \mu\text{m}$) retidos nos poros da espuma, com maior incidência maior a partir da sétima semana.

Os estágios de formação do biofilme observados no RAHLF encontram correspondência na seqüência de colonização proposta por Van LOOSDRECH *et al.* (1990), além de se revelarem bem semelhantes aos padrões de imobilização relatados por VARESCHE *et al.* (1997), em estudo com o RAHLF de bancada degradando glicose, e RIBEIRO (2001), na avaliação da evolução de biofilme em reator diferencial com recheio de espuma de poliuretano, tratando esgoto sanitário sintético. Este último ainda confirmou a presença dos polímeros extracelulares por método analítico específico.

Os referidos padrões de imobilização encontram-se retratados a seguir, conjuntamente com a apresentação das morfologias observadas ao longo das 10 semanas de monitoramento da formação inicial do biofilme aderido.

Primeira Semana de Operação

A microscopia das amostras da primeira semana, cujos resultados encontram-se FIGURAS 5.16 e 5.17, revelou um cenário de colonização inicial dispersa, com a predominância de morfologias de bacilos ovalados e afilados, presença de vibrios, cocos, filamentos, bacilos em cadeia e espiroquetas. Possivelmente, esses microrganismos estavam ligados às etapas de hidrólise e fermentação anaeróbia, já que os mesmos não apresentaram fluorescência nas amostras analisadas. Também não foi observada a presença de arqueas metanogênicas, responsáveis pela última etapa da digestão anaeróbia.

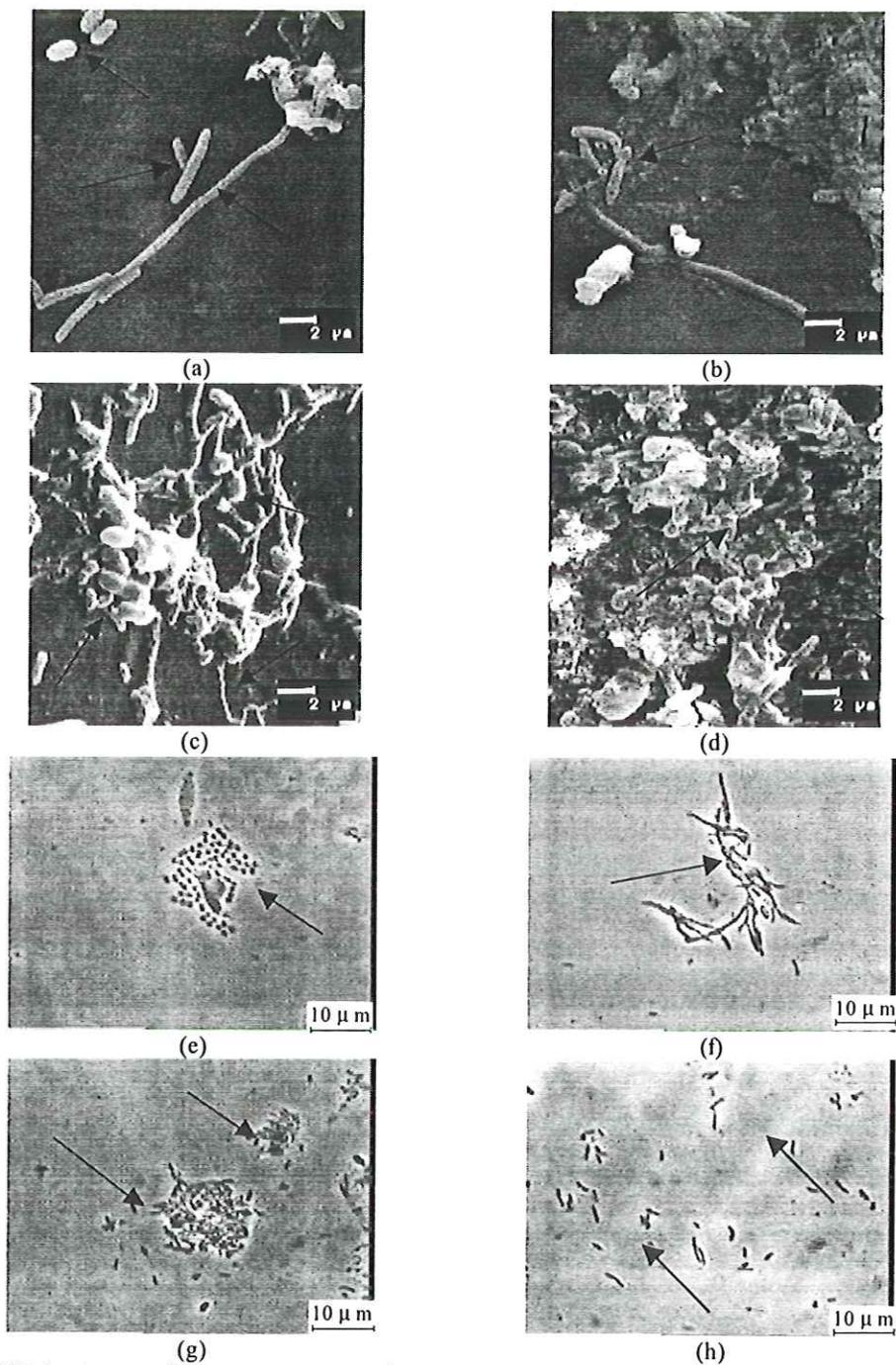


FIGURA 5.16: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da primeira semana de operação: (a) e (b) bacilos e filamentos; (c) bacilos e espiroquetas; (d) cocos e bacilos; (e) cocos; (f) filamentos; (g) e (h) bacilos ovalados e afilados.

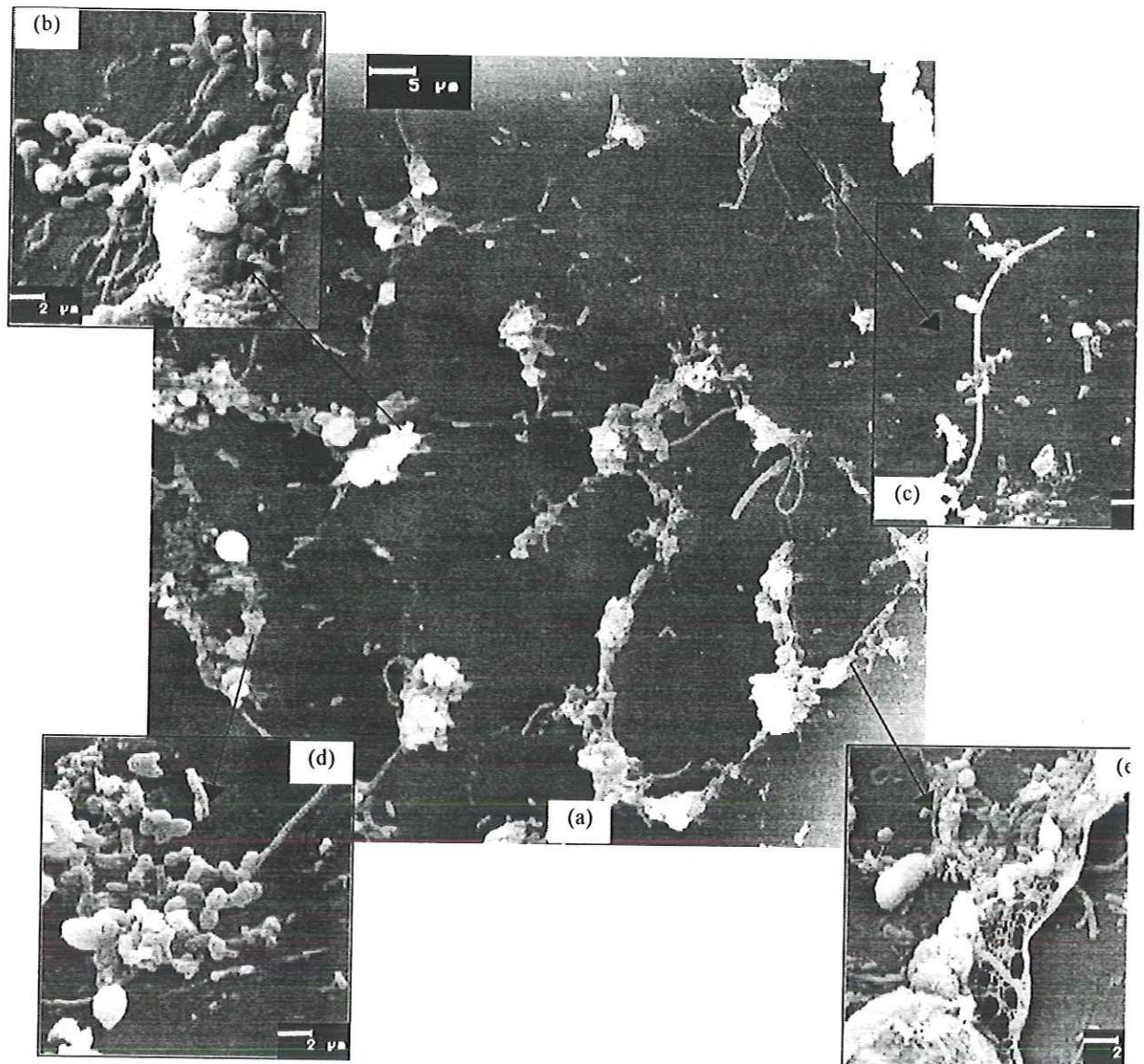


FIGURA 5.17: Observações sob microscopia eletrônica de varredura da fase inicial de colonização da espuma das amostras da primeira semana de operação: (a) visão geral da colonização da espuma; (b), (c) e (d) aderência inicial e fixação das células; (e) formação de micro-colônias e excreção de polímeros.

Os resultados dos monitoramentos das fases líquida e gasosa também corroboram com o entendimento da prevalência das etapas iniciais da digestão anaeróbia na primeira semana, principalmente, devido às imperceptíveis reduções da DQO_F e geração de metano. Por outro lado, observou-se significativa redução da DQO_B no efluente, atribuída à retenção física e solubilização promovida pela hidrólise do material particulado presente no esgoto afluente. Redução, esta, que repercutiu na grande incidência de material abiótico nas amostras do primeiro módulo.

Pela FIGURA 5.17 e seus destaques, observa-se à fase inicial de formação do biofilme. No estágio inicial de colonização esparsa (FIGURA 5.17a), podem ser observados bacilos aderidos à espuma e cocos sobrepostos a bacilos (FIGURA 5.17b,d), bacilos afilados em cadeia e bacilos ovalados (FIGURA 5.17c) e presença de material semelhante a polímeros extracelulares (FIGURA 5.17e), provavelmente excretados pelos organismos precursores da formação do biofilme. Material, este, semelhante ao observado e caracterizado como polímeros carboxilados e sulfatados por RIBEIRO (2001), em estudo sobre a formação de biofilme anaeróbio em espuma de poliuretano tendo esgoto sanitário sintético como substrato.

Segunda Semana de Operação

Na segunda semana, os resultados da microscopia, sintetizados nas FIGURAS 5.18 e 5.19, revelaram um estágio mais avançado de colonização, com predominância de bacilos de diversas morfologias, mas, principalmente, ovalados e presença freqüente de filamentos (FIGURA 5.18a,f), de vólvrios (5.18b,c,d,g,h), de cocos e menos freqüente de cocos em cadeia (FIGURA 5.18d) e cocos em tétrades (Figura 5.18e).

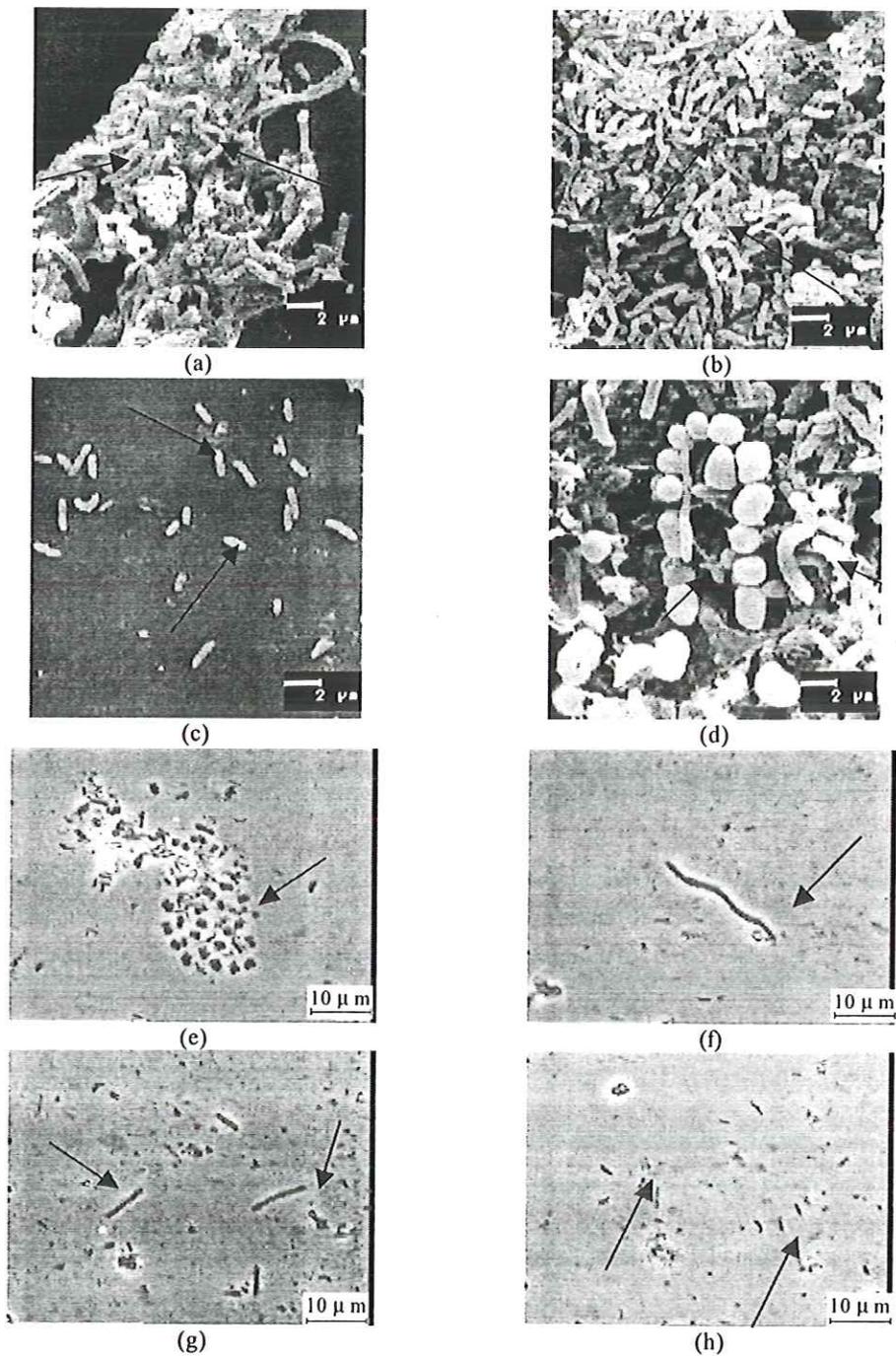


FIGURA 5.18: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da segunda semana de operação: (a) bacilos e filamentos; (b) e (c) bacilos; (d) cocos em cadeia e vibrios; (e) cocos em tétrades; (f) filamento; (g) bacilos de maior dimensão e (h) bacilos e vibrios.

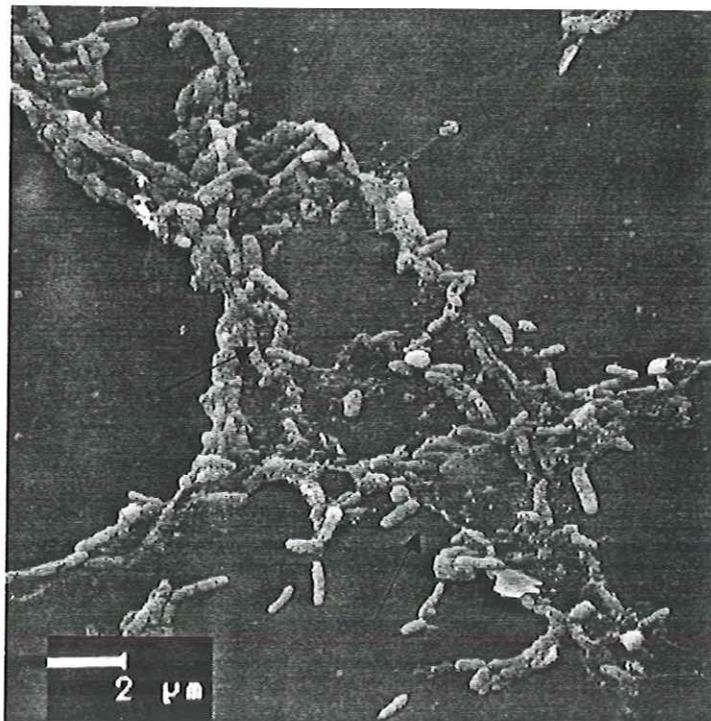


FIGURA 5.19: Observações sob microscopia eletrônica de varredura dos polímeros extracelulares referentes às amostras retiradas na segunda semana. Colonização inicial realizada por bacilos.

Reiterou-se, também, na segunda semana, a predominância de bacilos como responsáveis pela aderência inicial nas observações de campos esparsos (FIGURA 5.18c) e a manifestação da presença de bacilos de maiores dimensões (FIGURA 5.18g), até então não observada. Já a FIGURA 5.19 destaca a colonização inicial por bacilos com a provável excreção de polímeros extracelulares, compatível com o cenário observado por RIBEIRO (2001), onde a aderência inicial do biofilme anaeróbio em espuma de poliuretano tendo esgoto sintético como substrato, se deu por bacilos e produção de polímeros.

Terceira Semana de Operação

Nas observações das amostras referentes à terceira semana, FIGURA 5.20, a colonização mostrou-se mais agregada que nas semanas anteriores, mantendo a predominância de bacilos de diferentes morfologias (FIGURA 5.20a,c,e,f,g), em maior parte de ovalados (FIGURA 5.20c) e de v́brios (FIGURA 5.20g), com a presença de espiroquetas (FIGURA 5.20a), organismos semelhantes a *methanosaeta* sp. (FIGURA 5.20d) e cocos de maiores dimensões (FIGURA 5.20b) e mais freqüentes que nos exames referentes às semanas anteriores.

O estágio inicial de agregação de bacilos, observado na microscopia, encontra-se caracterizado na FIGURA 5.20d, e o arranjo de bacilos em cadeia na FIGURA 5.20h.

A presença observada de organismos semelhantes à morfologia da *Methanosaeta* sp. (FIGURA 5.20d), constitui-se no provável marco inicial da fase de metanogênese da digestão anaeróbia do esgoto sanitário. Marco este, que encontra comprovação com a incipiente presença de metano na fase gasosa e na ascensão da eficiência de remoção da DQO_F.

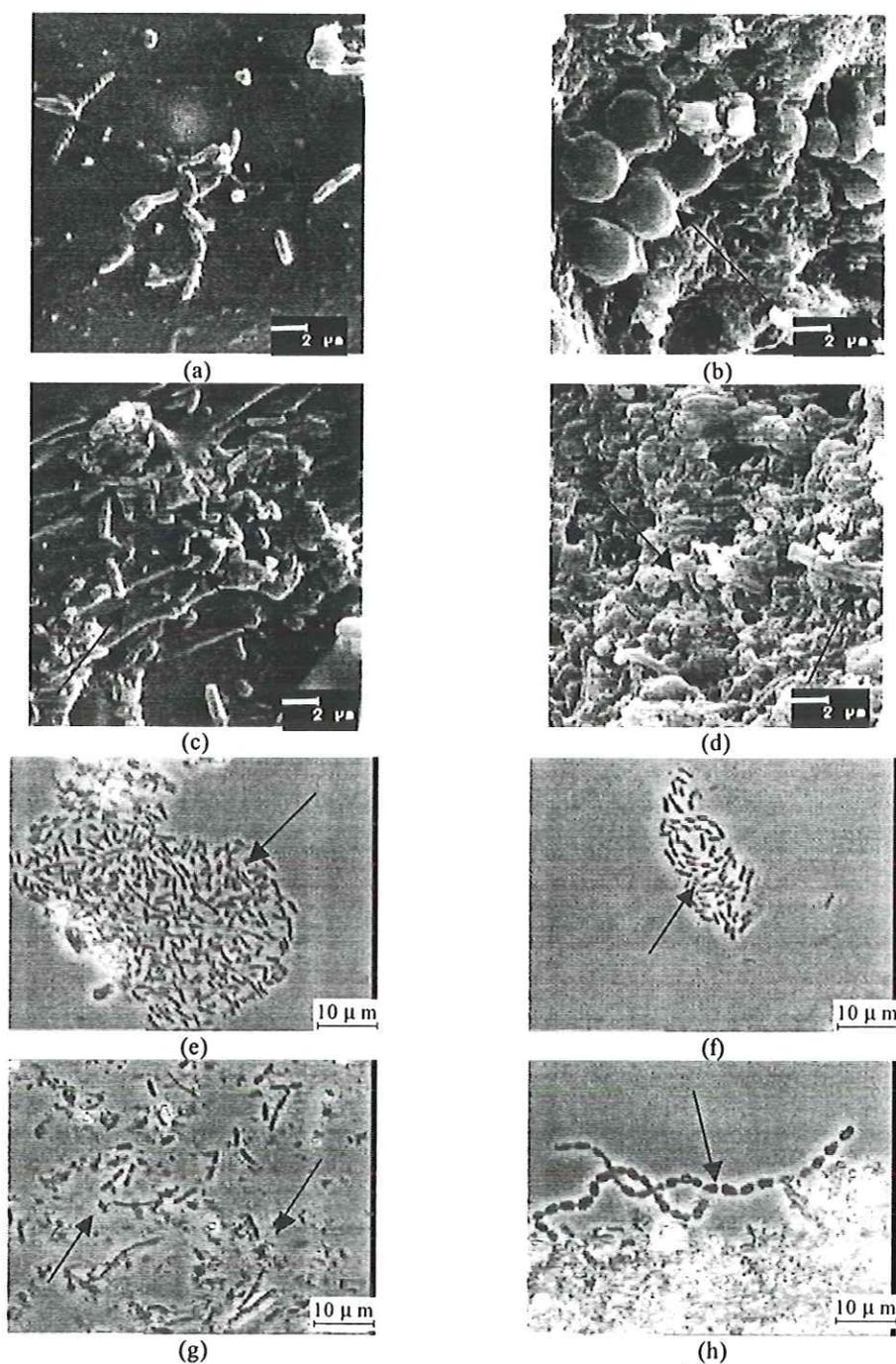


FIGURA 5.20: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da terceira semana de operação: (a) bacilos e espiroqueta; (b) cocos; (c) bacilos ovalados; (d) microrganismos semelhantes a *methanosaeta*; (e) e (f) bacilos; (g) bacilos e vibrios; (h) cocos em cadeia.

O monitoramento da fase líquida do RAHLF, entre a segunda e terceira semana de operação, também foi marcado pela elevação dos níveis de ácidos orgânicos voláteis no efluente final, essencialmente constituído de ácido acético, apontando o predomínio da fase de acidogênese. A confirmação da capacidade de tamponamento do sistema deu-se com a manutenção do pH do efluente entre 6,7 e 6,9, com pequeno consumo da alcalinidade a bicarbonato presente no afluente. Diante do exposto, possivelmente, as morfologias de v́brios observadas, referem-se a bactérias acidogênicas, já que aparentemente foi a morfologia que mais se proliferou no período.

Quarta Semana de Operação

Os resultados do monitoramento das fases sólida, líquida e gasosa, referentes à quarta semana de operação, mostraram-se bem semelhantes aos da terceira semana.

Todavia, no biofilme representativo da quarta semana, retratado na FIGURA 5.21, pôde-se constatar um nuance de incidência ligado à inserção dos cocos ao conjunto de diversos bacilos como morfologias predominantes (FIGURAS 5.21a,b,d).

A disposição de cocos sobre bacilos como agregados celulares aderidos à espuma, conforme FIGURA 5.21a,d, caracteriza a consolidação deste padrão de imobilização neste estágio de quatro semanas.

As presenças de morfologias de v́brios e bacilos em cadeia também foram observadas, em destaques nas FIGURA 5.21 c,g.

Novamente, pode-se observar a presença de filamentos na FIGURA 5.19h, possivelmente relacionados com a metanogênese.

A fase inicial da metanogênese pôde também ser confirmada com a identificação de bacilos fluorescentes conforme FIGURA 5.21e.

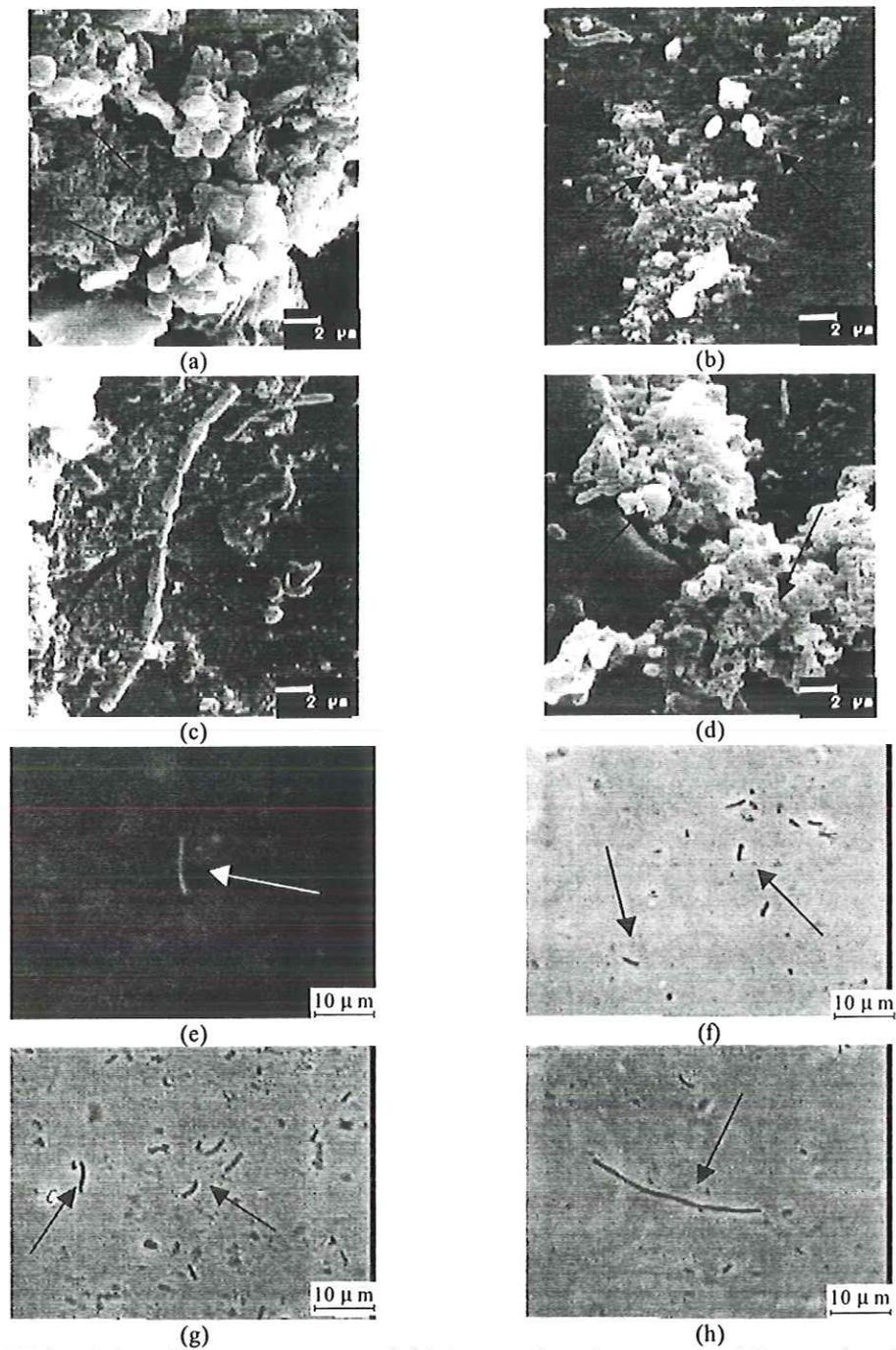


FIGURA 5.21: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da quarta semana de operação: (a), (b) e (d) cocos; (c) bacilos em cadeia; (e) bacilo fluorescente; (f) bacilos; (g) vibrios; (h) filamentos.

Quinta Semana de Operação

Os resultados pertinentes às amostras da quinta semana de operação apresentaram-se praticamente inalterados em relação às terceira e quarta, mantendo a mesma diversidade morfológica, com a predominância de bacilos ovalados e vibrios e a presença bem mais freqüente de cocos. Os indícios da prevalência da fase de acidogênese no monitoramento da fase líquida e gasosa, também não se alteraram significativamente.

A síntese das observações microscópicas do biofilme na quinta semana encontra-se na FIGURA 5.22. A FIGURA 5.22a destaca as morfologias de bacilos ovalados e vibrios predominantes nos agregados celulares. Novamente, foram encontrados agregados com cocos sobrepostos a bacilos (FIGURA 5.22b) e organismos semelhantes à *Methanosarcina* sp. (FIGURA 5.22c).

O estágio intermediário de agregação, conforme caracterizados nas FIGURA 5.20b,d, apresentaram-se disseminados nas amostras analisadas, embora células aderidas à espuma e randomicamente distribuídas, ainda prevaleceram como padrão de imobilização. A FIGURA 5.22e,f destaca a predominância de bacilos ovalados e vibrios nos campos observados de células esparsas.

Conforme FIGURA 5.22c,g,h, pode-se observar a presença de organismos metanogênicos, haja vista a confirmação de morfologia dada pela microscopia ótica de contraste de fase em luz comum e fluorescente, associados ao crescimento desta etapa da digestão. Todavia ainda não consolidada, já que a eficiência de redução da DQO_F , manteve-se inferior a 10%, bem como, pelo baixo teor de metano no biogás.

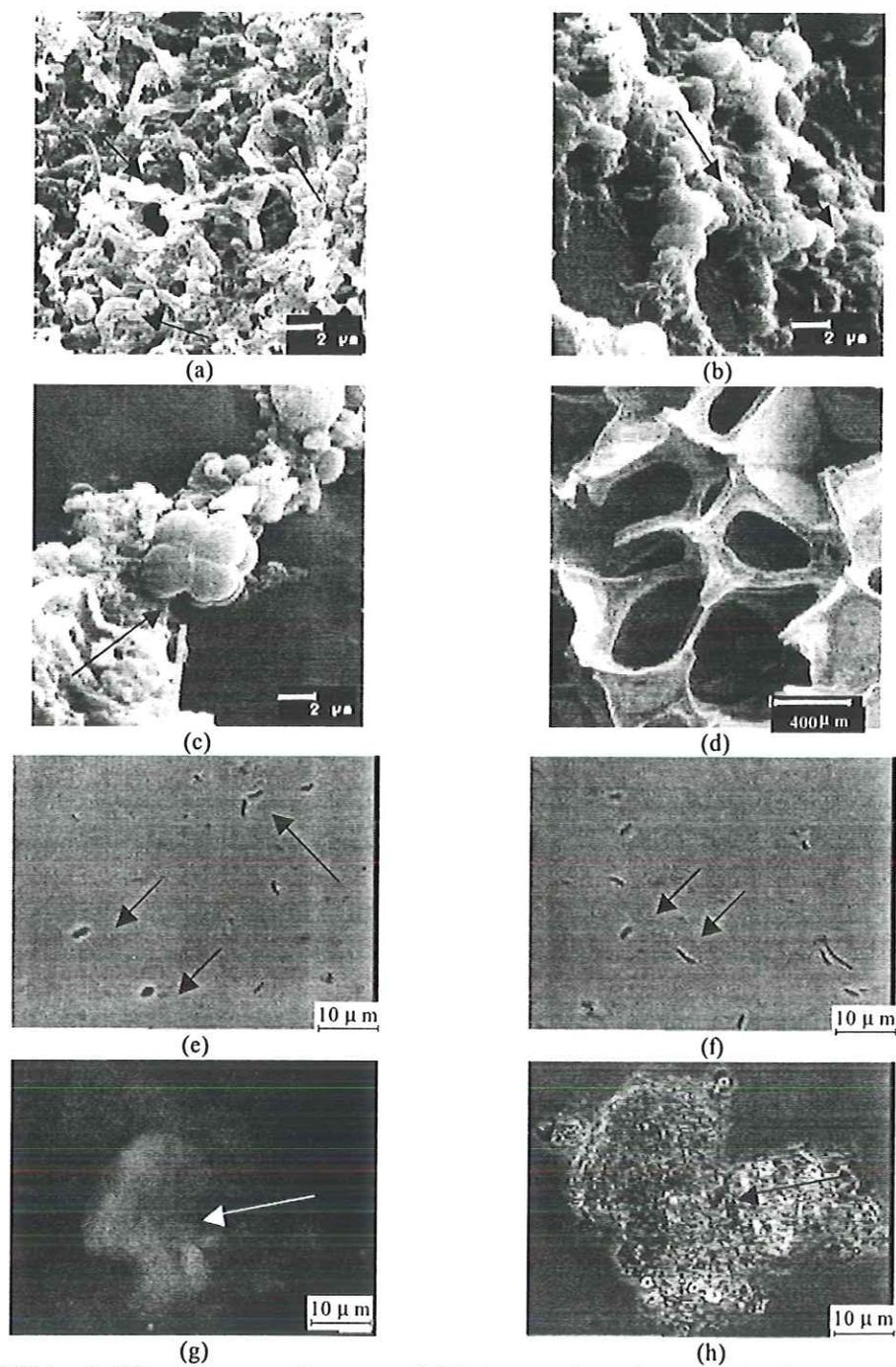


FIGURA 5.22: Observações morfológicas sob microscopia ótica e MEV, referentes às amostras da quinta semana de operação: (a) bacilos e vibrios; (b) cocos; (c), (g) e (h) microorganismos semelhantes a *methanosarcina*; (d) visão geral da espuma; (e) e (f) bacilos ovalados e vibrios.

Sexta Semana de Operação

Novamente, nas observações microscópicas referentes à sexta semana, sintetizadas na FIGURA 5.23, pode-se concluir que a diversidade de morfologias e os padrões de imobilização não se alteraram significativamente, com predominância de bacilos e cocos nas regiões de elevada colonização, conforme FIGURA 5.23a,b.

Os parâmetros de monitoramento das fases líquida e gasosa também pouco se alteraram, configurando, ainda, a manutenção da prevalência da fase de acidogênese.

Todavia , constatou-se um sensível aumento na presença de filamentos, em destaque nas FIGURA 5.23 c,f,h.

A fluorescência nas amostras, indicativa de possível presença de arqueas metanogênicas, aumentou um pouco com a observação de cocos (FIGURA 5.21e) e filamentos fluorescentes (FIGURA 5.23f), vislumbrando que a metanogênese começava a tomar impulso.

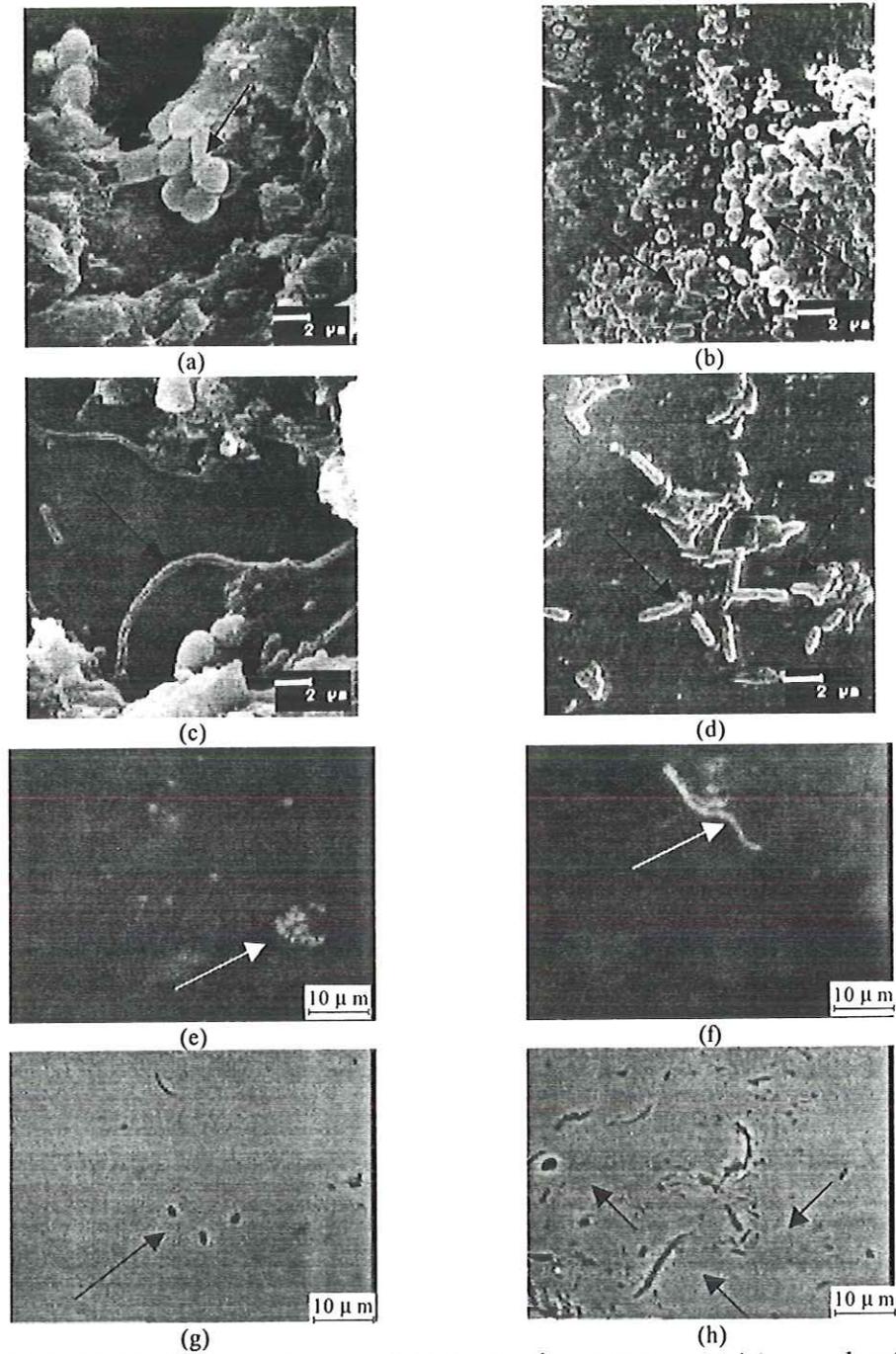


FIGURA 5.23: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da sexta semana de operação: (a) e (b) cocos; (c) filamentos; (d) bacilos; (e) cocos fluorescentes; (f) filamentos fluorescentes; (g) bacilos; (h) cocos, bacilos e filamentos.

Sétima Semana de Operação

Os resultados das análises microscópicas, sintetizadas na FIGURA 5.24, bem como, do monitoramento das fases líquida e gasosa caracterizaram-se pelo grande avanço da metanogênese.

As análises de microscopia de epifluorescência mostraram grande incidência de bacilos e cocos fluorescentes (FIGURA 5.24h) nos diversos campos observados, provavelmente, pertencentes aos gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, e *Methanococcus*.

Constatou-se, também, maior frequência da morfologia de espiroquetas, em destaque na FIGURA 5.24c, juntamente com cocos.

Observou-se, também, a manutenção do predomínio de bacilos ovalados e vibrios nos campos de colonização inicial esparsa (FIGURA 5.24 e,f) e de bacilos e cocos nos agregados celulares (FIGURA 5.24a,b).

Ainda quanto aos padrões de imobilização, na sétima semana, pode-se encontrar com maior facilidade micro-grânulos retidos nos poros da espuma, o que caracterizou o estabelecimento no reator de um estágio mais avançado de agregação celular e de maior efetividade da digestão anaeróbia.

Pelos resultados do monitoramento da fase líquida, constatou-se a queda na concentração de AVT no efluente, o crescimento da alcalinidade a bicarbonato e duplicação da eficiência de remoção da DQO_F em relação à semana anterior, chegando, na sétima semana, ao patamar de 20%. No biogás, obteve-se também elevado crescimento do teor de metano, próximo a 50%.

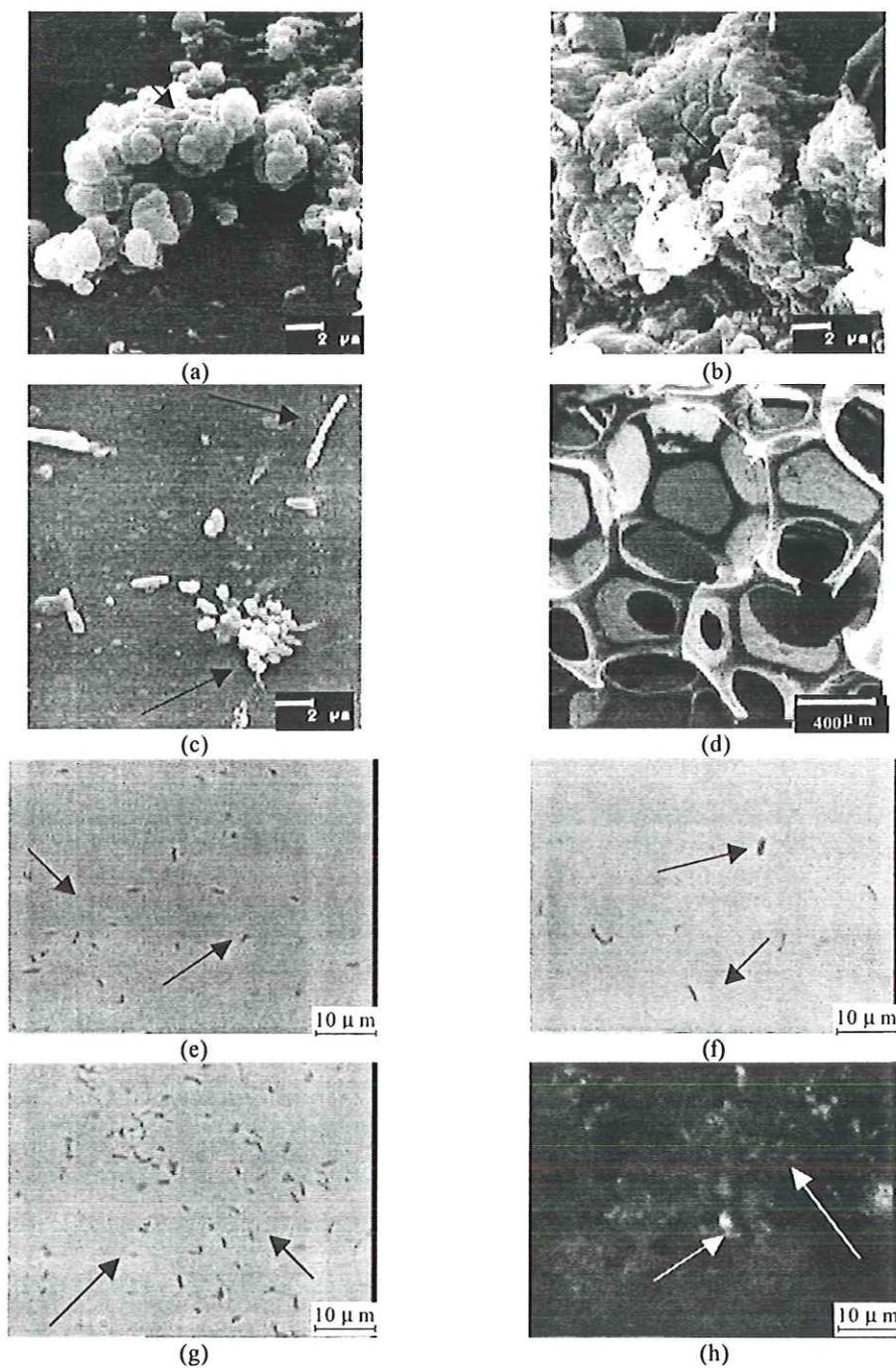


FIGURA 5.24: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da sétima semana de operação: (a) e (b) cocos; (c) cocos e espiroqueta; (d) visão geral da espuma; (e), (f) bacilos e vibrios; (g) bacilos; (h) cocos e bacilos fluorescentes semelhantes a *Methanobacterium*, *Methanococcus* e *Methanobrevibacter*.

Oitava Semana de Operação

A oitava semana de operação foi marcada pela instabilidade operacional, devido à detecção da queda da eficiência de remoção da DQO, tanto bruta quanto filtrada, aumento dos ácidos voláteis e menor incidência de campos fluorescentes nas análises por microscopia de epifluorescência.

Esta instabilidade pode ser atribuída às baixas temperaturas registradas no período, com mínima ambiente de 14 °C e máxima de 17 °C.

Possivelmente, as taxas de crescimento dos microrganismos hidrolíticos e metanogênicos foram mais afetadas que a dos acidogênicos, haja vista o aumento dos valores de DQO de amostras não filtradas e filtradas no efluente e a elevação da concentração de ácidos orgânicos.

Todavia, conforme se observa na FIGURA 5.25, representando a síntese dos resultados das análises microbiológicas nesta oitava semana, no aspecto qualitativo da biomassa, não se observou alteração significativa na diversidade das morfologias até então presentes.

Reiterou-se o predomínio de bacilos e cocos nos campos mais colonizados (FIGURA 5.25a,b) e de bacilos, vibrios e filamentos nos campos menos colonizados (FIGURA 5.23e,f,g).

Quanto aos organismos metanogênicos, embora com menor incidência que na semana anterior, pôde-se constatar a presença de organismos semelhantes à morfologia *Methanosaeta* sp. (FIGURA 5.25b) e a *Methanosarcina* sp. (FIGURA 5.25c) e campos com cocos e bacilos fluorescentes (FIGURA 5.23h).

O que leva a concluir que o RAHLF encontrava plenas condições para o restabelecimento das tendências de ganho de eficiência de remoção da matéria orgânica e evolução do biofilme anaeróbico.

A FIGURA 5.25d contribui com esta conclusão, mostrando a disseminação do biofilme nos retículos da matriz de poliuretano.

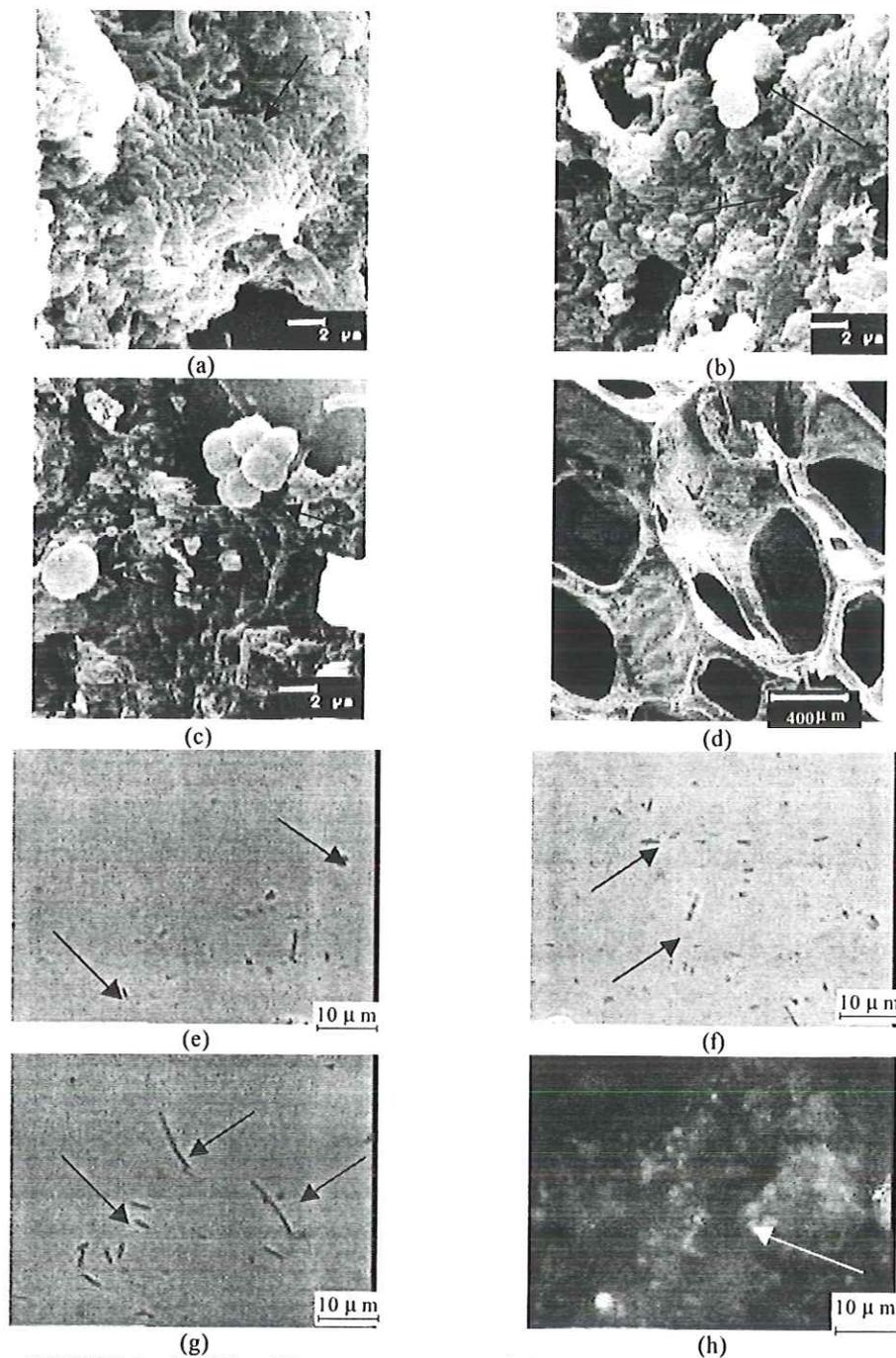


FIGURA 5.25: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da oitava semana de operação: (a) bacilos, (b) cocos e microorganismos semelhantes a *methanosaeta*; (c) microorganismos semelhantes a *methanosarcina*; (d) visão geral da espuma; (e) bacilos e cocos; (f) bacilos; (g) bacilos e filamentos; (h) cocos e bacilos fluorescentes.

Diante dos resultados da microscopia referentes à oitava semana, apontando a manutenção da diversidade de morfologias, mesmo em um cenário de instabilidade operacional na fase líquida, decidiu-se por não coletar amostras de espumas na nona semana, evitando, assim, perturbações adicionais no sistema biológico, como a abertura do reator para não prejudicar o restabelecimento da tendência de desenvolvimento do biofilme.

Cabe ressaltar, que o procedimento de coleta de amostras demandava a abertura do reator, promovendo alterações significativas na composição do gás amostrado.

A partir da oitava semana, a temperatura ambiente aumentou significativamente, apresentando até a décima semana mínima de 17 °C e máxima de 28°C, sendo que na décima semana a temperatura ambiente média manteve-se acima de 20 °C.

Neste período, as eficiências de remoção de DQO voltaram a subir, atingindo picos de 70% de remoção da DQO bruta e 33% de remoção da DQO filtrada. O valor AVT no efluente, 20 mg HAc/l, consistiu na menor concentração do período avaliado,.

No monitoramento da fase gasosa, obteve-se também o maior teor de metano no biogás, próximo a 60% em volume.

Os resultados dos monitoramentos das fases líquida e gasosa, entre a nona e décima semana, caracterizaram um período de grande desenvolvimento do biofilme presente no RAHLF.

Décima Semana de Operação

Os resultados das análises por microscopias ótica e eletrônica de varredura, sintetizados na FIGURA 5.26, revelaram extensiva proliferação de microrganismos associados com a fase de metanogênese no recheio do RAHLF, após 10 semanas de operação, com a predominância de morfologias semelhantes a *Methanosaeta sp*, em destaque na FIGURA 5.26a,b.

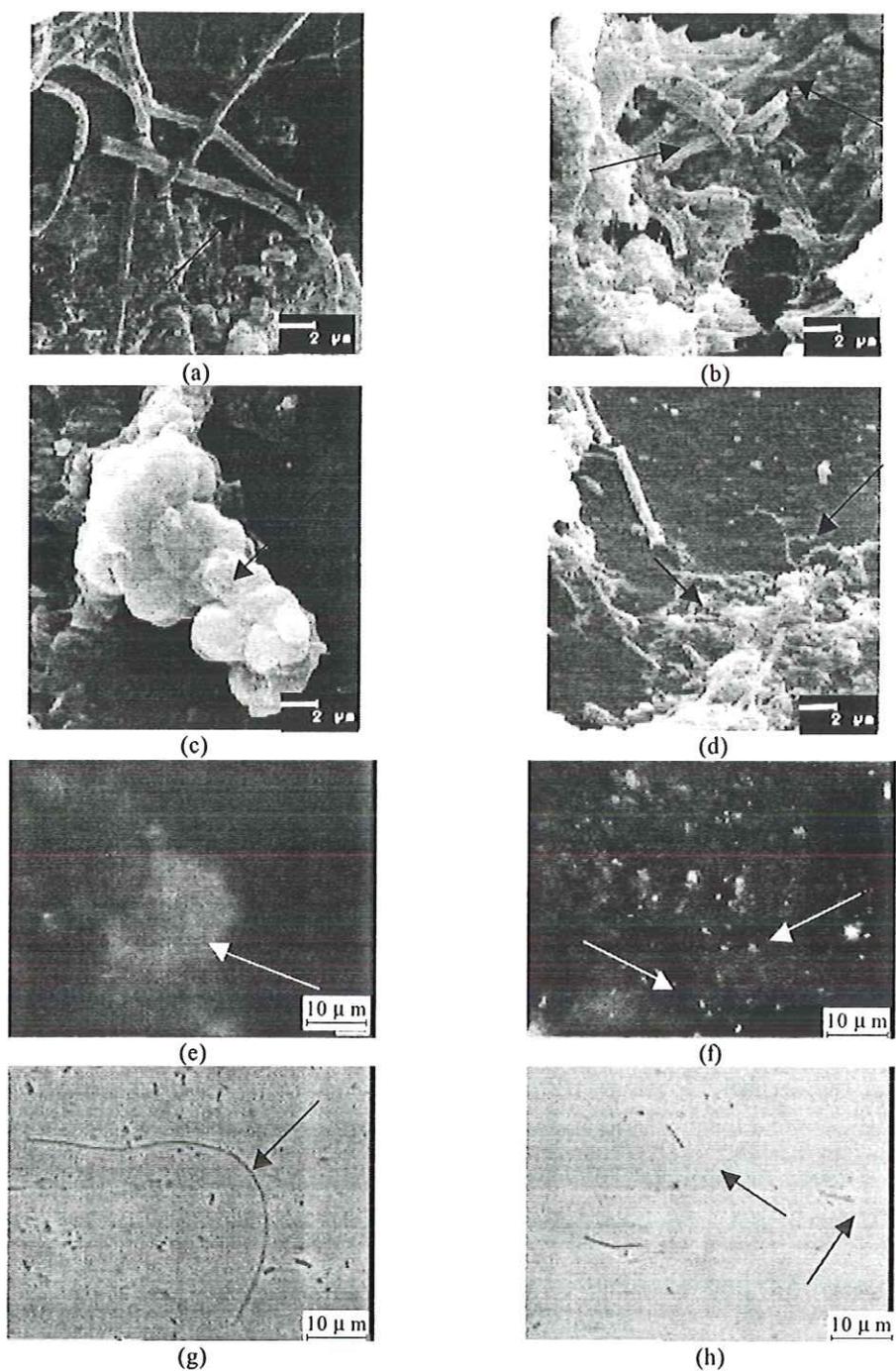


FIGURA 5.26: Observações morfológicas sob microscopia ótica e eletrônica de varredura, referentes às amostras da décima semana de operação: (a) e (b) microrganismos semelhantes a *methanosaeta*, (c) cocos; (d) espiroquetas; (e) microrganismos semelhantes a *methanosarcina*; (f) cocos e bacilos fluorescentes, (g) filamentos; (h) bacilos.

Pode-se, também, observar a presença de morfologia semelhante a *Metanosarcina sp* (FIGURA 5.26e) e o aumento da frequência de espiroquetas nos campos observados (FIGURA 5.26d).

Manteve-se a predominância de cocos e bacilos e a freqüente presença de filamentos e espiroquetas nas regiões de colonização inicial (FIGURA 5.26g,h), entretanto, com possível aumento da presença de organismos metanogênicos, haja vista a maior incidência de campos observados com fluorescência (FIGURA 5.26e,f).

Conforme reportado por GUJER & ZEHNDER (1983), a *Methanosarcina sp* apresenta velocidades específicas de crescimento menores que as de *Methanosaeta sp.*, em ambientes com concentração de acetato inferior a 55 mg/l, valor limite este, não alcançado nas 10 semanas de monitoramento.

Não obstante este favorecimento cinético, a predominância de morfologias semelhantes a *Metanosaeta sp.* em biofilmes formados em espumas de poliuretano, como nos trabalhos de VARESCHE *et al* (1997), TOMMASO (1999) e RIBEIRO (2001) para diversos substratos, demonstra uma predisposição deste suporte. Provavelmente ligada à conformação física, porosidade e/ou um fenômeno de superfície da espuma como fatores motivadores da predominância da *Metanosaeta sp.* no biofilme desenvolvido.

Esta predisposição da espuma à *Metanosaeta sp.* também encontra em consonância com os estudos de VERRIER *et al.* (1987) que observaram a predominância desta morfologia em suportes hidrofóbicos, como no caso, a espuma de poliuretano.

Quanto aos padrões de imobilização, na décima semana de operação observou-se uma incidência ainda maior de micro-grânulos retidos na espuma, conforme destaque na FIGURA 5.27, sendo forte indício do pleno desenvolvimento do biofilme anaeróbio.

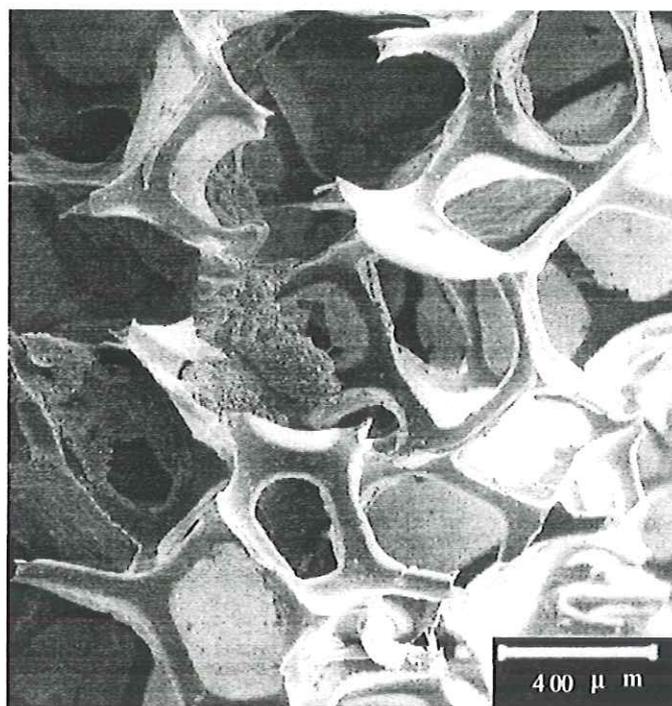


FIGURA 5.27: Observações morfológicas sob microscopia eletrônica de varredura referentes ao estágio de colonização da espuma na décima semana de operação.

Como síntese do desenvolvimento do biofilme anaeróbio em termos da incidência das morfologias observadas nos exames de microscopia ótica e eletrônica de varredura, apresenta-se a TABELA 5.3.

TABELA 5.3 Morfologias e incidência dos microrganismos observados no desenvolvimento do biofilme.

Morfologias	Período operacional (semanas)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	
Bacilos	P	P	P	P	P	P	P	P	P	p
Cocos	F	F	F	P	P	P	P	P	P	p
Filamentos	PF	F	F	F	F	F	F	F	F	p
Vibrios	PF	PF	F	F	P	F	F	F	F	F
Cocos em cadeia	-	PF								
<i>Methanosaeta</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	R	P	
<i>Methanosarcina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	R	-	PF	
Fungos anaeróbios	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Espiroquetas	-	-	-	-	-	-	PF	F	F	
Bacilos fluorescentes	-	-	-	R	PF	PF	F	F	F	
Cocos fluorescentes	-	-	-	-	-	R	F	F	F	

Nível da Incidência: (P) Predominante
 (F) Freqüente
 (PF) Pouco freqüente
 (R) Raro
 (-) Não observado

Na FIGURA 5.28, encontram-se os perfis temporais dos sólidos voláteis retidos nas espuma, indicativos da evolução quantitativa do biofilme em cada módulo monitorado.

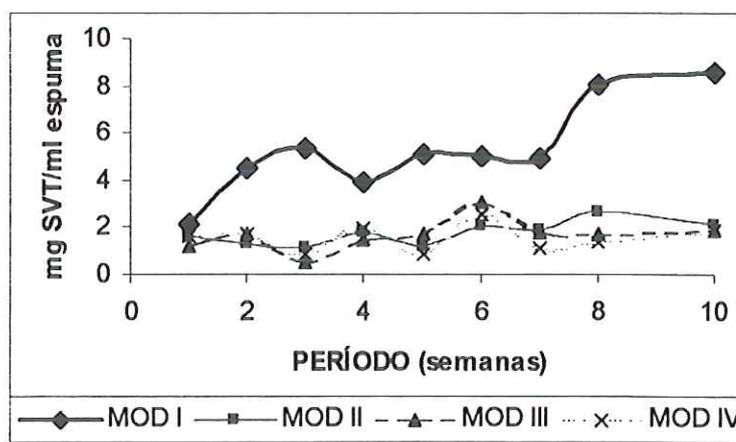


FIGURA 5.28 Perfis de evolução da biomassa em termos de SST retidos no suporte ao longo de dez semanas.

Observa-se na FIGURA 5.28 que a maior retenção de sólidos voláteis e biomassa no período ocorreu de forma mais intensa no primeiro módulo, atribuída às características físicas favoráveis do meio suporte para retenção de material particulado, bem como, pela maior disponibilidade de substrato.

A concentração máxima de 8,6 mgSVT/ml de espuma, atingida no primeiro módulo na décima semana, apresenta-se bem abaixo do valor de 33 mgSSV/ml, obtidos ao final de dois anos de operação do RAHLF, todavia, o reator já demonstrou, com concentração inferior a 15 mgSSV/ml de espuma, operar em equilíbrio dinâmico aparente dentro de seu limite de qualidade.

Ressalta-se que durante a avaliação do desenvolvimento do biofilme não se procedeu nenhuma operação de retro-lavagem no primeiro módulo, com vistas a evitar interferências no processo de formação do biofilme, embora tenha se mostrado necessário pela súbita elevação da perda de carga. Inclusive promovendo uma maior compactação do leito no final do primeiro módulo, observado quando das coletas de amostras nas últimas semanas. Este deslocamento do leito pode ter gerado uma não uniformidade de sólidos aderidos ao suporte ao longo do reator, prejudicando os resultados, haja vista que a coleta de amostras foi realizada apenas na porção central do módulo.

As oscilações detectadas nos perfis de sólidos também podem ser atribuídas às instabilidades operacionais de vazão, escoamento, baixas temperaturas, elevação da perda de carga, bem como, das limitações do procedimento amostral e do método analítico adotado.

Como síntese dos resultados do monitoramento da fase líquida durante esta avaliação de 10 semanas de desenvolvimento inicial do biofilme, apresenta-se nas FIGURAS 5.29, 5.30 e 5.31 os perfis temporais dos principais parâmetros operacionais acompanhados.

O período em estudo caracterizou-se pelas baixas temperaturas ambiente, com registro de mínima de 11°C e máxima de 28°C, com a prevalência de temperaturas abaixo de 20 °C até a nona semana. O pH do efluente manteve-se estável entre 6,7 e 7,3.

De forma geral, o desempenho do reator no período em estudo foi bem similar à partida discutida no item 5.3, com pequeno retardo temporal de uma a duas semanas na consolidação do processo de digestão anaeróbia, devido, principalmente, às baixas temperaturas incidentes e à perturbação gerada pela abertura rotineira do reator para coleta de amostras do suporte.

Observa-se, na FIGURA 5.29, a imediata remoção da DQO_B do afluente, atribuída inicialmente à retenção física no leito, e o concomitante aumento desta remoção com o estabelecimento do biofilme anaeróbio, manifestado de forma plena, a partir da oitava semana.

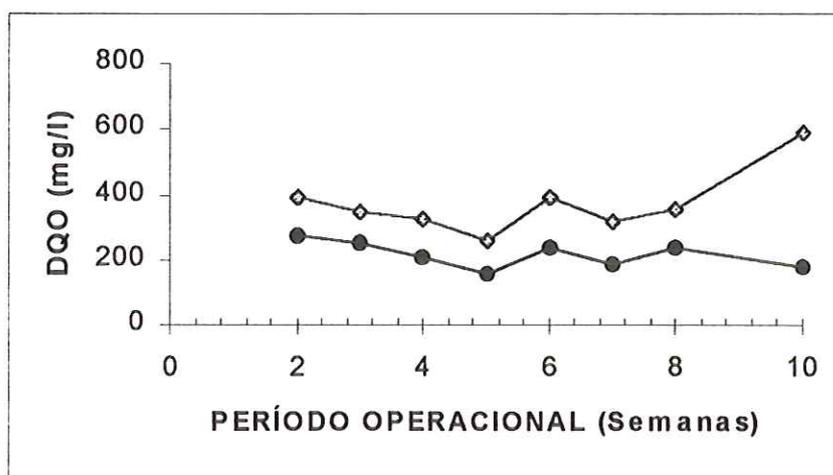


FIGURA 5.29 Perfis temporais da DQO_B do afluente (■) e DQO_B efluente (●) na fase de avaliação do desenvolvimento inicial do biofilme.

Este comportamento concomitante reiterou-se também, no perfil da DQO_F conforme observa-se na FIGURA 5.30.

Já os perfis de AVT apresentados na FIGURA 5.31, retratam a prevalência da fase de acidogênese, com o balanço negativo no reator até a oitava semana, quando a partir de então, passa-se a consumir os ácidos orgânicos presentes no afluente, configurando o cenário de pleno estabelecimento da digestão anaeróbia no sistema.



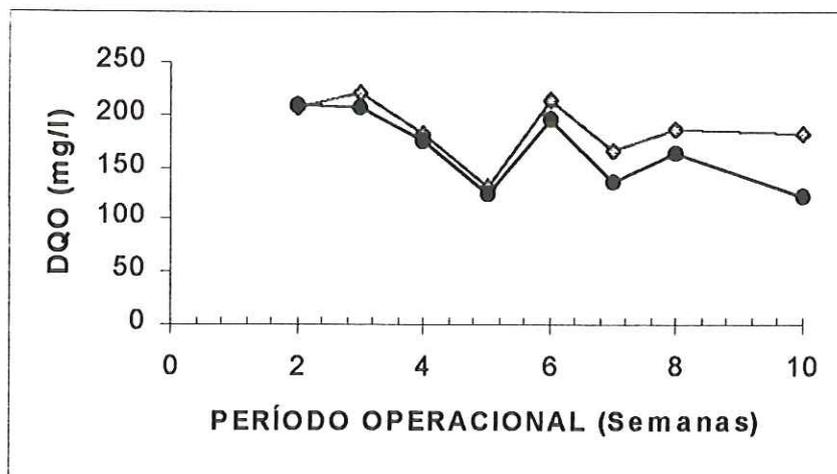


FIGURA 5.30 Perfis temporais da DQO_F do afluente (■) e DQO_F efluente (●) na fase de avaliação do desenvolvimento inicial do biofilme.

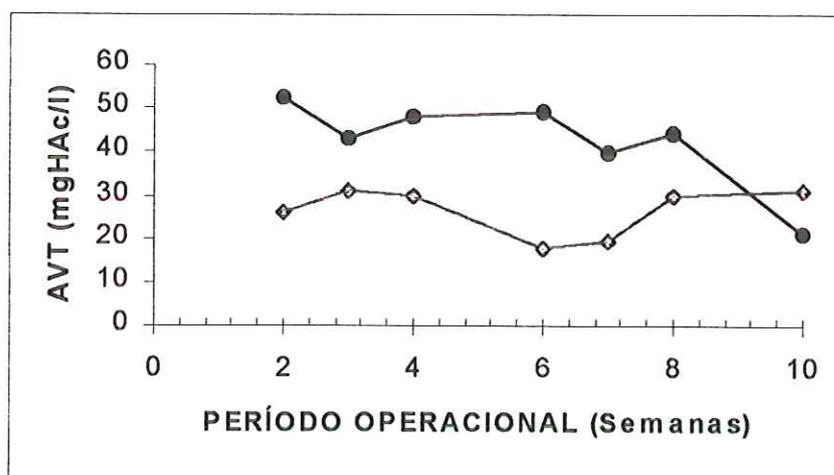


FIGURA 5.31 Perfis de AVT no afluente (■) e efluente (●) na fase de avaliação do desenvolvimento inicial do biofilme.

Embora a qualidade final do efluente na décima semana não tenha atingido o patamar esperado, atribuído a menor quantidade de biomassa aderida no leito dos últimos módulos, a similaridade das morfologias presentes e predominantes com as observadas após um e dois anos de operação, permite afirmar em termos qualitativos, que o biofilme no RAHLF já se encontrava plenamente consolidado.

5.5 LIMITAÇÕES OPERACIONAIS E AÇÕES EXPEDIDAS (Fase 4)

Neste item são discutidas as limitações operacionais do RAHLF em relação ao tempo de detenção hidráulica, a caracterização dos cenários de entupimentos e a avaliação das ações expedidas com vistas a melhorar a autonomia operacional do reator.

5.5.1 Influência do TDHt no desempenho do RAHLF

Entre o 140^o e 230^o dias de operação focou-se na avaliação das limitações da qualidade final do efluente em função do TDHt, balizada na repercussão destes tempos nos parâmetros DQO e sólido.

Em um primeiro momento, aumentou-se progressivamente a cada semana o TDHt e, posteriormente, reduziu-se da mesma forma. Para cada TDHt imposto, avaliou-se o perfil ao longo do reator de cada um dos parâmetros de monitoramento, tais como: eficiências de remoção de matéria orgânica e de sólidos, qualidade final em termos da DQO e SSV e estabilidade da digestão anaeróbia por meio de AVT, alcalinidades e suas inter-relações.

A TABELA 5.4 apresenta a qualidade final do efluente do RAHLF obtida para alguns dos TDHt aplicados. Neste período em discussão, o afluente apresentou-se com DQO_B entre 343 a 473 mg/l e DQO_F entre 176 a 273 mgDQO/l, não tendo sido observado repercussão significativa da carga orgânica aplicada na qualidade final com a manutenção de um mesmo TDHt.

TABELA 5.4 Resultados do monitoramento do efluente do RAHLF para diferentes TDHt

TDHt (horas)	Valores Médios dos Parâmetros Monitorados					
	Temperatura (°C)	DQO _B (mg/l)	DQO _F (mg/l)	Alc. Bic (mgCaCO ₃ /l)	AVT (mgHAc/l)	SSV (mg/l)
3,5	21	127	92	176	16	22
4,4	21	116	95	203	22	23
8,3	20	122	80	172	20	18
10,8	20	114	96	231	34	14

Conforme Tabela 5.4, a temperatura do esgoto tratado permaneceu em uma faixa estreita, admitida insuficiente para uma influência significativa na qualidade do efluente final.

Em termos gerais, a qualidade do efluente foi pouca alterada na faixa de TDHt aplicado, com apenas um nuance de melhoria não linear, em termos da DQO_B, representado na FIGURA 5.32, quando do aumento do TDHt.

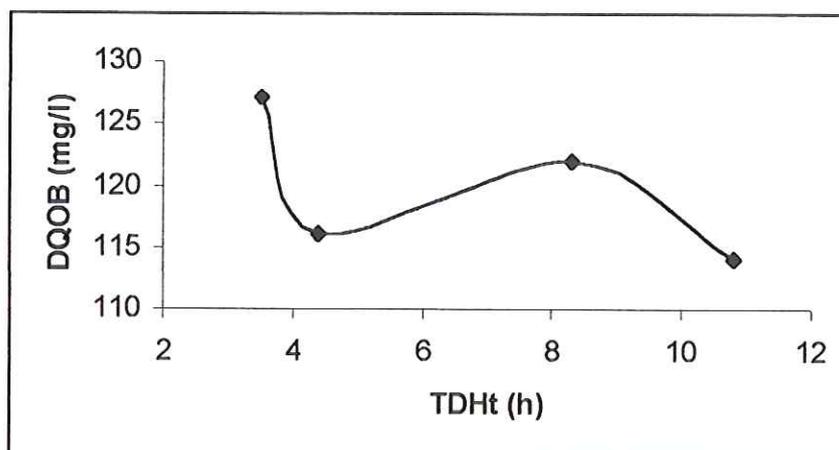


FIGURA 5.32 Comportamento da DQO_B efluente para diferentes TDHt.

Em relação a DQO_F não se observou influência significativa, obtendo um valor médio de 90 ± 9 mgDQO/l.

Embora a expectativa fosse de melhoria da qualidade em termos diminuição da DQO efluente com o aumento do TDH, haja vista o favorecimento cinético pelo maior tempo de contato entre biomassa e substrato, a mesma não se confirmou. Por outro lado, a melhoria da qualidade do efluente final, correlacionou-se de forma mais acentuada com o estágio de acúmulo de sólidos nos módulos iniciais que se manifestava pelo carreamento ou não de sólidos do primeiro módulo para o subsequente, redundando em prejuízos na eficiência global e a na qualidade final do efluente quando da ocorrência de arraste de sólidos.

Os melhores desempenhos estiveram relacionados aos períodos operacionais quando não se observava este arraste sólidos, ocorridos logo após a realização de retrolavagens nos módulos iniciais (1 e 2) do reator.

A título de exemplo, a melhor qualidade do efluente, em termos da DQO_B e DQO_F , respectivamente, de 107 e 82 mgDQO/l, foi observada neste cenário de condição operacional favorável, sem arraste de sólidos entre os módulos 1 e 2, após uma semana da realização de uma retrolavagem, para TDHt de 4h, cerca de 10% inferior ao TDH de projeto.

Diante da constatação da influência do estágio de retenção de sólidos no desempenho do RAHLF, explicável pela ocupação de volume útil reacional pelo excesso de sólidos suspensos retidos e com provável formação de caminhos preferenciais, passou-se a incorporar também, como parâmetro operacional, a determinação dos perfis de SSV e DQO_B ao longo do reator, à guisa de expedir à ação de remoção dos sólidos em excesso antes do comprometimento significativo da qualidade do efluente final.

Nas FIGURAS 5.33, 5.34 e 5.35, encontram-se, respectivamente, os perfis dos parâmetros DQO_B , SSV e de DQO_F monitorados ao longo do RAHLF, nos ensaios de avaliação de desempenho quando do aumento do TDHt.

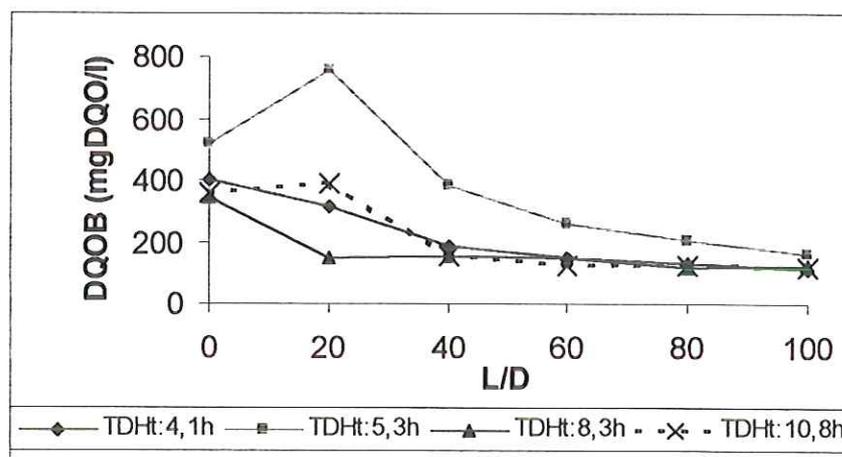


FIGURA 5.33 Comportamento dos perfis de DQO_B ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt.

Pode-se observar na FIGURA 5.33 a influência do arraste de sólidos do primeiro módulo no perfil da DQO_B (TDHt=5,3h) ao longo do reator e que a maior parcela de remoção da DQO_B ocorreu nos dois primeiros módulos, independentes do TDHt imposto.

A proximidade dos valores da DQO_B no efluente, referentes aos TDHt de 4,1h e 10,8h, ratifica a repercussão do arraste de DQO_B do primeiro módulo na qualidade final, haja vista que para o TDHt de 10,8h, esperava-se melhor resultado pois, teoricamente, propiciaria maior tempo de contato entre biomassa e substratos. Por sua vez o perfil referente ao TDHt de 4,1h, foi obtido após uma semana da realização da retrolavagem e antes da manifestação do arraste de sólidos.

Pela FIGURA 5.34 observa-se que a maior parcela de remoção da DQO filtrada deu-se nos dois módulos iniciais sem apresentar correlação entre o aumento do TDHt e melhora significativa na qualidade no efluente final.

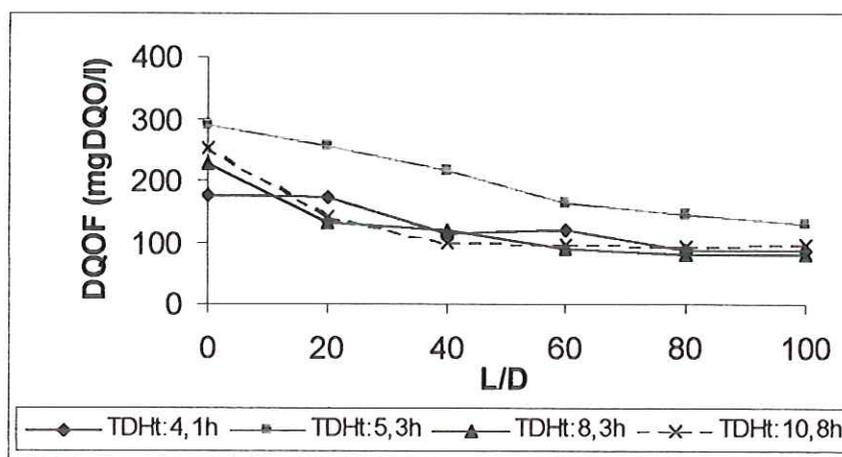


FIGURA 5.34 Comportamento dos perfis da DQO_F ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt

Nos ensaios com variação o TDHt, a qualidade do efluente final se mostrou limitada ao patamar de 80 mg/l de DQO filtrada, independente do TDHt aplicado. Os menores valores de DQO_F obtidos foram de 82 e 80 mg/l, respectivamente, para TDHt de 4,1 e 8,3 h, confirmando que só o aumento do volume útil reacional teórico não foi suficiente para uma redução ainda maior da matéria orgânica solúvel. A julgar por este resultado, reforça-se a hipótese da ocorrência de limitação cinética, seja pela resistência a transferência de massa, baixas concentrações e/ou natureza do substrato remanescente nos últimos módulos como metabólitos.

Pela FIGURA 5.35 observa-se a ocorrência da remoção dos SSV, principalmente, nos módulos iniciais (1 a 3), bem como, a confirmação da capacidade do reator assimilar o arraste de sólidos do primeiro módulo.

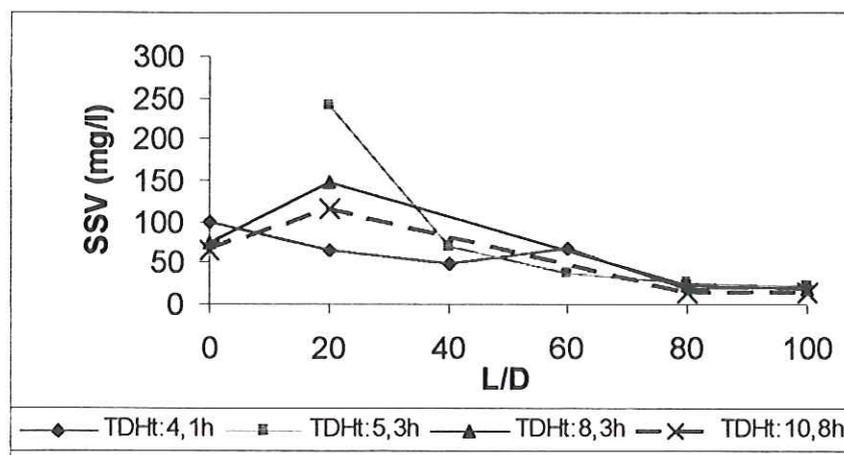


FIGURA 5.35 Comportamento dos perfis da SSV ao longo do RAHLF quando do aumento do TDHt

Os perfis de SSV da Figura (5.35) apresentaram o mesmo comportamento da DQO_B, com nuance de correlação com o aumento do TDHt, explicável pela redução da velocidade superficial e, por conseguinte, menor arraste de sólidos dos últimos módulos. Com relação ao teor deste parâmetro no efluente, obteve-se 14 mgSSV/l para o maior TDHt imposto (10,8h) e o valor mais alto, de 26mgSSV/l, para o menor TDHt (3,5 h).

Todavia este resultado, por si só, não sustenta a justificativa duplicar o volume do reator e, por conseguinte, aumentado os custos de implantação, para um benefício em relação teor final de SSV que se julga pequeno, com proveito ainda menor, em termos do parâmetro de DQO, haja vista, também, que mesmo para o menor TDHt imposto, o padrão ambiental de 60 mg/l de Sólidos, preconizado pela legislação ambiental vigente, foi atendido.

Com relação aos perfis de alcalinidade e AVT, pôde-se concluir que em todos os ensaios a digestão anaeróbia ocorreu de forma equilibrada e estável, com geração de alcalinidade a bicarbonato e consumo de AVT ao longo do reator, de forma preponderante nos três módulos iniciais.

Por outro lado, o residual de AVT no efluente final, encontrado na faixa de 13 e 34 mgHAc/l, reforça a hipótese de ocorrência de limitação cinética da fase metanogênica nos últimos módulos.

Ressalta-se que esta manifestação de limitação de consumo de AVT apresentou-se de forma diferenciada em relação aos ensaios com aumento e redução do TDHt, com um nuance de favorecimento do consumo nos ensaios com os menores TDHt empregados, conforme se observar na FIGURA 5.36.

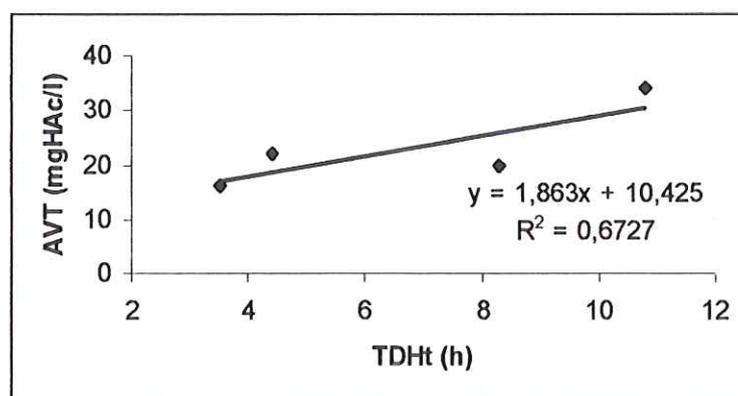


FIGURA 5.36 Comportamento dos AVT no efluente para diferentes TDHt.

A julgar por este comportamento diferenciado dos AVT apresentado na FIGURA 5.36, conclui-se que com menor TDHt e, por conseguinte, maior velocidade superficial do líquido em relação ao leito biológico, promoveu-se uma redução das resistências externas ao transporte de substrato. Todavia, este benefício não se refletiu preponderantemente na qualidade final do efluente haja vista o comprometimento promovido pelo arraste de particulados nestas velocidades com repercussão desfavorável na DQO_b e SSV.

Os menores valores de AVT no efluente foram encontrados para uma velocidade superficial teórica de 0,14 cm/s, bem abaixo do valor limite de 1,5 cm/s, encontrado por ZAIAT *et al.*(1996), em ensaio de laboratório com o RAHLF, que levou ao arraste de 10% de SSV aderidos às matrizes de espuma de poliuretano. Isto leva a supor que a redução da qualidade do efluente final, em termos dos parâmetros de DQO_b e SSV, se deveu preponderantemente

devido ao arraste de material particulado não aderido à espuma e sim, simplesmente retido fisicamente nos interstícios do leito.

Este comportamento apresentado pelos AVT está em consonância com os resultados de SARTI *et al.* (2001), em estudo sobre a influência da transferência de massa na fase líquida no desempenho do RAHLF de bancada, tratando esgoto sintético. Os autores observaram que o aumento da velocidade superficial aumentava a taxa de transferência de substrato na fase líquida, justificado pelo provável decréscimo da camada líquida estagnada ao redor da biopartícula do reator, encontrando o melhor desempenho para um TDH de 3,3 h, com velocidade superficial correspondente a 0,008 cm/s.

Ressalta-se que os próprios perfis relacionados aos ensaios com aumento do TDHt, contribuem para este entendimento, haja vista que esta elevação redundou na antecipação da efetividade da redução do AVT aos níveis finais já nos primeiros módulos (1 e 2), com os módulos subseqüentes se portando incapazes de promover uma redução complementar significativa, mesmo para elevados TDHt. Como exemplo, encontrou-se o maior valor de AVT (34,4 mgHAc/l) quando se aplicou o maior TDHt.

Não obstante as constatações da influência das velocidades superficiais no desempenho do RAHLF piloto e, por conseguinte, no estabelecimento das condições para a otimização da operação, a necessidade do controle dos cenários de entupimento revestiu-se de importância, como medida de se evitar desvios de escoamento e perda do volume útil reacional, com afastamento do TDH efetivo do TDHt.

5.5.2 Inversão dos módulos de alimentação

Após o 230º dia em operação o comprometimento da qualidade do efluente e da autonomia operacional, advindo da sobrecarga de sólidos acumulados nos módulos iniciais do RAHLF, manifestava-se de forma mais intensiva e freqüente. Mesmo com a realização de retrolavagens nos módulos

iniciais, a desconformidade operacional ressurgia por volta de 15 dias, com aumento da perda de carga e arraste de sólidos do módulo inicial, demandando imediato ajuste do sistema de controle da pressão interna de biogás como forma de se evitar a invasão líquida na linha de coleta do biogás.

Considerando as hipóteses de acúmulo excessivo de material particulado nos módulos iniciais, com prejuízo da hidrodinâmica do sistema e da limitação das eficiências dos últimos módulos devido à menor disponibilidade substrato, promoveu-se uma inversão dos módulos iniciais, com os módulos 4 e 5 passando a ocupar as posições iniciais de recebimento de esgoto, 1 e 2, e estes deslocados para a porção final. Esta inversão constituiu em uma estratégia operacional de mitigação das dificuldades operacionais e com vistas ao restabelecimento do melhor desempenho do RAHLF e obtenção de maior autonomia no que se refere às paradas para realização de retrolavagens.

Os módulos originalmente iniciais foram previamente retro-lavados, antes da retomada da operação na nova disposição, a fim de prevenir a inundação do sistema de coleta de gás, o que propiciou também, a imediata manutenção do patamar de qualidade típica do efluente final quando da não manifestação do arraste de sólidos dos módulos iniciais.

Com a nova disposição usufruiu-se de ganho de autonomia, com 50 dias de operação sem interrupção para limpeza do módulo inicial. O comportamento das eficiências neste período foi similar ao apresentado antes da modificação, com retenção inicial de SSV no novo módulo inicial, próximo a 50%, regredindo continuamente até a manifestação de arraste de sólidos, todavia com assimilação nos módulos subseqüentes.

Na TABELA 5.5, encontram-se os valores médios dos principais parâmetros de monitoramento do desempenho do RAHLF, nesta fase de enfoque da inversão dos módulos, compreendida entre 230^o e 280^o dias de operação, tendo como referencial o cenário de melhor desempenho obtido entre 70^o e 140^o dias de operação para TDHt próximo ao previsto em projeto.

TABELA 5.5 Valores médios dos principais parâmetros da fase líquida no período de avaliação da ação de inversão dos módulos em relação ao período de melhor desempenho.

Cenário/ Parâmetro	TDHt	DQO_BAflu (mg/l)	DQO_BEflu (mg/l)	DQO_FAflu (mg/l)	DQO_FEflu (mg/l)	SSV_{aflu} (mg/l)	SSV_{eflu} (mg/l)
Inversão: Melhor Desempenho (70° a 140°): Variação(%)	4,4±0,6	430±121	151±32	240±46	98±14	103±66	25±5
	4,3	347±78	142±35	194±46	103±24	67±19	13±5
	2	24	6	24	-5	53	92

Ressalta-se que os perfis dos parâmetros de monitoramento da fase líquida ao longo do reator não apresentaram alterações significativas em relação ao observado antes da inversão dos módulos. Esse fato leva a supor, que a biomassa presente nos módulos finais transpostos para o início, foram suficientemente capazes de suportar e digerir satisfatoriamente a substancial elevação da concentração de substrato a que foram expostos.

De acordo com a Tabela 5.5, no período de operação com inversão dos módulos, mesmo recebendo uma carga orgânica média cerca de 25% superior a aplicada no cenário de melhor desempenho, advinda de problemas de manutenção no sistema de fornecimento de esgoto, ocorreu o restabelecimento do melhor desempenho, inclusive com melhora percentual de 5% na qualidade do efluente final, em relação a DQO_F.

Resultado este, atribuído as melhores condições de hidrodinâmica promovida pelos novos módulos iniciais, onde a remoção de matéria orgânica ocorreu com maior intensidade. O pequeno aumento no do parâmetro DQO_B e duplicação do teor de SSV no efluente, em relação ao período de melhor desempenho, pode ser explicada pelo arraste do excesso de SSV remanescentes nos módulos transpostos para o trecho final do RAHLF.

Todavia, após 50 dias nesta disposição modular, repetiu-se à manifestação da saturação de sólidos no módulo inicial, com repercussão na qualidade do efluente final, período este, ainda insuficiente para a

recuperação do melhor escoamento nos módulos transpostos para o trecho final, face à prevalência de invasão líquida nos respectivos coletores de biogás, por sua vez, resultante da excessiva perda de carga.

Embora caracterizado como ensaio exploratório, os resultados obtidos levaram ao estabelecimento da hipótese que a taxa de acúmulo de SSV nos módulos iniciais, seja bem maior que a taxa de solubilização do material particulado remanescente e incorporado aos últimos módulos. Primeiro pela provável retenção física de material particulado no leito poroso dos módulos iniciais, sem necessariamente estarem estabilizados e por outro lado pelas limitações cinéticas do processo de regeneração do leito (digestão endógena), seja pela menor concentração de substrato e/ou pelas características de estarem mais estabilizados. Hipótese esta que vislumbra a necessidade da inclusão de módulos adicionais para a obtenção de um escalonamento operacional para atuarem como módulos “auto limpantes”.

Cabe relatar que entre o 200º e 370º dias de operação utilizou-se apenas 4 módulos do RAHLF, sendo o último módulo (antigo 1) destinado exclusivamente a desnitrificação de esgoto sanitário efluente de um reator de leito fixo aeróbio, em estudo desenvolvido por VIEIRA (2000). Em valores médios do período em este último módulo, com TDHt entre 4,0 e 5,6 horas, recebeu afluente com DQO_B de 37 mg/l e 3 mg/l de SSV, gerando efluente com 35 mg DQO_B /l e 4 mgSSV/l. Estes resultados demonstraram a capacidade de auto-regeneração do leito, com o consumo dos sólidos em excesso presentes quando da drástica redução do substrato. O autor encontrou ainda, após este período, elevada quantidade de SSV aderido ao leito, 33mgSSV/ml de espuma, compatíveis com valor de primeiro módulo, como os 21 mg SSV/ml espuma, obtido no 150º dia de operação do RAHLF.

Após este desvio de função, o quinto módulo foi reincorporado ao trecho final do RAHLF, sem iminente comprometimento do escoamento e com imediata manifestação da remoção da DQO_B e de Sólidos Suspensos, este última promovendo o restabelecimento de valores inferiores a 20mgSSV/l no efluente final. Esta constatação leva a concluir que no período de restrição de

fonte de carbono, o consumo de SSV do quinto módulo, deu-se preferencialmente do material presente nos interstícios do leito, provavelmente menos estabilizado que o material diretamente aderido na espuma.

Destaca-se ainda do estudo de VIEIRA (2000), os resultados das análises de microscopia eletrônica de varredura da biomassa aderida nas matrizes de espuma após uso como unidade de desnitrificação. O autor constatou a predominância de micro-grânulos como padrão de imobilização e manutenção da diversidade anaeróbia anteriormente observada no módulo, todavia com arqueas metanogênicas semelhantes ao gênero *Metanosaeta*, sem estrutura morfológica íntegra, fato este justificado pelo mesmo como decorrente da utilização do módulo como unidade de desnitrificação, com carência de matéria orgânica carbonácea no afluente. Não foi relatada presença de material semelhante a polímeros extracelulares.

Durante a utilização do último módulo como unidade de desnitrificação o RAHLF permaneceu em operação com quatro módulos, com ajuste da vazão para manutenção do TDHt de 4,3 h. Após o quinto módulo ser reincorporado, o RAHLF foi operado por mais 6 meses, período este, em que as desconformidades operacionais relacionadas ao excesso de sólidos retidos nos módulos iniciais foram mitigadas com o progressivo aumento da pressão de retenção do biogás e com a manutenção da rotina de retrolavagem.

5.5.3 Procedimento de controle da pressão interna do biogás

A partir do 280º dia de operação, focou-se na avaliação do uso da pressão interna gerada pelo biogás, como medida expedida com vistas a aumentar a autonomia do RAHLF no tocante a paradas para realizações de retrolavagens. Procedimento este que consistia em ajustar o valor limite do dispositivo de controle da pressão de gás para acionamento da válvula de liberação do biogás para a atmosfera.

Pode-se usufruir com a adoção deste procedimento de significativa mitigação das excessivas ocorrências de invasão líquida no sistema de coleta de gás. Todavia, na vigência deste benefício observou-se queda de desempenho e da qualidade final do efluente, manifestada na redução das eficiências de remoção de matéria orgânica e aumento nos valores dos parâmetros DQO e SSV no efluente.

A frequência das retrolavagens pôde ser mensal, durante os dois primeiros meses, com a pressão de controle do biogás elevada de 30 mm para 80 mm de coluna d'água. Nos meses subsequentes demandou-se progressivo aumento, até atingir o valor limite do equipamento disponível, de 130 mm de coluna d'água.

Após usufruir por seis meses desta autonomia mensal, o referido procedimento tornou-se insuficiente para a manutenção do intervalo mensal entre as retrolavagens, quando passou a demandar paradas quinzenais para desobstrução dos módulos iniciais 1 e 2, face o comprometimento dos perfis de desempenho e invasão líquida na linha de biogás.

Cabe ressaltar que o aumento da pressão interna não culminou com a eliminação do arraste de sólidos do módulo inicial. Esta desconformidade permaneceu sendo manifestada após cerca de uma semana da realização de retrolavagens dos módulos iniciais 1 e 2.

O RAHLF foi operado, nesta fase enfocando o ajuste de pressão do biogás, com TDHt de $4,4\text{h} \pm 0,4$, não tendo sido observado alterações significativas na concentração do afluente, temperaturas médias e composição do biogás frente os valores até então observados.

A guisa de comparação da repercussão deste procedimento no desempenho do reator, são apresentados na TABELA 5.6 os valores médios dos principais parâmetros monitorados na fase líquida obtidos em conjunto com a reapresentação dos valores médios obtidos no período operacional com melhor desempenho, compreendido entre o 70º e 140º dias de operação, quando a pressão do biogás ficou entre 20mm e 30mm de coluna d'água.

TABELA 5.6 Comparativo dos valores médios dos principais parâmetros de monitoramento da fase líquida, referentes ao período de elevação da pressão do biogás frente ao período de melhor desempenho.

Parâmetro (mg/l)	Afluente	Efluente	Melhor desempenho (70° a 140° dias)	% Variação
DQO_B	354 ± 80	172 ± 24	142 ± 35	21
DQO_F	206 ± 43	123 ± 24	103 ± 24	20
SSV	58 ± 6	28 ± 10	13 ± 5	111

De acordo com a TABELA 5.6 a elevação da pressão de controle do biogás no reator promoveu um aumento da ordem de 20% nos valores da DQO e duplicação do teor de SSV no efluente.

Ressalta-se que a maior elevação dos valores de SSV no efluente resulta também do maior intervalo das retrolavagens, conferindo correspondência em cenário de operação extrema com possível sobrecarga de sólidos acumulados.

No tocante a eficiência de remoção de matéria orgânica a queda de desempenho do RAHLF foi de 23% e 26%, respectivamente em termos da DQO_B e DQO_F. Em relação ao parâmetro de SSV que chegou a apresentar até 80% de remoção no melhor período, caiu para cerca de 50%.

A queda de desempenho do RAHLF foi atribuída não somente a maior ocupação do volume útil reacional pelo biogás, mas também pelo excesso de sólidos acumulados e arrastados, não eliminados satisfatoriamente nas operações de retro-lavagens. Provavelmente também o TDH efetivo, em curso no período investigado, encontrava-se abaixo do teórico, haja vista a potencialidade da retenção excessiva de sólidos de promover o comprometimento do escoamento, com a formação de caminhos preferenciais e com velocidades superficiais suficientes para o arraste de biomassa.

Os resultados dos estudos da hidrodinâmica do RAHLF, discutidos no item 5.7, corroboram com este entendimento, haja vista que verificou-se a progressiva perda do volume útil com o transcorrer da operação e com estágio

de maior retenção de sólidos no leito, chegando em condição extrema, a uma perda de até 75% do volume útil reacional.

Outra observação que contribui para este entendimento é que quando ocorreram panes elétricas, com suspensão temporária da alimentação, e, por conseguinte promoção de maior TDH, encontrou-se maiores eficiências, particularmente em relação a DQO_F , com concentração no efluente final até inferior a 80 mg/l.

Relata-se também, que a descarga de biogás ocorria na forma de pulsos intermitentes, supostamente com suave revolvimento no leito e, por conseguinte, promovendo melhores condições para o escoamento líquido e de sólidos não digeridos.

No tocante à digestão anaeróbia, a manutenção do elevado percentual de metano no biogás, da ordem de 70%, geração de alcalinidade e a redução dos teores de AVT ao longo do percurso reacional, levam a concluir que ocorreu estabilidade e equilíbrio do processo neste período.

Cabe registrar, também, a dificuldade operacional com a retomada da operação após as retrolavagens, já que os registros dos pontos de recolhimento de biogás dos módulos iniciais necessitavam ficar fechados até que a pressão gerada pelo biogás captado dos módulos finais fosse, suficientemente, capaz de vencer a perda de carga remanescente nos módulos iniciais.

Após cerca 500 dias de funcionamento ininterrupto, o cenário operacional caracterizava-se pelo uso do limite extremo de controle da pressão de biogás promovida pelo equipamento disponível, frequência quinzenal de retrolavagens, queda de desempenho, elevada variabilidade na qualidade do efluente final, prevalência de invasão líquida na linha de biogás. Este cenário configurou que o RAHLF encontrava-se em colapso operacional por entupimentos.

5.6 DIAGNÓSTICO DO COLAPSO POR ENTUPIMENTO (Fase 5)

Após operação ininterrupta do RAHLF por cerca de 500 dias, procedeu-se a abertura dos módulos 1; 2; 4 e 5 para exame visual do estágio de colmatação do leito, caracterização do cenário de entupimento, coleta de amostras para análises e direcionamento dos estudos de investigação da gênese do colapso operacional. As FIGURAS 5.37 e 5.38 retratam o leito do reator neste cenário de colapso que havia sido inicialmente inoculado a mais de dois anos.

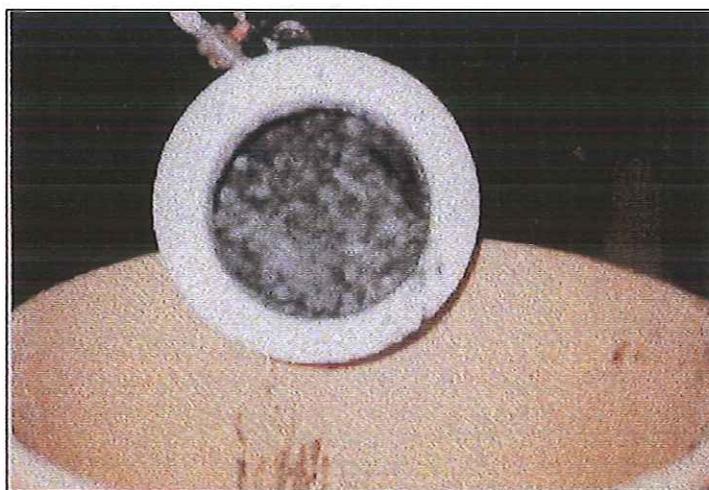


FIGURA 5.37 Vista do leito no interior do módulo 1 após 2 anos de operação.

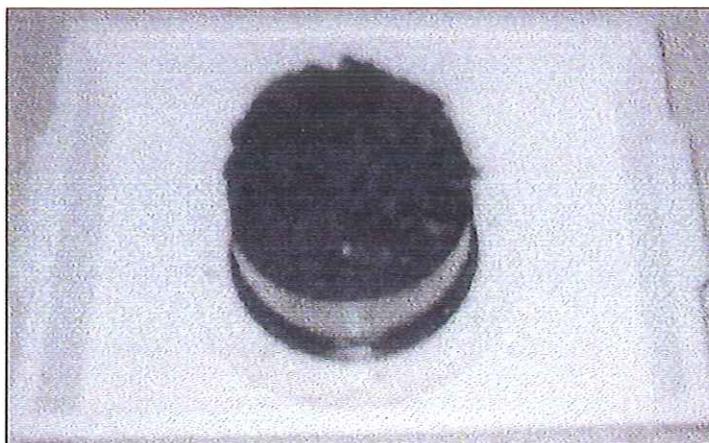


FIGURA 5.38 Vista do leito colmatado aderido à tela de retenção das matrizes de espuma de poliuretano após 2 anos de operação.

Nos módulos 1 e 2 pode-se verificar o avançado estágio de colmatação do leito, especialmente em seus trechos finais, com forte coloração preta escura, grande quantidade de agregados microbianos retidos nos interstícios junto a um material viscoso, sugestivo da presença de polímeros extracelulares, extensivamente impregnados também, nas telas de retenção das matrizes de poliuretano.

Nos módulos 4 e 5 observou-se o mesmo tipo de colmatação, todavia de forma menos intensa, com menor obstrução dos interstícios. Já o módulo 3 foi reservado para a avaliação da evolução da hidrodinâmica do reator ao longo da operação, haja vista que o mesmo permaneceu na mesma disposição intermediária em todas as fases da pesquisa.

Nas Figuras (5.37) e (5.38) podem-se ser vistos o estado de agregação das matrizes de espuma, possivelmente promovido por polímeros extracelulares, configurando um cenário de comprometimento do escoamento livre na seção transversal além de potencial promotor de caminhos preferenciais e de elevação da perda de carga no leito.

A extensão desta colmatação do leito refletiu-se na abrupta elevação da perda de carga, para até $0,6 \text{ kgf/cm}^2$ no módulo 1, enquanto o previsto em projeto para todo o reator era de apenas $0,05 \text{ kgf/cm}^2$. Ressalta-se que esta elevação ocorria preponderantemente na porção final do reator, onde o leito encontrava-se mais compactado junto à tela retentora.

Após a realização de uma retrolavagem obteve-se a redução da perda de carga, nos módulos desobstruídos, para o patamar de $0,03 \text{ kgf/cm}^2$, devido, principalmente, a ação do fluxo reverso de promover a descompactação do leito em seu trecho final. Todavia, observou-se que o fluxo reverso também escoava por caminhos preferenciais, não apresentando uniformidade ao longo da seção transversal, resultado este, atribuído a entrada concêntrica da alimentação e, principalmente, pela baixa resistência mecânica da espuma de poliuretano.

Diante desta constatação de formação de caminhos preferenciais, passou-se a utilizar também, dos pontos de coleta de amostras ao longo do reator como entrada de água de lavagem, para um melhor revolvimento do leito e maior retirada dos sólidos em excesso. Mesmo promovendo uma retrolavagem mais abrangente, esta estratégia não foi suficientemente capaz de restabelecer as condições iniciais do escoamento, já que as perenes demandas de desobstrução do leito manifestavam-se em intervalos temporais cada vez mais curtos.

Cabe relatar também a tentativa de operação com a inclinação de 30° do módulo inicial, como forma de evitar o acúmulo de sólidos na porção final do reator que também não surtiu efeito significativo.

Relata-se ainda que devido à operação em condições drásticas de perda de carga, o RAHLF apresentou vazamentos, inclusive com rompimento de conexões e das telas de retenção do leito, demandando freqüentes paradas para reparos. Ao final de dois anos, constatou-se também o extensivo comprometimento das válvulas de biogás por corrosão e entupimentos.

Cabe resgatar a remoção superior a 50% de sólidos de SSV presentes no esgoto *in natura*, promovida pelas caixas de armazenamento e peneiramento, levando a uma quantidade remanescente de cerca de 70 mg/l, que a princípio poderia estar sobrepujando a capacidade do RAHLF de metabolização a metano. Todavia os relatos de SARTI(1998) e CABRAL(2000) da ocorrência de entupimentos no RAHLF em escala de bancada, tratando esgotos sintéticos solúveis, reforçam as suspeitas do efeito sinérgico de polímeros extracelulares e sólidos particulados na gênese dos entupimentos.

Diante de todas as observações e determinações obtidas durante todo o período de operação do RAHLF, a primeira conclusão que se apresenta é que a taxa de retenção de sólidos no leito do reator foi maior que as taxas de metabolização em biogás e de retirada do excesso pelas operações de retrolavagem.

Os ensaios hidrodinâmicos implementados em operação plena, discutidos no item 5.7, também denunciaram o progressivo comprometimento do volume útil reacional advindo deste acúmulo de sólidos. Esta gênese dos entupimentos, também é abordada no item 5.8, relacionado a balanços materiais em regime dinâmico aparente.

Em suma, as ações expedidas de retrolavagem, inclinação dos módulos, inversão dos módulos de alimentação e aumento da pressão interna de biogás, não foram suficientes para remoção suficiente do excesso de lodo retido nos interstícios, configurando em ações paliativas e de posposição do colapso do sistema. Todavia os resultados obtidos com a utilização de um módulo comprometido recebendo baixas concentrações de DQO_B, como o utilizado como unidade de desnitrificação, apontou que o consumo do lodo em excesso se dá preferencialmente do material presente nos interstícios, vislumbrando a inclusão de módulos adicionais ao sistema para uma operação escalonada, suficientemente capaz de manter a prevalência do volume útil reacional.

Na abertura do RAHLF para investigação dos entupimentos, coletou-se amostra do meio suporte para avaliação das morfologias presentes na biomassa aderida, correspondente a cerca de 2 anos desde a inoculação inicial do reator.

Caracterização morfológica da biomassa aderida na espuma após 2 anos de operação

A caracterização morfológica da biomassa aderida ao meio suporte do RAHLF piloto, após aproximadamente 2 anos desde a primeira partida, deu-se com a coleta de exemplares das matrizes de poliuretano presentes ao longo dos cinco módulos para análises por microscopia ótica, de epifluorescência e eletrônica de varredura.

Os padrões de imobilização da biomassa aderida à espuma mostraram-se tanto na forma dispersa quanto agregada em micro-grânulos ($d < 500\mu\text{m}$), desta última forma mais freqüente nos módulos iniciais.

Reiteraram-se os resultados obtidos no primeiro ano de operação, não tendo sido observadas diferenças significativas nem na diversidade da microbiota anaeróbia nem na distribuição da incidência das morfologias dentre as amostras coletadas, constituindo-se em forte indicativo da manutenção da disseminação do catalisador biológico por todo o reator e por longo tempo de operação.

Ressalta-se que tais diversidade e incidências de morfologias foram correspondentes ao caracterizado e disponíveis a partir de 10 semanas da partida sem inoculação prévia, o que reforça ainda mais a conclusão de partida biológica rápida do reator, conforme discutido no item 5.4.

Novamente, pôde-se observar a maior presença nas amostras dos módulos iniciais(1, 2 e 3) de material abiótico, inclusive os sugestivos de serem polímeros extracelulares, que nos finais (4 e 5).

Diante das semelhanças dos resultados das amostras de cada módulo em relação às características da diversidade de morfologias e incidência de campos com material abiótico quando comparados com os das observações de cada módulo no primeiro ano de operação, pôde-se concluir que o procedimento de inversão dos módulos não promoveu alteração residual perceptível na distribuição da diversidade das morfologias identificadas.

As FIGURAS 5.39 e 5.40 constituem na síntese das principais morfologias observadas nas análises de microscopia de fase, epifluorescência e eletrônica de varredura, respectivamente, para os módulos iniciais (1, 2 e 3) e finais (4 e 5), divisão esta, como forma de reiteração das preponderantes semelhanças constatadas e dos nuances manifestados advindos da menor presença de material não celular nos últimos módulos.

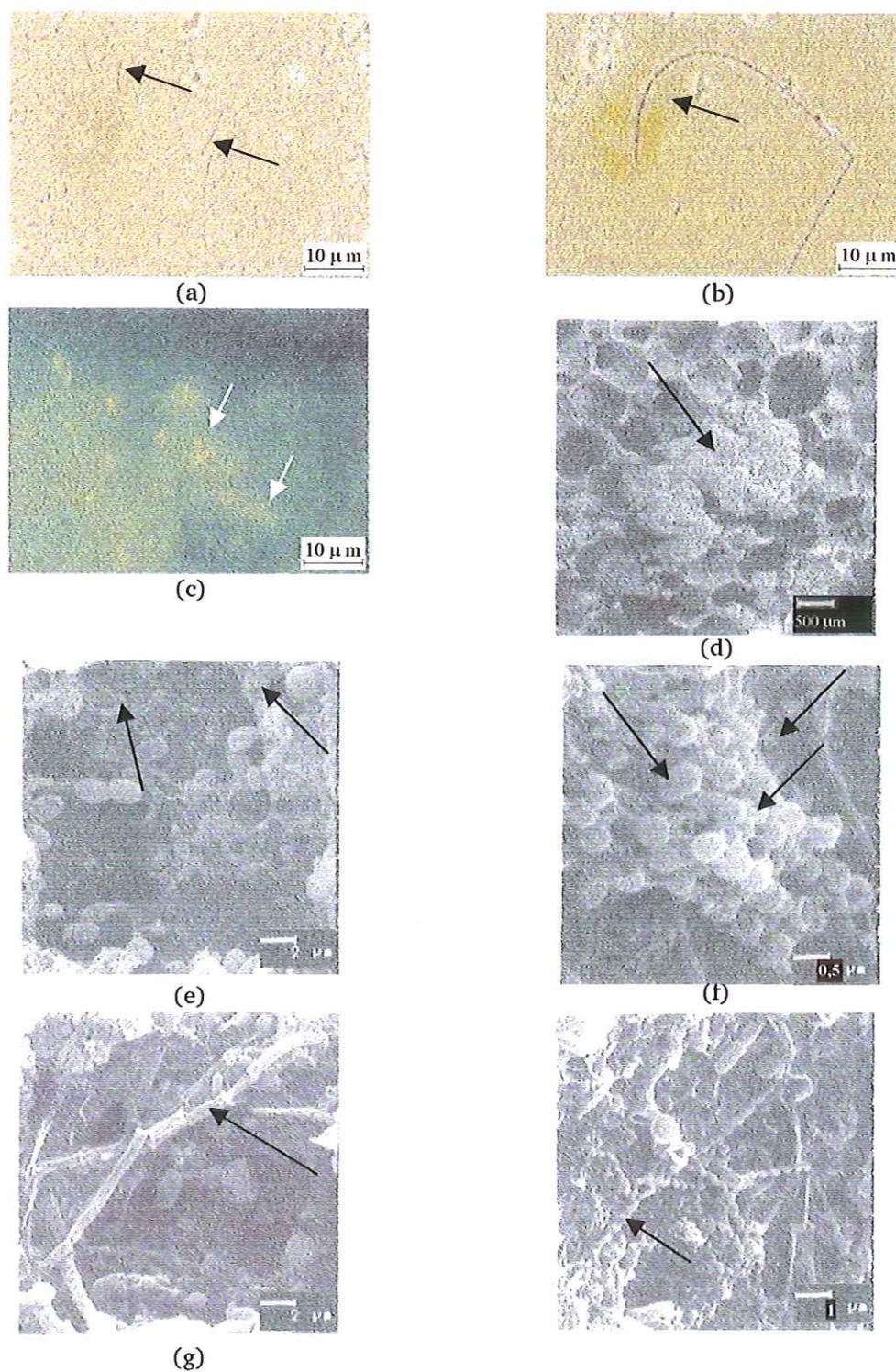


FIGURA 5.39 Observações morfológicas sobre microscopia ótica e de varredura de amostras dos módulos 1 e 2, no 2º ano de operação: (a) bacilos; (b) e (g) microrganismos semelhantes a *Methanosaeta* sp, (c) bacilos e cocos fluorescentes; (d) colonização da espuma; (e) e (f) cocos; (h) espiroquetas.

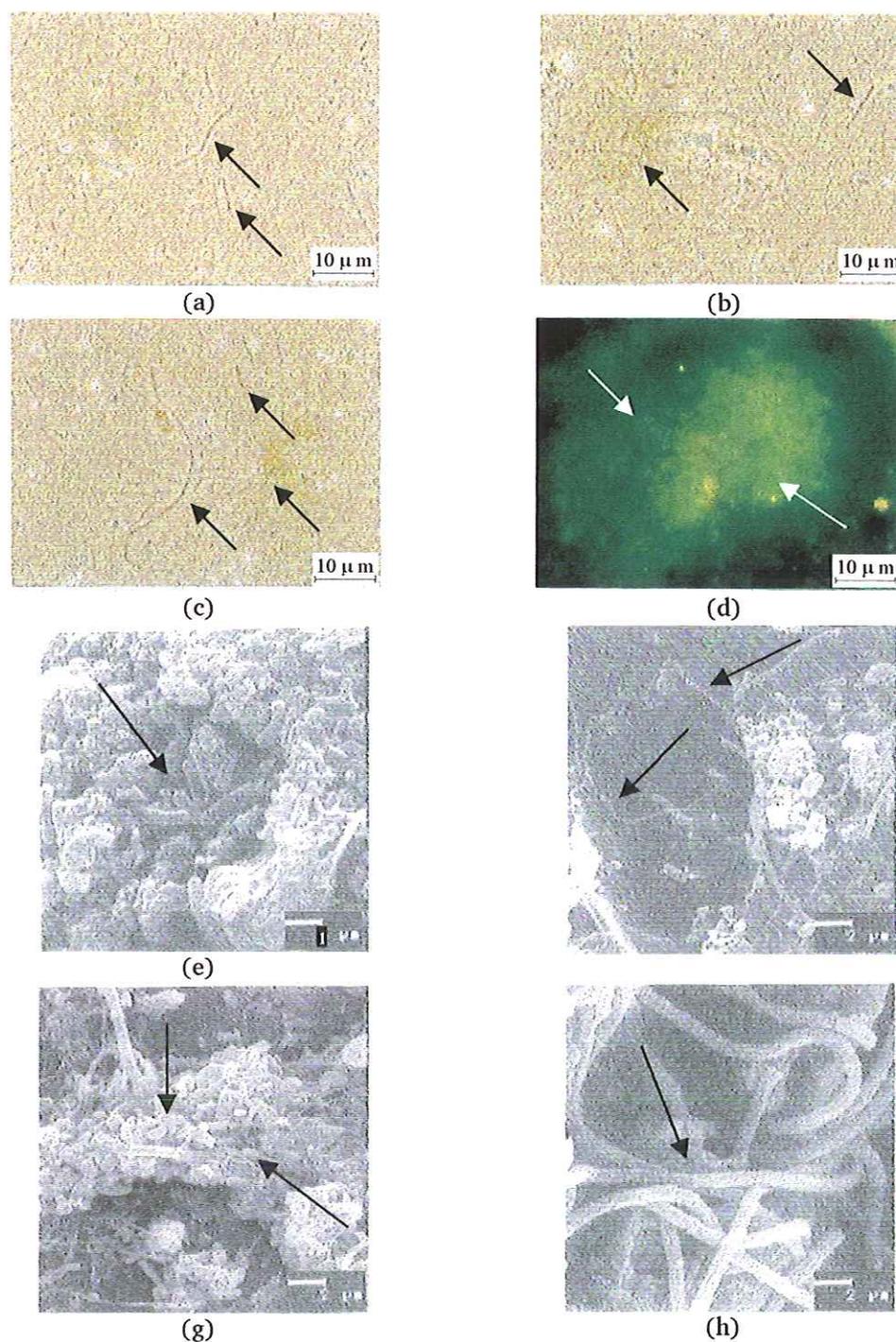


FIGURA 5.40 Observações morfológicas sobre microscopia ótica e de varredura de amostras do 4 e 5 módulos no 2º ano de operação: (a) e (c) bacilos e filamentos; (b) bacilos; (d) cocos e bacilos fluorescentes; (e) e (g) bacilos; (f) espiroqueta; (h) microrganismos semelhantes a *Methanosaeta* sp.

5.7 HIDRODINÂMICA DO RAHLF (Fase 6)

A primeira etapa de ensaios hidrodinâmicos objetivou avaliar o comportamento e a ocorrência de anomalias no escoamento do RAHLF-piloto limpo, admitido em projeto como tubular de fluxo pistonado ideal, bem como, verificar a adequação dos traçadores pré-selecionados na revisão bibliográfica aos objetivos propostos.

Por se tratar de um sistema modular, utilizou-se aleatoriamente de um dos módulos, preenchido com matrizes cúbicas de poliuretano novas, posto em operação com água de abastecimento público com vazão próxima a de projeto.

Utilizando-se de uma injeção impulso de 20 ml de solução de NaCl obteve-se o perfil de Distribuição do Tempo de Residência - DTR do traçador, detectado por sondas de condutividade e de íon específico (Cl⁻).

As FIGURAS 5.41 e 5.42 mostram os perfis de DTR obtidos, representados pela concentração normalizada do traçador (E_{θ}) e o tempo de residência adimensional (θ) junto aos resultados dos ajustes aos modelos teóricos uniparamétricos propostos por LEVENSPIEL (1999).

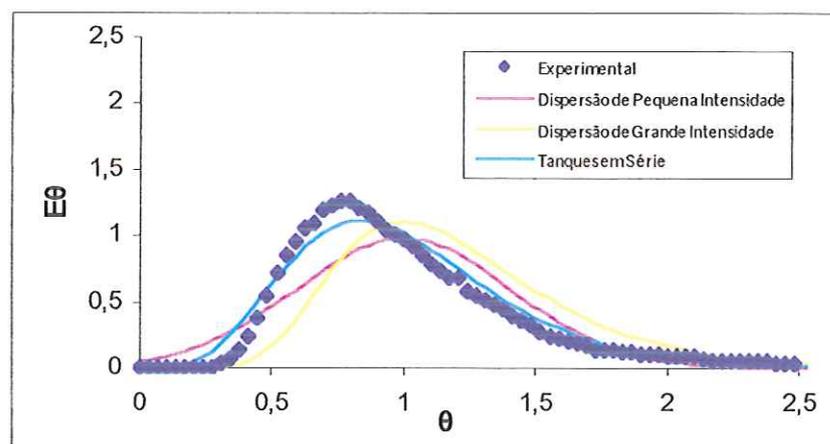


FIGURA 5.41 Perfil de DTR e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por condutividade ($Q=22,7$ l/h)

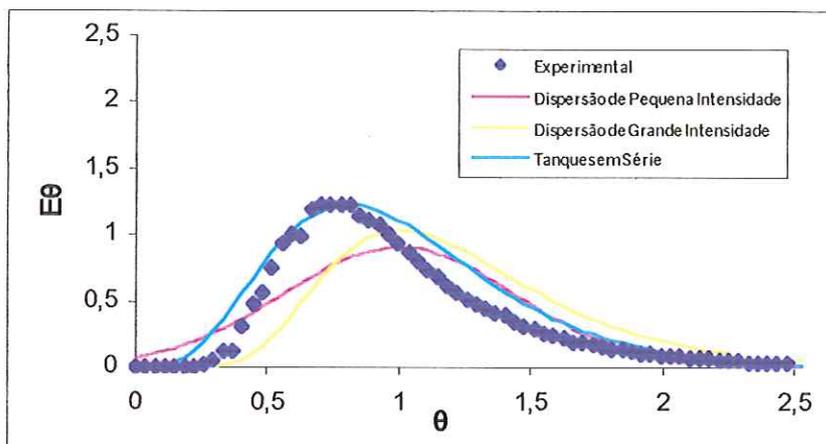


FIGURA 5.42 Perfil de DTR e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por íon específico Cl^- ($Q=23,2$ l/h)

Adotou-se para fins de ajuste final aos modelos teóricos os resultados gerados pela sonda de íon específico de Cloreto por a mesma ter gerado leituras mais estáveis que a sonda de condutividade.

Pelos perfis experimentais das FIGURAS 5.41 e 5.42 pode-se observar o aparecimento prematuro do traçador e a ocorrência de longas caldas, o que denuncia canalização do fluido e regiões de estagnação. Por conseguinte, o ajuste aos modelos teóricos afastou-se do escoamento tubular de fluxo pistonado e de dispersão, apresentando melhor ajuste, balizado pelo Coeficiente de Correlação (COR), pelo modelo de Tanques em Série, no primeiro ensaio com número de tanques em série (N) igual a 6 e COR de 0,9816 e no segundo, N= 5 e COR de 0,9775.

O efeito de calda, típico de escoamentos em leitos porosos, advém principalmente dos fenômenos de difusão e adsorção do traçador no recheio do reator, resultante da retenção superficial e contenção do traçador nos poros e em inúmeras pequenas regiões estagnadas geradas pelo suporte poroso.

Segundo LEVENSPIEL (1999), quando os modelos uniparamétricos são incapazes de contemplar, satisfatoriamente, os desvios dos escoamentos ideais, então, modelos de multiparâmetros devem ser testados. Estes usualmente consideram o reator real composto por diversas regiões, tais como: fluxo pistonado, tubular disperso, mistura ideal e zona morta interligados de várias maneiras. O termo zona morta refere-se à porção do fluido que está se movendo de modo relativamente lento, a qual, como uma idealização, pode ser considerada completamente estagnada. Ainda, segundo o mesmo autor, um dos procedimentos mais utilizados em estudos com meios porosos consiste em dividir o reator em um volume ativo sobreposto a região não ativa ou estagnada, aplicando previamente a estas regiões ajustes individuais e posteriormente a integração das mesmas.

No projeto do RAHLF de bancada, ZAIAT (1996) adotou a porosidade ($\varepsilon=0,4$) do leito de matrizes de espuma de poliuretano, como forma de contemplar exclusivamente o volume ativo do reator, compreendido pelo escoamento presente nos interstícios do leito, isto é, desconsiderado o volume de líquido retido no interior da espuma, considerado como estagnado. Esta porosidade foi estabelecida, fundamentada em ensaio de bancada, pela relação do volume de água drenado de um recipiente, com as matrizes de espuma em relação ao volume vazio conhecido deste recipiente.

Com vistas a validar a hipótese de que o alongamento da calda dos perfis de DTR observados, se devia a adsorção e difusão do traçador nos poros do leito e não de zonas mortas no escoamento ativo, realizou-se novos ensaios com diferentes traçadores, concentração injetada e vazão operacional, haja vista que os processos de adsorção e difusão são sensivelmente afetados por estes fatores.

NA TABELA 5.7 encontra-se a síntese dos principais resultados obtidos nos testes para validação da hipótese de predominância dos efeitos da adsorção e difusão do traçador nos poros do suporte no fenômeno de calda.

TABELA 5.7 Síntese dos resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados no módulo 2 operando com água de abastecimento

Traçador	PM (g/mol)	M _{Injetada} (mg)	M _{Rec} (%)	N	TDH _T (min)	T _{Pico} (min)	T _{CM} (min)	T _{CM} / TDH _T	ε (pico)	ε (CM)
NaCL	58,5	1420	80,2	5	49,2	42	54,2	1,10	0,34	0,44
NaCl	58,5	1420	25,0	5	240,8	212	265	1,10	0,35	0,44
Mordante violeta	364,9	32	60,0	11	43,3	37,5	43,7	1,01	0,35	0,40
Eosina Y	691,9	90	41,4	2	40,9	42	74,7	1,83	0,41	0,84
Eosina Y	691,9	90	22,9	3	91,3	81,5	154,3	1,69	0,36	0,68
LiCl	42,4	16,4	95,8	4	41,2	39,5	56,3	1,37	0,38	0,55
Dextrana azul	2x10 ⁶	150	88,7	10	46,5	41	52,8	1,14	0,35	0,45

Observa-se na TABELA 5.7 que a relação entre o tempo do centro de massa (T_{CM}) dos perfis de DTR dos diversos ensaios e o tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_t), obtido com a porosidade de projeto (ε=0,4), apresentaram discrepâncias de até 80%. Estas discrepâncias se devem, principalmente, às significativas influências da natureza do traçador, da concentração injetada e vazão aplicada no efeito de calda, confirmando assim, a hipótese da predominância da difusão e adsorção do traçador nos poros do recheio (região estagnada) no efeito de calda.

Em termos de ajuste dos modelos hidrodinâmicos aos dados experimentais, comparados pelo número de tanques em série (N) ajustados, quanto maior foi a relação T_{CM}/TDH_t, maior foi o efeito da calda, menor número de reatores em série e pior o coeficiente de relação entre o modelo ajustado e dados experimentais.

Neste contexto, os melhores resultados foram obtidos com os traçadores: NaCl, Mordante Violeta e Dextrana Azul. Entretanto, para o NaCl como também para a Eosina Y, quando se aumentou o TDH_t do experimento ocorreu considerável redução da massa recuperada do traçador ($M_{\text{Rec}} = Q \times \sum C_i \Delta t$), podendo ser explicado, pelo maior tempo propiciado para a difusão do sal do seio do escoamento ativo para a região estagnada. O fenômeno da difusão e adsorção também pode explicar os bons resultados com o mordante violeta, haja vista que este foi injetado em quantidade reduzida e possivelmente não adsorvido significativamente na espuma.

Em termos de massa recuperada os melhores resultados foram obtidos nos ensaios com LiCl e Dextrana Azul, possivelmente favorecidos, no primeiro caso, pela reduzida massa injetada e no segundo, pela menor coeficiente de difusividade, face seu elevado peso molecular. Ainda, no caso da Eosina Y, pode-se constatar visualmente, com a abertura do reator, a adsorção do traçador na espuma, permanecendo retido mesmo após uma série de lavagens e expulsão do volume estagnado na matriz suporte.

Ressalta-se que a obtenção da massa recuperada dos traçadores, deu-se com o truncamento da DTR em tempo correspondente a 4 vezes o TDH_t. Na maioria dos ensaios este tempo foi suficientemente longo até atingir o nível de detecção do método empregado. Todavia como o processo de difusão dos poros estagnados para o escoamento livre é progressivamente mais lento com a redução da concentração nos poros, a significância do final da calda passa a ser dependente da concentração injetada e do nível de detecção.

Cabe ainda relatar, que com o estímulo em degrau, realizado em ensaios com NaCl e com a Eosina Y, o efeito de retenção do traçador foi ainda maior, não atingindo o platô de concentração, mesmo com tempo de experimento 8 vezes superior que TDH_t.

A constatação da influência das características do traçador e do procedimento experimental no estabelecimento do modelo hidrodinâmico do RAHLF-piloto encontra apoio nos resultados dos estudos em biorreatores de leitos porosos de JIMENEZ *et al.* (1998b), em filtro submerso com recheio

comercial *Biolite L*, com 50% de porosidade e nos de NARDI *et al.* (1999), com o RAHLF em escala de laboratório, tendo cerâmica porosa como recheio. Ambos os autores citados, justificaram o efeito predominante do fenômeno de calda devido à retenção do traçador nos poros, obtendo a minimização desta influência com a utilização da Dextrana Azul como traçador. Em seus experimentos JIMENEZ *et al.* (1998b) obteve uma recuperação da Dextrana acima de 94%. A menor porcentagem de recuperação obtida nos ensaios no RAHLF-Piloto pode ser justificada pelas propriedades intrínsecas da superfície da espuma de poliuretano e de sua constituição porosa

Diante da hipótese de projeto do RAHLF ter admitido-o como um reator tubular ideal, contemplando apenas o escoamento ativo, e pelas constatações da influência do traçador na geração dos perfis dos DTR, optou-se por não buscar o ajuste de modelos multiparamétricos, sob risco de se ajustar um modelo para cada traçador, mas sim, por estabelecer um procedimento para monitorar o comportamento do escoamento e do volume útil reacional ao longo do período de operação do reator.

A obtenção de ajustes razoáveis dos modelos de tanques em série aos ensaios relacionados na TABELA 5.7 é, por si só, uma confirmação que o escoamento do RAHLF-piloto aproxima-se bem mais do reator tubular que o de mistura. Além disso, o recheio promove melhor mistura transversal favorecendo o estabelecimento do escoamento próximo ao pistonado. Para uma mesma produção e conversão, o volume útil reacional demandado por um reator tubular é sempre menor que o de mistura, quando a ordem de reação é maior ou igual a 1.

Segundo REBHUN & ARGAMAN (1965) a relação entre o tempo de pico ou tempo de residência modal pelo tempo de detenção hidráulico ($T_p/TDHT$) indica a extensão do comportamento pistonado, quanto mais próximo de 1,0 for. Para os ensaios relacionados na TABELA 5.7 obteve-se a relação média de $0,91 \pm 0,06$. Ressalta-se todavia, a incerteza do TDHT adotado, haja vista que o mesmo foi obtido ancorado em uma porosidade de leito estimada.

Não obstante o expressivo domínio do escoamento de fluxo pistonado, o pequeno desvio padrão obtido, conferiu também, forte indício da predominância deste escoamento no volume ativo, haja vista que o alongamento da calda se deu efetivamente após o pico e resultante dos fenômenos de difusão e adsorção nos poros do recheio.

Cabe ainda ressaltar que não obstante a incerteza do TDHt, adotado com base na porosidade obtida em um ensaio de bancada, o próprio procedimento de enchimento do reator com o recheio, também, poderia gerar porosidade diferente da estimada e, por conseguinte, gerar um tempo de detenção hidráulico efetivo diferente do teórico.

Na busca desta porosidade efetiva, adotou-se a hipótese que o fenômeno da difusão nos poros do recheio não altera significativamente o T_p . Procedeu-se a partir de então, o cálculo da porosidade efetiva de cada ensaio realizado, obtendo-se o valor médio de $0,36 \pm 0,02$. O reduzido valor do desvio padrão obtido, confere sustentação à hipótese adotada, face à repercussão da independência do tipo de traçador utilizado nos resultados.

Este valor médio obtido sugere que a porosidade efetiva e, por conseguinte, o tempo de detenção hidráulico efetivo do módulo avaliado encontrava-se cerca de 10% abaixo do valor adotado em projeto.

Ainda, segundo LEVENSPIEL (1999), a porção gaussiana do perfil experimental de DTR estima a fração do volume ativo do reator e sua largura e altura estima (N), enquanto a cauda exponencial estima o escoamento cruzado com a região estagnada. Consideração esta, que vislumbrou a separação destas porções dos perfis originais obtidos, para avaliação da magnitude e ajuste do escoamento ativo, correspondente ao volume reacional de projeto, aos modelos teóricos.

Procedeu-se em seguida, o cálculo da fração de área gaussiana dos perfis originais de DTR e o simples rebatimento dos pontos de montante ao pico em jusante, gerando perfis modificados exclusivos do escoamento ativo, para ajuste aos modelos teóricos.

TABELA 5.8 Resultados da avaliação da porção gaussiana da DTR referentes aos ensaios hidrodinâmicos, realizados no módulo 2, operado com água de abastecimento.

Traçador	TDHt (min)	T _{Pico} (min)	T _{Pico} / TDHt	ϵ (pico)	% área gaussiana	D/uL (rebatida)	COR (rebatida)
NaCl	49,2	42	0,85	0,34	75,1	0,03	0,9859
NaCl	240,8	212	0,88	0,35	76,2	0,04	0,9954
Mordante Violeta	43,3	37,5	0,87	0,35	80,4	0,02	0,9833
Eosina Y	40,9	42	1,03	0,41	62,1	0,03	0,9762
Eosina Y	91,3	81,5	0,89	0,36	52,3	0,04	0,9863
LiCl	41,2	39,5	0,96	0,38	64,7	0,03	0,9946
Dextrana Azul	46,5	41	0,88	0,35	62,6	0,02	0,9937

Na síntese dos resultados do procedimento de separação da fração gaussiana, encontrados na TABELA 5.8, a porcentagem do escoamento ativo (porção gaussiana) apresentou valor médio de $67,6 \pm 9,9$, compatível com sua predominância nos perfis de DTR, observados em cada ensaio. O desvio padrão encontrado pode se explicado pela elevada sensibilidade dos resultados ao número e intervalo de pontos experimentais disponíveis em cada ensaio, tempo de amostragem e nível de detecção do traçador pelo método adotado, além da transformação de uma função contínua em discreta.

O rebatimento dos pontos experimentais de montante de pico promoveu sensível melhora no ajuste dos modelos teóricos, especialmente no de pequena dispersão, conforme coeficientes de correlação, encontrados na TABELA 5.8, correspondentes a cada ensaio realizado. O número de dispersão (D/uL), valor médio dos modelos ajustados, foi de $0,03 \pm 0,01$. Este ajuste foi o escolhido com vistas a propiciar uma avaliação abrangente e padronizada da sensibilidade do modelo de projeto ao afastamento da hipótese de escoamento tubular de fluxo pistonado.

As FIGURAS 5.43, 5.44 e 5.45 apresentam alguns dos ajustes individuais dos modelos teóricos aos dados experimentais com rebatimento e a FIGURA 5.46 os perfis rebatidos obtidos dentro dos limites de dispersão resultantes dos ajustes com o modelo de pequena dispersão.

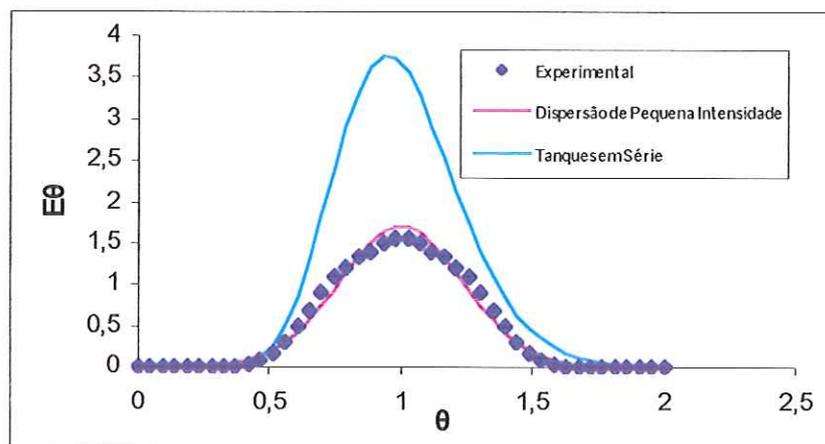


FIGURA 5.43 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com NaCl detectado por íon específico Cl⁻ (TDHt=49,2 min)

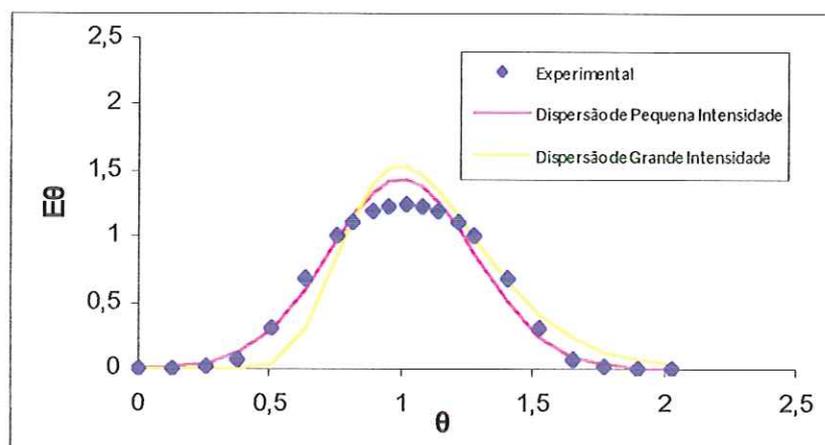


FIGURA 5.44 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com Eosina Y (TDHt=91,3 min)

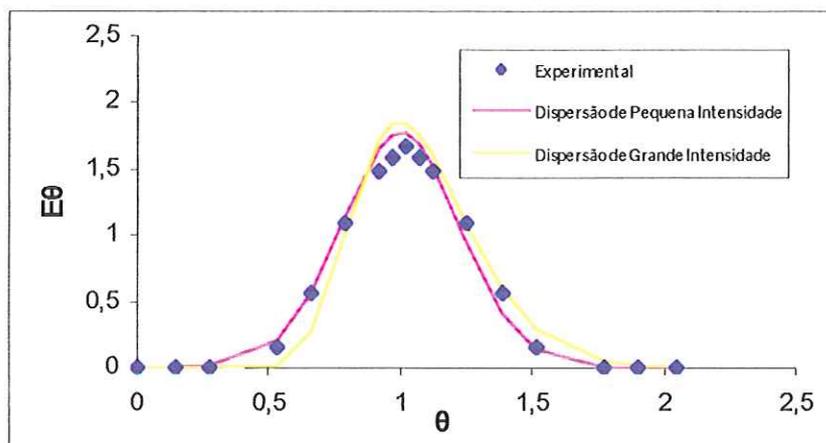


FIGURA 5.45 Perfil de DTR rebatido e modelos teóricos ajustados no ensaio com LiCl (TDHt=41,2 min)

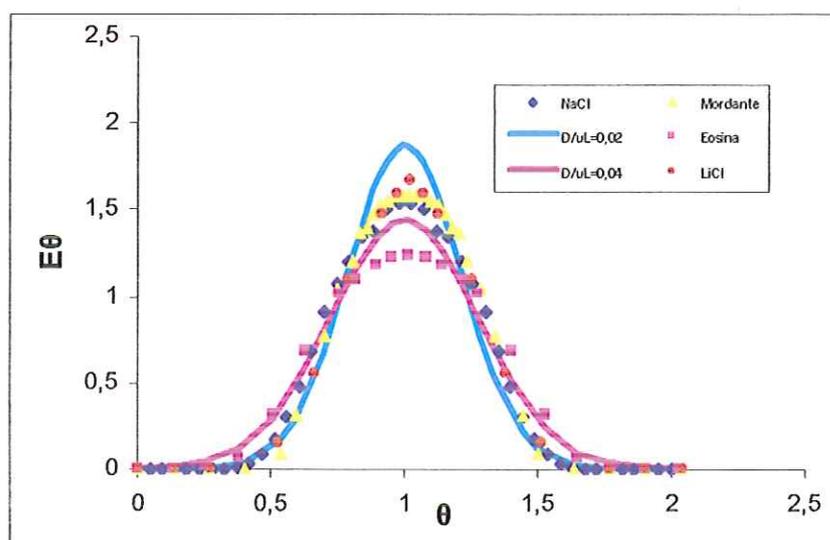


FIGURA 5.46 Perfis de DTR rebatidos de alguns dos traçadores dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.

Pelas FIGURAS 5.43 a 5.46 e pelos coeficientes de correlação listados na TABELA 5.8 pode-se concluir que os resultados experimentais se ajustaram bem ao modelo de pequena dispersão, vislumbrando a utilização do procedimento de rabatimento para os propósitos de avaliação do comportamento do escoamento e volume útil reacional ao longo da operação do RAHLF.

A segunda etapa dos estudos hidrodinâmicos objetivou selecionar o traçador para utilização nos ensaios em operação plena do RAHLF-piloto tratando esgoto com biomassa imobilizada. Optou-se por eliminar o NaCl devido à presença de cloretos no esgoto e pela elevada massa demanda, com riscos de afetar o metabolismo biológico, para injeção e geração de um perfil livre de interferências de *background*. O Mordante Violeta também foi eliminado haja vista o comprimento de onda ótimo para sua detecção ($\lambda=220\text{nm}$), comprimento este, sensível à interferência da presença de matéria orgânica.

Para avaliação do LiCl e Dextrana Azul executou-se uma injeção simultânea dos mesmos no esgoto afluente do módulo 3 utilizado por cerca de dois anos em operação plena. Os resultados deste experimento encontram-se na TABELA 5.9 e FIGURA 5.47.

TABELA 5.9 Resultados dos ensaios hidrodinâmicos obtidos no módulo 3 em operação plena com esgoto e biomassa imobilizada.

Traçador	PM (g/mol)	M _{Injetada} (mg)	M _{Rec} (%)	N	TDHt (min)	T _{Pico} (min)	T _{CM} (min)	T _{CM} / TDHt	ϵ (pico)	ϵ (CM)
LiCl	42,4	41	161	2	58,6	31	69,5	1,19	0,21	0,47
Dextrana	2x10 ⁶	269,8	424	2	58,6	28	54,7	0,93	0,19	0,37

Embora menos marcante que com água, nos ensaios em operação plena o efeito de calda também se manifestou de forma efetiva, denunciando a ocorrência de zonas de estagnação. Por conseguinte, os ajustes aos modelos de Tanques em série afastaram do escoamento tubular ideal com $N = 2$.

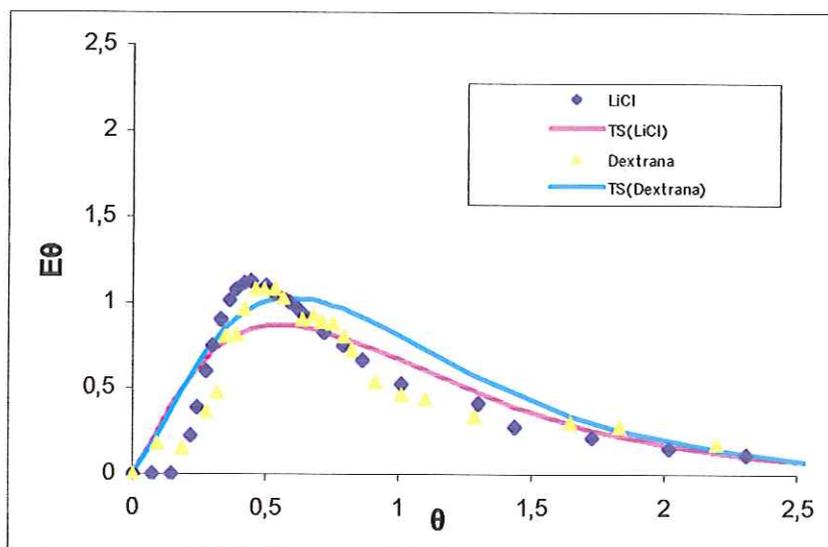


FIGURA 5.47 Perfis de DTR dos traçadores LiCl e Dextrana Azul no RAHLF em operação plena, dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.

O acúmulo de sólidos e a impregnação de biomassa na espuma ao longo de 2 anos de operação, dificultando a difusão e adsorção dos traçadores nos poros, justificam a menor calda que quando limpo.

Novamente os valores de T_{pico} dos traçadores foram próximos e os T_{CM} apresentaram maior variabilidade. A porosidade resultante em termos do T_{pico} denunciou uma perda de volume útil reacional neste módulo, da ordem de 50%. A pequena diferença observada entre os perfis pode ser atribuída as diferentes propriedades difusivas e adsortivas entre LiCl e a Dextrana Azul. A discrepância dos percentuais de massa recuperada dos traçadores pode ser explicada pela extensão do número de coletas referentes à calda e de interferentes nas amostras, haja vista que as mesmas não foram filtradas.

Realizou-se também no módulo 3, um ensaio exploratório com a Eosina Y, quando se constatou, ao contrário do observado nos ensaios com água, maior recuperação do traçador (90%), vislumbrando assim, sua utilização na avaliação ao longo da operação do RAHLF.

Novamente, quando do rebatimento dos pontos de montante, obteve-se melhores ajustes ao modelo de pequena dispersão.

A terceira etapa de estudos foi dedicada a avaliar o procedimento de enchimento dos módulos com o recheio de espuma. Devido ao comportamento semelhante dos ensaios com os traçadores LiCl, Dextrana Azul e Eosina Y em esgoto, optou-se pela utilização deste último devido ao menor custo e requerimento metodológico de detecção mais simples.

O procedimento de enchimento, consistiu em colocar o módulo vazio em posição vertical, com a adição de porções de espuma, previamente encharcadas em balde de água, fazendo uso também de jatos d'água para acomodação do leito de forma a evitar vazios no interior do reator. Preenchia-se o leito até o limite de contato superior com a tela de retenção e fechado.

A TABELA 5.10 e a FIGURA 5.48 sintetizam os resultados obtidos nesta terceira etapa, com os módulos limpos operando com água de abastecimento.

TABELA 5.10 Síntese dos resultados de avaliação do procedimento de enchimento modular do reator com o recheio de matrizes de espuma.

Módulos	TDHt (min)	T _{Pico} (min)	T _{Pico} / TDH _T	ε (pico)	% área gaussiana	D/uL (rebatida)	COR (rebatida)
I	41,5	43	1,04	0,41	51,7	0,04	0,9834
II	40,9	42	1,03	0,41	62,1	0,03	0,9762
III	41,4	47	1,14	0,45	45,0	0,03	0,9866
IV	41,2	41	1,00	0,40	30,0	0,04	0,9855

Conforme TABELA 5.10, as porosidades dos módulos obtidas pelo tempo de pico apresentaram pequena variabilidade, inferior a 10%, redundando em um valor médio de $0,42 \pm 0,02$, o que leva a concluir que o procedimento adotado para enchimento do reator conferiu reduzida interferência na porosidade final do leito.

O ajuste dos dados experimentais rebatidos ao modelo de pequena dispersão, conforme FIGURA 5.48, mostrou-se satisfatório, resultando em um número de dispersão médio de $0,035 \pm 0,006$.

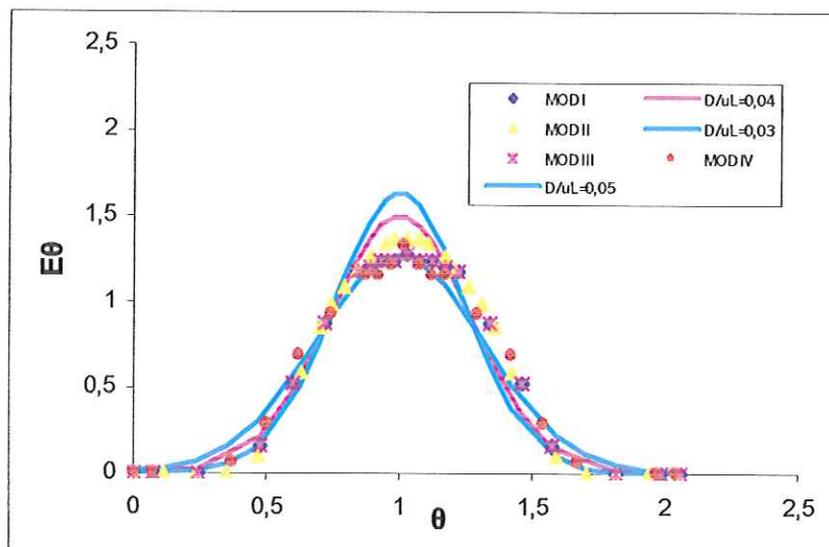


FIGURA 5.48 Perfis modulares de DTR rebatidos do RAHLF limpo operado com água de abastecimento dentro dos limites de ajuste ao modelo de pequena dispersão.

A quarta etapa de estudos foi dedicada a avaliação do comportamento dos diferentes módulos do RAHLF em operação plena, cerca de 80 dias após o início da alimentação com esgoto. Para tanto, utilizou-se a Eosina Y como traçador e o procedimento de rebatimento dos pontos experimentais de montante para determinação da porosidade efetiva do escoamento ativo e, por conseguinte na estimativa do comprometimento do volume útil reacional em relação aos resultados obtidos com os módulos sem biomassa.

Com vistas a minimizar o efeito do volume de gases estagnados no reator, a injeção do traçador foi procedida de uma despressurização dos módulos até equilíbrio com a pressão atmosférica.

Na TABELA 5.11 encontram-se os principais parâmetros avaliados como a porosidade efetiva e perda percentual do volume útil reacional, relativo ao escoamento ativo determinado quando limpo.

TABELA 5.11 Síntese dos resultados da avaliação da perda de volume útil reacional, após 80 dias de operação.

Módulos	TDHt (min)	T _{Pico} (min)	ϵ (pico)	Perda de Volume reacional* (%)	D/uL (rebatida)	COR (rebatida)
I	62,7	32	0,2	51	0,04	0,9612
II	55,0	27,5	0,2	51	0,03	0,9804
III	49,8	54	0,43	5	0,05	0,9951
IV	46,9	38	0,32	20	0,03	0,9709

* em relação ao módulo sem biomassa.

Ressalta-se também, que a perda de volume reacional também foi observada em relação à antecipação do T_{CM} .

Diante dos valores dos coeficientes de correlação dos resultados experimentais rebatidos, encontrados na TABELA 5.11, pode-se concluir que o modelo de pequena dispersão permaneceu representando bem o escoamento ativo do RAHLF, com números de dispersão bem próximos aos observados nos ensaios com o reator limpo.

O acúmulo de sólidos suspensos nos módulos iniciais (I e II) redundou em perda de volume útil reacional. Em termos da porosidade de pico este comprometido foi de até 51%. Já nos módulos finais III e IV, a perda de volume reacional foi bem menor, respectivamente 5% e 20%.

Embora se tenha realizado apenas um ensaio em carga, sem o completo domínio dos fatores intervenientes, como a produção de gás e o volume gasoso confinado no interior dos módulos, os resultados demonstraram expressiva tendência de comprometimento do volume reacional ao longo do tempo de operação do RAHLF, tanto pelas antecipações do T_{Pico} como do T_{CM} .

O menor comprometimento do módulo em que se encontrou a maior porosidade sugere a repetição de ensaios e/ou a investigação do preenchimento com menor número de espuma, isto é maior porosidade, com vistas à confirmação do ganho de autonomia do RAHLF frente às demandas de limpeza.

Ainda no tocante a limpeza, retrolavagem dos módulos, cabe ressaltar que os ensaios com esgoto foram realizados após um período de operacional extremo de 80 dias, sem nenhum procedimento de limpeza expedido, quando o sistema já se mostrava em colapso, com grande arraste de sólidos dos módulos iniciais I e II, e com elevada perda de carga no módulo I.

Procedeu-se também, a realização de um ensaio hidrodinâmico após a operação de retrolavagem no módulo I. Embora esta limpeza tenha sido eficaz no tocante a redução da perda de carga, a mesma eficácia não foi observada quanto ao restabelecimento do volume útil reacional, permanecendo o leito, praticamente com a mesma porosidade reduzida que quando colapsado.

Este resultado além de confirmar as suspeitas de ocorrência de caminhos preferenciais no fluxo reverso, também apontou a dificuldade de se regenerar a porosidade do leito, seja pelas características estruturais da espuma, como baixa resistência mecânica à conformação, ou pela resistente ligação do material particulado retido nos interstícios do leito.

O balanço material apresentado no item 5.8 complementa esta discussão no que tange a busca dos fatores intervenientes na obstrução do leito e seus reflexos na queda de desempenho do reator e no aumento das dificuldades operacionais.

5.8 BALANÇO MATERIAL NO EQUÍBRIO DINÂMICO APARENTE

Com vistas a uma melhor interpretação da dinâmica de remoção da matéria orgânica no RAHLF, promoveu-se o equacionamento material do reator, em termos da DQO, em uma abordagem meramente exploratória.

Como valores médios dos parâmetros da operação em equilíbrio dinâmico aparente, adotou-se os resultados obtidos durante três semanas, referentes ao período logo após a inversão dos módulos, quando as condições operacionais apresentaram-se mais estáveis. Condições esta, caracterizada pela operação ininterrupta, remoção efetiva de material particulado do primeiro módulo e variação inferior a 15% nos parâmetros de monitoramento das fases líquida e gasosa. De uma forma geral estes valores, apresentados na TABELA 5.12 representam bem o típico comportamento da remoção da DQO durante o período mais avançado de operação do RAHLF piloto.

TABELA 5.12 Valores médios diários dos principais parâmetros monitorados na operação do RAHLF em equilíbrio dinâmico aparente.

Parâmetro monitorado	Valor médio diário
DQO _B Afluente:	390 mg/l
DQO _B Efluente:	168 mg/l
DQO _F Afluente:	265 mg/l
DQO _F Efluente:	101 mg/l
SSV Afluente:	69 mg/l
SSV Efluente:	23 mg/l
AVT Efluente	23 mg/l
Sulfeto total Efluente:	5mg/l
Q _L (vazão esgoto):	524 l/dia
TDHt:	4,3 h
Q _G (vazão biogás):	24,7 l/dia
F _M (fração molar de metano):	0,77
Temperatura	21 °C

A FIGURA 5.49 apresenta a representação esquemática do balanço material da DQO no RAHLF, operando em equilíbrio dinâmico aparente, tendo como base de cálculo um dia de operação.

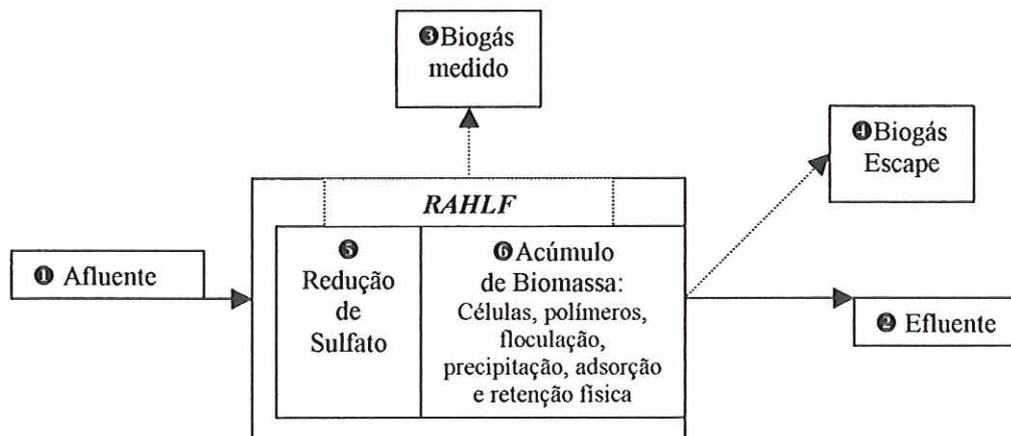


FIGURA 5.49 Representação esquemática do balanço material da DQO no RAHLF em equilíbrio dinâmico aparente

De acordo com as vias de destinação da DQO afluente, admitidas na FIGURA 5.49, pôde-se estabelecer o equacionamento do balanço material conforme Equação (5.1).

$$F_R = (1 - 2) / (3 + 4 + 5 + 6) \quad (5.1)$$

Onde:

F_R = fator de recuperação da matéria orgânica em termos da DQO;

① = massa diária de DQO no afluente;

② = massa diária de DQO remanescente no efluente;

③ = massa diária de DQO como metano medido;

④ = massa diária de DQO como escape de metano não medido;

⑤ = massa diária de DQO equivalente à redução de sulfato;

⑥ = massa diária de DQO convertida em biomassa.

Pelos resultados do monitoramento da fase líquida, a remoção média diária de material orgânico do afluente do RAHLF, em termos da DQO, foi de 116,3 g (= ①-②).

Os registros dos valores da produção de biogás e de sua composição por meio de cromatografia gasosa apontaram uma conversão média diária de 50,6g de DQO (= ③), correspondente a parcela estequiométrica como DQO do metano coletado. Conforme relato de vários autores, tais como VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) e HULSHOFF POL *et al.* (1998), uma parcela considerável do biogás gerado no tratamento de esgoto sanitário permanece dissolvida na fase líquida, advinda do elevado percentual de metano na fase gasosa em equilíbrio com a fase líquida. Com a exposição deste efluente supersaturado de metano no ambiente externo ao reator ocorre a transferência deste gás da fase líquida para a atmosfera (escape) para o restabelecimento do equilíbrio de fases.

Para estimativa desta perda por escape, utilizou-se inicialmente da lei de Henry, conforme definida na Equação 5.2, para estimativa da fração molar de metano na fase líquida em equilíbrio com a pressão parcial do biogás dentro do reator.

$$P_m = H X_m \quad (5.2)$$

Onde:

P_m = pressão parcial de metano no biogás (atm);

H = constante de Henry (atm);

X_m = fração molar de metano

Em seguida, buscou-se estimar a solubilidade do metano remanescente fora do reator, adotando sua solubilidade em água, a 20°C e pressão atmosférica.

Considerou-se a pressão atmosférica de 1 atm e se adotou os valores correspondentes de $H = 3,75 \times 10^4$ atm e a solubilidade do metano de 0,4cc/100partes, segundo PERRY & CHILTON (1985). A diferença entre a quantidade de metano no efluente em equilíbrio com o biogás dentro do reator e a quantidade solúvel remanescente, redundou na massa de escape espontâneo de metano, estequiometricamente convertida em 29,8g de DQO (=Ⓓ). Valor este, correspondente a 78% da fração em equilíbrio na fase líquida dentro do reator, representando uma perda percentual avaliada em 37% em relação à quantidade estimada de metano produzida. A soma da massa de metano medida com a estimativa do escape leva a avaliar uma conversão global da DQO removida a metano de 70%.

Embora a determinação de sulfato na fase líquida não tenha sido contemplada na rotina de monitoramento, incorporou-se sua vertente de consumo de DQO no balanço material para grosso modo obter uma avaliação preliminar do peso desta via. Com base nos valores reportados por OLIVA (1997) referente à caracterização de esgoto sanitário da cidade de São Carlos, adotou-se a concentração de sulfato no afluente de 15mg/l e por considerações estequiométricas, considerando a equivalência de 1 g da DQO removida para a redução de 1,5 g de sulfato, obteve-se então, a parcela estimada de 5,2 gDQO (=Ⓔ), referente a DQO removida via bactérias redutoras de sulfato.

A parcela da DQO removida e convertida em biomassa foi estimada a partir do coeficiente de rendimento (Y), com valores obtidos da literatura e reproduzidos na TABELA 5.13.

TABELA 5.13 Valores de coeficientes de rendimento celular

Y (mgSSV/mgDQO)	Fonte
Cultura acidogênica=0,15	HENZEN e HARREMOES (1982)
Cultura metanogênica=0,03	“
Cultura Combinada=0,18	“
Lodo UASB Cali=0,11	VAN HAANDEL & LETTINGA (1994)
Lodo UASB Pedregal=0,11	“
Lodo UASB Kampur=0,14	“

Adotou-se o valor de $Y=0,11$ mgSSV/mgDQO removida, compatível com o teórico, sendo esta biomassa (lodo) gerada transformada em termos de DQO pelo fator de 1,48 gDQO/gSSV, apresentado por VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), como valor médio de uma suspensão bacteriana, subsidiados por diversos valores experimentais citados na literatura. Avaliou-se então, em 16% o percentual de DQO removida convertida em biomassa, redundando em 18,9g DQO (= ⑥).

Como resultado desta avaliação preliminar se obtém pela Eq.(5.1) o fator de recuperação $F_R=1,1$, compatível com a faixa de erros amostrais, analíticos e advindos das hipóteses teóricas e limitações do uso de valores não originários do sistema experimental.

Comparando a massa total de DQO convertida ($③+④+⑤+⑥=104,5g$) com a massa de DQO filtrada removida (85,9g), teoricamente mais facilmente biodegradável, pôde-se concluir que ocorreu também, uma efetiva hidrólise e conversão da DQO particulada no RAHLF.

Considerando que os erros analíticos e as hipóteses teóricas para a avaliação da produção de metano, tais como, 80% do biogás composto por CH_4 e CO_2 e o completo equilíbrio de fases para a aplicação da lei de Henry, tendem mais a superestimar a produção de metano obtida do que o contrário, e por outro lado, diante das características físicas de conformação do leito do RAHLF e a estrutura porosa da espuma, estabelece-se à hipótese que da DQO total removida pelo reator, a parcela referente ao acúmulo de lodo seja maior que a estimada em 16%, podendo inclusive assimilar o déficit de 10% obtido no equacionamento do balanço material preliminar apresentado.

As baixas concentrações de SSV obtidas no monitoramento do efluente e a significativa remoção de sólidos do afluente observada logo na entrada em operação, reforçam a hipótese do RAHLF promover, também, retenção física de material particulado, conferindo uma característica particular a seu lodo de conter uma parcela maior de material abiótico não digerido. Característica esta, manifestada nos resultados dos exames de microscopia, principalmente aos relacionados às amostras dos módulos iniciais.

Com uma maior retenção de material particulado e, por conseguinte, maior disponibilização de substrato hidrolisável, provavelmente ocorreu também, uma maior conversão da DQO pelas células do módulo inicial, com predomínio dos microrganismos acidogênicos que por sua vez apresentam rendimento celular, conforme TABELA 5.13, bem superior ao dos metanogênicos. Condições estas que conduzem à heterogeneidade da distribuição do catalisador biológico ao longo do reator, predominantemente concentrado no trecho inicial do RAHLF.

Todavia, mesmo considerando um cenário extremo, com o total de uma parcela de 30% de conversão da DQO afluente em biomassa incidindo exclusivamente no primeiro módulo, teríamos um acúmulo máximo de 23,6 gSSV/dia. Em uma estimativa grosseira, esta retenção comprometeria diariamente apenas 23 ml de um volume útil reacional modular de 19 l, considerada a porosidade de 0,4 do leito, o que redonda na projeção de um período acima de 800 dias para o completo comprometimento deste volume útil. A julgar pela avaliação deste cenário extremo, menos de 10% do volume útil reacional seria comprometido para acomodação do excesso de lodo gerado no período de autonomia operacional do módulo inicial, observado de 15 a 45 dias, caracterizado pela eficiência negativa de remoção de DQO_B.

Depreende-se destas considerações a respeito do balanço material que a gênese dos problemas de entupimento do RAHLF se deve muito mais a efeitos localizados (pontuais) e qualitativos do que propriamente quantitativos e extensivos ao longo de todo o reator, mas com reflexos agudos na hidrodinâmica do escoamento ao longo da operação.

Os resultados dos ensaios hidrodinâmicos com o RAHLF piloto, discutidos no item 5.7, corroboram com este entendimento, haja vista os diferenciados comportamentos do escoamento e dos percentuais de perda de volume útil para os diferentes módulos e estágios da operação.

A título de exemplo do potencial de repercussão deste efeito local de retenção de biomassa na hidrodinâmica do reator, resgata-se o resultado referente ao período de avaliação da formação do biofilme, quando se

constatou perda de 50% do volume útil do módulo 1, após 70 dias de entrada em operação, embora o percentual grosseiramente estimado para acomodação da biomassa seja bem inferior a 20%, avaliado pelo coeficiente de rendimento de células e pela parcela de retenção de material particulado oriundo do afluente, desconsiderando até mesmo a solubilização.

Quanto aos aspectos qualitativos da biomassa retida, pode-se observar a presença de material viscoso impregnado nos interstícios do leito, sugestivo de serem polímeros extracelulares, que além de estarem aderidos à superfície das matrizes de poliuretano, mostraram também, uma capacidade de agregação do leito, promovendo um sinergismo em relação à capacidade de retenção de sólidos no recheio do RAHLF.

Cabe destacar a dificuldade da retirada deste material por simples lavagem das matrizes impregnadas, indicando se tratar mais de uma interação físico-química de superfície do que uma simples retenção física nos poros da espuma, compatível com as propriedades dos polímeros extracelulares, descritas por COSTERTON *et al.* (1995) e van LOOSDRECHT *et al.* (1990), responsáveis pela aderência de microrganismos em superfícies. Esta interação também pode ser apontada como responsável pela ineficiência das operações de retro-lavagem quanto ao restabelecimento do volume útil reacional do reator, haja vista a elevada área superficial do recheio, sua estrutura porosa com potencialidade de promover a formação de caminhos preferenciais.

Em estudo investigando a influência do tipo de substrato na dinâmica de formação do biofilme em matrizes de poliuretano, RIBEIRO (2001) constatou que a aderência do biofilme no suporte, em termos de SVT, para diversos substratos, como esgoto sanitário sintético, tendeu a se estabilizar ao longo do tempo, todavia a produção de polímeros por massa de meio suporte, avaliada como carboidratos, apresentou um crescimento exponencial ao longo do período experimental de 24 dias, indicativa da excreção de polímeros mesmo após a colonização inicial.

Embora tenha sido curto o período experimental, esta observação também reforça a hipótese de acúmulo de polímeros no leito, promovendo uma maior retenção de biomassa e, por conseguinte levando ao comprometimento do escoamento idealizado. O referido autor, também encontrou, para esgoto sanitário sintético com 300 mg SSV/l, o percentual de 4% de polímeros extracelulares nos sólidos voláteis totais retidos na espuma. Todavia como houve uma estabilização dos sólidos retidos no recheio por volta de 20 dias e como as amostras retiradas constituíram-se apenas de exemplares das matrizes, sem contemplar efetivamente o material disperso nos interstícios, especula-se que o percentual de polímeros para todo o lodo retido no RAHLF seja bem maior, principalmente resultante da provável dificuldade de eliminação e/ou consumo destes em regime contínuo.

Ainda em nível exploratório, considerando a produção diária de polímeros extracelulares como carboidratos, intermediária entre o valor mínimo (0,57 g/g espuma) e máximo (6,5 g/g espuma), obtidos por RIBEIRO (2001), cujo método usado, DUBOIS *et al.* (1956), utiliza a lactose como padrão, redundaria em uma DQO equivalente de 13g/dia, em termos deste padrão. Este resultado além de ser compatível com déficit encontrado no balanço de massa preliminar, constitui-se também, em mais um indício que a parcela removida da DQO afluente para constituição da biomassa seja maior que a originalmente estimada.

Diante das considerações a respeito dos resultados do balanço material, a FIGURA 5.50, sintetiza esta primeira estimativa da distribuição da DQO removida pelo RAHLF – piloto tratando esgoto sanitário.

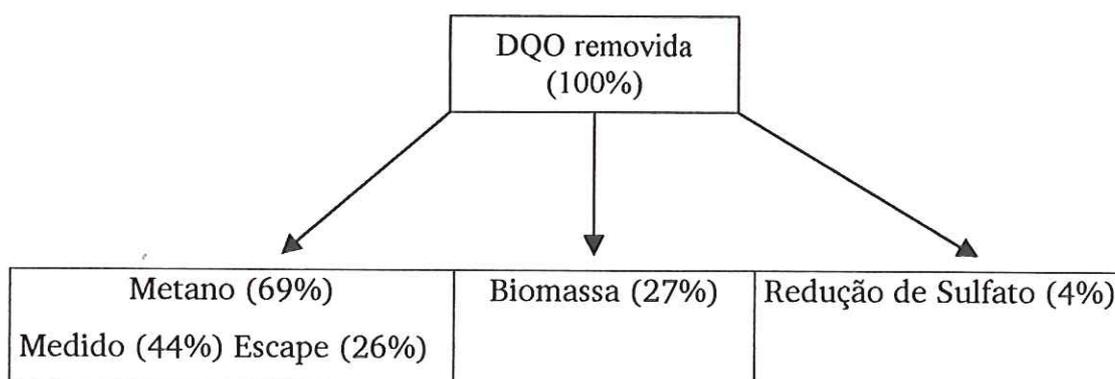


FIGURA 5.50 Esquema preliminar da provável distribuição dos percentuais da DQO removida no RAHLF tratando esgoto sanitário

Realizou-se também, uma abordagem exploratória no que se refere a DQO_B remanescente de 168 mg/l. Adotando simplesmente considerações estequiométricas para os componentes identificados, pôde-se estimar que esta DQO_B remanescente, a metade seja devida a 20% por SSV, 14% por AVT como ácido acético, 10% como metano dissolvido e 6% como sulfeto. O 50% residual não identificado contempla a parcela solúvel e coloidal biodegradável, não digerida por perda de eficiência ao longo das condições operacionais, e a parcela da DQO biologicamente resistente e/ou não disponibilizada satisfatoriamente as células. Ressalta-se que em condições operacionais favoráveis, no que se refere, principalmente, a hidrodinâmica do reator, obteve-se maiores eficiências de remoção de matéria orgânica do esgoto e melhor qualidade final do efluente em termos da DQO_B e DQO_F , respectivamente, com valores inferiores a 100 mg/l e 70 mg/l, todavia este último ainda discrepante da DQO_F de 41 mg/l conforme prevista em projeto.

5.9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento de escala do RAHLF, de porte de bancada para unidade piloto (Volume útil 125 vezes maior), foi calcado no modelo matemático, Eq.(3.2), proposto por ZAIAT *et al.* (2000a), prevendo a conversão, essencialmente em metano, de 94% da DQO afluente, arbitrada em 500 mg/l. Com TDHt de 4,3 horas, considerou-se a carga orgânica aplicada totalmente solubilizada e a concentração de biomassa de 23mg SSV/ml de espuma.

Vislumbrava-se ancorado no projeto que em operação em equilíbrio dinâmico aparente obtivesse uma DQO_F de 30 mg/l no efluente final. Os autores realizaram uma primeira avaliação do modelo na primeira fase operacional em regime de equilíbrio dinâmico aparente, caracterizado, principalmente, pela estabilização do percentual de metano no biogás e pela pequena variabilidade da DQO no efluente, manifestados após oito semanas do início da operação sem inoculação prévia do reator. Pelo monitoramento do sistema, por mais sete semanas, obtiveram uma DQO_F média no efluente de 71 mg/l, com a concentração de biomassa de 15 mg SSV/ml de espuma. Como o modelo não previa a presença de DQO particulada na fase líquida, a verificação da reprodutibilidade deu-se conforme TABELA 5.14, considerando o perfil da DQO filtrada obtida experimentalmente e com a correção do valor da biomassa imobilizada obtida de 15 mg SSV/ml de espuma no modelo.

TABELA 5.14 Valores de DQO ao longo do RAHLF obtidos experimentalmente e através do modelo matemático de projeto.

L/D	DQO _F Experimental (mg/l)	DQO _F Modelo (mg/l)
Afluente	341	341
20	147	222
40	110	143
60	91	95
80	79	61
Efluente	71	41

Fonte: (ZAIAT *et al.*,2000a)

Nesta avaliação de reprodutibilidade, ZAIAT *et al.* (2000a) exploraram que a diferença entre o valor previsto pelo modelo (41 mg/l) e o determinado experimentalmente (71mg/l) no efluente final, tratava-se de uma DQO residual, não prevista pelo modelo, devido à presença de ácidos voláteis, compostos reduzidos com sulfeto, metabólicos intermediários bem como a parcela não degradada biologicamente. Respaldados no valor médio dos AVT no efluente, de 20mg Hac./l, vislumbraram um residual resultante de apenas 10mg/l de DQO, advindo de imprecisões dos parâmetros de projeto e de limitações cinéticas. Estabeleceram a hipótese de limitação cinética e/ou de transferência de massa que limitaria a remoção de matéria orgânica em 80%. Como modelo não previa a presença de AVT e de SSV no efluente, sugeriram fixar uma elevada eficiência (>90%) no projeto, como critério de segurança para o atendimento da remoção global de DQO que se mostrou limitada a 80%. A julgar por esta eventual limitação cinética, quanto menor a DQO afluente, maior a dificuldade de o tratamento atingir a eficiência de remoção.

Prosseguindo nesta avaliação de reprodutibilidade, incorporando os resultados obtidos durante os dois anos de operação do RAHLF-piloto, faz-se algumas considerações. Com o aumento da biomassa aderida, tendência observada de convergência para uma concentração próxima a 30 mg SSV/ml de espuma, pelo modelo obtêm-se um volume útil reacional 12% menor para a manutenção da eficiência de 88% de remoção de DQO, ou seja, propiciaria condições de favorecimento para uma maior conversão ou para compensação de algum desvio que se apresentasse com o tempo de operação. Todavia o que se observou foi à perda gradual da qualidade do efluente, em termos da DQO_F , com valor médio superior a 100 mg/l, mesmo para carga orgânica afluente inferior a prevista em projeto. Comprometimento este, ainda maior, dos parâmetros de qualidade do efluente não contemplados pelo modelo, como a DQO_B e SSV.

Este progressivo afastamento da reprodutibilidade do modelo ao longo do período operacional é atribuído, em parte, pela perda do volume útil reacional conforme resultados dos ensaios de hidrodinâmica, já que o modelo

não contemplou nem o acúmulo de sólidos no leito nem as anomalias do escoamento decorrentes da longa operação.

Não obstante o aspecto quantitativo da perda de volume útil reacional, é possível também, que o acúmulo de particulados abióticos junto aos microrganismos anaeróbios possam também causar prejuízos cinéticos (atividade) e de composição (qualidade) da biomassa residente no reator, já que não se obteve qualidade compatível com as primeiras semanas, mesmo com a duplicação do TDHt. Ressalta-se aqui a ausência de metodologias consolidadas de quantificação e caracterização da atividade e qualidade da biomassa presente em reatores de leito fixo.

Por si só esta depreciação da qualidade final do efluente do RAHLF, ao longo do período de estudos, não se constitui em impedimento para adoção desta configuração como opção para o tratamento de esgoto sanitário, já que mesmo com o comprometimento do volume útil reacional, o efluente final apresentou qualidade compatível com outras opções de configuração de reator anaeróbio, principalmente no tocante aos parâmetros SST, inferior a 30 mg/l, e DQO_B não superior a 170 mg/l, inclusive com remoção de cerca de 95,5% de coliformes fecais, de acordo com avaliação de VIEIRA (2000). A título de exemplo, em estudo concomitante com esta pesquisa e utilizando-se do mesmo substrato, TORRES (2000) obteve em efluente de UASB, com TDH de 6h, uma DQO_B média de 167 mg/l e uma concentração média de SST de 49 mg/l.

Por outro lado, as dificuldades operacionais experimentadas com o RAHLF tratando esgoto sanitário, apresentam-se como empecilhos determinantes para a viabilização desta opção em escala real, principalmente devido à elevada suscetibilidade a entupimento, com freqüentes demandas de paradas, para a realização da limpeza do leito, por sua vez, relutante para uma desobstrução eficaz, sem o comprometimento da atividade do leito.

Ressalta-se, ainda, que o RAHLF piloto visto como sistema de tratamento, dispunha de um pré-tratamento com sedimentação e peneiramento de sólidos do esgoto *in natura* com vistas à mitigação da



potencialidade de entupimentos, que além da manutenção freqüente experimentada, vislumbra a demanda de integração com outra opção de controle ambiental para o desejável tratamento do lodo primário, constituindo-se em mais um fator negativo na avaliação desta opção.

Os estorvos dos entupimentos e das ações de manutenção expedidas, durante a longa operação deste sistema de tratamento de esgotos sanitários piloto, levam a caracterizar o RAHLF como opção de configuração de reduzida operacionalidade, entendida pela prevalência das dificuldades apresentadas ao operador para a manutenção das garantias de eficiência do projeto.

Ainda em relação ao projeto, o modelo utilizado para tanto, não contemplou o comprometimento operacional e de desempenho ao longo do tempo e não foi suficientemente capaz de direcionar as ações para o restabelecimento da operação otimizada.

No tocante a gênese do colapso operacional por entupimentos, pôde-se avaliar que advém mais dos sólidos suspensos gerados dentro do reator que da alimentação. Em estudos com o RAHLF em escala de bancada, SARTI (1998) e CABRAL (2000), tendo como afluentes solúveis, respectivamente esgoto sintético e solução de carboidratos, também relataram o estorvo dos freqüentes entupimentos, associados à excessiva produção de polímeros extracelulares, acumulados nas porções iniciais do reator. RIBEIRO (2001), em estudo sobre a influência de substratos presentes no esgoto sanitário na etapa de aderência do biofilme na espuma de poliuretano, observou que o fenômeno de excreção de polímeros sofre grande influência do tipo de substrato e que esta produção por volume de leito permanece crescente mesmo com a estabilização da concentração de biomassa na espuma, especialmente para carboidratos e esgoto sintético.

Por outro lado, nos estudos de BOLAÑOS (2000) e OLIVEIRA (2001) com o RAHLF de bancada tratando substratos tóxicos, respectivamente, fenol e formaldeído, não houve relato de colapsos por entupimentos, nem da presença ostensiva de polímeros no leito.

Ressalta-se que os maiores valores de SSV aderidos à espuma do RAHLF citados na literatura, 48 e 44 mgSSV/ml de espuma, respectivamente correspondentes aos estudos de BOLAÑOS (2000) e OLIVEIRA (2001), relacionam-se com substratos tóxicos. Este último, ainda observou a estabilização da quantidade de biomassa retida no reator durante os 151 dias de experimento, o que levou a atribuir que o lodo em excesso gerado no reator era continuamente eliminado pelo efluente, apresentando no período, cerca de 50 mg SSV/l no efluente, valor este sensivelmente superior ao usualmente apresentado no efluente do RAHLF piloto tratando esgoto sanitário, inferior a 30 mg/l.

Este comportamento diferenciado do RAHLF para esgoto sanitário e substratos tóxicos corrobora para o estabelecimento da hipótese do substrato mais facilmente degradável estimular uma maior produção de polímeros, que por sua vez e características físico-químicas apresentam maior tendência a ficarem retidos nos interstícios do leito, promovendo um efeito sinérgico com os predominantes organismos filamentosos e com os sólidos particulados retidos no interior do reator, culminando com anomalias de escoamento e, por conseguinte redução do volume útil reacional e queda de desempenho.

Reitera-se aqui, o agudo efeito deste sinergismo no recheio poroso e flexível de espuma de poliuretano, levando a colapsos prematuros por entupimentos e tornando as operações de retrolavagem ineficazes, quanto ao restabelecimento do volume útil reacional. Colapsos estes, que se manifestaram mesmo quando a concentração de biomassa aderida na espuma era inferior a 1/3 do valor máximo obtido, apontando que a disseminação destes polímeros e seus efeitos ocorrem tanto nos poros da espuma como nos interstícios do leito.

Geralmente o lodo anaeróbico apresenta boa estabilidade, entendida como alta atividade e baixa fração de material biodegradável, conferindo inclusive, a capacidade de restabelecimento da atividade mesmo após períodos prolongados sem a disponibilidade de material orgânico.

Embora, a princípio possa dizer o contrário, os fortes indícios de significativa parcela de polímeros extracelulares na biomassa retida, e como este material segundo COSTERTON *et al.* (1995) também serve de substrato reserva para o próprio biofilme, vislumbra-se a viabilidade da suspensão ou restrição da alimentação de matéria orgânica, com vistas a propiciar o consumo preferencial de polímeros, o que facilitaria a desobstrução dos sítios comprometidos, bem como, possivelmente estabeleceria condições mais favoráveis para escoamento do excesso da biomassa remanescente. A sensível desobstrução observada do módulo em colapso por entupimento quando o mesmo foi utilizado como unidade de desnitrificação, reforça esta potencialidade.

Caso não ocorresse esta tal retenção de sólidos no RAHLF, considerando os valores apresentados no balanço material (item 5.8), vislumbra-se que para uma operação em completo equilíbrio dinâmico aparente, com a conversão de 30% da matéria orgânica em biomassa em excesso, uma concentração adicional de SSV de 45 mg/l, que aliado ao benefício do não comprometimento do escoamento, poderia até permanecer atendendo o padrão ambiental vigente de lançamento de SST (60 mg/l).

No decorrer deste trabalho, como se apresentaram outras demandas de estudos e ação corretivas específicas, não foi possível, no prazo estabelecido para realização desta pesquisa, estabelecer os procedimentos para caracterizar a composição e quantificar a excreção dos polímeros extracelulares, bem como, as taxas de decaimento da biomassa retida pelo RAHLF.

Diante do atual estágio de limitações dos conhecimentos sobre o comprometimento operacional e de desempenho do RAHLF tratando esgoto sanitário ao longo do tempo, para modelação e definição das medidas expedidas de mitigação, torna-se temerário um novo aumento de escala, já que fatores ainda desconhecidos foram determinantes no afastamento da reprodutibilidade modelo adotado para construção da unidade piloto e na reduzida operacionalidade do sistema experimental desta pesquisa.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na realização deste trabalho permitem apresentar as seguintes conclusões:

- O período experimental de cerca de 2 anos foi suficiente para avaliação da influencia temporal no desempenho, nas demandas operacionais, nas hipóteses adotadas no projeto e na potencialidade dos fatores intervenientes no aumento de escala do RAHLF;
- A fase de partida da operação do reator, sem inoculação prévia, foi caracterizada pela imediata retenção de SST e colonização inicial das matrizes de poliuretano, predominantemente, por bacilos e cocos. Observou-se a presença de morfologia semelhante a *Methanosaeta* sp. no biofilme, a partir de 21 dias de operação. A conversão significativa da matéria orgânica solúvel ocorreu a partir de 49 dias, com concomitante elevação do teor de metano no biogás. A biomassa apresentou-se com maior diversidade de organismos a partir de 70 dias de operação, com a manutenção das morfologias predominantes, no primeiro e segundo anos, particularmente das semelhantes a *Methanosaeta* sp. em relação a *methanosarcina*;
- Em torno de 90 dias constatou-se os maiores teores de metano no biogás, a melhor qualidade do efluente em termos da DQO, a estabilidade da digestão pela geração de alcalinidade, com pequena variação dos valores destes parâmetros por algumas semanas;

- Não houve diferenças significativas na distribuição da incidência de morfologias observadas ao longo do reator, o que caracterizou a disponibilização qualitativa do catalisador biológico ao longo de todo o percurso reacional;
- Quanto aos padrões de imobilização da biomassa no meio suporte foram observados os seguintes estágios: inicial de células aderidas à espuma e randomicamente distribuídas, intermediário, caracterizado por células aderidas umas às outras; avançado, caracterizado pela presença de micro-grânulos ($d < 500\mu\text{m}$) retidos nos poros da espuma. Este último padrão mais incidente nos módulos iniciais do RAHLF;
- O RAHLF piloto apresentou queda de desempenho ao longo da operação de dois anos, principalmente em relação à qualidade final do efluente em termos da DQO e SSV, todavia ainda com qualidade compatível com outras opções de configuração de reator anaeróbio. No patamar de melhor desempenho, gerou efluente com DQO_B de 100 mg/l para amostras não filtradas e de 75 mg/l para amostras filtradas e SSV inferiores a 20mg/l. Ao final do período de dois anos encontrava-se em patamar com DQO_B de 170 mg/l e SSV de 30mg/l. A principal causa apontada para a queda de desempenho foi o comprometimento da hidrodinâmica do reator por entupimento do leito, caracterizado pela redução do volume útil reacional;
- Pelos estudos de hidrodinâmica encontrou-se perda de 50 a 75% do volume útil reacional nos módulos em colapso por entupimentos, em relação ao leito sem biomassa;
- O traçador Eosina y, mostrou-se adequado para o monitoramento dos desvios do escoamento e do comprometimento do volume útil ao longo dos estágios de operação;
- O entupimento do leito manifestou-se com elevada frequência, conferindo uma reduzida autonomia do sistema sem paradas para limpeza, inferior a 30 dias, na maior parte do período da pesquisa;

- As ações expedidas para mitigação dos transtornos operacionais e de desempenho devidos aos entupimentos, tais como: retrolavagem dos módulos iniciais, melhoria do pré-tratamento, alteração da disposição do tubo de coletor de gás, aumento da pressão interna de biogás e inversão dos módulos iniciais, se constituíram em ações paliativas, já que não foram, suficientemente capazes, de promover ganho significativo de autonomia operacional e restabelecimento do melhor desempenho;
- Os estorvos dos entupimentos e das freqüentes ações de manutenção expedidas caracterizaram o RAHLF como uma opção de configuração de reator anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário de reduzida operacionalidade, entendida pela prevalência de dificuldades apresentadas ao operador para a manutenção das garantias de eficiência de projeto do reator ao longo do período experimental;
- O modelo matemático utilizado no projeto do reator perdeu reprodutibilidade ao longo do tempo de operação, principalmente, por não prever a influência da retenção de material particulado e por não permitir o direcionamento das ações para o restabelecimento da operação otimizada ao longo dos experimentos;
- A origem dos entupimentos se deveu mais a efeitos locais e qualitativamente relacionados à biomassa retida que propriamente quantitativo e extensivo ao longo de todo o reator. Aponta-se como gênese do colapso operacional por entupimentos a produção continuada de polímeros extracelulares, promovendo um efeito sinérgico com os predominantes organismos filamentosos e com os sólidos particulados retidos no interior do reator, culminando com anomalias do escoamento nos interstícios e, por conseguinte na redução do volume útil reacional e queda de desempenho;

- Diante das limitações dos conhecimentos a respeito do entupimento prematuro e das ações mitigadoras deste problema, torna-se temerário um novo aumento de escala para tratamento de esgoto sanitário, já que estes fatores desconhecidos foram determinantes no afastamento da reprodutibilidade do modelo ao longo da operação do RAHLF piloto;
- A regeneração dos interstícios do leito quando um módulo do RAHLF foi alimentado com reduzida presença de matéria orgânica vislumbra uma operação escalonada com módulos do tipo “autolimpantes”.
- A simplicidade dos requisitos de construção, a partida rápida sem inoculação prévia, a qualidade do efluente final, a disponibilidade de catalisador biológico por todo o leito bem como à possibilidade de integração com outros sistemas justificam a continuidade dos estudos com vistas a controlar o problema de entupimento do leito no tratamento de esgoto sanitário e assim viabilizá-lo como opção tecnológica para esta finalidade. Por outro lado, o bom desempenho do RAHLF em escala de bancada no tratamento de águas residuárias com substâncias tóxicas, como fenol e formaldeído, não tendo sido reportados os problemas com entupimento, direciona também a continuidade da pesquisa com uso de outros tipos de efluentes.

7. SUGESTÕES

Diante dos resultados obtidos e das dificuldades encontradas durante esta pesquisa, são feitas as seguintes sugestões para futuros trabalhos:

- Obtenção dos parâmetros cinéticos de crescimento e consumo de biomassa e polímeros extracelulares em reatores de leito fixo tratando esgoto sanitário, utilizando espuma de poliuretano como meio suporte;
- Caracterização quali-quantitativa dos polímeros extracelulares gerados no RAHLF tratando esgoto sanitário;
- Desenvolvimento de metodologia para quantificação do lodo retido no RAHLF e avaliação das taxas de consumo do lodo retido e seus componentes em condições de redução ou suspensão do fornecimento de matéria orgânica;
- Avaliação de viabilidade no tratamento de outros tipos de efluentes líquidos;
- Estudos com o RAHLF tratando esgoto sanitário, utilizando outros meios suportes, especialmente menos porosos e flexíveis que a espuma;
- Avaliação do uso do RAHLF como unidade de pós-tratamento;

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). NBR 7229 - *Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais*. 37p.
- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). NBR 13969 - *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação* 60p.
- ANDRADE NETO, C.O. (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 299p.
- ANDRADE NETO, C.O. de; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M.G.; MELO, H.N. de S. (2000a). Decanto-digestor e filtros anaeróbios. In: CAMPOS, J.R., coord. (2000). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos*. São Carlos, Projeto PROSAB. p.162-78.
- ANDRADE NETO, C.O. de; PEREIRA, M.G.; MELO, H.N. de S. (2000b). Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., Recife, 2000. *Anais*, Recife, Universidade Federal de Pernambuco. v.1, p.28-35.
- APHA; AWWA; WPCF (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition, American Public Health Association, Washington.
- ARAÚJO, J.C. (1994) *Acompanhamento da Evolução do Biofilme e Caracterização Química e Biológica em Reator de Leito Fluidificado Tratando Esgoto Sanitário Sintético*. São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ARAÚJO, J.C.; MORTARA, R.; CAMPOS J.R.; VAZOLLER, R.F. The use of fluorescence in situ hybridization to evaluate microbial composition of the anaerobic sludge and biofilms in wastewater treatment systems. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., Recife, 2000. *Anais*, Recife, Universidade Federal de Pernambuco. v.1, p.285-92.
- ATKINSON, B.; MAVITUNA, F. (1983). *Biochemical Engineering and Biotechnology Handbook*. London, Stockton Press.

- BAILEY, J.E.; OLLIS, D.F. (1986). *Biochemical Engineering Fundamentals*. 2.ed. New York, McGraw-Hill.
- BOLAÑOS, R.M.L.; VARESCHE, M.B.A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2000). Phenol degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor under mesophilic conditions. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., Recife, 2000. *Anais*. Recife, Universidade Federal de Pernambuco. v.1, p.263-69.
- BRITZ, T.J., SPANGENBERG, G., VENTER, C.A. (1994). Acidogenic microbial species diversity in anaerobic digesters treating different substrates. *Water Science and Technology*, v.30, p. 55-61
- CABRAL, A.K.A. (2000). *Avaliação do desempenho e estabilidade de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo(RAHLF)*. São Carlos. 124p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CABRAL, A.K.A. (1995). *Caracterização hidrodinâmica de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo*. São Carlos. 86p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CABRAL, A.K.A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1995). Caracterização hidrodinâmica de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS PARTICULADOS (COBRASP), 23., Maringá, 1995. *Anais*. p.23-30.
- CADAVID, D.L.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1997). Performance of horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor treating sythetic substrate subjected to increasing COD to sulfate ratios. *Proceedings of the Specialised Conference on Chemical Process Industries and Environmental Management* (Cape Town, South Africa), paper 5.3.
- CAMARGO, S.A.R. de; NOUR, E.A.A. (2000) Acompanhamento do desempenho de filtro anaeróbio com enchimento de bambu em diferentes alturas, no tratamento de esgotos sanitários. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., Recife, 2000. *Anais*. Recife, Universidade Federal de Pernambuco. v.1, p.106-12.
- CARVALHO, E.H.; POVINELLI, J. (1996). Filtros biológicos anaeróbios: revisão da literatura, projeto e desenvolvimento. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 1996. *Anais*. AIDIS, v.1, p.358-365.
- CASTILLO, A.; LLABRES, P.; MATA-ALVAREZ, J. (1999). A Kinetic Study of a Combined Anaerobic-Aerobic System for Treatment of Domestic Sewage.. *Water Research*, v.33, n.7, p.1742-47.
- CHENG, S.S.; HUANG, S.Y.; LAY, J.J.; TSAI, P.S.; CHO, L.T. (1992). Population dynamics of attached biofilm in anaerobic fluidized bed pilot plant. *Water Science and Technology*, v. 36, p. 503-510.

- CHERNICHARO, C.A. de L. (1997). *Reatores anaeróbios: princípio do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG.
- CHERNICHARO, C.A. de L.; VAN HAANDEL, A.; CAVALCANATI, P.F.F. (1999). Controle Operacional de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R., coord. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cap.9, p.221-47.
- 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.
- DE NARDI, I.R. (1997) Distribuição de Tempos de Residência em Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF). São Carlos, SP. Dissertação - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - Universidade de São Paulo (USP).
- DE NARDI, I.R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1999). Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess Engineering*, v.21, p.469-76.
- DILALLO, R. and ALBERTSON, O.E. (1961) Volatile Acids by Direct Tritation. *Journal WPCF*, v.33, p.356-65.
- FAN, L.S. (1989). *Gas-liquid-solid fluidization engineering*. Boston, Butterworths Publishers.
- FORESTI, E., ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A. AND DEL NERY, V. (1995). Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor for Paper Industry Wastewater Treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v.12, p.235-9.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. (1999). Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J.R., coord. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cap.2, p 29-52.
- FYNN, G.H.; WHITMORE, T.N. (1984). Retention of methanogens in colonised reticulated polyurethane foam biomass support particle. *Biotechnology Letters*, v.6, p.81-6.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, v.15, p.127-67.
- HARPER, S.R.; POHLAND, F.G. (1986). Recent development in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. *Biotech. Bioeng.*, v.28, p.585-602.
- HULSHOFF POL, L.; REBAC, S.; KATO, M.; van LIER, J.; LETTINGA, G. (1998). Anaerobic treatment of low-strength wastewater. In: TALLER Y SEMINÁRIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 5., Viña del Mar, Chile, 1998.

- HUYSMAN, P.; van MEENE, P.; van ASSCHE, P.; VERSTRAETE, W. (1983). Factors affecting the colonization of non porous and porous packing material in model upflow methane reactors. *Biotechnology Letters*, v.5, p.643-8.
- JAWED, M.; TARE, V. (2000). Post-mortem examination and analysis of anaerobic filters. *Bioresource Technology*, v.72, p.75-84.
- JIMENEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B. (1988a) Selected dyes for residence time distribution evaluation in bioreactors. *Biotechnology Techniques*. v.2, p.77-82.
- JIMENEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROUSTAN, M.; FAUP, G. (1988b) Detran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. *Wat. Res.*, v.22, p.1253-57.
- JORDÃO, E.P. A operacionalidade das ETEs e a velha DBO. (1999). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro, 1999. *Anais Eletrônico*. Rio de Janeiro, ABES. p.65-72.
- KAMIYAMA, H. (1993). A revisão da NBR 7229/82 e as suas principais mudanças. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1993. *Anais*. ABES. v.2, p.840-6.
- KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. (1999). Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (org). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, PROSAB. Cap. 3, p.53-99.
- KILPATRICK, F.A; WILSON JR., J.F. (1989). Measurement of time of travel in streams by dye tracing. *Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey*, Book 3, Chapter A9, 27p.
- LETTINGA, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek*, v.67, p.3-28.
- LEVENSPIEL, O. (1999). *Chemical reaction engineering*. 3.ed. New York, John Wiley & Sons Inc.
- MORAES, E. de M; ADORNO M.A.T.; ZAIAT M.; FORESTI, E. Determinação de ácidos voláteis por cromatografia gasosa em efluentes de reatores anaeróbios tratando resíduos líquidos e sólidos. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., Recife, 2000. *Anais*. Recife, Universidade Federal de Pernambuco. v.2, p.235-38.
- NAUMAN, E.B.; BUFFHAM, B.A. (1983). *Mixing in continuous flow systems*. Wiley, New York.

- NOUR, E.A.; CORAUCCI FILHO, B.; FIGUEIREDO, R.F. de; STEFANUTTI, R.; CAMARGO, S.A.R. de (2000). Estudo hidrodinâmico de um filtro anaeróbio utilizando o bambu como meio de suporte. In: CAMPOS, J.R., coord. (2000a). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos*. São Carlos, Projeto PROSAB. p.200-9.
- NOUR, E.A.; CORAUCCI FILHO, B.; FIGUEIREDO, R.F. de; STEFANUTTI, R.; CAMARGO, S.A.R. de (2000). Tratamento de esgoto sanitário por filtro anaeróbio utilizando o bambu como meio de suporte. In: CAMPOS, J.R., coord. (2000b). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos*. São Carlos, Projeto PROSAB. p.210-31.
- OLIVA, L.C.H.V. (1997) *Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas*. São Carlos. 217p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, S.V.W.B. de (2001). *Avaliação da degradação e toxicidade de formaldeído em reator anaeróbio horizontal de leito fixo*. São Carlos. 95p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PERRY, R.H.; CHILTON, C.C. (1985). *Chemical Engineers Handbook*. 50.ed.. New York, McGraw-Hill.
- PESSIN, N. (1997) *Avaliação de uma metodologia para obtenção de fungos anaeróbios celulolíticos a partir de amostras provenientes de dois ecossistemas distintos: rúmen e aterro sanitário*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- POVINELLI, S.C.S. (1994). *Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chincanas tratando esgoto sanitário*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- POVINELLI, S.C.S. (1999). *Cinética, hidrodinâmica e biomassa em reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgoto sanitário*. São Carlos. 137p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- REBHUM, M.; ARGAMAN, Y. (1965) Evaluation of hydraulic efficiency of sedimentation basis, ASCE. *Journal of Sanitary Engineering*, v.91, n.5, p.37-45.
- RIBEIRO, R. (2001). *Influência do tipo de substrato na dinâmica de formação do biofilme em matrizes de espuma de poliuretano*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- RIPLEY, L.E. ; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. (1986) Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Journal WPCF*, v.58, p.406-11.

- SANCHES e SOUZA, L.; CHERNICHARO, C.A.L.; VON SPERLING, M.; MARTINS, A.H.M.C. Avaliação da operação em regime hidráulico transiente de um reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários. In: CAMPOS, J.R., coord. (2000). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos*. São Carlos, Projeto PROSAB. p.46-58.
- SARTI, A.; VIEIRA, L.G.T.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2001). **Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packet-bed biorreactor for wastewater treatment**. *Bioresource Technology*, no prelo.
- SARTI, A. (1998). *Avaliação de desempenho do reator anaeróbio de leito fixo (RAHLF) no tratamento de substrato simulando esgoto sintético*. 105p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SPEECE, R.E. (1996) *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment*. Nashville, Archae Press.
- SWAINE, D. E.; DAUGULIS, A. J. (1988) Review of liquid mixing in packed bed biological reactors. *Biotechnology Progress*, v.4, n.3, p.134-48.
- TOMMASO, G. (1999). *Estrutura, caracterização e cinética de lodo anaeróbio imobilizado em espuma de poliuretano tratando substrato sintético contendo proteína como única fonte de carbono*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TORRES, P. (2000). *Tratamento de esgoto sanitário em sistema combinado anaeróbio-aeróbio (UASB-RSB)*. 99p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TYAGI, R.D.; VEMBU, K. (1990). *Wastewater Treatment by immobilized cells*. Boca Raton – Flórida, CRC Press, Inc. 281p.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994) *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. s. n. t.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; LYKLEMA, J.; NORDE, W.; ZEHNDER, A.J.B. (1990). Influence of interfaces on microbial activity. *Microbiological Reviews*, v. 54, p. 75-87.
- VARESCHE, M.B.; ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.; VAZOLLER, R.F.; FORESTI, E. (1997). Microbial colonization of polyurethane foam matrices in horizontal flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 48, n.4, p.543-538.
- VERRIER, D.; MORTIER, B.; ALBAGNAE, G. (1987) Initial adhesion of methanogenic bacteria to polymers. *Biotechnology Letters*, v.10, p.735-40.

- VIEIRA L.G.T. (2000). *Desenvolvimento de sistema misto (aeróbio/anaeróbio) de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré tratado em reator anaeróbio*. São Carlos. 144p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo .
- VIEIRA L.G.T. (1996). *Estimativa de parâmetros cinéticos intrínsecos de utilização de substrato por lodo anaeróbio imobilizado*. São Carlos. 63p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo .
- YOUNG, J.C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, v.24, p.133-55.
- ZAIAT, M. (1996). *Desenvolvimento de Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF) para Tratamento de Águas Residuárias*. São Carlos. 157p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. (1996) "Cell wash-out and external mass transfer resistance in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor", *Water Research*, v.10,p. 2435-2439.
- ZAIAT, M.; PASSIG, F.H.; FORESTI, E. (2000a). A Mathematical Model and Criteria for Designing Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Biomass (HAIB) Reactors. In *Bioresource Technology*, no. 3, 71:235-243.
- ZAIAT, M.; PASSIG, F.H.; FORESTI, E. (2000b). Treatment of Domestic Sewage in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Biomass (HAIB) Reactor. *Environmental Technology*, v.21, p.1139-1145.
- ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.; FORESTI, E. (1997). Spatial and temporal variations in monitoring performance parameters in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor. *Water Research*, v. 31, p.1760-1766.
- ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (1999) The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. *Wat. Sci. Tech.*, v.39, n.5, p.187-94.
- ZELLNER, G.; MARACAIO, A.J.L.; MARACARIO, E.C. (1996). Microbial subpopulations in the biofilm attached to the substratum and in the free flocs of a fixed-bed anaerobic bioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 46, p. 443-449.