



**MONITORAMENTO BIOLÓGICO E
FÍSICO-QUÍMICO DE REATORES
ANAERÓBIOS (RAC-UASB) NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS
DA SUINOCULTURA**

FABRICIO MOTERANI

2010

FABRICIO MOTERANI

**MONITORAMENTO BIOLÓGICO E FÍSICO-QUÍMICO DE
REATORES ANAERÓBIOS (RAC-UASB) NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES LÍQUIDOS DA SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, área de
concentração em Construções e
Ambiência, para a obtenção do título
de Mestre.

Orientador
Prof. Cláudio Milton Montenegro Campos

LAVRAS
MINAS GERAIS-BRASIL
2010

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos
Técnicos da**

Moterani, Fabrício.

Monitoramento biológico e físico-químico de reatores anaeróbios (RAC-UASB) no tratamento de efluentes líquidos da suinocultura / Fabrício Moterani. – Lavras : UFLA, 2010.
220 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.
Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos.
Bibliografia.

1. Microbiologia. 2. Águas residuárias. 3. Microscopia eletrônica de varredura. 4. Reator anaeróbio compartimentado. 5. **Upflow anaerobic sludge blanket**. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.7466

FABRÍCIO MOTERANI

**MONITORAMENTO BIOLÓGICO E FÍSICO-QUÍMICO DE
REATORES ANAERÓBIOS (RAC-UASB) NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES LÍQUIDOS DA SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções e Ambiente, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de março de 2010

Prof. Dra. Rosane Freitas Schwan	DBI/UFLA
Dra. Cláudia Regina Gontijo Labory	DCS/UFLA
Prof. Dr. Ronaldo Fia	DEG/UFLA

Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

O dia mais belo? Hoje.
A coisa mais fácil? Errar.
O maior obstáculo? O medo.
O maior erro? O abandono.
A raiz de todos os males? O egoísmo.
A distração mais bela? O trabalho.
A pior derrota? O desânimo.
A primeira necessidade? Comunicar-se.
O que mais lhe faz feliz? Ser útil aos demais.
O maior mistério? A morte.
O pior defeito? O mau humor.
O presente mais belo? O perdão.
O sentimento mais ruim? O rancor.
O mais imprescindível? O lar.
A rota mais rápida? O caminho certo.
A sensação mais agradável? A paz interior.
A proteção efetiva? O sorriso.
O melhor remédio? O otimismo.
A maior satisfação? O dever cumprido.
O que nos torna mais humanos e tolerantes? A dor.
Os melhores professores? As crianças.
A força mais potente do mundo? A fé.
As pessoas mais importantes? Os pais.
A mais bela de todas as coisas? O amor.

(Madre Tereza de Calcutá)

AGRADECIMENTOS

Na realização de um trabalho técnico como este, torna-se fundamental a colaboração de instituições e profissionais da área para o bom desenvolvimento do trabalho, assim como a participação da família e dos amigos, que também contribuíram de maneira essencial para atingir, com êxito, os objetivos estabelecidos. Dessa forma, agradeço a todos que, direta e indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação. Em especial, quero expressar meus sinceros agradecimentos

A Deus, por iluminar meu caminho, dando-me força para vencer mais um obstáculo.

A Mario Antonio Moterani e Tânia Gonçalves de Moraes Moterani, meus amados pais que, desde o início, sempre estiveram comigo, me apoiando em minhas decisões na realização deste sonho.

Ao professor Cláudio Milton Montenegro Campos, pela orientação, ensinamentos, confiança, seriedade, empenho e amizade na realização deste trabalho.

A todos os meus familiares e, em especial, meu irmão Breno, pelas conversas de final de semana; a Vó Laura e ao Vô Juca (*in memoriam*) e aos tios Tadeu e Silvânia que estiveram sempre comigo nesta jornada.

À Clarisse, por todo apoio, estímulo e compreensão.

Aos meus amigos de Oliveira e de Lavras e, em especial, a Marcelo, Diego, Fernanda e Júlia Ferreira, pelos bons momentos de companhia, distração e conselhos.

Ao Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

Aos funcionários do LAADEG, em especial a Juliana Pedroso, Francielle Ferreira e Wesley, pelo auxílio em resoluções de problemas, dúvidas operacionais, disponibilidade em ajudar, além da agradável convivência diária.

Ao amigo e companheiro de equipe, Erlon Lopes Pereira, que me ajudou a solucionar problemas e dificuldades, dividindo tarefas, compartilhando experiências e conhecimentos durante a realização deste trabalho, sem o qual isso não seria possível.

Ao Alexander Teixeira, que auxiliou muito na operação do sistema de tratamento da suinocultura e cuidou dos diversos imprevistos.

À coordenação, funcionários e a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia, pelos ensinamentos, atenção, ajuda e convivência.

Às funcionárias Daniela dos Santos do DEG/UFLA e Eloísa Leite do DFP/LME, pela amizade, gentileza, atenção.

Aos professores Rosane Schwan, Eduardo Alves e Mário César Guerreiro, pelos ensinamentos e por cederem os laboratórios para a realização de análises.

A toda a turma do mestrado e do doutorado do Departamento de Engenharia e do Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola, pela amizade, apoio, incentivo, pela troca de experiências e pelos momentos de descontração.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), pelo financiamento do projeto.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia, pela oportunidade de realização do curso.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	i
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xv
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xvii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1 Poluição dos recursos hídricos	4
2.2 Suinocultura no cenário econômico	8
2.3 Manejo de suínos e produção de efluentes	10
2.4 Tratamento de efluentes	13
2.5 Digestão anaeróbia nos processos de tratamento de efluentes	15
2.6 Reatores anaeróbios	16
2.6.1 Reator de fluxo ascendente – UASB (<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>)	18
2.6.1.1 Princípios e aspectos de funcionamento do reator UASB	20
2.6.2 Reator anaeróbio compartimentado (RAC)	24
2.7 Característica da granulação em reatores anaeróbios	27
2.8 Microbiologia no tratamento de efluentes	32
2.8.1 Metabolismo microbiano	34
2.8.2 Crescimento bacteriano	36
2.8.3 <i>Archaeas</i> metanogênicas	38
2.9 Requisitos ambientais para o tratamento anaeróbio	42
2.9.1 Temperatura	42
2.9.2 pH	43
2.9.3 Nutrientes	44
2.10 Princípios da digestão anaeróbia em reatores	46
2.10.1 Hidrólise	49
2.10.2 Acidogênese	50
2.10.3 Acetogênese	51
2.10.4 Metanogênese	53
2.10.4.1 Metanogênicas acetoclásticas	55
2.10.4.2 Metanogênicas hidrogenotróficas	56
2.11 Microscopia de epifluorescência	57

2.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	58
2.13 Biogás.....	60
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	63
3.1 Localização do experimento.....	63
3.2 Caracterização dos animais.....	63
3.3 Instalação experimental.....	64
3.4 Sistema de tratamento de efluentes.....	65
3.4.1 Caixa de areia.....	67
3.4.2 Peneiramento.....	68
3.4.3 Reator anaeróbio compartimentado (RAC).....	71
3.4.4 Reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo – RAMAL/UASB.....	74
3.5 Sistema de coleta, armazenamento, medição e queima do biogás.....	76
3.6 Operação e acompanhamento do sistema de tratamento.....	78
3.7 Parâmetros básicos de projeto.....	78
3.7.2 Tempo de detenção hidráulica (TDH).....	79
3.7.3 Carga.....	79
3.7.4 Carga orgânica volumétrica (COV).....	80
3.7.5 Carga orgânica biológica (COB).....	80
3.7.6 Amostragem dos dejetos.....	81
3.7.7 Determinação da eficiência das unidades do sistema de tratamento	82
3.7.8 Metodologia das análises.....	83
3.7.8.1 Potencial hidrogeniônico (pH) e alcalinidade.....	83
3.7.8.2 Acidez total.....	83
3.7.8.3 Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada.....	84
3.7.8.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5, 20°C}) total e filtrada.....	85
3.7.8.5 Condutividade elétrica.....	85
3.7.8.6 Óleos e graxas (O&G).....	86
3.7.8.7 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P).....	87
3.7.8.8 Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes e perfil do lodo (RAC e UASB).....	87
3.7.8.9 Produção de gás.....	88
3.7.8.9.1 Produção teórica de biogás.....	88
3.7.8.9.2 Cromatografia gasosa.....	91
3.7.8.11 Microscopia de epifluorescência.....	95
3.7.8.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	96

3.7.8.13 Análises microbiológicas	98
3.7.8.13.1 Fungos	98
3.7.8.13.2 Bactérias aeróbias e facultativas.....	100
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	101
4.1 Vazão	101
4.2 Temperatura.....	102
4.3 pH e alcalinidade	110
4.4 Acidez.....	120
4.5 Sólidos.....	123
4.5.1 Sólidos presentes no efluente	123
4.5.2 Sólidos presentes no lodo do RAC e UASB	126
4.6 Condutividade elétrica.....	129
4.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	133
4.8 Demanda química de oxigênio (DQO).....	140
4.9 Relação DBO e DQO	147
4.10 Nitrogênio e fósforo	148
4.11 Óleos e graxas (O&G).....	155
4.12 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e carga hidráulica volumétrica (CHV).....	157
4.13 Carga orgânica volumétrica (COV)	160
4.14 Carga orgânica biológica (COB).....	164
4.15 Produção de gás.....	167
4.16 Microbiologia	169
4.16.1 Fungos	169
4.16.2 Bactérias aeróbias e facultativas.....	170
4.17 Microscopia	174
4.17.1 Microscopia estereoscópica e de luz branca.....	174
4.17.2 Microscopia de epifluorescência	179
4.17.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	182
5 CONCLUSÃO.....	199
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	201
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	203

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	porcentagem
μL	microlitro
μm	micrômetro
μmax	taxa de crescimento microbiano específico máximo (d)
$^{\circ}\text{C}$	grau Celsius
ABIPECS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
AGV	ácidos graxos voláteis
AI	alcalinidade intermediária
AP	alcalinidade parcial
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AT	alcalinidade total
AT	acidez total
atm	atmosfera
ATP	adenosina trifosfato
AVT	ácidos graxos voláteis
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BDA	batata ágar dextrose
BRS	bactérias redutoras de sulfato
C	concentração de DBO ou DQO do afluente ($\text{kg}\cdot\text{m}^3$)
C:N	relação carbono nitrogênio
C:N:P	reação carbono, nitrogênio e fósforo
C1	grupo metil de compostos (carbono primário)
C1, C2 e C3	compartimentos do RAC
C15 e C17	número de cadeias de carbonos
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	glicose
Ca	cálcio
CaCl_2	cloreto de cálcio
CaCO_3	carbonato de cálcio
CAPQ	Centro de Análises e Prospecção Química
CDC	<i>Center for Disease Control and Prevention</i>
CE	condutividade elétrica
CH_3	grupo metil

CH ₃ COO ⁻	acetato
CH ₃ COOH	ácido acético
CH ₄	metano
CHV	carga hidráulica volumétrica
Cl	cloro
cm	centímetro
cm ³	centímetro cúbico
CNTP	condições normais de temperatura e pressão 1 atm e 273,15°K (0°C)
CO	monóxido de carbono
CO ₂	dióxido de carbono ou gás carbônico
CO ₃ ⁻²	carbonato
COB	carga orgânica biológica
CoB	coenzima B
CoM	coenzima M
Comp	comprimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COOH	grupo carboxílico
COV	carga orgânica volumétrica
Cr ₂ O ₇ ²⁻	ion dicromato
Cwa	clima temperado, verão quente e úmido e inverno seco e frio (classificação de Koppen)
d	dia
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DBO:P	relação demanda bioquímica de oxigênio e fósforo
DEG	Departamento de Engenharia
DNA	ácido desoxirribonucleico
DQO	demanda química de oxigênio
DQO:N:P	relação demanda química de oxigênio, nitrogênio fósforo
DQO _{biom}	DQO utilizada para o crescimento bacteriano
DQOCH ₄	DQO removida no reator e convertida em CH ₄ (gDQO)
DQO _{rem}	DQO removida
dS.cm ⁻¹	decisiemens por centímetro
DZO	Departamento de Zootecnia
BEM	<i>eosin methylene blue</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETA	estação de tratamento de água
ETE	estação de tratamento de esgoto
Fe	ferro
FeCl ₃	cloreto férrico
FMN	flavina mononucleótido
g	constante gravitacional
g	gramas
h	hora
H ⁺	íon hidrogênio
H ₂	gás hidrogênio
H ₂ O	água
H ₂ S	sulfeto de hidrogênio, ácido sulfídrico ou gás sulfídrico
HCO ₃ ⁻	bicarbonato
HNO ₂	ácido nitroso
K	potássio
K	DQO correspondente a um mol de CH ₄ (54g de DQO.mol)
K(t)	fator de correção para temperatura (gDQO.L)
kg	quilograma
kgDBO.d	quilograma de DBO por dia
kPa	quilopascal
Ks	constante de saturação do substrato
Kt	coeficiente corrigido de remoção de DQO
L	litros
L.s	litros por segundo
LAADEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
LAF	lagoa aerada facultativa
LCH ₄ .kgSVT.d	litro de metano por quilograma de sólidos voláteis totais por dia
Lo	carga
m	metro
M	massa de micro-organismos presentes no reator (kgSVT.m ³)
M	massa molar média do ar
M	molaridade
m ²	metro quadrado
m ³	metro cúbico
m ³ .d	metro cúbico por dia

$m^3.h$	metro cúbico por hora
MEV	microscopia eletrônica de varredura
Mg	magnésio
mg	miligrama
mgCaCO ₃ .L	miligrama de bicarbonato de cálcio por litro
mgDQO.mgSVT.d	migramas de DQO por miligramas de SVT por dia
mL	mililitro
mm	milímetro
mM	milimolar
N	nitrogênio
N:P	relação nitrogênio fósforo
Na	sódio
NAD	nicotinamida adenina dinucleotídeo
NADH	nicotinamida adenina dinucleotídeo
NaHCO ₃	bicarbonato de sódio
NaOH	hidróxido de sódio
NH ₃	amônia
NH ₄ ⁺	íon amônio
nm	nanômetro
NO	óxido nítrico
NO ₂ ⁻	nitrito
NO ₃ ⁻	nitrato
NT	nitrogênio total
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
O&G	óleos e graxas
O ₂	oxigênio
OH ⁻	grupo hidroxila
ONOO ⁻	peroxinitrito
OsO ₄	tetróxido de ósmio
P	fósforo
P	pressão (kPa)
P	pressão corrigida
P1, P2 e P3	peso 1, peso 2 e peso 3
PET	politereftalato de etileno
pH	potencial hidrogeniônico

Pmax	potência máxima
Pmin	potência mínima
Po	pressão atmosférica ao nível do mar
PR	Paraná
PT	fósforo total
PVC	policloreto de vinila
Q	vazão
Qmax	vazão máxima
Qmin	vazão mínima
R	constante dos gases
R ²	coeficiente de ajuste de determinação múltipla
RAC	reator anaeróbio compartimentado
RAMAL	reator anaeróbio de manta de lodo
rpm	rotação por minuto
rRNA	ácido ribonucleico ribossomal
RS	Rio Grande do Sul
S	enxofre
s	segundo
S	<i>south</i> (sul)
S	concentração de substrato afluente (kgDBO ou DQO.m ³)
S ₂ O ₃ ⁻²	tiosulfato de sódio
SC	Santa Catarina
SD	sólidos dissolvidos
SDT	sólidos dissolvidos totais
SEM	<i>scanning eletronic microscopy</i>
SF	sólidos fixos
SS	sólidos solúveis
SST	sólidos solúveis totais
ST	sólidos totais
STF	sólidos totais fixos
STV	sólidos totais voláteis
SV	sólidos voláteis
T	temperatura
T	amostradores dos reatores
TAE	tanque de acidificação e equalização

TDH	tempo de detenção hidráulica
Temp	temperatura
UASB	<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFLA	Universidade Federal de Lavras
US\$	dólar
UV	ultravioleta
V	volume
VCH ₄	volume de gás metano (L)
Veloc	velocidade
W	<i>western</i> (oeste)
W	watts
WHO	<i>World health Organization</i>
WMO	<i>World Meteorology Organization</i>
WPCF	<i>Water Pollution Control Federation</i>
Y	coeficiente de produção de biomassa
z	altitude local
θ	coeficiente de temperatura

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Esquema simplificado do funcionamento do UASB.....	22
FIGURA 2	Esquema da diversidade microbiana na formação do grânulo.....	29
FIGURA 3	Demonstração esquemática do percentual de DQO nas etapas da metanogênese. Fonte: modificado de Campos..	48
FIGURA 4	Vista parcial do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras.....	63
FIGURA 5	Diagrama esquemático do sistema de tratamento, com suas respectivas unidades de tratamento.....	66
FIGURA 6	Caixa de areia, detalhe para o vertedor triangular tipo Thompson.....	68
FIGURA 7	Peneira estática.....	69
FIGURA 8	Leito de drenagem da peneira estática.....	69
FIGURA 9	Peneira estática em funcionamento. Detalhe do leito de drenagem e, ao fundo, o tanque de equalização e acidificação (TAE).....	70
FIGURA 10	Tanque de acidificação e equalização (TAE), em vista lateral.....	71
FIGURA 11	Bomba Nemo.....	71
FIGURA 12	Inversor de frequência.....	71
FIGURA 13	Sistema de tratamento anaeróbico RAC e UASB.....	71
FIGURA 14	Desenho do reator anaeróbico compartimentado (RAC)....	73
FIGURA 15	Lateral externa do RAC, mostrando os quatro amostradores.....	73
FIGURA 16	Representação esquemática do reator UASB instalado....	75
FIGURA 17	Reator RAMAL/UASB utilizado no experimento.....	75
FIGURA 18	Reator RAMAL/UASB da estação experimental, em primeiro plano, mostrando os registros para amostragem do perfil lodo.....	76
FIGURA 19	Equalizador de pressão do biogás gerado (contêiner plástico de 200 litros).....	77

FIGURA 20	Gasômetros (da esquerda para a direita: RAC – compartimentos 1, 2 e 3 do e reator RAMAL/UASB).....	77
FIGURA 21	Queimador de biogás (bicos tipo maçarico).....	78
FIGURA 22	Seringas de coleta de biogás fixadas no suporte de látex..	93
FIGURA 23	Válvula de liberação do biogás para a mangueira de silicone.....	93
FIGURA 24	Tubos <i>Vacuntainer</i> com amostras do biogás.....	94
FIGURA 25	Cromatógrafo gasoso (Shimadzo – GC 2010).....	94
FIGURA 26	Microscópio estereoscópico (Meiji Techno).....	95
FIGURA 27	Microscópio de epifluorescência (Zeiss - Observer Z1)...	96
FIGURA 28	<i>Sputtering</i> (Balzers, modelo SCD 050).....	97
FIGURA 29	Amostras recebendo o banho de ouro para a microscopia eletrônica.....	97
FIGURA 30	Amostras preparadas para observação no microscópio eletrônico de varredura.....	98
FIGURA 31	Microscópio eletrônico de varredura (LEO - EVO 40).....	98
FIGURA 32	Plaquetamento do lodo dos reatores RAC e UASB.....	99
FIGURA 33	Meio BDA para cultivo de fungos presentes nos reatores anaeróbios.....	99
FIGURA 34	Detalhe das placas de Petri com as amostras de lodo dos reatores.....	99
FIGURA 35	Varição da vazão medida na calha tipo Thompson instalada na caixa de areia.....	101
FIGURA 36	Demonstração da temperatura média mínima, momentânea e máxima externa do experimento dos pontos de coleta da peneira estática e reatores.....	103
FIGURA 37	Varição da temperatura externa mínima, momentânea e máxima à peneira estática.....	104
FIGURA 38	Varição da temperatura mínima, momentânea e máxima externa aos reatores.....	104
FIGURA 39	Comparação entre as temperaturas momentânea externa à peneira estática e aos reatores.....	105

FIGURA 40	Umidade relativa mínima, momentânea e máxima externa do experimento, dos pontos de coleta da peneira estática e reatores.....	106
FIGURA 41	Variação da temperatura do efluente do sistema de tratamento preliminar e primário (caixa de areia e TAE).	107
FIGURA 42	Variação da temperatura dos efluentes dos reatores RAC e UASB.....	107
FIGURA 43	Variação da temperatura do lodo dos reatores RAC e UASB, em seus respectivos pontos de amostragem (T)...	108
FIGURA 44	Variação do pH no líquido residente nas unidades de tratamento, ao longo das semanas de pesquisa.....	111
FIGURA 45	Variação do valor médio do pH da água residuária, ao longo do sistema de tratamento.....	112
FIGURA 46	Variação do pH da água residuária nas unidades TAE, RAC e UASB, durante o experimento.....	112
FIGURA 47	Variação média da alcalinidade bicarbonato (AP), AVT (AI) e alcalinidade total do efluente das unidades de tratamento do sistema.....	116
FIGURA 48	Variação da alcalinidade total do efluente, ao longo do sistema.....	116
FIGURA 49	Variação da alcalinidade total no efluente das unidades TAE, RAC e UASB.....	117
FIGURA 50	Variação da relação entre alcalinidade bicarbonato (alcalinidade intermediária – AI) e alcalinidade AVT (alcalinidade parcial – AP), no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	119
FIGURA 51	Variação média da acidez total no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	121
FIGURA 52	Variação da média da acidez no efluente das unidades TAE, RAC e UASB, ao longo período experimental.....	123
FIGURA 53	Concentração de sólidos no lodo dos reatores.....	127
FIGURA 54	Variação da concentração dos sólidos no lodo no RAC, durante o período experimental.....	128

FIGURA 55	Variação da concentração dos sólidos no reator UASB, durante o período experimental.....	129
FIGURA 56	Condutividade elétrica média no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	130
FIGURA 57	Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica....	131
FIGURA 58	Variação da condutividade elétrica no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.....	133
FIGURA 59	Variação da DBO total no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.....	134
FIGURA 60	Variação da DBO filtrada no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.....	135
FIGURA 61	Variação do valor médio da DBO total no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	136
FIGURA 62	Variação do valor médio da DBO filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	136
FIGURA 63	Relação entre DBO total e filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	138
FIGURA 64	Relação entre a DBO total afluente média e a eficiência de remoção de cada uma das unidades de tratamento.....	139
FIGURA 65	Variação da DQO total no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.....	141
FIGURA 66	Variação da DQO filtrada no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.....	141
FIGURA 67	Variação do valor médio da DQO total no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	142
FIGURA 68	Variação do valor médio da DQO filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	143
FIGURA 69	Relação entre DQO total e filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	144
FIGURA 70	Relação da remoção DQO total afluente média e a eficiência de remoção de cada uma das unidades de tratamento.....	145

FIGURA 71	Correlação entre a eficiência na remoção da DQO do sistema de tratamento e a alcalinidade total do substrato..	146
FIGURA 72	Relação dos valores médios entre DBO (total e filtrada) e DQO (total e filtrada) no afluente do sistema de tratamento.....	148
FIGURA 73	Concentração de nitrogênio (NTK) no efluente das unidades, durante o período da pesquisa.....	149
FIGURA 74	Concentração média de nitrogênio (NTK) no efluente das unidades de tratamento.....	150
FIGURA 75	Concentração de fósforo total no efluente das unidades do sistema de tratamento.....	151
FIGURA 76	Concentração média de fósforo no efluente das unidades de tratamento.....	152
FIGURA 77	Variação da concentração média de óleos e graxas no efluente de cada uma das unidades de tratamento.....	156
FIGURA 78	Tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado ao RAC e em seus compartimentos e ao reator UASB.....	158
FIGURA 79	Carga hidráulica volumétrica (CHV) aplicada ao RAC e seus compartimentos e ao reator UASB.....	160
FIGURA 80	Variação da COV em relação à DBO (total e filtrada) aplicada ao RAC.....	162
FIGURA 81	Variação da COV em relação à DQO (total e filtrada) aplicada ao RAC.....	162
FIGURA 82	Variação da COV em relação à DBO (total e filtrada) aplicada ao reator UASB.....	163
FIGURA 83	Variação da COV em relação à DQO (total e filtrada) aplicada ao reator UASB.....	163
FIGURA 84	Comparação da média da COV, em relação à DBO e à DQO aplicadas aos reatores.....	164
FIGURA 85	Comparação da COB em relação à DBO e à DQO no RAC e seus compartimentos e no reator UASB.....	166
FIGURA 86	Conjunto de grânulos compondo o lodo dos reatores anaeróbios.....	175

FIGURA 87	Grânulo em aumento de 40X em microscopia esterioscópica.....	175
FIGURA 88	Presença de resíduos vegetais na composição do lodo dos reatores.....	175
FIGURA 89	Presença de minerais na composição do lodo dos reatores.....	175
FIGURA 90	Diversidade de materiais da constituição do lodo dos reatores.....	176
FIGURA 91	Demonstração da variedade de tamanho dos grânulos dos reatores.....	176
FIGURA 92	Visualização do lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X, comprovando a existência de protozoários em 1 e 3, e agrupamentos destes micro-organismos em 2 e 4.....	177
FIGURA 93	Observação da presença de protozoários (1, 2 e 3) no lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X.....	177
FIGURA 94	Visualização da presença de agrupamento de protozoários (1 e 2) no lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X.....	178
FIGURA 95	Observação por meio de microscopia de luz branca, com o aumento de 1.000X, bactérias filamentosas (1), cocos (2) e agrupamentos celulares (3) no lodo coletado no reator UASB.....	178
FIGURA 96	Microscopia de epifluorescência das amostras lodo do reator anaeróbio compartimentado. Imagens A, D e G retratam as amostras em luz branca no aumento de 600X; imagens B, E H referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de onda azul e as imagens C, F e I referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de luz verde.....	180

FIGURA 97	Microscopia de epifluorescência das amostras lodo do reator UASB. Imagens J, L e M retratam as amostras em luz branca no aumento de 600X; imagens N, O e P referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de onda azul e as imagens Q, R e S referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de luz verde.....	181
FIGURA 98	Visualização da matéria orgânica desagregada e material inerte no lodo do primeiro compartimento do RAC.....	184
FIGURA 99	Visualização da matéria orgânica disforme (sem formação de grânulo), com a presença de bactérias na forma de sarcinas em 1, filamentosas em 2 e Bacilos em 3.....	185
FIGURA 100	No primeiro compartimento do RAC, observa-se a presença de grupos de bactérias na forma de bacilos em 1 e filamentosas em 2.....	185
FIGURA 101	Diversidade microbiana e formação do grânulo (1), destacando a presença de bactérias filamentosas (1 e 3) e bacilos (2).....	186
FIGURA 102	Formação de grânulos mais coesos e delimitados, no segundo compartimento do RAC.....	187
FIGURA 103	Presença de diversas bactérias na superfície dos grânulos. Detalhes para as bactérias filamentosas (1), bacilos (2) e cocos (sarcinas) (3).....	187
FIGURA 104	Início da formação de feixes de bactérias filamentosas (1) e presença de vários outros grupos bacterianos (2), principalmente bacilos (3).....	188
FIGURA 105	Visualização da aderência do bactérias no material inerte para a formação de biofilme (1) e formação de feixes de bactérias filamentosas (2).....	188
FIGURA 106	Nesse compartimento do RAC, observa-se a estrutura física do grânulo mais densa e mais delimitada. As setas indicam orifícios para a saída de biogás da região interna do grânulo.....	190

FIGURA 107	Presença de material inerte como substrato de fixação para bactérias na formação do grânulo no terceiro compartimento do RAC.....	190
FIGURA 108	Presença de bactérias filamentosas entrelaçadas, formando a estrutura coesa do grânulo no terceiro compartimento do RAC.....	191
FIGURA 109	Demonstra os diversos feixes de bactérias filamentosas em várias camadas do grânulo (1 e 2) e a associação destas com outras formas bacterianas como bacilos (3)....	191
FIGURA 110	Imagem de microscopia eletrônica de varredura do grânulo do reator UASB, destacando formas mais delimitadas e densas. As setas indicam os orifícios de saída de biogás do interior do grânulo.....	196
FIGURA 111	Detalhes em maior aumento da superfície do grânulo do reator UASB, onde se encontra a interação entre bactérias filamentosas (1) e cocos (2).....	196
FIGURA 112	Destaque para feixes de bactérias filamentosas mais estruturados, formando camadas no grânulo (1 e 2). Em 3, presença de bactérias na forma de bacilo.....	197
FIGURA 113	Presença de agrupamentos celulares formados por bactérias, em forma de bacilos, no reator UASB.....	197
FIGURA 114	Agrupamento celular por bactérias em forma de sarcinas na formação do grânulo do reator UASB.....	198

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Parâmetros físico-químicos e bioquímicos analisados e frequências de amostragem.....	81
TABELA 2	Características do cromatógrafo (injetor, coluna, corrida e detector).....	92
TABELA 3	Valores da alcalinidade do sistema de tratamento.....	120
TABELA 4	Concentração dos sólidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.....	124
TABELA 5	Comparação dos sólidos dissolvidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.....	124
TABELA 6	Comparação dos sólidos suspensos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.....	125
TABELA 7	Comparação dos sólidos sedimentáveis no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.....	126
TABELA 8	Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica.....	132
TABELA 9	Valores médios de DBO total e filtrada e eficiência média de remoção nas unidades do sistema de tratamento de efluentes obtidos durante o período experimental.	138
TABELA 10	Valores médios de DQO total e filtrada e eficiência média de remoção nas unidades do sistema de tratamento de efluentes, obtidos durante o período experimental.....	145
TABELA 11	Tabela comparativa entre os valores médios da COB em relação à DBO e à DQO em cada compartimento do RAC e reator UASB.....	167
TABELA 12	Identificação das espécies bactérias aeróbias e facultativas presentes no lodo dos reatores anaeróbios, no tratamento de efluentes da suinocultura, por meio de testes microbiológicos.....	171

RESUMO

MOTERANI, Fabrício. **Monitoramento biológico e físico-químico de reatores anaeróbios (RAC - UASB) no tratamento de efluentes líquidos da suinocultura.** 2010. 220 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Objetivou-se, com a presente pesquisa, realizar o monitoramento biológico de um sistema de tratamento de águas residuárias de suinocultura, instalado no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras. O sistema piloto de tratamento de efluentes era composto por diversas unidades dispostas em série, como caixa de areia (CA), peneira estática (PE), leito de drenagem, tanque de acidificação e equalização (TAE), reator anaeróbio compartimentado (RAC), reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) e decantador final (DF). Para o monitoramento do sistema foram coletadas amostras compostas de seis pontos e realizadas análises físico-químicas, microbiológicas e microscópicas, tanto do efluente líquido quanto do lodo. Neste estudo, enfatizaram-se as unidades de tratamento secundário (RAC e UASB) para as análises microbiológicas. A pesquisa foi realizada entre os meses de agosto e dezembro de 2008, totalizando 122 dias. As análises físico-químicas realizadas foram temperatura, pH, alcalinidade, acidez total, sólidos totais, fixos e voláteis, sólidos suspensos, dissolvidos e sedimentáveis, DQO (total e filtrada), DBO (total e filtrada), fósforo total, NTK, condutividade elétrica e óleos e graxas. A temperatura média do efluente líquido do sistema foi de 21,7°C e os tempos médios de detenção hidráulica (TDH) dos reatores anaeróbios foram de 19 horas e 12 horas, para o RAC e UASB, respectivamente. As cargas orgânicas biológicas aplicadas nas respectivas unidades foram, em média, de 2,82 e 0,11 kgDQO_{total}.kgSVT.d⁻¹, no RAC e na UASB, respectivamente. O sistema de tratamento apresentou eficiência de 86,8% e 87,8%, para a remoção da DBO₅ total e filtrada, respectivamente e de 75,3% e 76,3%, para a remoção da DQO total e filtrada, respectivamente. Para as análises microbiológicas e microscópicas, foram coletadas amostras de lodo de cada reator e realizados cultivos em meio BDA e EMB, aplicadas metodologias para observação em microscopia de luz branca, epifluorescência e eletrônica de varredura (MEV). Ficou evidenciado, por meio dessas análises, que, nessas unidades de tratamento, há grande diversidade, quantidade e qualidade de micro-organismos no lodo, responsável pela estabilização da matéria orgânica, transformando-a em biogás, dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄) e em biofertilizante.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA.

ABSTRACT

MOTERANI, Fabrício. **Biological physical-chemical monitoring of anaerobic reactors (ABR – UASB) treating liquid effluents of swine.** 2010. 220 p. Dissertation (Master degree in Agriculture Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

The aim of this research was to observe biologically a pilot system applied in order to treat swine liquid effluent. The system was installed in the Zootechnical Department of the Federal University of Lavras. The pilot system treatment was composed for several units working in series, as sand retention box (SRB), static sieve (SS), acidification and equalization tank (AET), anaerobic baffled reactor (ABR), upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) and final sedimentation tank (FST). On behalf of monitoring the system, composed samples from six points had been collected from the liquid effluent and carried through physical-chemical and for microbiological and microscopical analyses. Also the anaerobic sludge of the reactors was analyzed in order to quantify and determine its quality. This study emphasized the microbiological analyses, mainly concerning the secondary treatment units (ABR and UASB). The period of research was initiated in August of 2008 and finished in December of the same year, around 120 days. The physical-chemical analyses carried through had been temperature, pH, alkalinity, total acidity, total, fixed and volatile solids, suspended, dissolved and settled solids, COD (total and filtered), BOD₅ (total and filtered), total phosphorus, TNK, electric conductivity and oil & grease. The average temperature of the liquid effluent was about 21.7°C, and the average hydraulic retention times (HRT) of the anaerobic reactors were 19h and 12h for ABR and UASB, respectively. The averages of biological organic loads applied in the respective units were 0.11 and 2.82 kgCOD_{total}.kgTVS.d⁻¹, in the RAC and UASB, respectively. The treatment system presented efficiency of 86.8% and 87.8% for the removal of the total and filtered DBO₅, respectively, and 75.3% and 76.3% for the removal of the total and filtered DQO, respectively. For the microbiological and microscopically analyses of the sludge samples had been collected from each reactor port and cultivated through BDA, and EMB methodologies, and then exposed for white light, epifluorescence and scanning electronic microscopy (SEM). It was shown through these analyses that, these units of treatment had great diversity, quantity and quality of microorganisms, responsible for the stabilization of the organic substances and transforming it into biogas, carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and biofertilizers.

Adiviser: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento do setor agroindustrial tem aumentado significativamente, nas últimas décadas, principalmente nos países em desenvolvimento, como o Brasil. Com o aumento dessas atividades, passou-se a utilizar de forma desenfreada os recursos naturais, em especial a água.

A humanidade, até algum tempo atrás, considerava que a água era um bem infinito e que a autodepuração dos corpos d'água era uma consequência natural. Mas, nas últimas décadas, o rápido desenvolvimento industrial e o aumento do número de habitantes e da produtividade agrícola trouxeram como consequência a preocupação com a qualidade e a disponibilidade da água para consumo humano, devido à rápida degradação dos corpos d'água.

Antes da explosão comercial da suinocultura, por volta de 1970, com a utilização de animais confinados, a geração de dejetos era capaz de ser absorvida pelo solo, não ocasionando grandes problemas ambientais. Em consequência do crescimento da quantidade de animais confinados, houve um aumento do consumo de água e da quantidade de dejetos, tanto líquidos quanto sólidos, em determinados pontos das bacias hidrográficas. Esses fatos mostraram a fragilidade da capacidade autodepurativa dos corpos hídricos receptores, devido à grande demanda exigida pelos sistemas socioeconômicos, mostrando, assim, que os recursos hídricos são um bem finito e, portanto, sua gestão exige atenção especial, além da necessidade eminente de se promover o saneamento dos esgotos urbanos e o controle rigoroso dos esgotamentos agroindustriais descartados nos corpos d'água.

Os dejetos da suinocultura podem conter alta concentração de matéria orgânica, atingindo valores de até 50.000 mg.L⁻¹ de DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio), que corresponde a um potencial poluidor de, aproximadamente,

260 vezes maior, comparado ao esgoto doméstico, trazendo, assim, grande atenção dos órgãos de fiscalização ambiental, no que diz respeito à destinação desses dejetos.

Segundo Brasil (1993), 1,0 m³ de dejetos bruto de suíno processado anaerobiamente em digestores adequados produz em torno de 0,5 m³ de biogás, quantidade que corresponde, em termos energéticos, a 0,33 litros de óleo diesel ou 0,35 litros de gasolina. Portanto, esses resíduos considerados poluentes do solo e da água também podem ser utilizados como fonte de energia renovável (bioenergia), quando submetidos a tratamentos e a tecnologias apropriadas. Essa energia gerada na degradação dos dejetos da suinocultura pode ser utilizada em atividades específicas na mesma propriedade rural, reduzindo, assim, gastos com outras formas de combustíveis, inclusive o de energia elétrica (Maekawa, 1999).

O processo anaeróbio utilizado como tratamento biológico de águas residuárias é capaz de remover grande parte do material orgânico biodegradável (aproximadamente 70%). As unidades de tratamento utilizam tecnologia simples e de baixo custo, normalmente sem a necessidade da adição de produtos químicos e, como subproduto tem-se o lodo já estabilizado, em pequena quantidade (Bussato, 2004).

Dentre os diversos sistemas de tratamento de efluentes líquidos, os reatores anaeróbios têm grande aceitação, principalmente no meio rural, onde a área construída deve ocupar o menor espaço possível, pois a concentração de biomassa nessas unidades é bastante elevada, o que permite um volume reduzido em comparação a outros sistemas de tratamentos (Sperling, 2006).

Desde o início da década de 1980, o reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) vem sendo difundido em várias propriedades rurais. Estes reatores e suas variações, como é o caso do reator anaeróbio compartimentado (RAC), apresentam eficiência satisfatória na remoção da DBO₅ e DQO entre 60% e

75%. Verifica-se, nessas unidades, a necessidade de pós-tratamento visando adequar os efluentes produzidos aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (Chernicharo, 2007).

Uma vez que esses reatores anaeróbios apresentam menores custos de implantação e operação, possuem a vantagem de gerar insumos como o biogás e o biofertilizante, podendo ser aproveitados pelo proprietário rural. Há necessidade, portanto, de se pesquisar, a fim de melhorar a microbiota responsável pelas etapas de degradação da matéria orgânica, objetivando tornar o processo cada vez mais eficiente e menos susceptível às adversidades de cargas hidráulicas e orgânicas e outras condições, sejam externas ou internas, que possam influenciar o referido processo. As bactérias trabalham no processo anaeróbio consorciadas e são extremamente sensíveis, promovendo a estabilização da matéria orgânica e removendo parte da matéria carbonácea por meio da geração de biogás (CH_4 , CO_2 , H_2S e outros).

O presente trabalho de pesquisa foi realizado com o objetivo de realizar o monitoramento biológico de um sistema de tratamento de efluentes, composto por diversas unidades de tratamento dispostas em série, tais como caixa de areia (CA), peneira estática (PE), leito de drenagem, tanque de acidificação e equalização (TAE), reator anaeróbio compartimentado (RAC), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e um decantador final (DF). Os efluentes líquidos eram provenientes da suinocultura localizada no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Poluição dos recursos hídricos

A água é um bem precioso e, cada vez mais, se torna um dos principais assuntos de debates no mundo inteiro. O uso irracional e a poluição desse recurso natural poderão ocasionar a escassez de água doce muito em breve (Botelho, 2001). A demanda por água no mundo tem grande relação com a produção de alimentos, o estilo de vida das pessoas, o crescimento industrial e agrícola e a sustentabilidade ambiental. Segundo a World Meteorological Organization – WMO (1997), o consumo mundial de água cresceu mais de seis vezes entre 1900 e 1995, mais que o dobro da taxa de crescimento da população e continua a crescer rapidamente com a elevação de consumo dos setores agrícola, industrial e residencial (Costa, 2007).

A qualidade da água está associada a fenômenos naturais e antrópicos, portanto, relaciona-se ao uso e à ocupação do solo na bacia hidrográfica. A ocupação do solo pelo homem, tanto de forma concentrada quanto dispersa, contribui para a introdução de compostos físicos, químicos e orgânicos nos corpos d'água, afetando diretamente sua qualidade (Botelho, 2001).

Normalmente, apenas o abastecimento doméstico e industrial exige um tratamento prévio da água (Botelho, 2001), apesar de os sistemas de irrigação localizada (gotejamento) também apresentarem essa exigência. Embora as fontes hídricas sejam abundantes, a demanda é frequentemente distribuída de maneira disforme na superfície do planeta. Em algumas áreas, as retiradas são tão elevadas, em comparação à oferta, que a disponibilidade superficial de água está sendo reduzida e os recursos subterrâneos rapidamente esgotados (Costa, 2007).

Segundo Oliveira (2007), o Brasil dispõe de 8% de toda a água doce superficial existente no mundo, porém, a maior parte, aproximadamente 80%,

está localizada na região amazônica. Os outros 20% se distribuem desigualmente pelo país, atendendo a 95% da população.

No processo de reciclagem, quase a totalidade dessa água é recolhida pelas nove grandes bacias hidrográficas existentes. Como a água é um bem necessário para o crescimento econômico, as bacias hidrográficas tornaram-se áreas geográficas protegidas de grande interesse, tanto público como privado, uma vez que os cursos d'água sofrem intervenções ao passarem por várias cidades, propriedades agrícolas e industriais. Devido aos despejos de alguns produtos químicos industriais e agrícolas, a purificação natural do curso d'água fica comprometida, causando interferência na micro e na microbiota da região (Oliveira, 2007).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos mananciais. Sob esse ponto de vista, aspectos relacionados com a qualidade são tão ou mais importantes que aqueles envolvendo apenas questões relacionadas com a quantidade de água disponível (Zimmermann et al., 2008).

Na utilização dos recursos naturais, seja para a sobrevivência humana (alimentação e energia) ou para atividades econômicas, o homem produz uma série de resíduos orgânicos e inorgânicos, de forma direta e indireta, constantemente despejadas no ambiente sem tratamento prévio ou adequado, causando poluição e contaminação dos corpos d'água (Oliveira, 2007).

O Decreto Federal 50.877, de 29 de junho de 1961, que foi confirmado pela Lei 6.938/81 (Política Nacional do Meio Ambiente) em seu artigo III, define como poluição hídrica qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das águas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações e, ainda, comprometer a utilização para

fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos e, principalmente, a existência normal da vida aquática (Campos, 2000).

Os diversos componentes presentes na água e que alteram o seu grau de pureza podem ser classificados por suas características físicas, químicas e biológicas (Sperling, 2006). Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos e podem ser classificados de acordo com as suas características físicas ou químicas. Os agentes físicos se referem aos sólidos, podendo estar em suspensão, em estado coloidal ou dissolvidos. As características químicas podem ser classificadas em matéria orgânica ou inorgânica, enquanto as características biológicas correspondem aos seres presentes na água, que podem ser vivos ou mortos (Sperling, 2006).

As fontes de poluição hídrica podem ser divididas em pontuais, como no caso de descargas de efluentes industriais e agroindustriais ou, ainda, estações de tratamento, e fontes de poluição difusas (não pontuais), caracterizadas por serem produzidas e lançadas nos mais diversos pontos, podendo ser carreadas pela água da chuva para corpos hídricos ou, mesmo, penetrarem no solo, contaminando lençóis, etc. As fontes pontuais são de fácil identificação e monitoramento, ao contrário das fontes difusas que se espalham por inúmeros locais e são particularmente difíceis de serem detectadas e determinadas em função das características intermitentes dessas descargas, como ocorre devido a extensas áreas agrícolas e urbanas (Zimmermann et al., 2008).

A agropecuária, um dos principais componentes da economia mundial, contribui de forma cada vez mais acentuada para a degradação da qualidade da água por meio de lançamento, mesmo que indireto, de poluentes na água, como agrotóxicos, sedimentos, fertilizantes, adubos químicos e orgânicos, dejetos de animais e outras fontes de matéria orgânica e inorgânica. Muitos desses poluentes atingem as fontes de água superficial e subterrânea durante o processo

de escoamento e percolação, sendo, assim, fontes não-pontuais de poluição (Merten et al., 2000).

A poluição de um curso d'água por matéria orgânica, em termos ecológicos, resulta na queda dos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela respiração dos micro-organismos aeróbios envolvidos na degradação (assimilação) desses compostos orgânicos. O impacto é estendido a toda a comunidade aquática e cada redução nos teores de oxigênio dissolvido é seletiva para determinadas espécies (Sperling, 2006). Como consequência da degradação da qualidade da água há também o descontrole da biodiversidade, a contaminação dos recursos hídricos subterrâneos e mortes provocadas por doenças de veiculação hídrica (Merten et al., 2000).

Além da escassez hídrica provocada pelo desperdício deste recurso por produtores rurais, como descrito por Costa (2007), citando trabalhos de Brown (2002) e Onyango (2002), há também a questão da degradação dos rios e mananciais por processos de eutrofização, a presença de metais pesados, acidificação, além de poluentes orgânicos e outros efluentes tóxicos que deterioram os corpos d'água, principalmente aqueles localizados em áreas densamente povoadas, comprometendo, assim, a qualidade de toda a bacia hidrográfica (Brasil, 2003).

O tratamento da água após sua utilização em processos industriais e na agricultura vem sendo uma opção vantajosa, principalmente no que diz respeito ao reuso desse bem natural, representando um potencial a ser explorado em substituição aos recursos na própria propriedade. Pelo planejamento integrado dos recursos hídricos, a reutilização da água pode propiciar suficiente flexibilidade para o atendimento das demandas de curto prazo, assim como assegurar o aumento da garantia no suprimento de longo prazo (Costa, 2007).

2.2 Suinocultura no cenário econômico

A suinocultura brasileira, a exemplo de outras cadeias produtivas agroindustriais, cresceu significativamente nas últimas duas décadas. A criação de suínos evoluiu também na técnica, no modelo e no manejo, tanto dos animais quanto dos insumos e dos resíduos gerados, explorando, assim, a suinocultura de forma mais econômica e competitiva. As atividades relacionadas à suinocultura ocupam lugar de destaque na matriz produtiva do agronegócio brasileiro como uma atividade de importância econômica e social. Em termos econômicos, a suinocultura não contribui apenas por meio de sua dinâmica econômica interna, mas também por meio da geração de divisas via mercado externo (Garcia, 2006). Segundo estimativas descritas pelo mesmo autor, mais de 730 mil pessoas dependem diretamente da suinocultura, sendo essa atividade responsável pela renda de mais de 2,7 milhões de pessoas. Outro fator econômico importante desta atividade é o custo da produção brasileira, que é de US\$ 0,63 por kg de carne, enquanto, nos Estados Unidos, na França e na Espanha, o custo médio é de US\$0,99, US\$1,27 e US\$1,18, respectivamente (Garcia, 2006).

No estado de Minas Gerais, a suinocultura teve início de forma mais competitiva nas décadas de 1950 e 1960 e, a partir de 1975, se desenvolveu rapidamente com a adoção de manejo, nutrição e controle sanitário eficientes, alcançando elevados índices de produtividade. Segundo dados da Associação Brasileira das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Carne Suína - ABIPECS (2008), Minas Gerais possui, hoje, o quarto maior rebanho de suínos do país, com cerca de 187 mil matrizes, ficando atrás somente dos três estados sulinos (SC, RS e PR) que, juntos, detêm cerca de 60% do rebanho nacional. Entretanto, o estado de Minas Gerais apresentou, nos últimos cinco anos, um crescimento de mais de 17% na sua produção.

O rebanho nacional tem se mantido constante. O Brasil possui, atualmente, o terceiro maior rebanho mundial de suínos, com mais de 32 milhões de cabeças, sendo superado apenas pelos Estados Unidos, com um plantel de 60 milhões de animais e pela China, com mais de 460 milhões de suínos (ABIPECS, 2008).

A China é a grande responsável pela maior parte da produção mundial de carne suína, entretanto, não se pode afirmar que seu consumo restringe-se ao continente asiático. Países europeus e norte-americanos também são significativos produtores e consumidores. O grande crescimento econômico vivido pelos países asiáticos vem, conseqüentemente, elevando o poder aquisitivo da população e, desse modo, transformando-os não só em exportadores, mas em eventuais importadores de alimentos (Lourenço, 2006).

Diante desse cenário mundial, o Brasil surge com um excepcional potencial produtivo, já que são utilizados apenas 263,58 milhões de hectares para as atividades agrícolas, ou seja, menos de 32% da área total do país. Isso reflete o potencial de expansão das fronteiras agrícolas e da capacidade de ampliação da produção de grãos. Outro fator importante a ser mencionado e que pode favorecer o Brasil são as atuais barreiras sanitárias impostas, que podem ser amenizadas, principalmente, pelas nações européias (Garcia, 2006).

Entretanto, o aumento da produção de suínos traz, como consequência, um aumento da geração de efluentes líquidos, tornando-se um passivo ambiental que, caso não seja controlado e tratado adequadamente, poderá se tornar em um grave problema.

2.3 Manejo de suínos e produção de efluentes

O aumento da produtividade de suínos ocorre quando se aplica o sistema de confinamento. Esta técnica exige a adoção do manejo dos dejetos líquidos, sendo a grande maioria desses efluentes lançados sem nenhum tratamento prévio, provocando degradação ambiental (Oliveira, 2003). Uma característica marcante da agroindústria nacional de produção de suínos é a elevada concentração desses estabelecimentos em algumas poucas regiões do país. Essas propriedades possuem rebanhos consideráveis e, juntas, possuem um potencial enorme de geração de resíduos, excedendo, assim, a capacidade de absorção dos ecossistemas locais, levando, inclusive, a problemas de saúde, além da degradação ambiental (Lourenço, 2006).

As construções prediais para o sistema de confinamento de suínos é fator importante no que diz respeito ao volume total dos dejetos produzidos. Isso ocorre devido às características dos tipos de bebedouro implantados, do sistema de limpeza e da alimentação, sendo ainda agravados pelos fatores zootécnicos, como tamanho do animal, sexo, raça, etc. Outros aspectos relevantes, no que se refere às construções das granjas para o confinamento, são os ambientais, como temperatura e umidade da região. Sendo assim, deve-se prever a instalação de bebedouros adequados, a aquisição de equipamentos de limpeza de baixa vazão e alta pressão, a construção de sistemas que escoem a água de desperdício dos bebedouros e de limpeza para sumidouros e, ainda, que evitem a entrada da água das chuvas e das enxurradas nas calhas e esterqueiras (Brasil, 1998).

Os dejetos líquidos de suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada dos bebedouros e higienização, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório. O dejetos, na sua maioria constituído pelas fezes dos animais, apresenta-se na forma pastosa ou sólida e é rico em nitrogênio (nas formas de amônia, nitritos, nitratos e nitrogênio

orgânico) e fósforo (Brasil, 2002). A amônia, juntamente com o nitrogênio orgânico, o nitrito e o nitrato, resulta no nitrogênio total (NT), enquanto a soma do nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal denomina-se nitrogênio total Kjeldahl (NTK). No que diz respeito ao fósforo, este aparece sob as formas de ortofosfatos e polifosfatos solúveis e ainda nas formas mais complexas, como fosfatos orgânicos insolúveis e fosfatos precipitados, que são pouco solúveis e também na forma de ácido fosfórico. A soma dos fósforos orgânico e inorgânico denomina-se de fósforo total (PT) (Costa, 2007).

A quantidade de dejetos produzida diariamente pelos suínos varia entre 4,9% e 8,5% de seu peso vivo. A maior parte dele provém da urina, cujo volume depende da quantidade de água ingerida pelo animal. O volume total de dejetos produzidos pelos suínos também depende do ganho de peso e da eficiência de transformação dos nutrientes pelos animais. Estudos indicam que suínos com peso entre 28 e 102 kg, com ganho de peso diário de, aproximadamente, 740 g produzem em torno de 370 litros de dejetos por dia (Brasil, 1993).

Os suínos, por apresentarem um estômago simples com digestão enzimática, têm pequena capacidade de armazenamento de alimentos, cerca de 8 litros e baixa capacidade de digerir fibras. Esses animais, devido às características citadas, têm de receber rações balanceadas com todos os micro e macronutrientes, para que suas necessidades sejam plenamente atendidas (Lima, 1991).

A tendência dos produtores é a de aumentar a produtividade em um curto espaço de tempo e, para isso, buscam rações que contenham grandes margens de segurança de nutrientes para o aumento nutricional do animal. Penz Júnior (2000) avaliou o consumo de água e a excreção de nutrientes, principalmente nitrogênio na urina, levando em consideração diferentes dietas, sendo uma com baixo teor de proteína (12,54%) e outra com alto teor protéico

(23,79%). Esses autores identificaram que o aumento do consumo de proteína causou, nestes animais com 20 a 30 kg de peso corporal, um aumento significativo no consumo de água e uma perda maior de nitrogênio urinário. O conhecimento do fluxo de nitrogênio é de fundamental importância para o manejo correto dos dejetos nas granjas produtoras de suínos, tanto para o uso agrícola como na previsão do potencial de risco de poluição dos mananciais, em função dos excedentes de nitrogênio (Oliveira, 2003; Lourenço, 2006). Estes autores admitem, ainda, que de 60% a 70% da quantidade de nitrogênio ingerida pelo suíno é excretada e que, em termos gerais, esse nutriente representa pouco menos de um terço das fezes e pouco mais de dois terços da urina do animal.

As perdas ou os desperdícios de água, que ocorrem nos sistemas de produção de suínos, além de diluírem os dejetos aumentando seu volume, os tornam economicamente inviáveis para a utilização como fertilizante orgânico. Todavia, é de fundamental importância, do ponto de vista do potencial de risco de poluição, considerando que 75% do nitrogênio contido no efluente se apresenta diluído na fase líquida, o que potencializa o risco ambiental desse tipo de despejo. Isso demonstra que o aumento nutricional, além de aumentar o custo da produção, aumenta a quantidade de nutrientes excretados e, conseqüentemente, a carga de matéria orgânica no efluente gerado. Nestes estudos também foi destacado que as exigências nutricionais são cada vez mais determinantes nos problemas de poluição (Lourenço, 2006).

A capacidade poluente dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é bem superior à de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalência populacional, um suíno, em média, em termos de capacidade poluente, equivale a 3,5 pessoas. Brasil (1993) ressalta que a DBO de esgoto doméstico é de cerca de 200 mg.L⁻¹, ao passo que os dejetos de suínos têm entre 30.000 e 52.000 mg.L⁻¹ (Costa, 2007).

2.4 Tratamento de efluentes

O objetivo principal do tratamento de águas residuárias é corrigir as características indesejáveis, de tal maneira que seu uso ou disposição final possa ocorrer de acordo com os critérios definidos pela legislação vigente e de forma ambientalmente correta. Para isso, o tratamento deverá reduzir a concentração dos principais constituintes do esgoto como sólidos, matéria orgânica, nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e micro-organismos patogênicos (Haandel & Lettinga, 1994).

O tratamento de efluentes pode ser classificado de acordo com o método de remoção dos materiais presentes no líquido (físicos, químicos e biológicos) e ou pela sua etapa no sistema de tratamento (preliminar, primário, secundário e terciário).

O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros; já o tratamento primário consiste na remoção dos sólidos sedimentáveis e, em decorrência, de parte da matéria orgânica. Estes dois tipos de tratamento foram os primeiros a serem utilizados no tratamento de águas residuárias devido à sua simplicidade e disponibilidade, consistindo em uma separação física das impurezas do meio líquido. Nesse tratamento pode haver processos químicos nos quais a eliminação dos contaminantes é realizada pela adição de produtos (coagulantes e floculantes) e pelas reações químicas causadas. Geralmente, o processo químico é empregado em conjunto com processos físicos e biológicos (Sperling, 2006).

No tratamento secundário, também conhecido por processo biológico, predominam os mecanismos biológicos, cujo objetivo principal é remover a matéria orgânica e, eventualmente, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A matéria orgânica biodegradável serve como insumo nutricional para

o crescimento dos micro-organismos. Este processo de tratamento pode ser dividido em aeróbio, anaeróbio e anóxico (Sperling, 2006).

Nos processos aeróbios, a estabilização dos despejos é realizada por micro-organismos aeróbios e facultativos e, nos anaeróbios, os micro-organismos atuantes são os facultativos e os anaeróbios (Braile & Cavalcanti, 1993). Nos processos anaeróbios de tratamento de esgoto, a decomposição da matéria orgânica e ou inorgânica é conseguida na ausência de oxigênio molecular (Braile & Cavalcanti, 1993).

O processo de tratamento biológico de efluentes líquidos procura reproduzir, em condições controladas e com acréscimo de tecnologia, o fenômeno natural de decomposição da matéria orgânica (Bussato, 2004).

De acordo com Speece (1996), com o passar das décadas, muitas instalações, incluindo uma variedade daquelas que tratam efluentes industriais, têm demonstrado aspectos positivos da biotecnologia anaeróbia na biotransformação de poluentes orgânicos em metano, destacando-se, como aspectos positivos com relação à estabilidade do processo, a redução nos custos do tratamento, a redução dos custos de suplementos de fósforo e nitrogênio, a redução da área de instalação do sistema, a eliminação do gás efluente na poluição do ar e a redução do nível de toxidez de compostos organoclorados.

O tratamento terciário consiste na remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou não biodegradáveis) ou, ainda, na remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (Sperling, 2006).

Em um sistema de tratamento, são utilizados os três processos, o físico (denominado de preliminar e o primário), o biológico e, em algumas vezes, o tratamento terciário para a redução de N e P. Os processos químicos são menos utilizados em estações de tratamento de esgoto, sendo, normalmente,

empregados em estações de tratamento de água (ETA) e em águas residuárias industriais (Silva, 2007).

2.5 Digestão anaeróbia nos processos de tratamento de efluentes

A utilização do processo de tratamento anaeróbio tem aumentado significativamente no Brasil, uma vez que esta tecnologia é adequada às condições de clima tropical do país, além de apresentar um balanço energético favorável em relação à tecnologia aeróbia. Uma das grandes vantagens do processo anaeróbio, quando realizado de forma completa, é a geração de produtos estáveis, como o biogás, em especial o gás metano, que pode ser utilizado como fonte de energia por apresentar alto poder calorífico. Há, também, a produção de lodo como biofertilizante e o próprio efluente líquido tratado que possui valor fertilizante e pode ser utilizado na fertirrigação. A princípio, todos os compostos podem ser degradados por via anaeróbia e este processo se mostra eficiente e econômico, principalmente quando os dejetos são facilmente biodegradáveis.

Segundo Chernicharo (2007), os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo dejetos de animais, culturas agrícolas, lodos de estações de tratamento de esgotos (ETE) e resíduos sólidos urbanos.

O processo de digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio molecular, em que algumas espécies de bactérias degradam a matéria orgânica complexa, como carboidratos, proteínas, celulose e lipídios, transformando-os em compostos mais simples, como metano, dióxido de carbono, água, etc., extraindo energia e compostos necessários para o seu próprio crescimento (Sperling, 2006).

O fundamento dos processos biológicos de tratamento de esgotos está na capacidade de os micro-organismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos que podem ser removidos do meio. Os subprodutos gerados podem se apresentar na forma sólida (lodo biológico), líquida e gasosa (metano, gás carbônico, etc.) (Chernicharo, 2007).

Assim, a eficiência do processo anaeróbio está relacionada a uma série de interações entre diversos grupos de micro-organismos, os quais possuem diferentes capacidades degradativas, taxas metabólicas, aclimatização e manutenção, o que ocorre dentro das unidades de tratamento, em que os intermediários metabólicos de um grupo servirão como substrato para o desenvolvimento de outros (Vazoller, 2010). Quando bem aclimatizada, a biomassa tem elevada atividade microbiológica e é capaz de suportar variações bruscas nas taxas de carregamento orgânico e hidráulico (choques de cargas) (Campos, 1990).

O processo de digestão anaeróbia é composto por uma série de reações sequenciais em que a velocidade de cada reação influi na velocidade global do processo. As reações mais lentas, principalmente, denominadas limitantes, influenciarão no retardo ou na aceleração das reações (Costa, 2007).

2.6 Reatores anaeróbios

A evolução da tecnologia de tratamento de efluentes líquidos em ambientes confinados e controlados iniciou-se a partir da verificação de que as lagoas poderiam ser utilizadas como sistemas de tratamento e também com o desenvolvimento do tanque séptico, em 1860, por Jean Louis Mouras (Andrade Neto & Campos, 1999).

Posteriormente ao tanque séptico, foi construído, em 1903, pelo inglês W. O. Travis, o tanque hidrofílico. Karl Imhoff, em 1905, desenvolveu, na Alemanha, o tanque Imhoff, composto por duas câmaras sobrepostas, sendo a primeira destinada à sedimentação dos sólidos afluentes e a segunda, à digestão da matéria orgânica decantada (Bussato, 2006).

Em 1908, o pesquisador Phelps, na cidade de Boston, nos Estados Unidos, adotou em seus experimentos um tanque hidrofílico construído de forma cônica, alimentado com esgoto bruto pelo fundo, passando através de uma camada de lodo. Desse tanque cônico originou-se a idéia de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (Andrade Neto, 1997). Entretanto, no final da década de 1970, experimentos de Gatzke Lettinga, na Holanda, com filtros anaeróbios com fluxo ascendente e separadores trifásicos, mostraram-se eficazes na remoção da matéria orgânica de efluentes de indústrias alimentícias. Esses enormes incrementos da tecnologia de reatores anaeróbios é notadamente verificado nos reatores do tipo UASB. Entretanto, a aplicabilidade da tecnologia anaeróbia depende de forma muito mais significativa da temperatura dos esgotos, devido à baixa atividade das bactérias anaeróbias a temperaturas abaixo de 20°C (Metcalf & Eddy, 2003).

Haja vista essas características favoráveis, nas últimas décadas, o interesse pelo conhecimento a respeito do processo de digestão anaeróbia tem crescido de forma considerável, tanto no Brasil quanto em outros países de clima tropical, como Colômbia, Índia, países do Oriente Médio e África (Chernicharo, 2007).

Muitas formas de tratamento têm sido estudadas, com o objetivo de diminuir o impacto ambiental causado pelas águas residuárias. Campos et al. (2002) e Lourenço et al. (2006) avaliaram, experimentalmente, em escala laboratorial, um tratamento viável e eficiente para águas residuárias provenientes

da suinocultura, utilizando o processo anaeróbio. O sistema de bancada laboratorial era composto de um tanque de acidificação e equalização (TAE), um reator UASB e uma lagoa aerada facultativa (LAF).

2.6.1 Reator de fluxo ascendente – UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*)

O aprimoramento do modelo desenvolvido por Phelps, e de outras tecnologias relacionadas ao tratamento anaeróbio, deu origem ao reator UASB, concebido e difundido na década de 1970, mais precisamente a partir de 1976, na Holanda, por Lettinga e seus colaboradores (Metcalf & Eddy, 2003).

O reator UASB foi introduzido para aperfeiçoar o tratamento anaeróbio de águas residuárias da agroindústria, onde foi provada a sua confiabilidade (Pette & Versprille, 1981; Costa, 2007). Há estudos que demonstram que o reator UASB pode ser empregado no tratamento de vários tipos de efluentes, tais como os esgotos de indústrias químicas, petroquímicas, farmacêuticas, alimentícias, matadouros, produção de bebidas, de alimentos, processamento de açúcar, de polpa e papel, destilarias e agroindústrias, como a suinocultura e o beneficiamento de café (Hulshoff Pol & Lettinga, 1986; Lettinga & Hulshoff Pol, 1991; Kato et al., 1994; Hulshoff Pol et al., 1997; Lourenço, 2006; Silva, 2007). Os reatores UASB, por apresentarem baixo custo de implantação, operação e manutenção, baixa produção de lodo, pequena área de construção e gerar subprodutos, como biofertilizantes e insumos energéticos, pela produção de metano, tornam atrativo este processo para agroindústrias e pequenos produtores rurais (Kalogo & Verstraete, 1999).

No entanto, no caso de esgotos humanos e de animais, o efluente dessa unidade não deve ser utilizado diretamente na agricultura, pois exige cuidados com relação a patógenos que podem contaminar tanto os trabalhadores rurais

como os consumidores dos produtos. O efluente do UASB exige um pós-tratamento para se adequar às características de qualidade sanitária (WHO, 2006), embora, segundo Haandel & Lettinga (1994), os subprodutos produzidos por este reator apresentem quantidade e qualidade de nutrientes adequados para o uso tanto do lodo na compostagem como do efluente líquido na fertirrigação.

Os reatores anaeróbios de alta taxa têm sido reconhecidos como um método eficaz na proteção ambiental e como fonte de preservação, e representam, quando combinados com outros métodos de tratamento de efluentes, um sistema sustentável e apropriado para países em desenvolvimento, principalmente em climas tropicais (Buuren, 1996). Esses reatores são capazes de reter grandes quantidades de biomassa e possuem elevada atividade microbiana, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica. Nesses reatores que incorporam mecanismos de retenção de biomassa, como exemplo, o UASB, o tempo de detenção hidráulica está dissociado do tempo de retenção dos sólidos. Os reatores de alta taxa tiveram ampla aceitação mundial e ajudaram a difundir a tecnologia anaeróbia como alternativa viável para sistemas de tratamento de águas residuárias (Chernicharo, 2007; Lier et al., 2001; Vazoller, 2010).

Segundo Foresti (1994), os reatores do tipo UASB apresentam características hidrodinâmicas favoráveis à formação de grânulos, possibilitando elevado tempo de retenção celular e acomodando, portanto, altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulica curto, da ordem de poucas horas, dependendo das condições operacionais e das características dos afluentes, sendo possível desvincular o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica.

Mas, estes reatores têm limitações relacionadas à hidrólise dos sólidos suspensos voláteis (SSV) afluentes, prejudicando, assim, o desenvolvimento do

lodo granular (Lettinga & Hulshoff Pol, 1991; Seghezze et al., 1998). Este fato causa maior efeito no tratamento de resíduos sólidos, esterco, lodos e águas residuárias com altas concentrações de sólidos suspensos, tais como o esgoto sanitário bruto (Lier et al., 2001) e as águas residuárias de suinocultura (Oliveira, 1997). Assim, Seghezze et al. (1998) citam que, para tratar águas residuárias com elevadas frações de matéria orgânica particulada, é aconselhável e vantajoso aplicar-se o processo anaeróbio em dois estágios.

Esse processo consiste em dois reatores em série, podendo ser um reator anaeróbio compartimentado (RAC) e um UASB em sequência. O primeiro, além de amenizar os choques orgânicos e hidráulicos, também auxilia na hidrólise parcial do material orgânico complexo e o segundo digere os compostos solúveis formados no primeiro reator (Haandel & Lettinga, 1994). A utilização do processo anaeróbio em dois estágios com reatores em série (tanto dois reatores UASB quanto um RAC e um UASB) pode proporcionar um melhor desempenho na remoção de sólidos suspensos orgânicos, ocorrendo a maior parte da hidrólise no primeiro reator e melhorando a remoção de matéria orgânica e a produção do metano no segundo, conferindo maior estabilidade ao sistema de tratamento (Brasil, 1993; Lier et al., 2001; Santana & Oliveira, 2005; Campos et al., 2006; Fernandes & Oliveira, 2006; Costa, 2007).

2.6.1.1 Princípios e aspectos de funcionamento do reator UASB

O reator UASB é um reator de fluxo ascendente no qual o efluente passa primeiro através de um leito de lodo denso e, em seguida, por uma manta de lodo, ambas com elevada atividade microbiana. Os sólidos presentes no reator variam de muito denso, com partículas granuladas ou peletizadas com elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo

mais disperso e leve, que se situa acima do leito de lodo denso e se estende até próximo do topo do reator (manta de lodo). A estabilização da matéria orgânica ocorre tanto no leito quanto na manta de lodo.

O afluente entra pelo fundo e o efluente deixa o reator por meio de um decantador interno localizado na parte superior. Na parte superior do reator existe um dispositivo de separação de gases, líquidos e sólidos, denominado separador trifásico, localizado abaixo do decantador. Essa estrutura garante que as partículas que se desgarram da manta de lodo, por estarem sujeitas a forças físicas, tornem a se decantar, voltando à câmara de digestão, fazendo parte novamente da manta de lodo.

A zona de sedimentação de sólidos permite também a saída do efluente mais clarificado e o retorno dos sólidos ao sistema, aumentando a sua concentração no reator. A estabilidade da matéria orgânica ocorre em toda a área do reator, tanto no leito quanto na manta de lodo, sendo a mistura do sistema realizada pelo fluxo ascendente do esgoto e potencializada pelas bolhas de gás geradas dentro da unidade (Campos, 2004).

O sucesso do conceito do UASB baseia-se no estabelecimento do leito e da manta de lodo no reator, o qual é capaz de suportar elevada carga orgânica biológica e hidráulica. Essas camadas de lodo são, basicamente, formadas pela acumulação dos sólidos suspensos afluentes e pelo crescimento bacteriano. Em sistemas anaeróbios de fluxo ascendente, sob certas condições, é possível também observar que as bactérias podem agregar-se naturalmente em flocos e em grânulos (Hulshoff Pol, 1989). Esses agregados densos têm boas propriedades de sedimentação e não são susceptíveis a serem varridos do sistema em condições de operação normal. A retenção do lodo ativo, granular ou floculento, dentro do reator UASB, permite o bom desempenho do tratamento com elevadas cargas orgânicas. Consequentemente, essas condições permitem

projetos mais otimizados, além de um menor volume do reator e produção de energia por meio do biogás gerado (Figura 1).

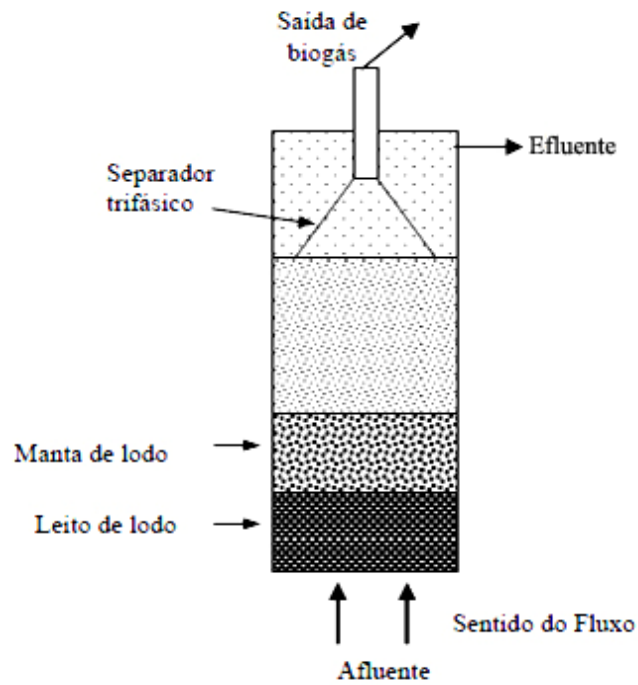


FIGURA 1 Esquema simplificado do funcionamento do UASB (Silva, 2007)

A turbulência natural causada pelo fluxo ascendente do afluente e pela produção de biogás provê um bom contato entre o substrato e a biomassa dentro do reator (Heertjes & Meer, 1997).

Jewell (1987) cita que a grande sensibilidade bacteriana a algumas condições ambientais, principalmente pH, temperatura e compostos tóxicos e produção de odores, é, comumente, a principal desvantagem do tratamento anaeróbio.

Segundo Sperling (2006), entre algumas vantagens do tratamento anaeróbio por reator UASB em relação aos outros tipos de tratamento, podem-se destacar:

- baixo consumo de energia;
- baixa produção de lodo;
- possibilidade da utilização do biogás produzido como combustível;
- dispensa decantação primária do efluente;
- baixos requisitos de área;
- rápido início após períodos de paralisação;
- baixo custo na implantação e operação.

Sperling (2006), Brasil (1993) e Campos (1990) ressaltaram que, durante a partida e a operação de um reator UASB, são necessários o monitoramento e o controle do processo, com procedimentos que incluam a caracterização do afluente a ser tratado, a caracterização do lodo de inóculo, a estimativa do volume de lodo de inóculo necessário à partida, a realização de análises químicas e físico-químicas de monitoramento, como pH, alcalinidade, DBO₅, DQO, N, P, O&G, vazão, tempo de detenção hidráulica (TDH), carga orgânica biológica (COB), carga orgânica volumétrica (COV) e carga hidráulica (CH), entre outros.

A partida dos reatores anaeróbios pode ser satisfatoriamente atingida em um tempo relativamente curto se um inóculo adequado estiver disponível e houver disponibilidade de um lodo anaeróbio granular ativo (Campos, 1990).

Lourenço (2006) considerou, em um sistema de tratamento de águas residuárias da suinocultura composto por tanque de acidificação e equalização, reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa em escala laboratorial, que a principal limitação desse tipo de sistema é a baixa remoção de nitrogênio e fósforo. Costa (2007) utilizou os efluentes de reatores anaeróbios (RAC e

UASB) usados no tratamento de águas residuárias da suinocultura para fertirrigar culturas protegidas de pimentão e obteve resultados satisfatórios. Mas, são necessários mais estudos, no que se refere ao tratamento deste efluente com dois reatores anaeróbios em série, para este tipo de atividade, mesmo ocorrendo uma satisfatória redução nos valores de DQO e de sólidos suspensos.

2.6.2 Reator anaeróbio compartimentado (RAC)

O reator anaeróbio compartimentado (RAC), também conhecido internacionalmente pelo nome de *Anaerobic Baffled Reactor* (ABR), altamente eficiente na retenção da fração orgânica particulada (Boopathy, 1998), pode oferecer melhores condições de adaptação biológica e hidráulica ao processo de digestão anaeróbia, ocasionando melhor desempenho e estabilidade no tratamento. Esta unidade possui boa capacidade na absorção das variações das cargas orgânicas e hidráulicas, baixa produção de lodo e maior tempo na retenção de biomassa, além de auxiliar na hidrólise de sólidos e na digestão de compostos solúveis.

A vantagem mais significativa do RAC é a capacidade de estratificar os processos da acidogênese e metanogênese em diferentes partes do reator, permitindo que os grupos específicos de bactérias atuem sob condições mais favoráveis de temperatura, pH, etc. (Barber & Stuckey, 2000). O RAC possui compartimentos que operam em série. O afluente de um compartimento é o efluente do anterior. A otimização da configuração dos reatores associa objetivos científicos e tecnológicos na área de processos anaeróbios e visa obter maior eficiência na remoção de sólidos suspensos orgânicos, incrementando a hidrólise no primeiro reator.

Este reator é constituído de diversas câmaras (compartimentos), ao longo das quais o afluente atravessa regiões de densa população microbiana (manta de lodo), sempre no sentido ascendente, possibilitando maior atuação dos micro-organismos que degradam a matéria orgânica presente na unidade. O RAC apresenta uma vantagem importante quanto ao aspecto construtivo, que é a ausência de coletores de gases e anteparos que promovem a separação de fases (gás, líquido e sólidos), além da simplicidade do reator quanto à sua construção e operação, sem a necessidade da presença de partes móveis para o funcionamento do sistema (Bachmann et al., 1982). Bachmann et al. (1982, 1985) definiram o RAC como sendo uma sucessão de reatores do tipo UASB. Assim, cada câmara apresenta uma unidade de mistura homogênea.

O principal objetivo ao tornar um reator eficiente deve ser a obtenção de alto tempo de retenção celular, paralelamente à ocorrência de uma boa mistura em seu interior, de maneira a assegurar alta taxa de contato entre célula e substrato (Grobicki & Stuckey, 1991). Speece (1996), em um trabalho de revisão bibliográfica sobre os conceitos da digestão anaeróbia e dos tipos de reatores existentes, apresentou uma citação de McCarty (1982), em que a presença das chicanas no RAC favorece o aparecimento de diferentes estágios no processo (separação das fases: acidogênica e metanogênica), o aumento do tempo de retenção celular e custo nulo, uma vez que não há material de enchimento ou meio suporte para o biofilme.

O reator de chicanas assemelha-se a um tanque séptico de câmaras múltiplas, em série, porém, com dispositivo mais eficaz de alimentação das câmaras. Para se obter esta configuração, o reator é equipado com chicanas verticais, que impõem ao líquido um movimento sequencial descendente e ascendente, de forma a garantir um maior contato do despejo com a biomassa cultivada na parte inferior das diversas câmaras (Chernicharo, 2007).

Esse tipo de reator apresenta várias vantagens semelhantes às do reator UASB, apesar de não possuir o separador de gases (separador trifásico), podendo ser construído com menor profundidade, facilitando a sua construção, representando, assim, uma boa redução dos custos de implantação. Entretanto, neste tipo de reator, devido às cargas hidráulicas e às cargas orgânicas biológicas, pode ocorrer excessiva perda de sólidos, caso sejam verificadas grandes variações e picos excessivos da vazão afluyente, uma vez que o sistema está desprovido de mecanismos auxiliares de retenção de biomassa (Chernicharo, 2007).

Kato et al. (1999) destacam que, como a concentração de matéria orgânica diminui de uma câmara para outra sequencialmente, a quantidade de biomassa acumulada no fundo é, em geral, decrescente, como foi comprovado por Costa (2007). Assim a incorporação de um sistema aprimorado de distribuição do afluyente, bem como de um separador de sólidos na última câmara, é indicado para se obter um melhor desempenho deste reator.

Quando se refere ao processo anaeróbio, o RAC oferece a possibilidade de separar algumas fases da digestão anaeróbia, favorecendo a formação de metano e o hidrogênio nas últimas câmaras. O excesso de hidrogênio, correspondente à queda de pH, pode impedir a rápida degradação do ácido propiônico, precursor do ácido acético e conseqüentemente da metanificação (Kato et al., 1999).

O RAC tem sido estudado com o objetivo de reduzir ainda mais os custos de implantação e operação proporcionados pelos reatores UASB. Aisse et al. (2000) apresentaram um estudo comparativo entre estes reatores, sendo as eficiências do reator UASB superiores as do RAC, especialmente na remoção da DQO, ST e dos SST.

2.7 Característica da granulação em reatores anaeróbios

Uma das características mais importantes dos reatores do tipo RAC e UASB é que os micro-organismos podem se agregar e formar grânulos. Esta característica permite o tratamento de efluentes com alta carga orgânica em um tempo de detenção hidráulica (TDH) curto, mantendo um tempo de detenção celular prolongado, sem que haja a necessidade de acrescentar material suporte para o empacotamento do reator (Peláez, 2007).

A granulação evidencia uma boa sedimentação da biomassa, além de permitir a efetiva retenção celular dentro do reator, criando condições físico-químicas e fisiológicas favoráveis às bactérias e as suas interações sintróficas, no ambiente anaeróbio (Show et al., 2004). Cada grânulo é uma unidade funcional que contém os micro-organismos necessários para a degradação anaeróbica da matéria orgânica. Um grânulo típico inclui milhões de células por grama de biomassa, formando um ecossistema microbiano único de alguns milímetros de tamanho dentro de um agregado (McHugh et al., 2003).

O fenômeno da granulação tem sido relacionado com o cultivo do lodo em função de cargas aplicadas ao reator (Lettinga, 1995). Tanto a velocidade ascensional quanto a taxa de produção de biogás por área de reator contribuem com o descarte seletivo da biomassa mais leve, não granular ou floculenta, retendo, assim, os agregados mais pesados e com melhores características de sedimentação dentro do reator. Além da formação de agregados, a estabilidade dos grânulos também determina a confiabilidade do tratamento. As características dos afluentes, bem como as cargas orgânicas aplicadas e o projeto dos reatores, podem influir diretamente na formação do lodo ou, até mesmo, provocar desintegração dos grânulos, devido a condições inadequadas na unidade de tratamento, fazendo com que o lodo do grânulo seja carregado para fora do reator (Peláez, 2007).

Com base nestes estudos pode-se dizer que as características do lodo dentro do reator dependem das características operacionais durante a partida e das características do efluente a ser tratado (composição e concentração). Para um mesmo tipo de efluente, as características do lodo podem ser diferentes, uma vez que dependem das cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas. A carga orgânica, expressa em $\text{kgDQO.m}^3.\text{d}^{-1}$ e a carga biológica, expressa em $\text{kgDQO.kgSSV.d}^{-1}$, aplicadas na partida dos reatores e o período de formação dos grânulos, são os parâmetros que influenciarão as características do lodo. Estes dois parâmetros definem, respectivamente, a capacidade do reator por unidade de volume e a capacidade de micro-organismos por unidade de massa capaz de converter o substrato orgânico (Ghangrekar et al., 2005; Chernicharo, 2007).

Há vários estudos que procuram esclarecer os mecanismos do processo de granulação e podem ser classificados em três grupos, com base nos aspectos físicos, microbiológicos e termodinâmicos (Hulshoff Pol et al., 2004). Alguns destes modelos são: o modelo do núcleo inerte, o modelo da ponte de cátions divalentes, o modelo de translocação-desidratação de prótons, o modelo do polímero extracelular, o modelo *spaghetti*, o modelo da colônia microsintrófica e modelos termodinâmicos (Liu & Tay, 2004; Liu et al., 2003; Peláez, 2007).

A microestrutura do grânulo depende da cinética de degradação do substrato. Segundo Schmidt & Ahring (1996), as diferentes vias metabólicas podem conduzir a diferentes tipos de grânulos. A presença de uma microestrutura em camadas está relacionada com o substrato e com a base de carboidratos, enquanto uma microestrutura disposta de outra forma está relacionada com um substrato com base de proteínas (Fang et al., 1995).

No modelo de camadas proposto por MacLeod et al. (1990) e Guiot et al. (1992), a composição microbiana de cada camada é diferente. Nas camadas

do centro estão presentes organismos metanogênicos, que podem agir como centros de formação do núcleo. Nas camadas intermediárias, as espécies dominantes são aquelas que produzem e consomem H_2 e, na camada externa, existe uma mistura de espécies, que inclui bactérias filamentosas, cocos e bacilos (Peláez, 2007). Segundo Fang et al. (1995), nos grânulos que têm uma estrutura homogênea não arranjada em camadas, os organismos predominantes são as bactérias filamentosas (Figura 2).

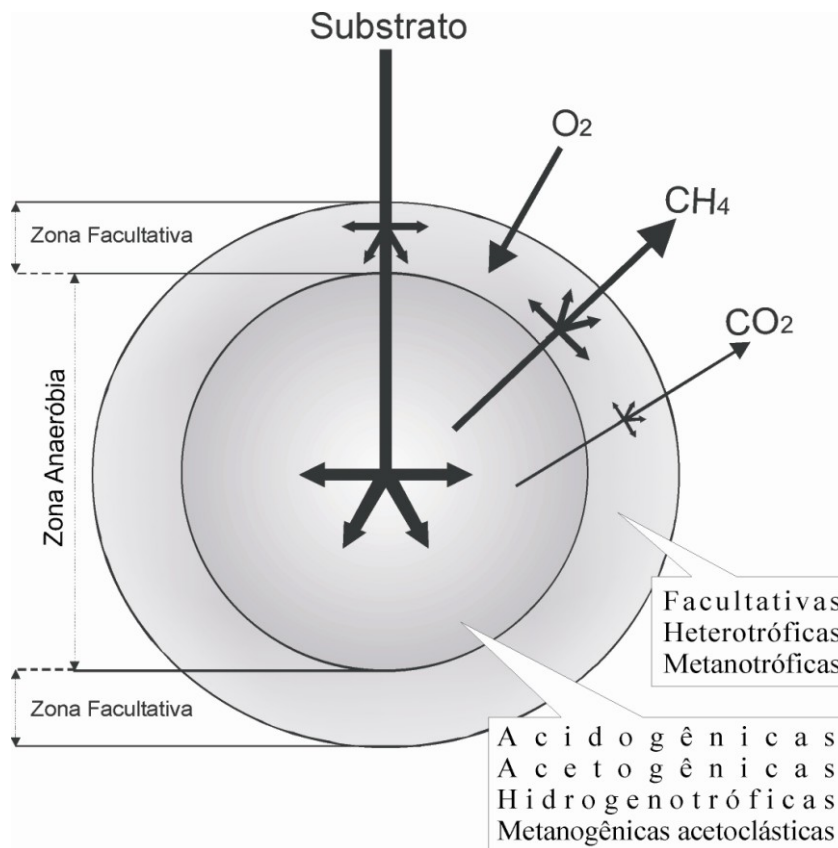


FIGURA 2 Esquema da diversidade microbiana na formação do grânulo.

A hidrofobicidade dos grânulos cumpre um papel importante na formação e na estabilidade dessas estruturas, facilitando a interação entre células. Alguns fatores ambientais, como a pressão de seleção ou o cultivo do grânulo, por meio de cargas hidráulicas e orgânicas e as condições de falta de substrato, influenciam a hidrofobicidade da superfície celular (Liu & Tay, 2004).

Na presença de alguma pressão de seleção, os micro-organismos apresentam maior hidrofobicidade nas suas superfícies, tornando-as autoimobilizadas para formar grânulos mais densos, capazes de permanecer, a despeito das cargas, no reator. Segundo Liu & Tay (2004), os grânulos tendem a ser mais frágeis com o incremento da carga negativa em sua superfície. Os grânulos pequenos tendem a ser lavados facilmente do reator (varredura), causando instabilidade operacional. Por outro lado, os grânulos maiores estão associados com bactérias “leves”, sendo facilmente liberados no efluente devido à sua pouca densidade (Liu & Tay, 2004).

O tamanho médio dos grânulos depende de vários fatores, tais como as condições hidrodinâmicas da unidade de tratamento, as cargas orgânicas aplicadas, as espécies microbianas envolvidas, o fornecimento e o tipo de nutrientes, a taxa de crescimento dos micro-organismos dos grânulos, a limitação de substrato dentro dos grânulos e as forças cortantes ou de cisalhamento. De acordo Grotenhuis et al. (1991), os grânulos preferidos são aqueles com tamanho médio e diâmetro entre 1 a 2 mm.

A densidade dos grânulos indica o seu grau de compactação e está fortemente relacionada à presença de precipitados inorgânicos e à inclusão de gás. Em reatores UASB, os grânulos podem crescer de 2 a 5 mm e o peso específico pode variar de 1.033 a 1.065 kg.m⁻³, como citado por Peláez (2007). Um peso específico relativamente alto permite que os grânulos sedimentem mais

rapidamente, o que leva a uma boa separação entre os sólidos e o efluente líquido.

A força, ou a resistência dos grânulos, influencia fortemente sua estabilidade. Os grânulos podem apresentar alta resistência, o que significa uma estrutura mais compacta e estável, a qual depende de muitos fatores, incluindo a diversidade microbiana, as cargas orgânicas aplicadas, o tipo de substrato, a produção de exopolissacarídeos e as forças hidrodinâmicas (Quarmby & Forster, 1995).

Para um desempenho satisfatório do UASB, o grânulo deve possuir boa sedimentabilidade e, para isso, ele precisa ter uma formação estável. As condições operacionais dentro do reator, tais como velocidade ascensional, tempo de detenção hidráulica, carga orgânica volumétrica, temperatura e pH, durante as etapas iniciais e o monitoramento operacional dos reatores, aliadas às características e à concentração do substrato e às características do inóculo, ecologia microbiana e produção de polímeros extracelulares, controlam as características do lodo desenvolvido, bem como são responsáveis pela resistência dos grânulos à velocidade de sedimentação, a relação entre SSV/SS e o índice volumétrico do lodo influenciam as características do lodo cultivado (Ghangrekar et al., 2005; Liu et al., 2003).

Velocidades ascensionais relativamente altas, combinadas com TDH curtos, parecem ser favoráveis à rápida formação e produção do lodo anaeróbico granular. De acordo com Leitão et al. (2005), o tempo de detenção hidráulico curto e elevadas concentrações de DQO afluente favorecem a formação de um lodo com alta sedimentabilidade e baixa expansão. No caso dos reatores UASB, a sedimentabilidade e o tamanho dos grânulos estão relacionados com a capacidade da unidade em reter o lodo, seja em condições de operação normal ou de sobrecarga orgânica e/ou hidráulica (Peláez, 2007).

Segundo Alves et al. (2000), a organização do consórcio microbiológico em agregados com uma estrutura interna bem definida confere potencialidades à biomassa anaeróbia, o que não é tão evidenciado em biomassa dispersa. O estudo da comunidade microbiana em consórcios anaeróbios desenvolvidos em reatores de tratamento de efluentes deve ser feito sob condições ambientalmente relevantes, ou seja, sem destruir a organização ou a estruturação do consórcio bacteriano.

2.8 Microbiologia no tratamento de efluentes

Como os micro-organismos são os principais responsáveis pelo tratamento biológico, é de fundamental importância que se conheçam os organismos envolvidos bem como sua ecologia e metabolismo, com a finalidade de poder projetar e planejar a melhor o sistema de tratamento de efluentes com maior eficiência e menor custo.

No caso de tratamentos realizados por lagoas facultativas, é necessário o equilíbrio entre algas e bactérias, já que estas últimas consomem oxigênio e produzem gás carbônico, enquanto as algas produzem oxigênio e consomem o gás carbônico. Entretanto, nos processos biológicos aeróbios, destacam-se as bactérias aeróbias, os fungos e os protozoários, ao contrário dos processos biológicos anaeróbios, que têm uma microbiota específica, fazendo parte as bactérias acidogênicas e metanogênicas com elevada importância no processo de estabilização da matéria orgânica (Busato, 2004).

As bactérias são os grupos predominantes e de maior importância no sistema de tratamento biológico de efluentes. São organismos unicelulares que pertencem ao reino monera; são procariotas, portanto, não têm núcleo definido. O seu material genético está incorporado em uma única molécula de DNA de

fitas duplas, difundidas em todo o citoplasma da célula. Os procariotos também possuem organelas celulares envolvidas por membranas e, frequentemente, fragmentos adicionais de DNA circular, conhecidos como plasmídeos, também estão presentes (Trabulsi, 1999).

Micro-organismos pertencentes ao Reino Monera são os menores e os mais simples estruturalmente. São também os mais antigos organismos da Terra, tendo sido encontrados fósseis de cerca de 3,5 bilhões de anos. Consistem de duas linhagens distintas: *Bacteria* (ou *eubacteria*) e *Archaea* (Trabulsi, 1999). Eles podem ser encontrados isolados ou em agregados e formam colônias características, como as filamentosas ou cocos. Quanto à forma, podem ser esféricas (cocos), bastonetes (bacilos), vibriões ou espirilos. Seu tamanho varia conforme o grupo, podendo ter de 0,5 a 10 μm , aproximadamente (Trabulsi, 1999). Podem ser classificadas como autotróficas, quando são capazes de produzir seu próprio alimento por meio da fotossíntese ou quimiossíntese, ou heterotróficas, quando se alimentam de uma fonte externa. Assim, nos tratamentos biológicos anaeróbios, as heterotróficas são bactérias mais comuns e mais importantes, pelo fato de degradarem a matéria orgânica como fonte nutricional, reduzindo-a a gás metano e a dióxido de carbono (Sperling, 2006).

Diversos fatores podem afetar o desenvolvimento microbiano em sistemas de tratamento de efluentes. Entre eles estão, principalmente, a temperatura, o pH, a acidez e a alcalinidade. A temperatura determina, em parte, o ritmo de crescimento microbiano, no qual cada espécie bacteriana possui uma temperatura ótima de crescimento e estas podem ser classificadas como bactérias psicrófilas, que podem crescer até abaixo de 0°C , embora seu crescimento ótimo seja em temperaturas próximas de 15°C ou 20°C ; bactérias mesófilas que crescem na faixa de 25°C a 40°C e bactérias termófilas, que crescem melhor a temperaturas de 45°C a 60°C (Metcalf & Eddy, 2003).

2.8.1 Metabolismo microbiano

Os micro-organismos utilizam a matéria orgânica presente no esgoto como fonte de energia para suprir suas necessidades fisiológicas e para produzir novas células. Esses mecanismos bioquímicos são denominados catabolismo e anabolismo, respectivamente. Metcalf & Eddy (2003) acrescentam que, além da matéria orgânica como fonte de carbono, as bactérias necessitam também de outros nutrientes para as suas atividades metabólicas, como N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na e Cl. Os essenciais são o fósforo e o nitrogênio, e suas exigências dependem da composição da biomassa.

O anabolismo é um processo que consome energia e só é possível e viável se o catabolismo estiver ocorrendo simultaneamente, fornecendo energia necessária para a síntese do material celular. Assim, neste processo, há a incorporação de matéria orgânica na massa celular. Por outro lado, o catabolismo somente é possível se estiver presente uma população de bactérias vivas e ativas no meio (Haandel & Lettinga, 1994).

O catabolismo é a estabilização do substrato propriamente dito. Há, assim, duas divisões referentes às vias metabólicas para a obtenção de energia, o catabolismo oxidativo (conhecido como respiração) e o catabolismo fermentativo. O catabolismo oxidativo é uma reação oxirredução na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido. Na prática, esse oxidante pode ser oxigênio molecular, nitrato ou sulfato. Os organismos aeróbios estritos utilizam como oxidante apenas o oxigênio. Os organismos facultativos podem usar tanto o oxigênio quanto o nitrato como agente oxidante, sendo o nitrato utilizado somente quando não há disponibilidade de oxigênio dissolvido. O oxigênio dissolvido é utilizado, primeiramente, com a exaustão deste; os micro-organismos facultativos passam a utilizar o nitrato na respiração, convertendo este a nitrogênio gasoso

(desnitrificação). Quando ocorre esta situação, o processo é conhecido como reação anóxica.

Em condições anaeróbias, ou seja, na ausência de oxigênio dissolvido, os micro-organismos anaeróbios estritos utilizam o sulfato e o dióxido de carbono, reduzindo-os a sulfetos e metano, respectivamente. Os organismos não utilizam essas substâncias inferiores quando no meio houver substâncias de maior liberação de energia disponíveis (Arceivala, 1981).

O catabolismo fermentativo é um processo que resulta na transferência intramolecular (rearranjo dos elétrons na molécula), de tal maneira que o composto metabolizado se decompõe em, pelo menos, duas partes. Se os produtos catabólicos são diferentes, um será mais oxidado e outro mais reduzido do que o composto original. Nesse sentido, a digestão anaeróbia pode ser considerada como a última fermentação, na qual os produtos da digestão anaeróbia são estáveis no sentido de não serem susceptíveis de outras fermentações. Sendo assim, esse processo de tratamento de efluentes pode ser caracterizado pela produção de metano (composto orgânico reduzido) e de dióxido de carbono (Arceivala, 1981).

À temperatura ambiente, os produtos da digestão anaeróbia são gases e tendem a se desprender da fase líquida. Esses gases, de maneira geral, são formados pelo processo de biodegradação do efluente e formam o biogás. Desse modo, a digestão anaeróbia é um processo de transformação e não de destruição do material orgânico, uma vez que não há participação de um oxidante no processo. A capacidade de transferência de elétrons do material orgânico presente permanece intacta no metano produzido (Haandel & Lettinga, 1994).

O anabolismo representa a síntese de massa bacteriana a partir de material orgânico do esgoto. A energia necessária para esse processo vem da atividade catabólica das bactérias. Tanto o catabolismo quanto o anabolismo

podem ser processos mensuráveis, em que o anabolismo indica o aumento de massa bacteriana, refletindo em aumento da concentração dos sólidos voláteis. Já a atividade catabólica pode ser avaliada pelo consumo de oxidante disponível no meio e a produção de metano, como é o caso da digestão anaeróbia (Haandel & Lettinga, 1994).

Segundo Haandel & Lettinga (1994), no processo de digestão anaeróbia, a proporção entre a massa catabolizada e anabolizada é muito pequena, tornando o coeficiente de rendimento consequentemente pequeno. Sendo assim, a fração de matéria orgânica incorporada na massa celular é muito pouca, significando que uma fração muito grande do material digerido, aproximadamente 97%, se transforma em biogás por meio do processo catabólico.

Em relação à acidez e à alcalinidade que influenciam diretamente os valores de pH, para a grande maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se localiza entre 6,5 e 7,5. As variações máximas e mínimas, para a maior parte delas, estão entre pH 4 e 9. Porém, se cultivadas em meio ajustado a um pH determinado, é provável que este pH se altere, como resultado dos metabólitos produzidos, que podem ser tanto ácidos como básicos (Pelczar, 1996).

2.8.2 Crescimento bacteriano

O principal meio de reprodução das bactérias é por meio da fissão binária transversal, na qual a célula, ao atingir um determinado tamanho, divide-se em duas, e assim sucessivamente. O tempo necessário para cada divisão é chamado de tempo de geração, podendo variar de espécie para espécie e de acordo com as condições ambientais e nutricionais do meio (Pelczar, 1996).

O consumo de substrato e o crescimento bacteriano ao longo de um tempo ocorrem seguindo quatro fases distintas: a fase Lag, que se refere ao

período de adaptação (aclimatação) das células às condições ambientais; a fase Log, na qual ocorre o crescimento exponencial das células bacterianas em sua taxa máxima; a fase estacionária, em que as células bacterianas permanecem na mesma concentração em relação ao tempo e, por último, a fase de declínio, durante a qual o substrato, por estar escasso, não permite o crescimento bacteriano, ocorrendo, assim, a diminuição do número de micro-organismos vivos ativos no meio (Pelczar, 1996).

Essas quatro fases distintas ocorrem quando se refere a uma certa população de micro-organismos utilizando um único substrato como fonte de alimento, com alimentação em batelada e não havendo fatores ecológicos, como mutualismo, sinergismo, predação e competição intra e interespecífica, que possa atuar diretamente sobre o crescimento populacional (Pelczar, 1996).

Assim, o que ocorre em um reator biológico de uma estação de tratamento de efluentes é uma variedade de micro-organismos utilizando uma grande diversidade de compostos, ocorrendo a superposição de diversas curvas de crescimento com formas diferentes e desenvolvendo-se em tempos distintos (Sperling, 2006).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), o perfeito desempenho dos sistemas biológicos de tratamento de esgotos depende das características do substrato utilizado e do crescimento dos micro-organismos envolvidos. Assim, as reações biológicas que ocorrem no processo e os princípios básicos que regem o crescimento bacteriano devem ser conhecidos para que seja possível obter um projeto adequado e se obtenha um rendimento máximo do sistema de tratamento.

2.8.3 *Archaeas* metanogênicas

O Domínio *Archaea* é caracterizado por micro-organismos procarióticos evolutivamente distintos dos organismos do Domínio Bactéria. Uma grande variedade de *Archaeas* possui metabolismo anaeróbio estrito, enquanto outras espécies são encontradas em ambientes extremos, tais como fontes geotermiais, habitats com elevada salinidade e solos e sistemas aquáticos altamente ácidos ou alcalinos (Vazoller, 1997).

As *Archaeas* podem ser representadas em três grandes grupos: as *Crenarchaeota*, que contêm as *Archaeas* redutoras de enxofre hipertermófilas; as *Euryarchaeota*, que compreendem grande diversidade de organismos, incluindo as espécies metanogênicas, as halófilas extremas (uma espécie hipertermófila), e as *Korarchaeota*, uma divisão descrita mais recentemente, que abrange organismos hipertermófilos ainda pouco conhecidos (Vazoller, 1997).

Madigan (2004) sugere que estes micro-organismos apresentam “relógios evolutivos lentos” e pouco evoluíram. Desse modo, o Domínio *Archaea* deve corresponder a bons modelos para estudo da vida primitiva na Terra. Entretanto, alguns organismos relacionados aos *Crenarchaeota* hipertermofílicos habitando águas oceânicas com baixas temperaturas demonstram, assim, extrema adaptação em ambientes inóspitos. O grupo dos *Crenarchaeota* apresenta ramificações mais longas em sua árvore filogenética, apresentando espécies com grande diversidade metabólica.

Na prática, as *Archaeas* são estudadas e agrupadas de acordo com o seu metabolismo e fisiologia, sendo alocadas em diversos grupos, como as metanogênicas, os halófilos extremos (ou hiperhalófilos) e os termófilos extremos (ou hipertermófilos).

O metabolismo energético das metanogênicas difere de qualquer outro grupo de procariotos, tanto do Domínio Bactéria quanto do Domínio *Archaea*.

Devido a essa característica, as espécies de *Archaeas* mais conhecidas são as metanogênicas, cuja classificação taxonômica molecular data de 1979, realizada por Balch et al. (1979). Provavelmente, pela facilidade de estudos de ambientes anóxicos, ou mesmo pela sua importância em saneamento ambiental, existem cerca de 66 espécies de metanogênicas descritas, em contraste com aproximadamente 24 espécies de hipetermófilas e 18 de halófilas extremas (Sowers, 1995).

As *Archaeas* metanogênicas representam um grupo de microorganismos polifiléticos, compreendendo 3 ordens, com 8 famílias e 21 gêneros que apresentam morfologia comum às células procarióticas, com forma de bacilos de diferentes tamanhos, cocos, sarcinas e filamentos. Alguns representantes apresentam propriedade de coloração gram-positiva e outros gram-negativa, sendo a taxonomia baseada essencialmente em métodos moleculares, por meio da comparação de sequências do rRNA 16S (Vazoller et al., 1999).

Grande variedade de tipos morfológicos foi descrita para as metanogênicas e sua taxonomia baseia-se nas análises tanto fenotípicas quanto filogenéticas (sequenciamento comparativo de rRNA 16S) (Madigan, 2004).

Dentro do filo *Euryarchaeota*, as bactérias metanogênicas podem ser encontradas em cinco ordens, como foram descritas por Balch et al. (1979) e Kurr et al. (1991), sendo *Methanopyrales*, *Methanococcales*, *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales* e *Methanosarcinales* (Jurgens, 2001).

A ordem *Methanobacteriales* compreende a família *Methanobacteriaceae*, com os gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Methanosphaera*, contendo 18 espécies e a família *Methanothermaceae*, com o gênero *Methanothermus* e duas espécies. Na ordem *Methanococcales* há as famílias *Methanococcaceae*, gênero *Methanococcus*, com 7 espécies;

Methanomicrobiaceae, com os gêneros *Methanoculleus*, *Methanogenium*, *Methanolacinia*, *Methanomicrobium* e *Methanospirillum*, com 13 espécies; *Methanocorpusculaceae*, gênero *Methanocorpusculum*, com 5 espécies; *Methanoplanaceae*, gênero *Methanoplanus*, com 2 espécies; *Methanosarcinaceae*, com os gêneros *Methanococcooides*, *Methanohalobium*, *Methanohalophilus*, *Methanolobus*, *Methanopyrus*, *Methanosaeta*, *Methanosarcina*, com 19 espécies (Sowers, 1995).

Apesar de as *Archaeas* metanogênicas requererem condições específicas para o seu crescimento e possuírem anaerobiose estrita, esses organismos são amplamente distribuídos na natureza, sendo encontrados em diversos ambientes associados à decomposição de matéria orgânica e ou a atividades geoquímicas. Estas bactérias atuam no passo final de consórcios microbianos presentes em sedimentos aquáticos, pântanos, gêiseres, interior de árvores e sistemas de tratamento de resíduos, como biodigestores anaeróbios e aterros sanitários. Do ponto de vista ecológico, o metabolismo metanogênico é dependente da presença de outros micro-organismos, cuja atividade no meio anaeróbio gera os precursores para a metanogênese (Vazoller, 1997).

Várias espécies de *Archaeas* metanogênicas são quimiorganotróficas, apresentando características raras que são relacionadas com a sua especificidade de substratos para crescimento e produção de metano. Atualmente, são conhecidos dez substratos para a metanogênese, que são formiato, monóxido de carbono, metanol, 2-propanol, aminas metiladas, dimetilsulfeto, metilmercaptanas, acetato e dióxido de carbono, que necessita de hidrogênio como doador de elétrons (Vazoller, 1997). Por exemplo, o acetato pode ser utilizado por *Methanosarcina* e *Methanosaeta*, enquanto o gênero *Methanosarcinaceae* utiliza o metanol, várias categorias de metanolaminas ou metilsulfetos; já outras espécies podem crescer utilizando cadeias curtas de

alcoóis (carbonos primários e secundários). Porém, todas as espécies são dependentes de fatores de crescimento, como vitaminas e aminoácidos (Jurgens, 2001).

Segundo Jurgens (2001), as *Archaeas* metanogênicas, além de serem obrigatoriamente anaeróbias estritas, tem algumas espécies tolerantes a baixos níveis de oxigênio em um curto espaço de tempo (*Methanosarcinas*). Algumas também são capazes de fixar o nitrogênio molecular, como é o caso de *Methanosarcina barkeri* e de *Methanococcus thermolithotrophicus* (Sowers, 1995).

As bactérias metanogênicas formam uma variedade de associações simbióticas com plantas, animais, fungos e protozoários, mas, apesar dessas associações, não se tem conhecimento de patogenia dessas bactérias. A relação ecológica mais comum desse grupo de bactérias é a associação sintrófica com bactérias heterotróficas que produzem hidrogênio e utilizam esse elemento final como aceptores de elétrons (Jurgens, 2001).

De acordo com Jurgens (2001), a geração de hidrogênio por heterofilismo só é energeticamente favorável quando a concentração de hidrogênio no meio é extremamente baixa. Devido à utilização do hidrogênio pelas metanobactérias, estas deixam o meio com baixa concentração de hidrogênio, favorecendo as bactérias heterotróficas. Assim, nenhum desses organismos pode persistir no ambiente sozinho, mas juntos são bem sucedidos.

Dessa forma, o conhecimento da filogenia e da taxonomia do Domínio *Archaea* é fundamental na compreensão da ecologia microbiana e de ecossistemas extremos (Vazoller, 1997), favorecendo o desenvolvimento de sistemas de tratamento de efluentes.

2.9 Requisitos ambientais para o tratamento anaeróbio

2.9.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores mais importantes na digestão anaeróbia de efluentes líquidos, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Exemplos delas são a velocidade e a atividade enzimática das *Archaeas* metanogênicas que dependem intimamente deste parâmetro. O metabolismo dessas bactérias é fraco a 10°C e nulo acima dos 65°C. A temperatura também interfere no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios (Rittmann & McCarty, 2001). Assim este parâmetro não afeta somente a taxa de digestão, mas também a fração dos sólidos orgânicos que podem ser metabolizados no processo de digestão anaeróbia, principalmente na fase hidrolítica, fazendo com que grande parte das macromoléculas e partículas sólidas permaneça intacta.

Em estudos realizados por Massé et al. (2002), no tratamento de águas residuárias de suíno com quatro reatores anaeróbios em série, foram encontradas baixa atividade metanogênica quando o sistema operou a 10°C. Observou-se que o teor médio de metano no biogás aumentou significativamente com a diminuição da temperatura, tendo sido encontrados valores de 75,5% a 20°C; 78,7% a 15°C e 81,3% a 10°C. Os resultados demonstraram que a redução hidrolítica dos compostos orgânicos a baixas temperaturas pode ter diminuído a acidogênese e, assim, baixado a proporção de CO₂ no biogás. Entretanto, a DQO total diminuiu com o decréscimo da temperatura, tendo um decréscimo maior quando a temperatura ficou abaixo de 15°C.

Esses resultados experimentais sugeriram que o desempenho do grupo de reatores anaeróbios operando sequencialmente diminuiu significativamente quando a temperatura de operação passou de 20°C para 10°C, mas o sistema

permaneceu estável e recuperou-se quando a temperatura foi aumentada novamente para 20°C.

De acordo com Lettinga et al. (2001), a digestão anaeróbia psicrófila (temperaturas abaixo de 20°C) tem sido pouco utilizada, pois se acredita que essa não seja viável, devido à baixa atividade microbiana sob condições de baixa temperatura.

2.9.2 pH

O pH, por influenciar diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente em processos unitários de tratamento de águas residuárias, torna-se um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental.

As *Archaeas* metanogênicas crescem, geralmente, em pH neutro, mas poucas espécies de *Methanobacterium* ainda são capazes de crescer em ambientes com pH de aproximadamente 5 e, em particular, a *Methanohalobium zhilinae* apresenta pH ótimo de crescimento de 9,2 (Jurgens, 2001).

Este parâmetro influencia diretamente na digestão anaeróbia pelas bactérias metanogênicas. Em meio ácido, a atividade enzimática deste grupo de bactérias é anulada e, em meio alcalino, a fermentação produz anidrido sulfuroso e hidrogênio (Silva, 2007).

Segundo Vicenzi (2002), a digestão anaeróbia pode efetuar-se entre pH de 6,3 e 7,8, cujo valor ótimo seria 7. Para valores abaixo de 6,3, a acidez aumenta rapidamente e ocorre a paralisação do processo fermentativo. As populações para a fermentação ácida são muito menos sensíveis para valores baixos ou altos do pH. Desse modo, em pH baixo, a fermentação ácida pode

prevalecer sobre a fermentação metanogênica, tendo como resultado o “azedamento” do conteúdo do reator.

Compostos como CO₂ e ácidos graxos voláteis de cadeia curta tendem a abaixar o valor do pH, enquanto alguns cátions, como os íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas, o sódio originado da degradação de sabão e o bicarbonato, aumentam a alcalinidade e o pH (Haandel & Lettinga, 1994).

O pH se manifesta de maneira diferente para os consórcios anaeróbios presentes nos sistemas de tratamento de efluentes. Isso pode ser verificado pela fisiologia de bactérias, como *Methanosarcina barkeri* e *Methanosarcina vacuolata*, duas espécies degradantes do acetato, que crescem bem em valores baixos de pH, com pH ótimo de 5, quando há a presença predominante de hidrogênio e metanol no substratos (Maestrojuan & Boone, 1991).

Algumas interações bioquímicas e as vias de degradação podem ser influenciadas pelo pH, incluindo a possível inibição da produção de hidrogênio, o que explica a pouca importância do hidrogênio na metanogênese com baixo pH. Justifica-se, assim, o fato de os reatores anaeróbios operarem melhor quando a faixa de pH se aproxima da neutralidade (Peláez, 2007).

2.9.3 Nutrientes

Os nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade requisitada de N e P em relação à matéria orgânica presente depende da eficiência de micro-organismos em obter energia para síntese, em função das relações bioquímicas de oxidação da matéria orgânica. A baixa velocidade de crescimento dos micro-organismos anaeróbios, comparada ao dos aeróbios, resulta num menor requerimento nutricional.

Segundo Rittmann & McCarty (2001), a relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microorganismos anaeróbios.

Segundo Grady & Lim (1980), o nitrogênio é requerido para a síntese de proteínas e de ácidos nucleicos e, se insuficiente no meio, não será possível remover toda a matéria orgânica porque não será possível a sintetização do material celular sem a sua presença. Já o fósforo é requerido para a síntese de ácidos nucleicos e fosfolípidios e é também muito importante na transferência de energia. O requerimento de fósforo pode ser estimado como um quinto (1:5) do requerimento de nitrogênio na base de massa.

Além de N e P, o enxofre (S) é também considerado um dos nutrientes importantes na metanogênese. Algumas bactérias assimilam enxofre na forma de sulfetos, que é um constituinte comum em muitos esgotos domésticos e águas residuárias agroindustriais por fazerem parte da composição de proteínas.

O sulfeto exerce controle significativo na viabilidade da metanogênese em presença de certos substratos, principalmente devido à concorrência entre bactérias redutoras de sulfato e bactérias metanogênicas (Malina & Pohland, 1992).

Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco, os quais são utilizados nos sistemas enzimáticos das bactérias, como, por exemplo, na formação e na estruturação de enzimas. A presença desses elementos traços estimula os tratamentos anaeróbios (Malina & Pohland, 1992). Segundo Haandel & Lettinga (1994), tanto os esgotos sanitários quanto os agroindustriais não apresentam deficiências nutricionais em relação a esses elementos, pois tanto os macronutrientes como os micronutrientes estão presentes abundantemente nesses tipos de efluentes, devido às suas características.

2.10 Princípios da digestão anaeróbia em reatores

O processo da digestão anaeróbia é conhecido há muito tempo. O metano gerado no processo de decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias foi, durante muito tempo, denominado de gás dos pântanos, em função da sua grande produção nesses ambientes.

Os processos anaeróbios são utilizados, principalmente, para tratar lodos e águas residuárias com alta concentração de matéria orgânica, mas, estudos já demonstram a eficiência dessas aplicações para efluentes diluídos. Os processos anaeróbios são vantajosos devido ao baixo rendimento da biomassa e à energia na forma de metano que pode ser recuperada da conversão biológica dos substratos (Metcalf & Eddy, 2003).

A bioquímica da formação de metano é encontrada apenas nas *Archaeas* metanogênicas. A metanogênese é uma reação que proporciona um fluxo de prótons nas células e pode suportar um mecanismo quimiosmótico de produção de energia e ATP (adenosina trifosfato). A produção de metano pode, portanto, ser encarada como um marcador taxonômico para a identificação de bactérias dentro do Domínio *Archaea*. Alguns dos micro-organismos apresentam fluorescência sob iluminação ultravioleta, decorrente da presença de enzimas específicas (Vazoller, 1997).

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema no qual diversos grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

As associações sintróficas entre os micro-organismos do tratamento de efluentes requerem também uma associação física entre os grupos tróficos envolvidos. A cooperação entre estes é ótima quando a distância física for

mínima, justificando, em parte, o fenômeno de granulação ou peletização (Neves, 2004).

Segundo Haandel & Lettinga (1994), a digestão anaeróbia pode ser dividida em várias rotas metabólicas, com participação de diversos grupos de micro-organismos, cada um com um comportamento fisiológico diferente, separando-se, assim, em quatro etapas distintas no processo global de conversão da biomassa: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 3).

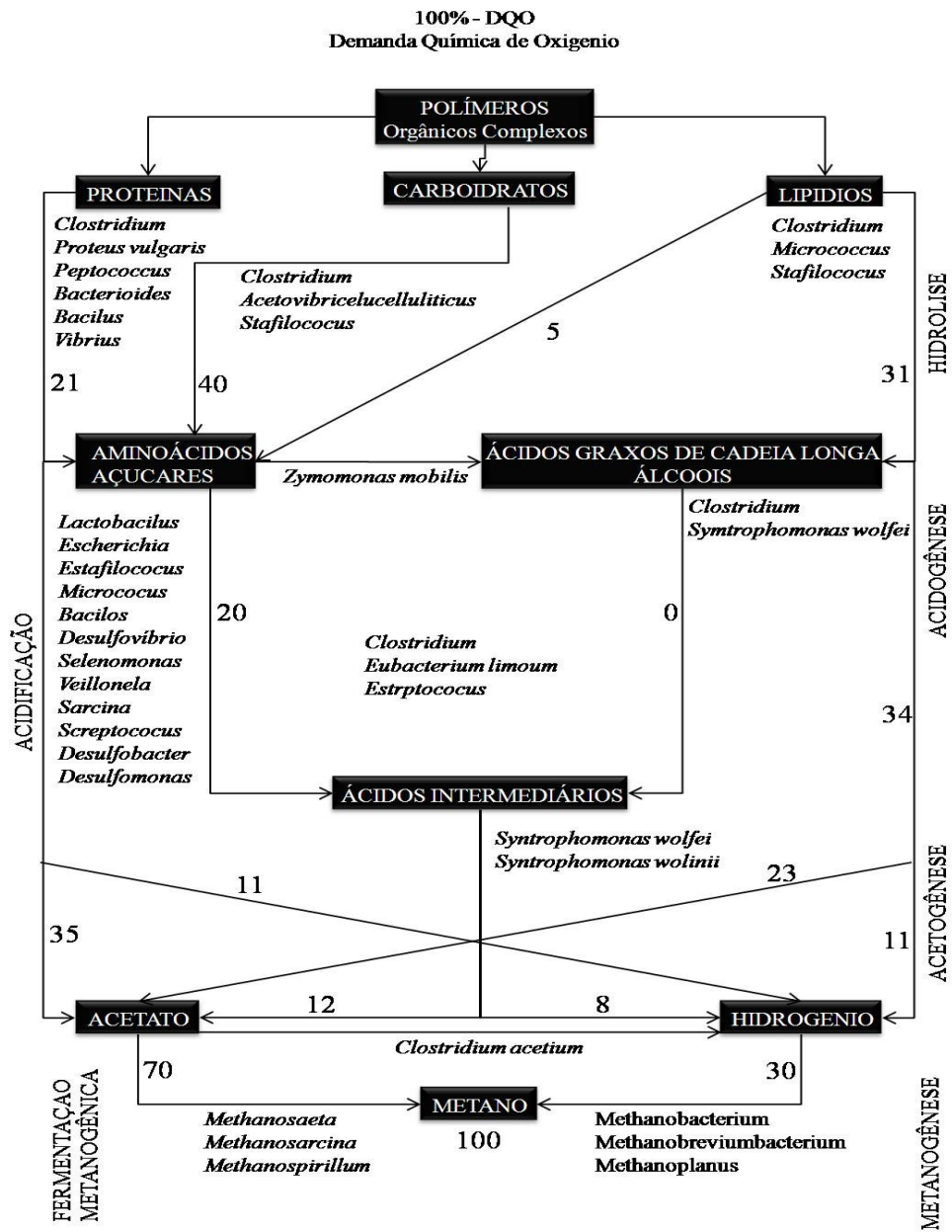


FIGURA 3 Demonstração esquemática do percentual de DQO nas etapas metanogêneses. Fonte: modificado de Campos (1990).

2.10.1 Hidrólise

Uma vez que os micro-organismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira etapa do processo de degradação anaeróbia é a conversão desses materiais complexos (polímeros) em compostos dissolvidos de menor peso molecular, os quais são capazes de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. O processo requer a interferência de exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas se degradam para formar aminoácidos; os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa (C15 e C17) e glicerina (Lettinga et al., 2001).

Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros, normalmente, ocorre de forma lenta. Vários fatores podem influenciar no grau e na taxa de hidrolisação do substrato, como temperatura operacional do reator, tempo de residência e composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de NH_4^+ e N e, até mesmo, a concentração de produtos da hidrólise (ácidos orgânicos voláteis). Em muitos casos, a velocidade da hidrolisação pode ser limitante para todo o processo de digestão anaeróbia (Haandel & Lettinga, 1994).

Dentre os gêneros de bactérias responsáveis pelo processo hidrolítico da degradação da matéria orgânica em sistemas de tratamento de efluentes, destacam-se gêneros produtores de lipases, como *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus*; gêneros produtores de proteases, como *Bacterioides*, *Butyvirio*, *Clostridium*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus* e gêneros produtores de amilases, como *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio* e *Eubacterium* (Chernicharo, 2007).

2.10.2 Acidogênese

Nesta fase, os compostos solúveis gerados no processo de hidrólise são absorvidos e metabolizados no interior das células fermentativas e são excretados como substâncias orgânicas simples, tais como ácidos graxos voláteis (AGV), alcoóis (etanol), ácidos orgânicos (ácido láctico, acético, propiônico e butírico), cetonas (acetona) e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, além de novas células bacterianas (Lettinga et al., 2001).

A maioria dos organismos acidogênicos fermenta açúcares, aminoácidos e ácidos graxos e, por esse motivo, são os micro-organismos que mais se beneficiam energeticamente, tornando esta etapa um fator limitante, quando o material a ser degradado não for facilmente hidrolisável. Entretanto, algumas espécies bacterianas são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é importante nos sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes líquidos, já que o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar numa substância tóxica para as bactérias metanogênicas, se não for removido na fase facultativa (Haandel & Lettinga, 1994).

As bactérias fermentativas acidogênicas mais comuns presentes em sistemas de tratamento de efluentes pertencem aos gêneros *Clostridium*, *Bacterioides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*. Os produtos metabólicos gerados por estes grupos são importantes substratos para as bactérias acetogênicas e para as *Archaeas* metanogênicas (Chernicharo, 2007).

2.10.3 Acetogênese

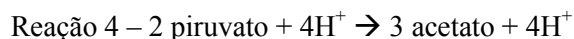
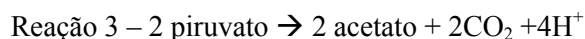
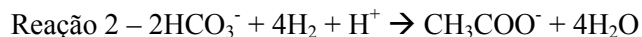
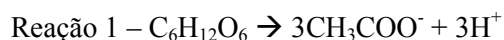
Esta fase se caracteriza pela conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano, como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Essa oxidação dos compostos orgânicos intermediários é realizada pelas bactérias sintróficas acetogênicas, assim chamadas pelo fato de a existência delas depender da atividade de micro-organismos consumidores de hidrogênio. Os gêneros de bactérias mais conhecidos e encontrados em sistemas de tratamento de efluentes pertencem ao grupo das *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (Chernicharo, 2007).

Cerca de 60% a 70% da demanda química de oxigênio (DQO) original se converte em ácido acético, enquanto o restante da capacidade da doação de elétrons está concentrado na formação de hidrogênio. Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de dióxido de carbono (McCarty, 1982).

Numa mistura de poluentes orgânicos, como é o caso do esgoto doméstico e de efluentes agroindustriais, é possível que a geração de H_2 e CO_2 ocorra simultaneamente, mas sempre haverá maior tendência de se formar mais hidrogênio do que dióxido de carbono. Por outro lado, a liberação de hidrogênio do material orgânico original somente é possível quando há produção simultânea de produtos oxidados, como dióxido de carbono e ou parcialmente oxidados, como ácido acético (Haandel & Lettinga, 1994).

Muitos micro-organismos acetogênicos podem reduzir o NO_3^- e o $S_2O_3^{2-}$, no entanto, a redução do CO_2 é considerada a principal característica em relação à ecologia dessas bactérias. Esses micro-organismos convertem o CO_2 a acetato pela via do acetil-coenzima A (CoA), o que pode ser observado nas espécies *Acetobacterium woodii* e *Clostridium aceticum*, que fermentam a glicose pela

redução do CO₂ para formar o acetato com a participação do H⁺ como doador de elétrons (reações 1 e 2).



Com a fermentação da glicose pela via glicolítica, os micro-organismos acetogênicos convertem duas moléculas de piruvato em duas moléculas de NADH⁺ (equivalente ao 4H⁺), o que pode ser observado na Reação 3, gerando, assim, duas moléculas de CO₂ e duas de acetato. Ambas podem ser utilizadas pelas bactérias metanogênicas. As quatro moléculas de hidrogênio, também geradas nesta reação, podem ser utilizadas novamente para a geração de acetato, por meio de duas moléculas de piruvato (Reação 4) (Madigan, 2004).

A formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de H₂, ocasionando a diminuição do pH do meio líquido. No entanto, a produção de acetato a partir de propionato e butirato é termodinamicamente inibida pela presença de baixas concentrações de hidrogênio dissolvido e, até mesmo, de acetato. Dessa forma, as reações para a formação de acetato apenas poderão ocorrer se a concentração de produtos, como hidrogênio e acetato, forem mantidas em baixas concentrações, as quais conseguidas pela ação dos micro-organismos consumidores de acetato e hidrogênio (micro-organismos acetoclásticos e hidrogenotróficos). Mais precisamente em sistemas de tratamento de esgotos, a redução de hidrogênio no meio é realizada pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e por bactérias redutoras de sulfato (BRS) (Chernicharo, 2007).

A atividade das bactérias que metabolizam ácidos graxos é fundamental para completar a fermentação metanogênica, devido aos ácidos de baixo peso molecular, como o propionato e o butirato, que são produtos intermediários e não podem ser metabolizados pelos organismos metanogênicos.

O catabolismo do butirato é realizado pela bactéria *Syntrophomonas wolfei*, por meio da β -oxidação, resultando na produção de acetato e hidrogênio (Mountfort et al., 1984). Já o catabolismo do propionato não é tão bem entendido, porém, é exercido pela *Syntrophobacter wolini* com a produção de acetato, dióxido de carbono, hidrogênio e formiato. Essas oxidações são termodinamicamente possíveis somente quando o produto reduzido (hidrogênio ou formiato) é mantido em baixas concentrações pela atividade dos organismos metanogênicos (Wilkie & Collieran, 1988).

Em geral, 90% da população microbiana dos digestores anaeróbios é formada por bactérias fermentativas (Zeikus, 1980). O número e a diversidade de espécies deste grupo de bactérias dependem largamente da composição do substrato, as quais possuem um período de duplicação curto e o processo de fermentação propriamente dito nunca é limitante na reação global de degradação anaeróbia (Gujer & Zehnder, 1983).

2.10.4 Metanogênese

Esta é a etapa final do processo global de conversão anaeróbia da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono, que é realizada pelos microorganismos metanogênicos. Esse grupo de bactérias utiliza os substratos produzidos pelo metabolismo das bactérias acetogênicas como ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono, a fim de produzir metano (Vazoller, 1997)

A metanogênese pode ser considerada uma forma de respiração anaeróbia, na qual o gás carbônico, ou o grupo metil de compostos C1, ou o carbono do grupo metil acetato, é o aceptor de elétrons. Do ponto de vista ecológico de ambientes anaeróbios, as *Archaeas* metanogênicas têm papel importante no que diz respeito à remoção do excesso de hidrogênio e produtos da fermentação das bactérias hidrolíticas e acidogênicas, proporcionando a diminuição da pressão parcial de hidrogênio do meio, tornando mais efetiva as reações metabólicas das bactérias acetogênicas (Chernicharo, 2007).

Em relação à fisiologia, as bactérias metanogênicas podem ser divididas em dois grupos, um que produz metano a partir do ácido acético ou metanol como fonte de carbono e energia, que são as metanogênicas acetoclásticas ($\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$) e outro grupo, formado pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, que produzem metano a partir do dióxido de carbono como fonte de carbono e aceptor final de elétrons, o hidrogênio, como fonte de energia. O hidrogênio, sob estas condições, funciona como agente redutor e parte dele reage com o gás carbônico para produzir metano, gerando uma força próton-matriz na membrana, a fim de sintetizar ATP ($4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$) (Vazoller, 1999).

Outra característica importante das bactérias metanogênicas é que, de forma geral, elas possuem cofatores e coenzimas específicas, como coenzima F₄₂₀, F₄₃₀, coenzima M, coenzima B, metanopterina e metanofurano, servindo como um mecanismo de diferenciação.

Segundo Madigan (2004), essas coenzimas das espécies metanogênicas podem ser agrupadas em duas categorias: coenzimas envolvidas no transporte de unidades de carbono do substrato ao produto final (CH₄) e coenzimas que participam da reação de oxiredução, fornecendo os elétrons necessários à redução de CO₂ a CH₄.

A coenzima metanofurano e a metanopterina atuam na fase inicial da metanogênese, sendo a metanofurano com ação anterior e responsável pelo transporte de CO₂ por meio do átomo de nitrogênio na forma amina. Já a metopterina é um carreador de carbono (C1) nas etapas intermediárias de CO₂ a CH₄.

A coenzima M, também conhecida como CoM, atua na fase terminal da metanogênese e esta converte o grupo metil (CH₃) em CH₄. Entretanto, a coenzima F₄₃₀ (tetrapiról contendo níquel), que também atua na fase final do processo, faz parte apenas do complexo enzimático metil redutase.

As coenzimas F₄₂₀ e CoB (coenzima B, também conhecida como 7-mercaptanol treonina fosfato) são doadores de elétrons na metanogênese. A coenzima F₄₂₀ é um derivado da flavina (FMN). Esta enzima desempenha um papel de doadora de elétrons em várias etapas da redução do CO₂. A forma oxidada da F₄₂₀ absorve a luz no comprimento de onda de 420 nm e floresce na forma verde-azulada. Esta fluorescência é uma ferramenta útil na identificação microscópica fluorescente ou epifluorescência de organismos metanogênicos. A CoB, que também atua na fase terminal da metanogênese, se caracteriza pelo complexo enzimático metil redutase.

2.10.4.1 Metanogênicas acetoclásticas

Poucas espécies deste grupo produzem metano a partir do acetato, embora sejam os micro-organismos que predominam na digestão anaeróbia. São responsáveis por, aproximadamente, 70% de toda a produção de metano a partir do grupo metil do ácido acético.

Os principais gêneros deste grupo são as *Methanosarcinas* e as *Methanosaetas*. O gênero *Methanosaeta* tem a característica de utilizar

exclusivamente o acetato, tendo, assim, maior afinidade por este substrato que as bactérias do gênero *Methasarcina*. Estas bactérias são filamentosas e têm papel importante na formação do grânulo, pelo fato de formarem redes entrelaçadas de bactérias. As *Methanosarcinas* se desenvolvem na forma de cocos que se agrupam em conjuntos mais delimitados. São consideradas mais versáteis dentro do grupo das metanogênicas, com espécies capazes de utilizar tanto o hidrogênio quanto metilaminas e metanol, porém, têm baixa afinidade pelo acetato (Soube, 1994).

As espécies, dentro da família *Methanosaetaceae*, têm uma taxa de crescimento relativamente baixa, com tempo de duplicação em torno de 3,5 a 9 dias. Já as espécies da família *Methanosarcinaceae* possuem uma taxa de crescimento maior de, aproximadamente, 24 horas, quando o substrato é o acetato.

Em relação à competição ecológica, a predominância de bactérias da família *Methanosaetaceae* é beneficiada em uma baixa concentração de acetato (menos de 1 mM – 59 mg.L⁻¹) e as espécies da família *Methanosarcinaceae* tendem a predominar em concentrações maiores que 1 mM de substrato, o que, segundo Chernicharo (2007), é comum em processos com baixa eficiência ou no período de partida de reatores anaeróbios.

2.10.4.2 Metanogênicas hidrogenotróficas

Praticamente todas as espécies deste grupo são capazes de produzir metano a partir do hidrogênio e gás carbônico, resultando em uma maior liberação de energia. Os gêneros mais comuns em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum* (Leclerc et al., 2004).

2.11 Microscopia de epifluorescência

A microscopia de epifluorescência utiliza uma lâmpada de mercúrio ou xenônio para produzir luz ultravioleta (UV). Esta luz incide sob um espelho dicróico, o qual reflete os comprimentos de onda de um determinado intervalo e permite que comprimentos de outros tamanhos passem através dele. Assim, o espelho dicróico reflete a luz UV até a amostra, excitando a fluorescência nas moléculas dos espécimes.

Com isso, a microscopia de epifluorescência tem sido utilizada como uma técnica para a avaliação rápida e direta da viabilidade celular em reatores anaeróbios. Segundo Silva (2007), a principal vantagem dos métodos diretos baseados na avaliação fluorescente é a necessidade do tempo de incubação, no qual os indicadores de fluorescência de viabilidade podem ser baseados na integridade da membrana dos micro-organismos. Esta técnica também permite, em alguns casos, exibir estruturas e mensurar atividades fisiológicas e bioquímicas em células vivas.

As moléculas fluorescentes, dentro dos micro-organismos, podem ocorrer naturalmente ou ser introduzidas. Esta análise da integridade da membrana é baseada na capacidade das células de excluir os componentes fluorescentes mortos, os quais, quando usados a baixas concentrações, normalmente não atravessam as membranas intactas.

A maioria das membranas íntegras atacadas possui manchas de ácido nucleico, devido às suas altas concentrações nas células e ao grande aumento da fluorescência exibida pelo ácido nucleico. Pode-se, assim, observar clara separação entre as células intactas e as células mortas (Silva, 2007).

Embora os métodos baseados na fluorescência sejam muito usados há vários anos, para inúmeras aplicações na microbiologia industrial e ambiental, a contagem de células em microscopia de imagens tem sido feita manualmente.

Recentemente, as análises de imagens têm se tornado um acessório valioso para a quantificação de células e sua aplicação na tecnologia celular tem aumentado significativamente. Em algumas áreas, como na fermentação de microrganismos, a análise por imagem tem sido essencial para caracterizar o estado da cultura, diminuindo os custos e tornando a microscopia mais aplicável (Carneiro et al., 2005).

As *Archaeas* metanogênicas possuem propriedade de serem autofluorescentes devido à presença de várias enzimas e cofatores (principalmente a coenzima F₄₂₀), o que as torna facilmente visíveis em microscopia de epifluorescência, desde que se utilizem os filtros específicos ao comprimento de onda azul e verde da luz ultravioleta (UV).

A coenzima F₄₂₀ é uma flavina que participa em duas reações de transferência de elétrons, muito similar ao NADH no Domínio *Eubacteria*. Esta molécula, nas metanobactérias, tem uma absorção máxima a 420 nm, daí a sua referência como F₄₂₀. Essa propriedade permite visualizar as bactérias metanogênicas, mas não permite uma diferenciação entre as diferentes espécies desse grupo e nem quantificar a atividade metanogênica (Neves, 2004). A aplicação desta observação serve apenas para estimar a quantidade de metanobactérias no reator anaeróbio e esta técnica pode ter a função de monitoramento, uma vez que, normalmente, a quantidade de metanobactérias aumenta com a aclimatização do lodo ao longo do processo (Campos, 1990).

2.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) é uma técnica de caracterização microestrutural muito utilizada, tanto na área biológica quanto em outras diversas áreas do conhecimento. Possui metodologia versátil e,

atualmente, está disponível em diversos laboratórios. A versatilidade do microscópio eletrônico de varredura deve-se à diversidade de interações que ocorrem quando o feixe de elétrons atinge a amostra. Essas interações, avaliadas por diferentes detectores, fornecem informações sobre a composição, a topografia, a cristalografia, o potencial elétrico e os campos magnéticos locais, dentre outras (Goldstein, 1992).

A imagem eletrônica de varredura é formada pela incidência de um feixe de elétrons na amostra, devidamente preparada, sob condições de vácuo. A incidência deste feixe no espécime promove a emissão de elétrons secundários, retroespalhados, *auger* e absorvidos, assim como de raios X característicos e de catodoluminescência (Reed, 1996).

O MEV produz imagem tridimensional detalhada da superfície ionizada da amostra, que pode ser visualizada em tons de cinza, por meio de um computador conectado ao microscópio (Goldstein, 1992). A imagem é formada a partir da amostra quando a mesma é atingida pelo feixe de elétrons, gerando, assim, elétrons secundários que são captados e, após passarem por um amplificador, são transformados em imagem visível em um monitor. Estes elétrons apenas percorrem a superfície externa do material, não atravessando a amostra (Silva, 2007).

De acordo com Neves (2004), a microscopia eletrônica de varredura, conhecida também por SEM, do inglês *Scanning Electron Microscopy*, é largamente utilizada no estudo de biofilmes e de biomassa granular, permitindo obter informações sobre a morfologia microbiana das superfícies destes ecossistemas. Entretanto, uma das maiores desvantagens desta técnica está no fato de se obter apenas a identificação visual do espécime, não sendo, desse modo, por si só, uma técnica de identificação microbiológica.

Neves (2004) utilizou a microscopia eletrônica de varredura para observar o inóculo e a evolução da biomassa no estudo da granulação durante a partida de um reator UASB e, com isso, encontrou grande variedade de bactérias, em sua maioria metanogênicas, também comprovada por microscopia de epifluorescência. A análise permitiu, ainda, quantificar alterações morfológicas e de tamanhos em consórcios microbianos durante os processos de granulação e desgranulação. Esta técnica também foi utilizada por Campos (1990) para acompanhar a formação do grânulo e o crescimento da biomassa em reatores UASB, podendo observar e comprovar que a manta de lodo era composta por diversas espécies de bactérias, identificando-as como consórcios de bacilos, sarcinas e cocos.

2.13 Biogás

De acordo com Droste (1997), a produção de biogás foi evidenciada no século XVII, quando os pesquisadores da época observaram o gás dos pântanos queimando na superfície. Este gás, posteriormente, foi chamado de metano e é o produto da degradação anaeróbia da matéria orgânica. Porém, o reconhecimento do metano como componente do biogás só foi realizada por Alessandro Volta, em 1776.

Este fenômeno natural ocorre em várias partes do planeta, como em pântanos, oceanos e águas doces e por fontes antropogênicas, como em plantações de arroz alagado, fermentação entérica, tratamento de efluentes, aterro sanitário, etc. (Castilho Júnior, 2003; Cassini, 2003).

O biogás é um gás incolor, geralmente com odor bastante característico (devido à presença do gás sulfídrico), de densidade menor do que a do ar e é

constituído, principalmente, de metano, gás carbônico e outros gases em pequenas concentrações (Cassini, 2003, Metcalf & Eddy, 2003).

As formas de manejo de resíduos mais usuais, com a produção de biogás, são o tratamento de efluentes líquidos e o aterro sanitário. A China e a Índia são os pioneiros na utilização do biogás como combustível, onde biodigestores são amplamente instalados. Na Europa, sua utilização se popularizou após a crise energética de 1970 (Cassini, 2003).

Em termos atuais, o biogás é obtido por meio dos processos de fermentação da matéria orgânica, em que há a atuação de bactérias anaeróbias degradantes dos compostos orgânicos presentes, sendo composto de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) em sua maior parte, bem como traços de vapor de água, gás sulfídrico (H_2S), nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2), hidrogênio (H_2), monóxido de carbono (CO), amônia (NH_3), mercaptanas e outros gases.

O gás metano é um gás combustível e pertence ao grupo dos hidrocarbonetos. É inodoro, pouco reativo, queima em excesso de ar ou oxigênio, produzindo vapor de água, dióxido de carbono e liberando energia (Russel, 1981; Metcalf & Eddy, 2003).

O dióxido de carbono, ou gás carbônico, é um gás incombustível, não é tóxico em pequenas concentrações e ocupa boa parte do volume do biogás durante o seu armazenamento, devendo, portanto, ser retirado (Cassini, 2003; Metcalf & Eddy, 2003).

O gás sulfídrico, ou ácido sulfídrico, é corrosivo, atacando o cobre, o latão e o aço. Em teores maiores do que 1%, torna-se tóxico e letal, atacando as vias respiratórias. Contudo, o vapor de água condensado também pode ser corrosivo para as canalizações, devido ao seu baixo pH. A amônia, embora em concentrações muito baixas, pode ser corrosiva para o cobre e, durante a sua

combustão, são liberados óxidos de nitrogênio, que também são tóxicos (Cassini, 2003; Metcalf & Eddy, 2003).

Entretanto Campos (1990) cita que a composição global do biogás produzido varia de acordo com uma série de fatores, tais como a composição química do efluente a ser tratado, a relação carbono/nitrogênio do substrato, a temperatura, o pH, a alcalinidade do meio e o tipo de reator, dentre outros fatores. A produção de gás pode flutuar em larga escala, dependendo também da quantidade de sólidos voláteis do efluente e da atividade biológica no reator. Prado (2006) calculou a produção de metano, em termos quantitativos, em função da demanda química de oxigênio (DQO) do efluente, seguindo metodologia proposta por Campos (1990). A metodologia se apoia na relação de consumo da DQO no reator e a produção de gás metano. Um mol de metano requer dois moles de oxigênio para a sua completa oxidação a gás carbônico e água. Assim, cada 16 g de metano produzido e perdido para a atmosfera correspondem à remoção de 64 g de DQO. Nas condições normais de temperatura e pressão (20° C e 1 atm), isso equivale a 350 mL de metano para cada grama de DQO removido ($0,35 \text{ m}^3 \cdot \text{kgDQO}^{-1}$).

Em torno de 90% a 95% do material orgânico biodegradável (DBO) se transforma em metano e apenas de 5% a 10% é sintetizado como biomassa bacteriana (Campos, 1990).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização do experimento

As instalações do experimento, que constituem o sistema de tratamento de efluentes da suinocultura, se localizam no Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia (DZO), situado no campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA) (Figura 4), cujas coordenadas geográficas são 21° 13' 55" S e 44° 58' 12" W. Segundo a classificação de Koppen, o clima é tipicamente tropical de altitude (Cwa), com temperaturas amenas, invernos frios e secos e verões quentes e úmidos.



FIGURA 4 Vista parcial do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras.

3.2 Caracterização dos animais

O setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFLA conta, atualmente, com animais híbridos, num plantel de mais de trezentas cabeças,

desde leitões até a fase de terminação. Houve variação deste número no decorrer do experimento.

Os animais foram submetidos a antibióticos, como colistina (administradas para germes entéricos, bactérias gram-negativas e não é absorvida pelo organismo do animal), trimetoprim, sulfometazina, tilosina, clortetraciclina, bacitracina de zinco (bactérias gram-positivas) e a probióticos (Aurion[®] 0,20%). Estes probióticos são compostos por bactérias e leveduras benéficas ao trato digestivo dos animais; adicionados à dieta, auxiliam no equilíbrio da microbiota intestinal, prevenindo contra doenças relacionadas ao trato gastrointestinal, melhorando a digestibilidade das rações e, conseqüentemente, o desempenho zootécnico.

Os antibióticos são administrados para evitar o desenvolvimento de bactérias resistentes, mas, o seu uso vem sendo discutido, devido ao fato de apresentarem risco à saúde humana e animal. A presença de antibióticos nos efluentes pode prejudicar o processo de tratamento biológico dos efluentes da suinocultura (Huaynate et al., 2006).

Os animais foram alimentados com ração proveniente da própria universidade, constituída, em grande parte, por milho e farinha de soja.

Houve grande oscilação da diluição dos dejetos dos suínos, principalmente na parte da manhã e, também, devido à lavagem das baias, que era feita uma vez por dia.

3.3 Instalação experimental

As instalações experimentais utilizadas neste projeto são o resultado de diversos estudos, em escala laboratorial, desenvolvidos no Departamento de

Engenharia da Universidade Federal de Lavras (Campos et al., 2004; Campos et al., 2005a; Campos et al., 2005b; Campos et al., 2006; Lourenço, 2006).

Neste trabalho, em escala piloto, utilizou-se, como critério para a sequência de apresentação das unidades de tratamento, o caminho percorrido pelo efluente, desde a sua geração na suinocultura até a sua reutilização e ou disposição final.

3.4 Sistema de tratamento de efluentes

Os dejetos provenientes das pocilgas do Setor de Suinocultura eram levados ao sistema de tratamento, por gravidade, até a caixa de areia, por meio de tubos de 200 mm de diâmetro. Nesse percurso existiam seis caixas de passagem para manutenção e vistoria. Nem todo dejetos seguia para o peneiramento, sendo parte encaminhada para uma lagoa de infiltração.

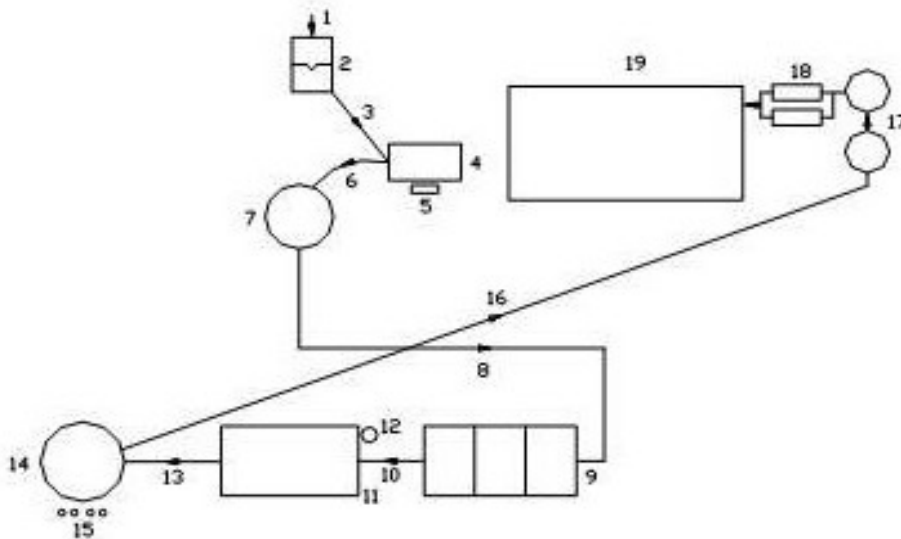


FIGURA 5 Diagrama esquemático do sistema de tratamento, com suas respectivas unidades de tratamento.

Na Figura 5, os pontos numerados correspondem a: (1) tubulação de PVC de condução do efluente a caixa de areia, (2) caixa de areia com o medidor de vazão de Thompson, (3) tubulação de abastecimento da dorna (tanque de acidificação e equalização – TAE), (4) peneira estática, (5) motor de bombeamento do efluente da peneira para o TAE, (6) tubulação da peneira ao TAE, (7) tanque de acidificação e equalização do efluente, (8) bombeamento do efluente peneirado até o reator anaeróbio compartimentado (RAC), (9) reator anaeróbio compartimentado, (10) saída do efluente do RAC para o reator de manta de lodo (UASB), (11) reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), (12) equalizador de gás, (13) saída do efluente do UASB para o reservatório de 3.000 litros, (14) reservatório de 3.000 litros, (15) representa o gasômetro e os queimadores de gás, (16) tubulação de recalque da caixa de 3.000 litros para os reservatórios de 1.000 litros, próximos ao cabeçal de controle, (17) reservatórios

de 1.000 litros, (18) sistema esterilização do efluente por luz ultravioleta e (19) representa a casa de vegetação.

3.4.1 Caixa de areia

Para o tratamento preliminar do efluente, foi utilizada uma caixa de areia (desareador), com a finalidade de reter materiais abrasivos. Nessa unidade, foi instalado um vertedor triangular tipo Thompson, construído em ardósia, para medição da vazão, cuja abertura triangular tem 19,5 cm de base por 9,5 cm de altura (Figura 6).

A caixa de areia tinha as seguintes medidas: 2,20 m comprimento e, 0,53 m largura, e a calha de Thompson estava a 1,68 m do início da caixa de areia; a distância entre a pocilga e a caixa de areia era de, aproximadamente, 115 m. O cálculo da vazão pelo vertedouro de Thompson foi realizado pela equação (1):

$$Q = \frac{1,4 \times H^{5/2}}{100} \quad (1)$$

em que

Q = vazão (L.s⁻¹)

H = altura da calha (cm)



FIGURA 6 Caixa de areia, detalhe para o vertedor triangular tipo Thompson.

3.4.2 Peneiramento

Após a caixa de areia, os dejetos eram conduzidos à peneira estática, cuja malha foi confeccionada em aço inox, com espessura de 0,4 mm na parte superior e de 0,5 mm na parte inferior. As hastes de aço que compõem a malha tinham formato trapezoidal, com altura de 2,5 mm, 1,5 mm (base maior) e 0,7 mm (base menor). Estas hastes foram soldadas em uma barra de inox com diâmetro de 3,8 x 17 mm, espaçadas a cada 3 cm.

O comprimento linear da peneira estática é de 1.180 mm. A caixa suporte da peneira foi construída em PVC, com chapa de 8 mm e a alimentação se dava pela parte superior, na qual existia um pequeno reservatório, com profundidade de 240 mm, por onde o esgoto afluyente era lançado e transbordava por cima da malha de aço em perfil curvo, por onde se dava a separação entre a parte líquida e a parte sólida.

A parte líquida era conduzida, pelos orifícios da peneira, para dentro da caixa de PVC, cuja estrutura suportava a malha da peneira e, pela parte inferior desta caixa, o líquido era conduzido para a dorna de 8.000 litros (tanque de

acidificação e equalização ou TAE) e, assim, bombeado para o sistema de tratamento.

Um percentual de sólidos era retido na superfície da peneira e escorria por gravidade para as partes inferiores desta e, após acúmulo, se precipitava no leito de drenagem, construído com pedra de mão, brita 1, brita 0, areia e tijolos, por onde a parte líquida, ainda presente nos sólidos precipitados, sofria percolação (figuras 7, 8 e 9).

A eficiência da peneira estática foi avaliada com base na remoção de sólidos totais, representados em porcentagem. Ressalta-se que as amostragens para essas determinações analíticas ocorreram durante todo o período de pesquisa.



FIGURA 7 Peneira estática.



FIGURA 8 Leito de drenagem da peneira estática.



FIGURA 9 Peneira estática em funcionamento. Detalhe do leito de drenagem e, ao fundo, o tanque de equalização e acidificação (TAE).

O bombeamento do efluente percolado no leito de drenagem, já mencionado acima, era conduzido a uma caixa de recepção construída de tijolos assentados e revestidos com argamassa de cimento. Posteriormente, essa água residuária era recalçada para a dorna de 8.000 litros (TAE) (Figura 10), por uma bomba da marca Anauger, com potência de 372,9 w, $Q_{min.} = 0,55 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, $Q_{max.} = 1,97 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $h = 637,7 \text{ kPa}$.

Após a junção dos efluentes no TAE, a água residuária era recalçada por meio de uma bomba Nemo, marca Netzsch, modelo NM015by01L06b, para o sistema de tratamento piloto (Figura 11).

O referido bombeamento era controlado por um inversor de frequência da marca WEG-CFW08 com 12 entradas, o qual permitia variar a vazão com precisão, podendo-se, assim, modificar a carga aplicada ao sistema (Figura 12).

O efluente final, após passar pelo sistema de tratamento, o qual era composto por um reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido por um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) (Figura 13), era enviado a um reservatório de fibra de vidro de 3.000 litros e, posteriormente, recalçado por uma motobomba com potência de 490,3 w, $Q_{máx.} = 10,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

$P_{\text{máx.}}=264,9\text{kPa}$ e $P_{\text{mín.}}=117,7\text{ kPa}$, para dois reservatórios de 1.000 litros, para serem utilizados como biofertilizante e ou descartados.



FIGURA 10 Tanque de acidificação e equalização (TAE), em vista lateral.



FIGURA 11 Bomba Nemo.

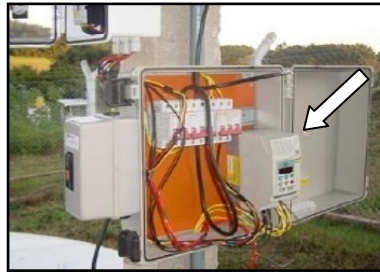


FIGURA 12 Inversor de frequência.



FIGURA 13 Sistema de tratamento anaeróbico RAC e UASB.

3.4.3 Reator anaeróbico compartimentado (RAC)

O efluente líquido dos dejetos da suinocultura, depois de coletados e peneirados, era transportado até ao TAE, cuja função era de acidificação e equalização do esgoto, de onde era bombeado continuamente para os reatores com uma vazão constante, proporcionada pela bomba Nemo, a uma frequência de 1.500 rpm.

O primeiro reator era do tipo anaeróbio compartimentado (RAC) (Figura 14), com três câmaras, cujo fluxo, em cada um dos compartimentos, era ascendente. Esse reator foi construído de tijolos maciços, assentados com argamassa forte, revestido internamente com manta asfáltica. Para evitar vazamentos e melhorar a estanqueidade, foi necessário revesti-lo com fibra de vidro. O primeiro compartimento do RAC tinha volume de 2.180 litros,; o segundo, de 1.996 litros e o terceiro, de 1.906 litros, correspondendo a um volume total de 6.082 litros. As seções transversais tinham as seguintes dimensões: 0,56 m x 1,14 m; 0,69 m x 1,14 m; 0,73 m x 1,14 m, com áreas correspondentes de 0,638 m², 0,787 m² e 0,832 m².

Os volumes úteis dos compartimentos 1, 2 e 3 eram de 1,721 m³, 2,12 m³ e 2,24 m³, respectivamente.

O fluxo ascendente em cada compartimento era equalizado por meio de calhas niveladas, construídas com vários vertedores triangulares, cuja finalidade era proporcionar um fluxo homogêneo em cada um dos compartimentos, a fim de se evitar zonas mortas e curto-circuito hidráulico.

Esperou-se, com a instalação do RAC anterior ao UASB, propiciar condições adequadas às primeiras etapas das reações anaeróbias (hidrolização, acidificação), procurando, assim, acelerar e otimizar a etapa de metanogênese na unidade UASB.

Foram instalados, em cada compartimento dessa unidade, quatro registros em PVC (pontos de amostragem) para realizar o monitoramento quantitativo e qualitativo do perfil do lodo acumulado (coletas das amostras de lodo). O primeiro registro situava-se a 1,75 m do fundo e os subsequentes equidistantes a cada 0,30 m, colocados de maneira diagonal (Figura 15).

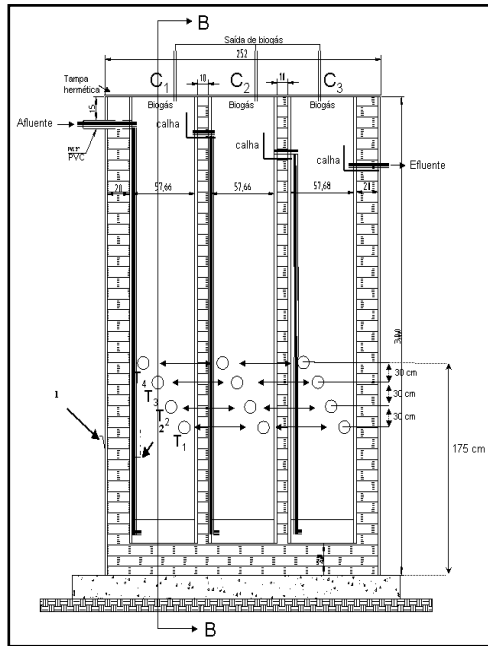


FIGURA 14 Desenho do reator anaeróbio compartimentado.



FIGURA 15 Lateral externa do RAC, mostrando os quatro amostradores.

A partida do sistema foi dada sem inoculação de biomassa, utilizando-se parâmetros de sedimentação descritos por Costa (2007). A fim de se determinar as cargas orgânicas biológicas reais no início da pesquisa, nivelou-se o lodo do RAC e do UASB, deixando-os na altura dos últimos registros, a 1,75 m do fundo do reator RAC e a 1,05 m do fundo do reator UASB.

Periodicamente, retirava-se o lodo excedente em relação ao nível do último amostrador, com a finalidade de manter a quantidade do lodo constante, tal procedimento foi realizado em todos os compartimentos do RAC. No reator UASB, esse procedimento não foi possível, devido ao fato de o efluente e o lodo se apresentarem como uma mistura homogênea.

O monitoramento das temperaturas (máximas, mínimas e médias), bem como da umidade local, era realizado por meio de um termo-higrômetro digital da marca Incoterm, instalado ao lado da dorna de 3.000 litros. As leituras foram realizadas diariamente, por volta das 8h00 e das 16h00 e, após cada leitura, o aparelho era novamente zerado.

3.4.4 Reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo – RAMAL/UASB

O efluente do RAC era encaminhado para um reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB), com volume útil de 3.815 litros. Os desenhos do reator UASB estão mostrados nas Figuras 16 e 17. Esta unidade, semelhantemente ao RAC, foi construída em alvenaria de tijolos, assentados com argamassa, impermeabilizada com manta asfáltica e, posteriormente, revestida com fibra de vidro.

Na parte superior do reator foi instalado um separador trifásico, utilizando-se meia manilha construída de concreto vibrado, com formato semicircular, assentada invertida, por meio da qual o biogás produzido era coletado e conduzido, por meio de tubos PVC de 12,5 mm de diâmetro, ao equalizador de pressão, posteriormente aos medidores de vazão e, finalmente, era queimado no sistema de *flare*.

O separador trifásico exercia também a função de defletor de sólidos. Quando da ascensão de partículas sólidas (lodo) junto com bolhas de biogás, se chocavam com as paredes do separador trifásico, estas se separavam, obrigando, assim, os sólidos a retornarem, por sedimentação, para o fundo do reator. Esse processo de retenção de sólidos foi fundamental para formação da manta de lodo, aumentando significativamente a eficiência operacional do UASB.

Para a realização da amostragem do perfil do lodo, foram instalados, na parede lateral do reator, cinco pontos de amostragem (registros em PVC), idênticos ao do RAC, distribuídos de maneira uniforme ao longo da altura deste, onde o último se situava a 1,05 m do chão e equidistantes entre si 0,20 m (Figura 18).

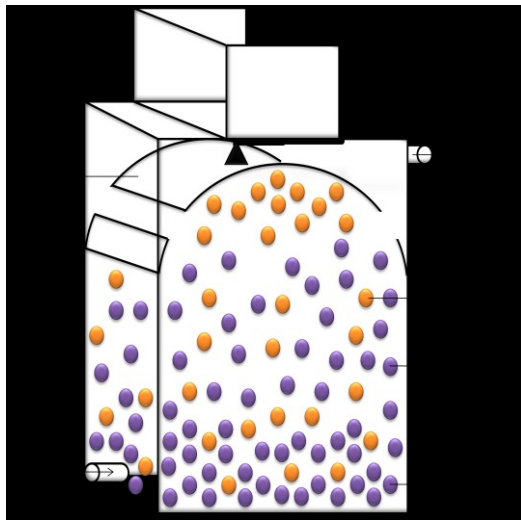


FIGURA 16 Representação esquemática do reator UASB instalado.

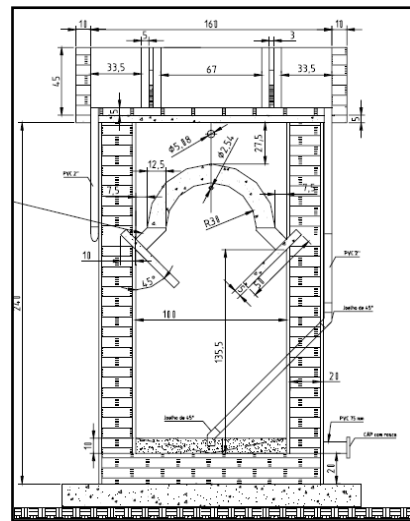


FIGURA 17 Reator UASB-RAMAL utilizado no experimento.



FIGURA 18 Reator RAMAL/UASB da estação experimental, em primeiro plano, mostrando os registros para amostragem do perfil lodo.

3.5 Sistema de coleta, armazenamento, medição e queima do biogás

Como os sistemas biológicos anaeróbios de tratamento de efluentes possuem a característica de produzir biogás a partir da estabilização da matéria orgânica, foi necessário utilizar um mecanismo para a manutenção da pressão deste gás no interior do separador trifásico. A pressão do biogás no sistema de separação trifásica foi mantida utilizando-se um equalizador de pressão feito com uma bombona de 200 L (Figura 19).

O decantador que fica na região acima do separador trifásico torna-se, por não sofrer turbulência excessiva, uma região propícia à decantação e, por conseguinte, à retenção de sólidos flotáveis, permitindo, assim, a viabilidade do retorno dos mesmos às partes inferiores do reator, onde se situava a manta de lodo.

O biogás proveniente do equalizador de pressão era conduzido por meio de mangueiras plásticas (diâmetro em torno de 15 mm) para os medidores de gás, da marca Liceu e Artes, cujas vazões máximas e mínimas eram de 0,016 e 16 m³.h⁻¹ e uma pressão máxima de 50 kPa. Foram instalados, para queima do biogás, bicos tipo maçarico, com sistema de centelhamento temporarizado (Figuras 20 e 21).



FIGURA 19 Equalizador de pressão do biogás gerado (contêiner plástico de 200 litros).



FIGURA 20 Gasômetros (da esquerda para a direita: RAC – compartimentos 1, 2 e 3 do e reator RAMAL/UASB).



FIGURA 21 Queimador de biogás (bicos tipo maçarico).

3.6 Operação e acompanhamento do sistema de tratamento

O período de operação e monitoramento do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura iniciou-se em 27 de agosto e finalizou-se em 23 de dezembro de 2008, totalizando um período de 122 dias de experimento.

Não se utilizou inóculo na partida do sistema, a qual foi baseada em parâmetros de sedimentabilidade, descritos por Costa (2007). As cargas médias aplicadas nas unidades RAC e UASB foram de $27,74 \text{ kgDBO}_{\text{total}} \cdot \text{d}^{-1}$ e $6,72 \text{ kgDBO}_{\text{total}} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) foram de 19,34 e 12,13 horas, para RAC e UASB, respectivamente.

3.7 Parâmetros básicos de projeto

Os parâmetros básicos do sistema de tratamento do efluente da suinocultura foram determinados pelas seguintes equações:

3.7.1 Vazão

$$Q = \frac{V}{t} \quad (2)$$

em que

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

V = volume (m^3)

t = tempo (h)

3.7.2 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

$$\text{TDH} = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

em que

TDH = tempo de detenção hidráulica (h^{-1})

V = volume (m^3)

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

3.7.3 Carga

$$L_o = Q \times C \quad (4)$$

em que

L_o = carga ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

C = concentração de DBO ou DQO do afluente ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

3.7.4 Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) é definida como sendo a quantidade de matéria orgânica (em termos de DQO ou DBO) aplicada diretamente ao reator, multiplicada pela vazão do afluente dividido pelo volume útil do reator, conforme representado pela Equação 5:

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (5)$$

em que

COV = carga orgânica volumétrica (kgDQO ou DBO.m⁻³.dia⁻¹);

Q = vazão do afluente (m³.dia⁻¹);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO ou DBO.m⁻³);

V = volume do reator (m³)

3.7.5 Carga orgânica biológica (COB)

A carga orgânica biológica (COB) é fornecida em função da quantidade de matéria orgânica (em termos de DQO, DBO) multiplicada pela vazão afluente e dividida pela massa de sólidos totais voláteis (SVT) presentes na manta de lodo das unidades conforme demonstrado pela Equação 6:

$$COB = \frac{Q \cdot S}{M} \quad (6)$$

em que

COB = carga orgânica biológica (kgDQO ou DBO kgSVT.d⁻¹);

Q = vazão do afluente (m³.d⁻¹);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO ou DBO.m⁻³);

M = massa de micro-organismos presentes no reator (kgSVT.m⁻³)

3.7.6 Amostragem dos dejetos

O processo de amostragem deu-se de forma pontual, apresentando grandes variações. Os parâmetros analisados obedeceram a uma rotina preestabelecida. Em cada uma das unidades de tratamento foram coletadas amostras com, aproximadamente, dois litros de efluentes, utilizando-se, para isso, garrafas PET. Assim, nas diversas unidades, o efluente de uma unidade era o afluente da unidade seguinte.

As análises realizadas durante o experimento e suas respectivas frequências estão apresentadas na Tabela 1.

TABELA 1 Parâmetros físico-químicos e bioquímicos analisados e frequências de amostragem.

Parâmetro	Frequência	Metodologia
Temperatura	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)
pH	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)
Alcalinidade AP/AI/AT	2 vezes por semana	Ripley et al. (1986)
Acidez Total	2 vezes por semana	APHA et al. (1998) modificado
Sólidos (totais, fixos e voláteis)	1 vez por semana	APHA et al. (1998)
DQO _{total}	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)
DQO _{filtrada}	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)
DBO _{total}	1 vez por semana	APHA et al. (1998), Winkley modificado
DBO _{filtrada}	1 vez por semana	APHA et al. (1998), Winkley modificado

...continua...

TABELA 1, Cont.

P_{total}	Quinzenalmente	APHA et al. (1998) modificado
NTK	Quinzenalmente	APHA et al. (1998) modificado
Condutividade elétrica	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)
Óleos & graxas	Quinzenalmente	APHA et al. (1998)
Medida do lodo	Mensalmente	
Sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis)	1 vez por semana	APHA et al. (1998)
Sólidos dissolvidos (totais, fixos e voláteis)	1 vez por semana	APHA et al. (1998)
Sólidos sedimentáveis	2 vezes por semana	APHA et al. (1998)

3.7.7 Determinação da eficiência das unidades do sistema de tratamento

Foram realizadas determinações da eficiência do sistema, principalmente com relação à remoção de matéria orgânica. Os pontos monitorados foram o efluente da caixa de areia, o da peneira estática, o do TAE, o do RAC, o do UASB e o do decantador final (caixa de 3.000 litros).

As eficiências refletiram a remoção orgânica e os demais parâmetros em relação àqueles analisadas na unidade de tratamento anterior. Por exemplo, a eficiência do TAE refletiu a DBO do efluente dessa unidade menos a DBO dos dejetos da peneira estática expressa em percentagem.

A eficiência percentual de todo o sistema foi obtida por meio dos resultados do efluente do decantador final menos o afluente da caixa de areia (após o vertedor triangular).

3.7.8 Metodologia das análises

As análises das águas residuárias foram realizadas no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG), seguindo a metodologia recomendada pela APHA (1998), por meio do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995). As análises de microscopia esterioscópica, epifluorescência e eletrônica de varredura foram realizadas no Laboratório de Microscopia Eletrônica do Departamento de Fitopatologia e no Departamento de Biologia da UFLA, seguindo metodologias próprias.

3.7.8.1 Potencial hidrogeniônico (pH) e alcalinidade

O pH foi analisado por meio de sonda acoplada em aparelho da marca HACH, modelo Sension 4, calibrado de acordo com o proposto pela APHA (1998).

Para a alcalinidade parcial e intermediária, foram realizadas análises de acordo com a metodologia de Ripley et al. (1986), por meio da titulação das amostras diluídas na proporção de 1/19, com ácido sulfúrico 0,02 N. A primeira parte da titulação foi feita até o pH 5,75, denominada alcalinidade parcial (AP), faixa de real interesse para reações anaeróbias. A segunda parte da amostra foi titulada até o pH 4,3, a qual se denomina alcalinidade intermediária (AI).

3.7.8.2 Acidez total

Para as análises de acidez total, foi colocado o volume de 10 mL da amostra homogeneizada do efluente em erlenmeyer e completados com 190 mL de água destilada. Com um misturador magnético e o uso do pHmetro, foi

medido o pH da diluição e, posteriormente à estabilização da mistura, foi acrescentada a solução de hidróxido de sódio a 0,02N, até ser atingido o pH de 8,3 (volume V1).

Para o cálculo da acidez total foi utilizada a Equação 7:

$$AT = V1 \times NB \times 500 \quad (7)$$

em que

AT - acidez total (mg.L⁻¹)

NB - normalidade do hidróxido de sódio (N)

3.7.8.3 Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada

A demanda química de oxigênio (DQO) foi determinada utilizando-se a metodologia de digestão ácida, realizada em blocos digestores, por um período de duas horas, a 140°C. Foi utilizado, para a leitura, o espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach, com curva de calibração preestabelecida na faixa de 600 nm.

Além da DQO total descrita pelo *Standard Methods* foi também realizada a DQO filtrada (dissolvida), obtida por processo de filtração das amostras, em membrana de fibra de vidro com poro de 1,2 µm, obtendo-se, assim, um efluente filtrado e, posteriormente, submetendo-o à mesma rotina descrita anteriormente para a DQO total.

Com os dois parâmetros obtidos, por diferença, foi calculado o valor da DQO devido à fração de sólidos suspensos.

3.7.8.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5, 20°C}) total e filtrada

Para a metodologia da DBO, foram colocados em um balão volumétrico cerca de 500 mL de água destilada que foram oxigenados (aerados), por 3 minutos. Após a oxigenação, foi adicionado 1 mL de cada solução nutriente (cloreto de cálcio, cloreto férrico, solução tampão fosfato e sulfato de magnésio) e completado o volume para 1 L.

Em triplicata, a solução foi transferida, cuidadosamente, para os frascos de DBO, para não oxigenar. Os frascos foram tampados e realizada a leitura de apenas um deles (prova em branco).

Os dois restantes foram levados à incubação, a 20°C, por 5 dias. Para leitura inicial do frasco 1, foram adicionados 2 mL de sulfato manganoso e 2 mL de iodeto de azida, deixando decantar o precipitado formado. Depois de decantado, foram colocados 2 mL de ácido sulfúrico concentrado e feita a inversão do frasco para homogeneizar.

Após serem transferidos 100 mL da solução para um erlenmeyer, a amostra foi titulada com tiosulfato de sódio a 0,0125 N, até que ficasse incolor. Foi anotado o volume gasto e, após 5 dias, foi repetido todo o procedimento para os frascos que estavam na incubação.

$$\text{DBO (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{frasco 1} - [(\text{frasco 2} + \text{frasco 3})/2] \times 1000}{\text{volume da amostra}} \quad (8)$$

3.7.8.5 Condutividade elétrica

Para esse procedimento, o condutivímetro da marca Handylab LF-1 Schott foi ligado e, depois de estabilizado, de acordo com as instruções do fabricante, o eletrodo foi colocado dentro do béquer contendo a amostra. A unidade de medida do aparelho é dS.m⁻¹ (decisiemens/m). Caso o efluente

estivesse muito concentrado, impossibilitando a leitura, a unidade do aparelho deveria ser alterada até se obter a leitura adequada.

3.7.8.6 Óleos e graxas (O&G)

Para esta análise, foram colocados 100 mL de amostra em um erlenmeyer, acidificado com 1 mL de ácido clorídrico 50% e misturado. Foram pesados, em um béquer, 10g de sílica (celite) para cada erlenmeyer de amostra. Ajustado o kitassato na bomba de vácuo, foi colocado o funil de Büchner e um papel de filtro com diâmetro suficiente para adquirir vácuo, despejando-se o celite no funil, em que foi lavado com água destilada (em uma quantidade entre 200 e 500 mL). Após a água ser totalmente filtrada no celite, foi despejada a amostra acidificada e esperou-se a filtração.

Ao término da filtração, o papel filtro contendo o celite e a amostra (parte retida) foi enrolado e colocado dentro de um cartucho de papel e, em seguida, levado para a estufa, dentro de um béquer e deixado por 12 horas.

Em um balão de fundo chato de 250 mL, foram colocadas de duas a três pérolas de vidro e levadas para a estufa, por 30 minutos, para retirar a umidade. Posteriormente, os balões foram retirados da estufa e colocados no dessecador. Após esfriarem, foram anotados os pesos (P1).

Os cartuchos foram retirados da estufa e colocados no aparelho de Soxhlet. Em cada balão de fundo chato, foram adicionados 180 mL de hexano e inseridos no aparelho de Soxhlet. Em seguida, foram ligados o aquecimento e a água, para o processo de refluxo por, no mínimo, quatro horas. Após esse período, os balões eram colocados no aparelho para a recuperação do hexano. Quando recuperados, os balões foram levados à estufa para secar, por meia hora e colocados dentro do dessecador para esfriar.

Posteriormente, anotaram-se os pesos (P2). Os resultados de O&G foram obtidos da diferença entre o P2 e P1.

3.7.8.7 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P)

Ambas as análises de macronutrientes foram realizadas segundo metodologias propostas por APHA (1998) e se baseiam no método da digestão ácida da amostra. Na metodologia do nitrogênio total Kjeldahl, após a digestão da amostra em meio ácido, em que todo o nitrogênio orgânico é transformado em amônia, esta foi submetida à destilação em meio alcalino (NaOH 40%) e o destilado recolhido em recipiente contendo solução ácida. Em seguida, a amostra foi submetida à reação colorimétrica por trinta minutos e, após desenvolvida a cor, procedia-se a leitura da amostra, por absorvância, em espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach.

Com relação à análise de fósforo total, posteriormente à digestão ácida da amostra, esta foi neutralizada e, em seguida, submetida à reação colorimétrica, em que foi adicionado vanadomolibdofosfórico. Após o desenvolvimento da cor, foi realizada a leitura da amostra em espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach.

3.7.8.8 Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes e perfil do lodo (RAC e UASB)

As análises de sólidos foram realizadas duas vezes por semana, quando as amostras coletadas foram separadas em alíquotas de 20 mL e colocadas em cadinhos. Anteriormente a esta etapa, os cadinhos foram levados à estufa, a 104°C, por 24 horas e resfriados no dessecador. Posteriormente, foram pesados

em uma balança de precisão da marca Celtac modelo FA-2104N e tarados, gerando, assim, o peso 1 (P1).

Com as alíquotas de 20 mL das amostras (em triplicata) nos cadinhos, estes foram levados à estufa a 104°C, por 24 horas, resfriados posteriormente no dessecador e pesados novamente, gerando, assim, o peso 2 (P2), correspondente aos sólidos totais. Em seguida, os cadinhos foram levados à mufla, a 550°C, por 30 minutos, resfriados em dessecador e pesados, obtendo-se o peso 3 (P3), correspondente aos sólidos fixos.

Determinaram-se os sólidos voláteis pela diferença entre o P2 (sólidos totais) e o P3 (sólidos fixos). Com estes valores obtidos e relacionando com o volume inicial das amostras e ainda multiplicadas pelo volume de lodo no reator, determinou-se a concentração dos sólidos nas unidades. A mesma metodologia foi utilizada para a determinação de sólidos suspensos e dissolvidos do efluente, bem como o perfil de lodo dos reatores anaeróbios (RAC e UASB).

3.7.8.9 Produção de gás

3.7.8.9.1 Produção teórica de biogás

A produção teórica de biogás foi determinada em função da carga orgânica aplicada ao reator (vazão x concentração de DQO_{total}). Adotou-se um valor padrão para a produção específica de metano ($0,35 \text{ m}^3$ de CH_4 por kg de DQO removida, nas condições normais de temperatura e pressão) (Prado, 2006).

A correção do volume de biogás para as condições de temperatura e pressão locais foi efetuada por meio das equações 8, 9 (Chernicharo, 2007) e 10 (Campos, 2005b):

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (9)$$

em que

V_{CH_4} = volume de metano produzido (L);

DQO_{CH_4} = DQO removida no reator e convertida em CH_4 (gDQO);

$K(t)$ = fator de correção da temperatura operacional do reator (gDQO.L⁻¹).

$$K(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot t} \quad (10)$$

em que

P = pressão atmosférica local (kPa);

K = DQO correspondente a um mol de CH_4 (64g de DQO.mol⁻¹)

R = constante dos gases (8064,4086 kPa m³.mol⁻¹.°K⁻¹)

t = temperatura operacional do reator (°K)

$$P = \frac{P_o \times e^{-M \cdot g \cdot z}}{RT} \quad (11)$$

em que

P = pressão corrigida (kPa);

P_o = pressão atmosférica ao nível do mar (98,1 kPa);

M = massa molar média do ar (0,029 kg.mol⁻¹);

g = constante gravitacional (9,806 m.s⁻²);

z = altitude local (m);

R = constante dos gases (8064,4086 kPa.m³.mol⁻¹.°K⁻¹)

T = temperatura (°K)

Tendo em vista a altitude do local onde se realizou o experimento de 920 m e a temperatura média ambiente ao longo do experimento de 21,7°C, substituindo-se esses valores na Equação 9 encontrou-se 89,9 kPa. De posse desse valor e com a temperatura média operacional do reato, encontrou-se, empregando-se a Equação 9, o valor do parâmetro de correção da temperatura local $K(t)$.

De posse desses valores e considerando o coeficiente de crescimento bacteriano (“ Y ”) para reatores UASB operando com água residuária de suinocultura, determinado por Saleh (2004), igual a 0,338 mgDQO.mgSVT⁻¹.d⁻¹ e, ainda, a remoção média de DQO ao longo do experimento, pode-se determinar, por meio da Equação 11 (Silva, 2007), a parcela de DQO removida utilizada para o crescimento bacteriano.

$$DQO_{\text{biom}} = DQO_{\text{rem}} - DQO_{\text{CH}_4} \quad (12)$$

em que

DQO_{biom} = DQO utilizada para o crescimento bacteriano (gDQO);

DQO_{rem} = DQO removida no processo (gDQO);

DQO_{CH_4} = DQO removida e transformada em metano (gDQO)

3.7.8.9.2 Cromatografia gasosa

As amostras de biogás foram coletadas por meio de uma seringa de polipropileno de 5 mL com êmbolo removível, a qual possuía uma agulha de 25 mm de comprimento e calibre de 0,70 mm (Figura 22).

O sistema de medição de biogás possuía um dispositivo de coleta de gás constituído de um conjunto de válvulas. O biogás gerado era desviado para as mangueiras de silicone com 1,5 cm de circunferência, de onde era coletado (Figura 23).

Para realizar a coleta, a válvula do sistema de coleta de biogás foi aberta, permitindo a passagem deste para a mangueira de silicone, onde as agulhas eram inseridas de maneira inclinada, de modo que os furos provocados pela agulha se fechassem após a retirada da seringa. As seringas foram purgadas com biogás por, no mínimo, três vezes, a fim de serem eliminadas impurezas indesejadas e criar um ambiente para armazenamento, até que se fosse feita a leitura no cromatógrafo.

Após criado este ambiente de armazenamento do biogás, a agulha foi inserida próximo à junção da válvula com a mangueira e puncionada lentamente até o volume máximo da seringa. Imediatamente após a sucção, foram inseridas rolhas de látex, evitando-se, assim, a saída do biogás pelo orifício da agulha. As amostras foram datadas, identificadas e armazenadas em ambiente refrigerado, a 4°C, até a leitura no cromatógrafo.

As análises do biogás, mais precisamente do metano, foram realizadas no Centro de Análises e Prospecção Química (CAPQ) do Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras.

As amostras do biogás foram retiradas da geladeira e, em temperatura ambiente, o volume correspondente a 3 mL era injetado em tubos Vacuntainer de 10 mL estéreo e sem aditivos, da marca *Labor Import* (Figura 24).

Posteriormente, foram coletados desses tubos 0,5 mL da amostra de biogás com a seringa “gas-tight” da marca Hamilton (*Microliter Syringes*) de 2,5 mL e injetadas no cromatógrafo para leitura.

As amostras coletadas durante o experimento foram lidas no mês de dezembro de 2008, utilizando-se um cromatógrafo da marca Shimadzo, modelo GC 2010 (Figura 25) e analisadas pelo software GC Solution versão 2.3. As características do cromatógrafo estão apresentadas na Tabela 2.

TABELA 2 Características do cromatógrafo (injetor, coluna, corrida e detector).

CARACTERÍSTICAS DO CROMATÓGRAFO		
INJETOR	Temperatura	220 ⁰ C
	Pressão	74,5 kpa
	Fluxo total	12,5 mL.mim ⁻¹
	Fluxo coluna	1,58 mL.mim ⁻¹
	Velocidade linear	32,1cm.s ⁻¹
COLUNA	Tempemperatura	60 ⁰ C
	Modelo	RT – QPLOT
	Temp. máxima	250 ⁰ C
	Comprimento	30 m
	Espessura	10 μm
	Diâmetro interno	0,32 mm
CORRIDA	Tempo	7 mim
	Temperatura inicial	60 ⁰ C
	Temperatura final	60 ⁰ C
DETECTOR	FID	
	Temperatura	220 ⁰ C

Determinadas as áreas dos gráficos das análises das amostras geradas pelo software, foi criada uma curva padrão de metano com as seguintes concentrações 0,00025; 0,0025; 0,025; 0,5; 0,75; 1 e 2 mL de CH₄.

Os valores obtidos tanto da curva de concentração de metano quanto dos dados obtidos das amostras foram tabulados e avaliados no software Excel[®].



FIGURA 22 Seringas de coleta de biogás fixadas no suporte de látex.



FIGURA 23 Válvula de liberação do biogás para a mangueira de silicone.



FIGURA 24 Tubos *Vacuntainer* com amostras do biogás.



FIGURA 25 Cromatógrafo gasoso (Shimadzo – GC 2010).

3.7.8.10 Microscopia estereoscópica

Para a observação, tanto da manta como dos grânulos do lodo dos reatores anaeróbios, foi utilizado o microscópio estereoscópico da marca Meiji Techno (Figura 26), do Laboratório de Microscopia Eletrônica, no Departamento de Fitopatologia da UFLA.

As amostras foram coletadas do amostrador da parte inferior de cada reator (UASB e de cada compartimento de RAC) em uma proveta e armazenadas em frascos estéreis plásticos de 70 mL. Destes, foram retiradas alíquotas e colocadas em uma placa de Petri com água destilada e o lodo lavado, retirando-se o líquido excedente com uma pipeta de Pasteur, deixando-se na placa apenas as partículas de lodo grosseiras para a visualização.



FIGURA 26 Microscópio estereoscópico (Meiji Techno).

3.7.8.11 Microscopia de epifluorescência

Para a realização da microscopia de epifluorescência do lodo, as amostras também foram retiradas do amostrador inferior do UASB e de cada compartimento do RAC, sendo coletadas em uma proveta e colocadas dentro de frascos estéreis de plástico de 70 mL.

Após a coleta, as amostras foram levadas aos laboratórios de microscopia do Departamento de Fitopatologia e lá foram separadas alíquotas de 20 μ L do lodo e colocadas em eppendorfs de 1,5 mL com 100 μ L de água destilada, obtendo-se, assim, uma diluição de 1:5, como foi descrito por Silva (2007).

Estes eppendorfs foram homogeneizados e foram retirados deles 20 μ L e colocados sobre uma lâmina de vidro lisa e recobertos com uma lamínula. Não foi adicionado qualquer reagente ou coloração às amostras. As amostras foram observadas no microscópio de epifluorescência da marca Zeiss com sistema apotome, modelo Observer Z1, com iluminação de luz ultravioleta, no qual as

imagens adquiridas foram analisadas no software Axivision[®]. As amostras foram observadas nos aumentos de 40X e 60X (Figura 27).



FIGURA 27 Microscópio de epifluorescência (Zeiss - Observer Z1).

3.7.8.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

O lodo dos amostradores dos reatores RAC e UASB foram preparados para observação em microscopia eletrônica de varredura (MEV) seguindo a seguinte metodologia: (1) amostras de 0,5 mL foram lavadas com água destilada em uma placa de Petri. (2) Os grânulos do lodo foram coletados com uma pipeta Pasteur de 3,0 mL e, posteriormente, depositados sobre laminulas de 1 mm de diâmetro alojadas dentro de placas de Petri. (3) Posteriormente, as placas de Petri foram submersas em solução fixadora de Karnovsky modificada por 24 horas (tempo de secagem do fixador). A solução foi composta das seguintes substâncias: glutaraldeído 2,5%, formoldeído 2,5% em tampão cacodilato 0,05 M com pH de 7,2 e CaCl_2 a 0,001M. (4) Acrescentaram-se, em ambiente protegido (capela de fluxo), 4 gotas de solução de tetróxido de ósmio (OsO_4) a 1% (para pós-fixação), permanecendo por 4 horas em temperatura ambiente. (5)

As placas de Petri foram lavadas por três vezes em água destilada e, depois, levadas para o dessecador, por 24 horas, para secagem. (6) Após a secagem, as amostras foram montadas em *stubs* de metal (que foram recobertos em papel alumínio) com, aproximadamente, 12 mm de diâmetro e transferidas para a cobertura de ouro (*sputtering*) (Figuras 28 e 29) em aparelho da marca Balzers, modelo SCD 050. Esta cobertura foi necessária para aumentar a condutividade da amostra aos elétrons produzidos pelo equipamento (Figura 30).

As amostras foram observadas em microscópio eletrônico de varredura da marca LEO modelo EVO 40 (Figura 31) e analisadas pelo software LEOUIF.



FIGURA 28 *Sputtering* (Balzers, modelo SCD 050).



FIGURA 29 Amostras recebendo o banho de ouro para a microscopia eletrônica.



FIGURA 30 Amostras preparadas para observação no microscópio eletrônico de varredura.

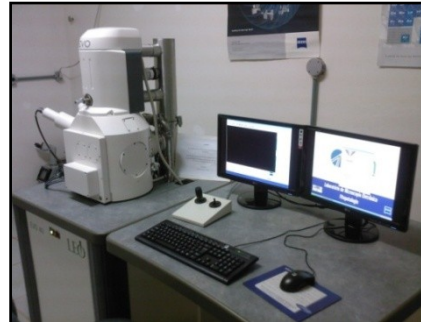


FIGURA 31 Microscópio eletrônico de varredura (LEO - EVO 40).

3.7.8.13 Análises microbiológicas

3.7.8.13.1 Fungos

Para as análises microscópicas dos fungos foram coletadas amostras de forma composta de cada amostrador dos reatores (RAC e UASB). O volume correspondente a 5 mL do lodo foram coletados em frascos estéreis de plástico de 70 mL. As alíquotas foram colocadas em um único recipiente, correspondente ao respectivo reator. Foram homogeneizadas e encaminhadas ao laboratório da Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (Epamig), no campus da UFLA, onde foram preparadas para inoculação e cultivo (Figura 32).

O lodo foi cultivado em meio batata ágar dextrose (BDA), ao qual foram adicionados 200 g de batata, 20 g de dextrose, 20 g de ágar bacteriológico e um litro de água destilada. Este meio foi complementado com clorafenicol, com o objetivo de eliminar a contaminação por bactérias (Figuras 33 e 34). Após o preparo, o meio foi esterilizado em autoclave, a 110°C, por 15 minutos.

Posteriormente, foram postos, em triplicata, em placas de Petri de 90 mm e, sob proteção, em capela de fluxo laminar e, após a solidificação do meio, foram adicionadas as amostras do lodo dos reatores e incubadas em estufa tipo DBO, a 25°C, por 7 dias. Após este período, os fungos foram isolados e identificados.



FIGURA 32 Plaqueamento do lodo dos reatores RAC e UASB.



FIGURA 33 Meio BDA para cultivo de fungos presentes nos reatores anaeróbios.

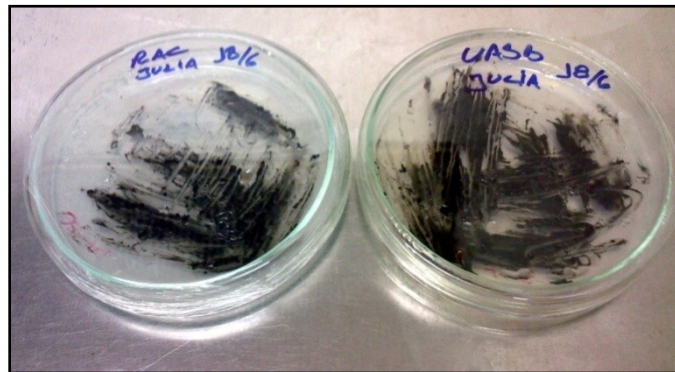


FIGURA 34 Detalhe das placas de Petri com as amostras de lodo dos reatores.

3.7.8.13.2 Bactérias aeróbias e facultativas

Para as análises microbiológicas de bactérias aeróbias nos reatores foi adotado o mesmo processo de coleta utilizado para as análises de fungos. Foram coletados, de forma composta de cada amostrador dos reatores (RAC e UASB), 5 mL do lodo em frascos estéreis.

Posteriormente, foi feita a homogeneização das alíquotas do lodo de cada reator e inoculadas diretamente em meio sólido *eosin methylene blue* (EMB), composto de eosina amarela, azul de metileno, lactose, peptona bacteriológica, fosfato dipotássico hidrogenado, sacarose e ágar, para o isolamento de enterobactérias, e ágar cetrimida composto de peptona, cloreto de magnésio, sulfato de potássio, cetrimida e ágar, para isolamento de bactérias do gênero *Pseudomonas*. Os inóculos foram submetidos à incubação em estufa tipo DBO, a 28°C, por 24 horas. As colônias encontradas e caracterizadas foram, em seguida, repicadas em ágar nutritivo composto de extrato de carne, peptona de soja, cloreto de sódio, fosfato de sódio mono-hidrogenado e ágar e submetidas à incubação, por 24 horas, a 28°C, sob as mesmas condições. Após o crescimento, realizaram-se coloração de Gram, testes de catalase, oxidase e provas bioquímicas com o kit BacTray[®].

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Vazão

A vazão afluyente do sistema foi medida pela altura da calha de Thompson, instalada na caixa de areia (tratamento preliminar), e pode ser observada graficamente na Figura 35. Observa-se grande oscilação devido à frequência e ao modo de lavagem das baias da granja de suínos no Departamento de Zootecnia. A higienização foi realizada por meio de mangueira convencional ligada a compressores que funcionavam sob pressão moderada e excessiva vazão, ocasionando gastos exagerados de água e, conseqüentemente, elevados picos de vazão.

O valor médio da vazão calculado foi de $0,087 \text{ L.s}^{-1}$ ($7,54 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$). Nem toda a vazão afluyente que passou pela caixa de areia foi encaminhada ao sistema de tratamento, já que a vazão do sistema RAC-UASB foi mantida por meio de bombeamento e o afluyente excedente foi conduzido a lagoas de infiltração.

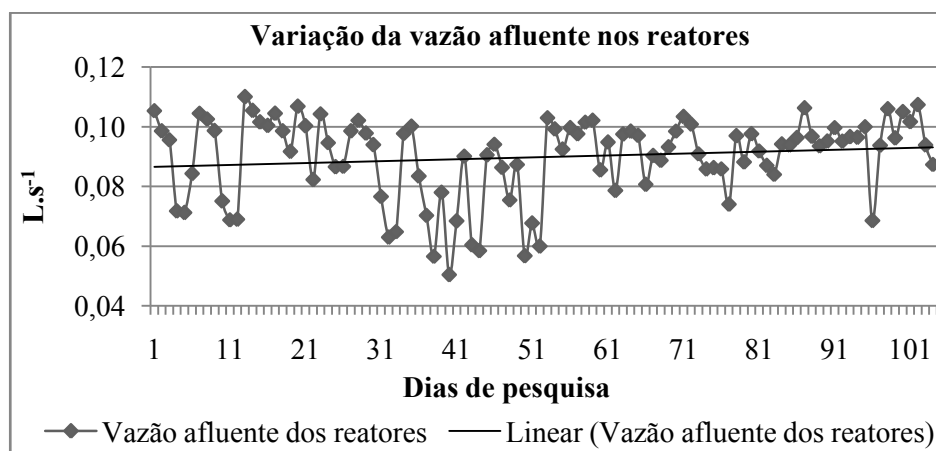


FIGURA 35 Variação da vazão medida na calha tipo Thompson instalada na caixa de areia.

4.2 Temperatura

A temperatura do efluente é um dos parâmetros mais importantes devido aos seus efeitos nas reações químicas e taxas de reações biológicas. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o oxigênio é menos solúvel em água que apresenta maior temperatura, em comparação com água com menor temperatura, em que o aumento da taxa de reação bioquímica acompanha o aumento da temperatura. Esse aumento de temperatura, combinado com o decréscimo na quantidade de oxigênio presente na superfície do líquido, pode causar sérias reduções na concentração de oxigênio dissolvido e, em sistemas aeróbios, a elevação anormal da temperatura pode criar um aumento indesejável de plantas aquáticas e fungos.

A temperatura externa do experimento, durante o período da pesquisa, teve como média mínima, momentânea e máxima do ponto de coleta na peneira estática, os valores de 13,8°C, 21,7°C e 29,6°C, respectivamente. No ponto de coleta dos reatores, estes valores foram de 13,7°C, 21,7°C e 30,9°C, respectivamente. Nota-se que, na temperatura momentânea, que era a medição realizada no horário em que se visitavam as unidades de tratamento diariamente, às 08h00 h e às 16h00, a média desta se manteve igual para a peneira estática e para os reatores, e as máximas e as mínimas, com poucas variações ao longo do experimento. Os valores mais baixos na peneira estática e nos reatores foram de 5,1°C e 3,2°C, respectivamente, referentes ao início do experimento e os mais elevados, de 36,3°C e 36,4°C na peneira estática e nos reatores, respectivamente, como se observa na Figura 36.

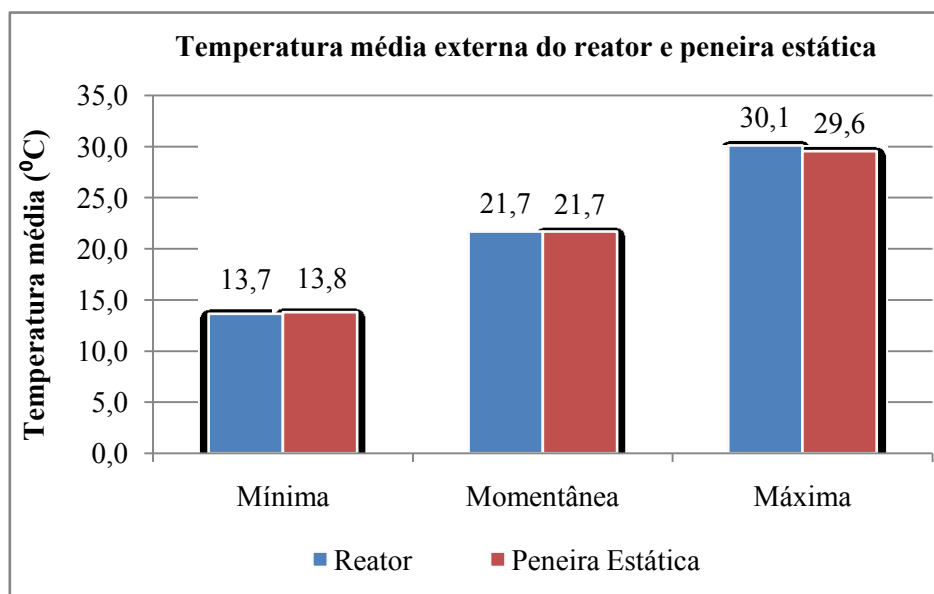


FIGURA 36 Demonstração da temperatura média mínima, momentânea e máxima externa do experimento dos pontos de coleta da peneira estática e reatores.

De acordo com os gráficos das Figuras 37, 38 e 39, observou-se que a temperatura externa apresentou pouca variação durante o experimento, bem como pouca diferença entre os valores obtidos na peneira estática, comparados com os valores do local onde se situavam os reatores.

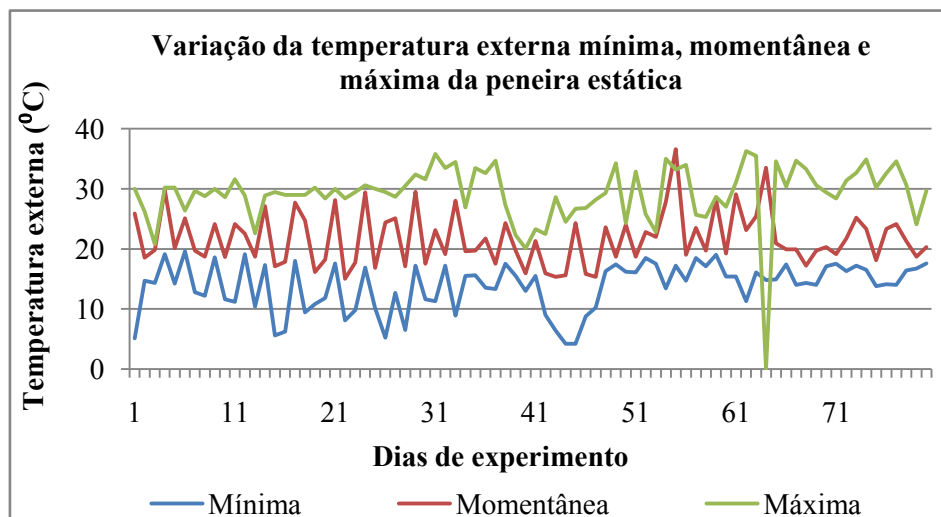


FIGURA 37 Variação da temperatura externa mínima, momentânea e máxima à peneira estática.

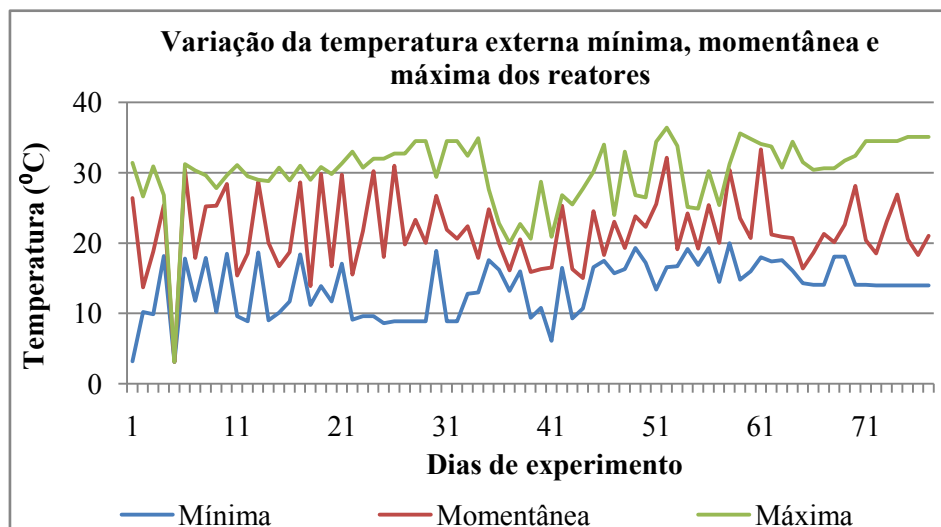


FIGURA 38 Variação da temperatura mínima, momentânea e máxima externa aos reatores.

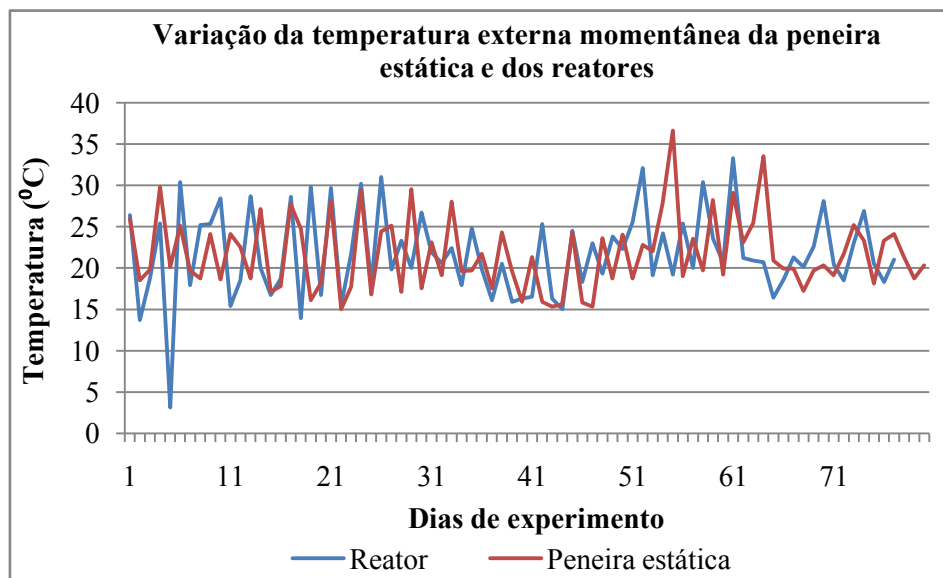


FIGURA 39 Comparação entre as temperaturas momentânea externa à peneira estática e aos reatores.

A umidade externa ao sistema de tratamento teve valores médios mínimos, momentâneos e máximos de 18,4%, 67,2% e 90%, para a peneira estática e de 30,9% 66,4% e 94,4%, para os reatores, respectivamente, como mostrado na Figura 40.

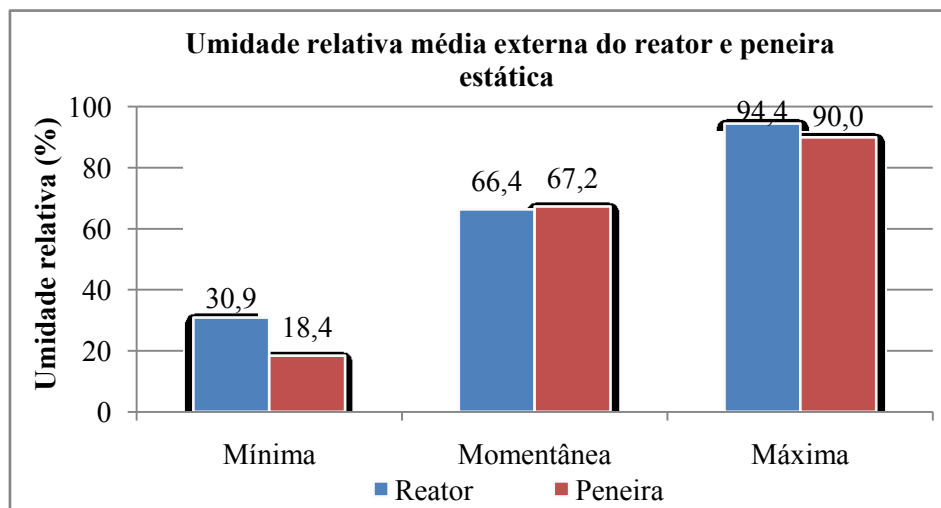


FIGURA 40 Umidade relativa mínima, momentânea e máxima externa do experimento, dos pontos de coleta da peneira estática e reatores.

A temperatura do efluente variou, em média, muito pouco do primeiro ponto de coleta referente à caixa de areia (tratamento preliminar) ao último ponto de amostragem, referente ao decantador final. Neste último, ocorreu um aumento de 1,2°C, quando comparado à caixa de areia, mostrando que as reações foram um pouco exotérmicas, o que confirma o relatado por Sperling (2006).

A temperatura média do efluente de cada unidade foi de 19,6°C, 19,9°C, 20,2°C, 19,9°C, 20,1°C e 20,8°C, para a caixa de areia, peneira estática, TAE, RAC, UASB e decantador final, respectivamente, cujas oscilações podem ser observadas nas Figuras 41 e 42.

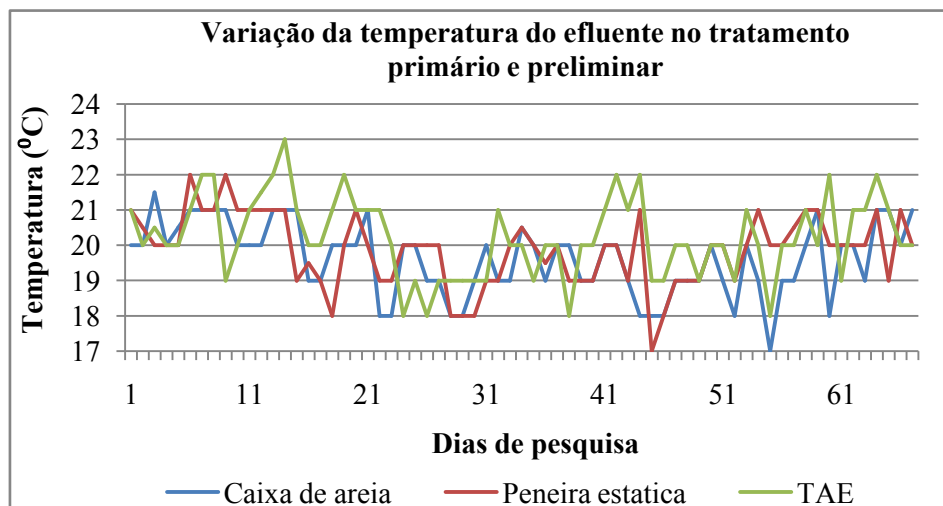


FIGURA 41 Variação da temperatura do efluente do sistema de tratamento preliminar e primário (caixa de areia e TAE).

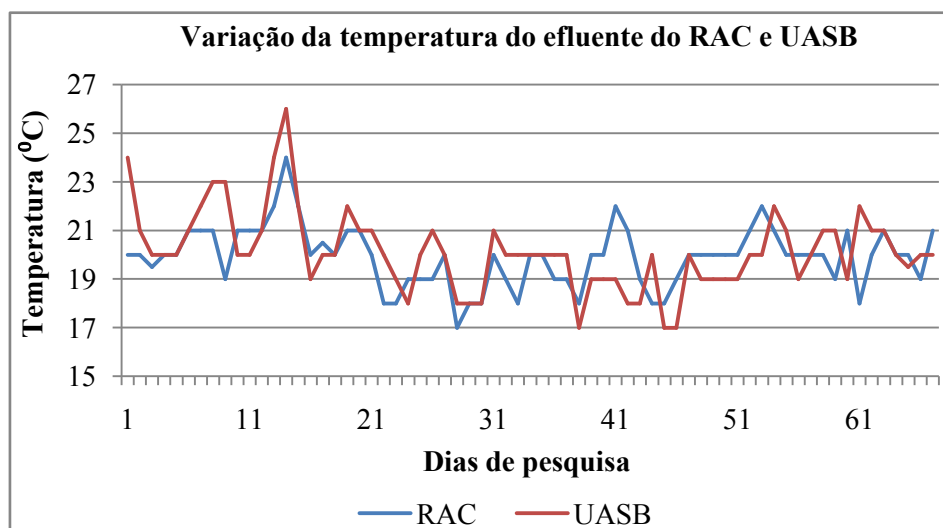


FIGURA 42 Variação da temperatura dos efluentes dos reatores RAC e UASB.

A temperatura do lodo dos reatores variou muito pouco durante o experimento, com valores médios de 21°C, 20°C e 20,5°C, para os

compartimentos 1, 2 e 3 do RAC, respectivamente e 20,2°C para o reator UASB. Observa-se, no gráfico da Figura 43, que houve diminuição da temperatura das duas unidades. Estes valores estão abaixo do recomendado para o tratamento de efluentes por meio de processos biológicos anaeróbios, no qual, segundo Chernicharo (2007), a formação microbiana do metano acontece em uma faixa bastante ampla de temperatura. Porém, a temperatura ótima para que esta reação ocorra de forma mais satisfatória está na faixa mesofílica entre 30°C e 35°C. Oliveira (2003) trabalhou com reatores UASB instalados em série com TDH de 29,4 h, obtendo a temperatura média de 22,2°C, semelhante ao encontrado neste trabalho. A temperatura do líquido, neste trabalho, pode ter sido influenciada pela temperatura ambiente que teve média de 21,7°C e a temperatura média do líquido do sistema de tratamento, média de 20°C.

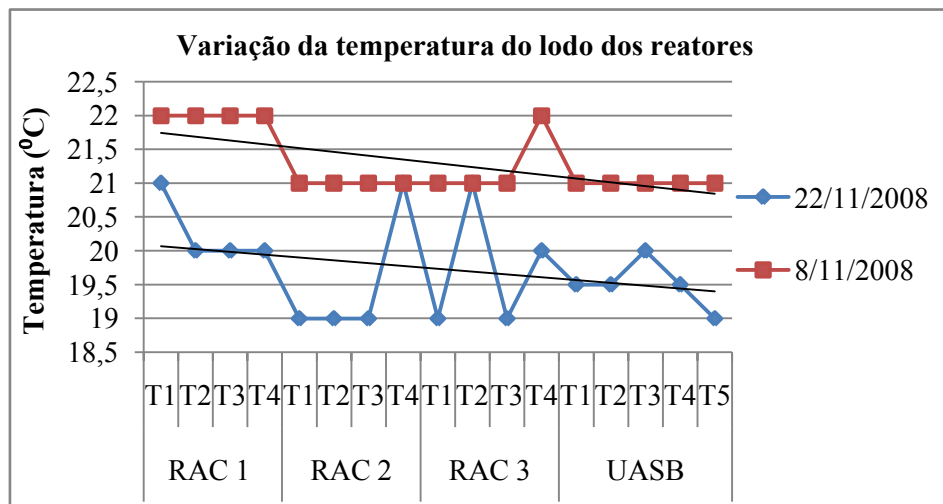


FIGURA 43 Variação da temperatura do lodo dos reatores RAC e UASB, em seus respectivos pontos de amostragem (T).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a temperatura ótima para atividades bacterianas no tratamento de efluentes está na faixa de 25°C a 35°C. A digestão aeróbia e a nitrificação diminuem drasticamente quando a temperatura se eleva acima de 50°C e, quando a temperatura se reduz para valores inferiores a 15°C, as bactérias tornam-se praticamente inativas e, a 2°C, até mesmo as bactérias quimio-heterotróficas tornam-se inibidas quanto á utilização de material carbonáceo.

As condições de temperatura e pH têm importantes efeitos na seleção, sobrevivência e crescimento dos micro-organismos. Em geral, o crescimento ótimo para um organismo particular ocorre dentro de uma faixa estreita de temperatura e pH, embora a maioria dos micro-organismos possa sobreviver dentro de limites mais amplos.

Temperaturas abaixo da tipicamente ótima têm mais efeito significativo na taxa de crescimento que temperaturas acima do ponto ótimo. Segundo Metcalf & Eddy (2003), as taxas de crescimento dobram com o aumento de, aproximadamente, 10°C na temperatura.

O efeito da temperatura externa sobre as células bacterianas é muito importante, devido ao grau de dissociação de diversos compostos que dependem fortemente da temperatura, afetando as taxas de difusão do substrato, como é o caso específico da amônia. E, em reações enzimáticas, pode também interferir na termodinâmica de diversas reações como a pressão de hidrogênio em digestores anaeróbios, nos quais a fermentação esteja ocorrendo (Chernicharo, 2007).

Segundo Chernicharo (2007), embora elevadas temperaturas sejam desejadas, é importante que exista uma manutenção da temperatura uniforme dentro do reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado muito sensível a mudanças bruscas de temperatura, podendo provocar desequilíbrio entre as populações microbianas e, conseqüentemente, falha do processo.

4.3 pH e alcalinidade

Os limites máximos e mínimos de pH para o crescimento dos micro-organismos não são precisos, uma vez que esses valores são dependentes de outros parâmetros de crescimento. Por exemplo, o pH ótimo para o crescimento de leveduras é entre 1,5 a 8,5; já para os gêneros de bactérias *Acetobacter* é entre 4,0 a 9,0. A *Escherichia coli* cresce em uma amplitude de pH entre 4,5 a 9,0 e a bactéria *Clostridium perfringes* em um pH entre 5,0 a 8,0 (Jay, 2005).

Segundo Chernicharo (2007), o controle de pH objetiva, principalmente, a eliminação do risco de inibição dos micro-organismos metanogênicos, pois baixos valores de pH podem trazer falhas ao processo.

O efeito do pH se manifesta por meio de duas maneiras principais (Lettinga, 1996), de forma direta na célula microbiana interferindo na atividade enzimática (modificando estruturas protéicas) e no transporte de nutrientes para o interior da célula, onde a membrana citoplasmática do microrganismo é relativamente impermeável aos íons de H^+ e OH^- , podendo, assim, modificar a morfologia de alguns micro-organismos (Jay, 2005). De maneira indireta, o pH altera a toxicidade de alguns compostos, podendo os micro-organismos metanogênicos e acetogênicos ser mais facilmente inibidos por toxinas (Chernicharo, 2007).

O pH do meio é um fator importante no crescimento dos micro-organismos e, quando esse parâmetro se encontra fora de sua faixa ótima ao crescimento, resulta em uma fase Lag maior (Jay, 2005). Muitas bactérias não toleram níveis de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0, diferente das *Archaeas*, que são capazes de ter um crescimento em ambientes termofílicos e ultratermofílicos (60°C a 80°C), com pH extremamente baixo e alta salinidade (Metcalf & Eddy, 2003).

A propriedade de tamponamento do pH na degradação anaeróbia vem naturalmente da produção de CO_2 e da liberação de íons carregados positivamente, da decomposição de proteínas e outros substratos, formando a alcalinidade bicarbonato (Ramjeawon, 2001).

O pH no sistema de tratamento obteve uma amplitude de variação de 0,5, sendo 7,9 o valor médio máximo obtido na caixa de areia e decantador final (unidade inicial e final do sistema) e, como valor médio mínimo, 7,4 no tanque de acidificação e equalização (TAE). Observa-se, assim, um pH com pouca variação durante o período da pesquisa, como se observa nas Figuras 44, 45 e 46.

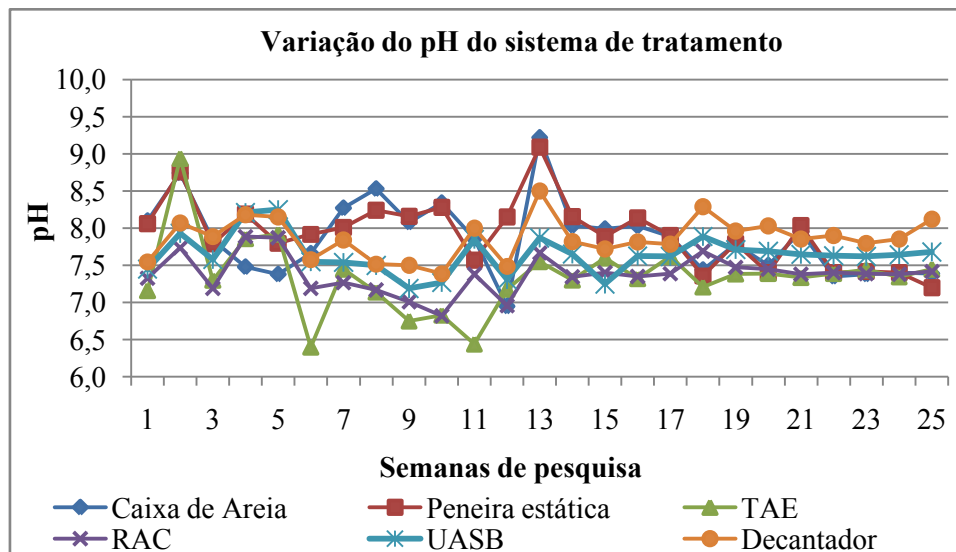


FIGURA 44 Variação do pH no líquido residente nas unidades de tratamento, ao longo das semanas de pesquisa.

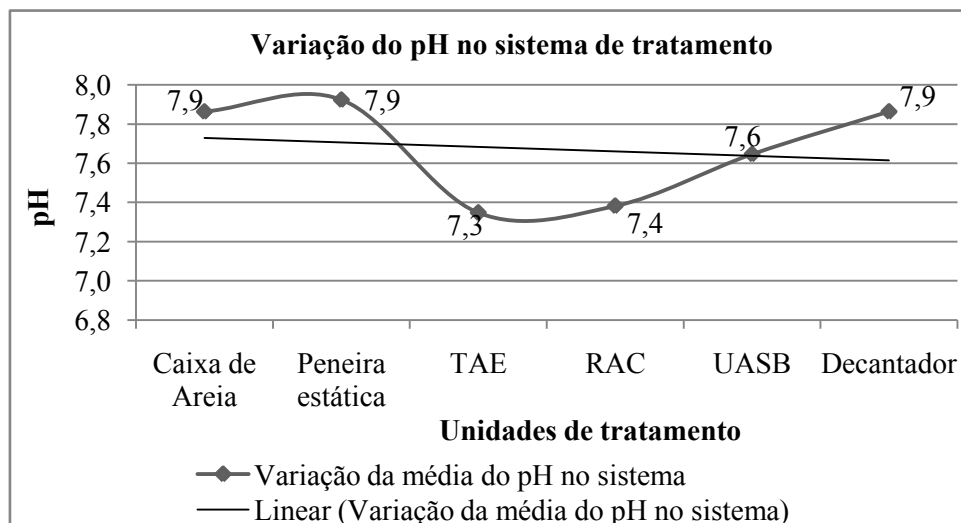


FIGURA 45 Variação do valor médio do pH da água residuária, ao longo do sistema de tratamento.

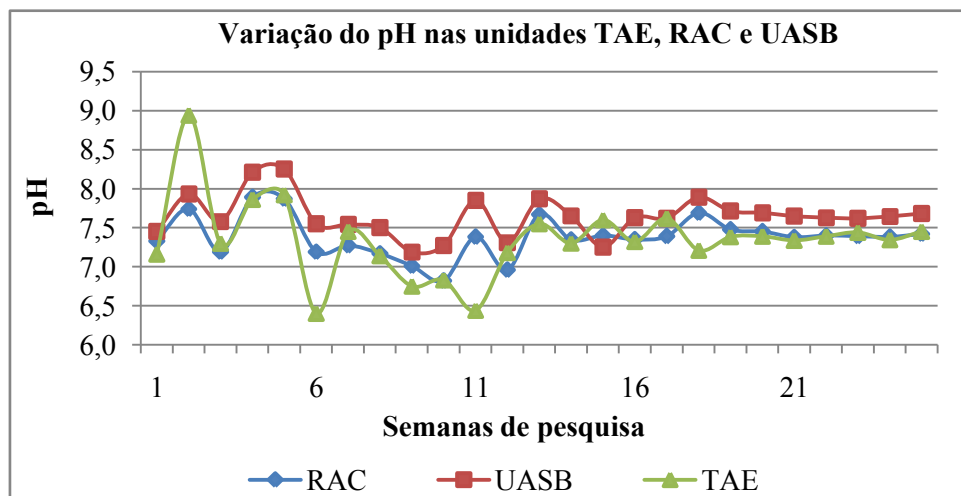


FIGURA 46 Variação do pH da água residuária nas unidades TAE, RAC e UASB, durante o experimento.

Observa-se que o TAE, sistema primário de tratamento, funcionou adequadamente, acidificando levemente o meio para o tratamento secundário no

RAC e UASB, e tornou o pH menos oscilante a partir da 19ª semana de experimento. Apresenta, assim, um sistema mais estável, com poucas variações, o que favorece o tratamento biológico. Essa acidificação pode ter ocorrido pela presença de micro-organismos aeróbios e anaeróbios (estritos e facultativos) quebrando proteínas, açúcares e gorduras, liberando, assim, compostos mais ácidos no meio, bem como a liberação de íons H^+ .

Segundo Sperling (2005), para o tratamento de alguns efluentes pode ser necessária a inclusão de um tanque de equalização após o tratamento preliminar. Como a vazão afluente, usualmente, varia bastante ao longo das horas do dia (Figura 35), esta unidade pode auxiliar no funcionamento das unidades posteriores, trabalhando com uma vazão próxima da média (vazão constante promovida pela bomba Nemo).

Com relação à estabilidade do processo, as bactérias produtoras de ácidos são menos sensíveis ao pH que as *Archaeas* metanogênicas. As bactérias acidogênicas podem ser bastante ativas em pH baixo, apresentando crescimento ótimo na faixa entre 5,0 e 6,0, com tolerância maior em valores mais baixos, até próximo a 4,5 (Chernicharo, 2007).

O pH do experimento se manteve na faixa em que os micro-organismos produtores de metano possuem crescimento ótimo entre 6,5 e 7,5, embora possa ter estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Fulford (1988) afirma que a faixa de pH deve estar entre 6,0 e 8,0 e que, no início do processo, a formação de ácidos orgânicos pode reduzir o pH para valores menores que 7,0. Segundo o mesmo autor, posteriormente, as bactérias metanogênicas começam a transformar os referidos ácidos em produtos gasosos, equilibrando o potencial hidrogeniônico em torno da neutralidade.

De acordo com Speece (1996), as bactérias metanogênicas preferem condições de pH próximas à normalidade, aceitando, geralmente, uma faixa

ótima de pH entre 6,5 e 8,2. A *Methanosarcina mazei*, por exemplo, é capaz de tolerar valores de pH em faixa abaixo de outras classes de metanobactérias, mas valores acima e abaixo dessa faixa favorecem o decréscimo do valor de produção de metano.

A metanogênese poderá continuar até mesmo a valores de pH reduzidos e menores que 6,0, mas a alcalinidade bicarbonato, nessas condições, não tamponará adequadamente, fazendo com que o processo de metanificação se torne inadequado, como citado por Chernicharo (2007). Os parâmetros alcalinidade e pH são igualmente importantes para o controle operacional adequado dos processos anaeróbios.

O pH intracelular de quase todas as bactérias está próximo à neutralidade, contudo, bactérias do gênero *Sulfolobus* e *Methanococcus*, em meios onde o pH se encontra abaixo ou acima da neutralidade, afetam a capacidade de proliferação, tornando necessário que ocorra modificação no pH do meio aquoso para um valor adequado ou faixa ótima (Jay, 2005).

A elevação do pH após o tanque de acidificação e equalização pode ser justificado pela descarboxilação dos aminoácidos, resultando na liberação de aminas. Quando os micro-organismos crescem em ambientes alcalinos, um grupo de desaminases, que possuem atividade ótima em torno de pH 8,0, provoca ajuste espontâneo do pH em direção à neutralidade, devido ao acúmulo de ácidos orgânicos (Jay, 2005). Segundo Chung et al. (1970), os pHs mínimos de crescimento de bactérias que utilizam o ácido acético e propiônico são, especificamente, 5,4 e 5,5.

A estabilidade do pH e da temperatura no sistema de tratamento pesquisado beneficiou a microbiota, pois, segundo Jay (2005), o aumento da temperatura torna o meio mais ácido e variações bruscas de pH tornam as

células mais sensíveis a grande variedade de agentes tóxicos, sendo as células mais jovens mais suscetíveis.

A alcalinidade do sistema variou de $1.457 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, na entrada da caixa de areia, para $4.240 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no decantador final, sendo observada uma elevação de $2.783 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Foi verificado um aumento significativo da alcalinidade depois que o efluente passou pelo TAE, no qual o valor da alcalinidade se alterou de $2.716 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para $3.802 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, ou seja, um aumento de 71% do valor.

Segundo Grady & Lim (1980), para a maioria dos casos práticos, uma alcalinidade total entre 2.500 e $5.000 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ é suficiente para se obter um adequado poder tampão na unidade de tratamento. Metcalf & Eddy (2003) fizeram a mesma afirmação, de que, para que o processo de digestão anaeróbia ocorra de forma satisfatória, a alcalinidade deverá situar-se na faixa de 1.000 a $5.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Os valores para a alcalinidade bicarbonato (alcalinidade parcial - AP) e a alcalinidade de ácidos voláteis totais (AVT) (alcalinidade intermediária - AI) mantiveram também uma elevação proporcional em seus valores, em todas as unidades de tratamento, quando comparadas com a alcalinidade total do sistema.

A alcalinidade bicarbonato variou de $633 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no efluente da caixa de areia, para $2.181 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no efluente do decantador final e a alcalinidade AVT variou de $1.160 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para $2.899 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, nas mesmas unidades, respectivamente, como se observa nas Figuras 47 e 48.

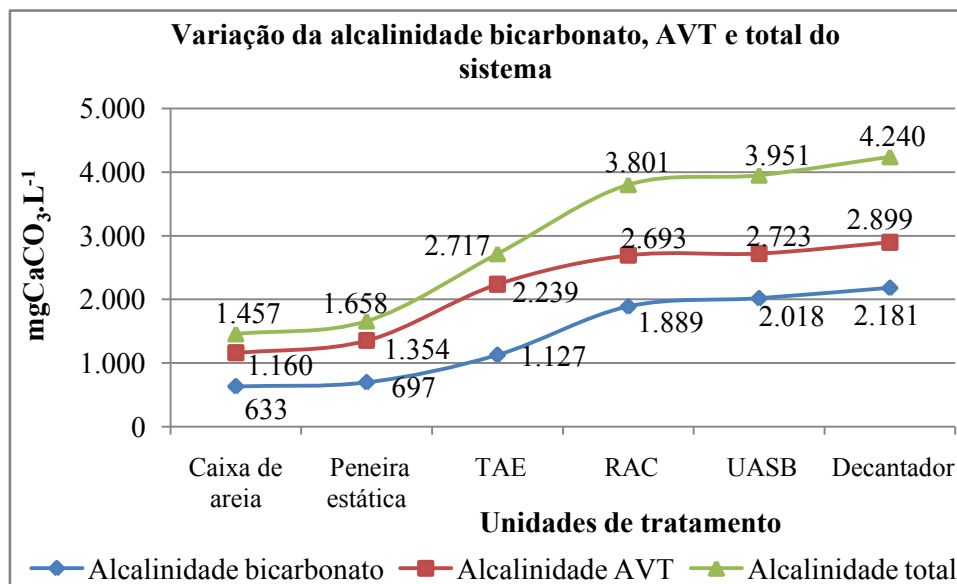


FIGURA 47 Variação média da alcalinidade bicarbonato (AP), AVT (AI) e alcalinidade total do efluente das unidades de tratamento do sistema.

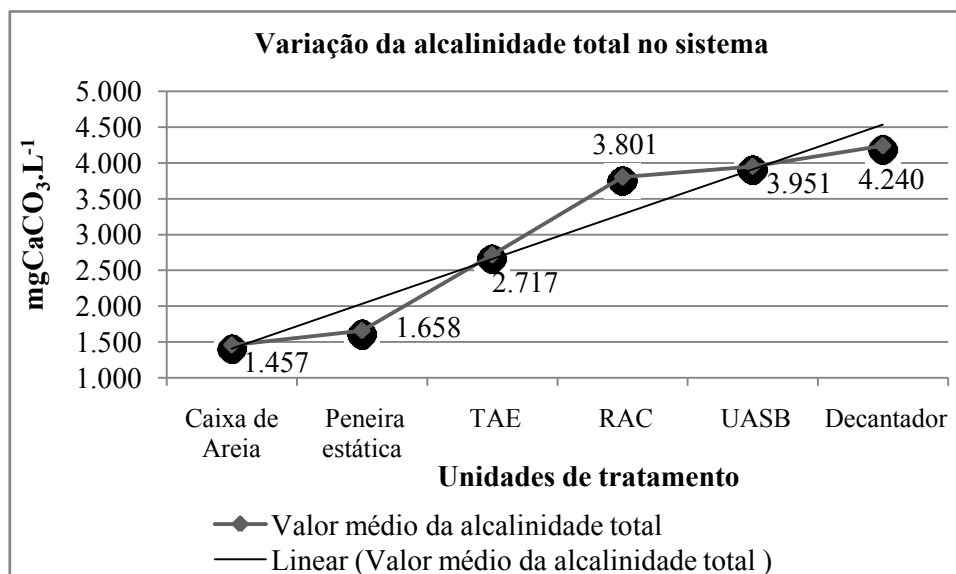


FIGURA 48 Variação da alcalinidade total do efluente, ao longo do sistema.

A elevação dos valores da alcalinidade no efluente do TAE demonstrou que essa unidade proporcionou a degradação de várias moléculas maiores que compõem o esgoto bruto da suinocultura, liberando substratos menos complexos para o RAC e UASB e proporcionando, assim, às unidades subsequentes, um tamponamento adequado para a estabilização da matéria orgânica por processo microbiológico anaeróbico.

Nota-se, no gráfico da Figura 49, que o tamponamento das unidades RAC e UASB acompanha a curva de valores referentes ao TAE, porém, de forma mais branda, evidenciando que nele ocorre maior incremento da alcalinidade, comparado a qualquer outra unidade do sistema.

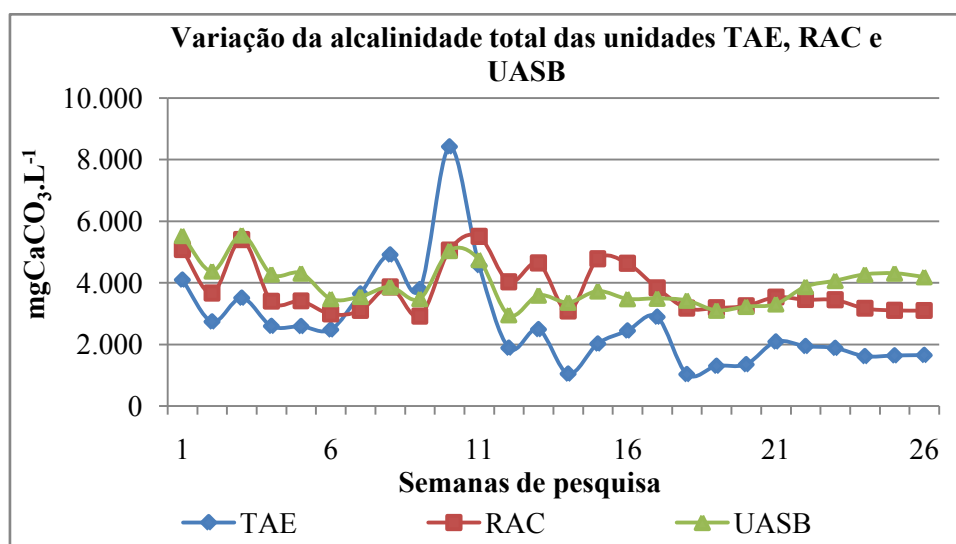


FIGURA 49 Variação da alcalinidade total no efluente das unidades TAE, RAC e UASB.

Imai et al. (2001) afirmam que, no UASB, a atividade das bactérias acidogênicas, produtoras de ácidos voláteis, e a das bactérias metanogênicas, que formam metano a partir destes e do hidrogênio, pode ser facilmente inibida

pelo baixo pH, como resultado do acúmulo dos ácidos voláteis no reator, tornando necessária, em alguns casos, a adição de solução tampão.

A determinação da alcalinidade em dois estágios tem um importante aspecto, no que se refere à relação AI/AP. Segundo Ripley et al. (1986), valores dessa relação superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia, mas, Chernicharo (2007), Foresti (1994) e Rodrigues (2008) afirmam que, devido às particularidades de cada efluente, relações AI/AP superiores a 0,3 podem não apresentar distúrbios no processo.

Neste estudo, a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) no sistema de tratamento se manteve, em média, em 0,63, com valores de 0,55 na caixa de areia e 0,76 no decantador final. Na peneira estática, foi encontrado o menor valor médio no sistema (0,50), como se observa na Figura 50.

Claramente se observa que o fator (AI/AP), para o efluente de suinocultura tratado, equivale ao dobro do recomendado na literatura, sem que ocorresse qualquer detrimento da eficiência das respectivas unidades.

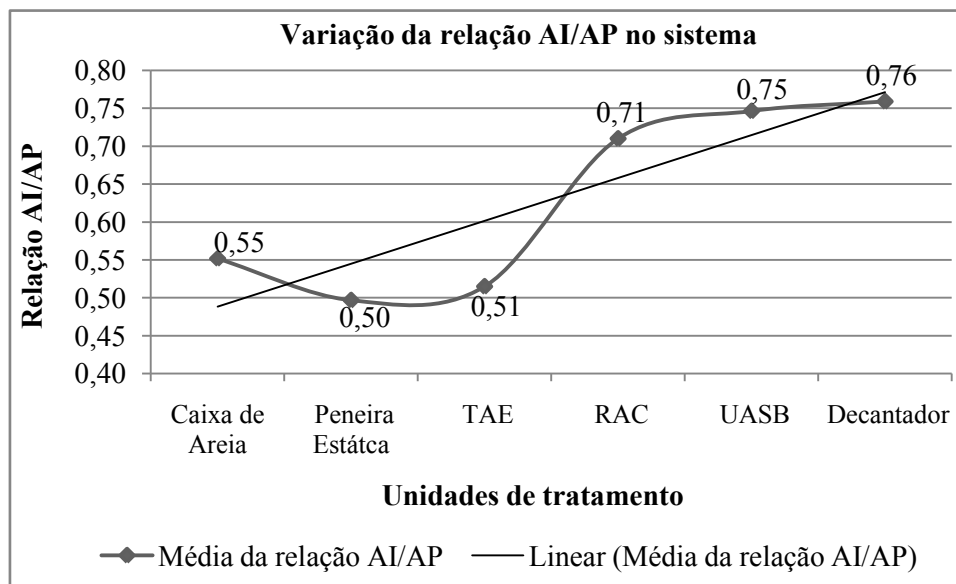


FIGURA 50 Variação da relação entre alcalinidade bicarbonato (alcalinidade intermediária – AI) e alcalinidade AVT (alcalinidade parcial – AP), no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Em trabalhos de Pereira (2004), Santana (2004), Fernandes (2004), Ramires (2005), Lourenço (2006) e Rodrigues (2008), foram encontrados valores para relação AI/AP em reatores UASB tratando efluentes de suinocultura de 0,36; 0,47; 0,23; 0,35; 0,41 e 0,2, respectivamente. Silva (2007), utilizando reatores UASB no tratamento de águas residuárias do café, encontrou valor de 0,5 para relação AI/AP, mostrando grande variedade desta relação. No presente experimento, estes valores foram ainda superiores às faixas mencionadas, sem que houvesse, conforme citado anteriormente, qualquer interferência na eficiência. Os valores referentes à alcalinidade do sistema podem ser mais Bem visualizados na Tabela 3.

TABELA 3 Valores da alcalinidade do sistema de tratamento.

Unidades de tratamento	Alcalinidade (CaCO ₃ .L ⁻¹)			
	Total	Bicarbonato	AVT	Relação AI/AP
Caixa de areia	1.456	633	1.160	0,55
Peneira estática	1.658	696	1.354	0,50
TAE	2.716	1.127	2.239	0,51
RAC	3.801	1.889	2.693	0,71
UASB	3.951	2.018	2.722	0,75
Decantador final	4.240	2.181	2.899	0,76

4.4 Acidez

O valor médio da acidez total apresentou valores de 21; 20; 33; 39; 36 e 31 mg.L⁻¹, para caixa de areia, peneira estática, TAE, RAC, UASB e decantador final, respectivamente. Observam-se, assim, um valor médio mínimo no efluente da peneira estática e um valor médio máximo no efluente do RAC, ocorrendo um aumento de 197% no valor médio da acidez total no sistema e, posteriormente, um decaimento nas próximas unidades, como se observa na Figura 51.

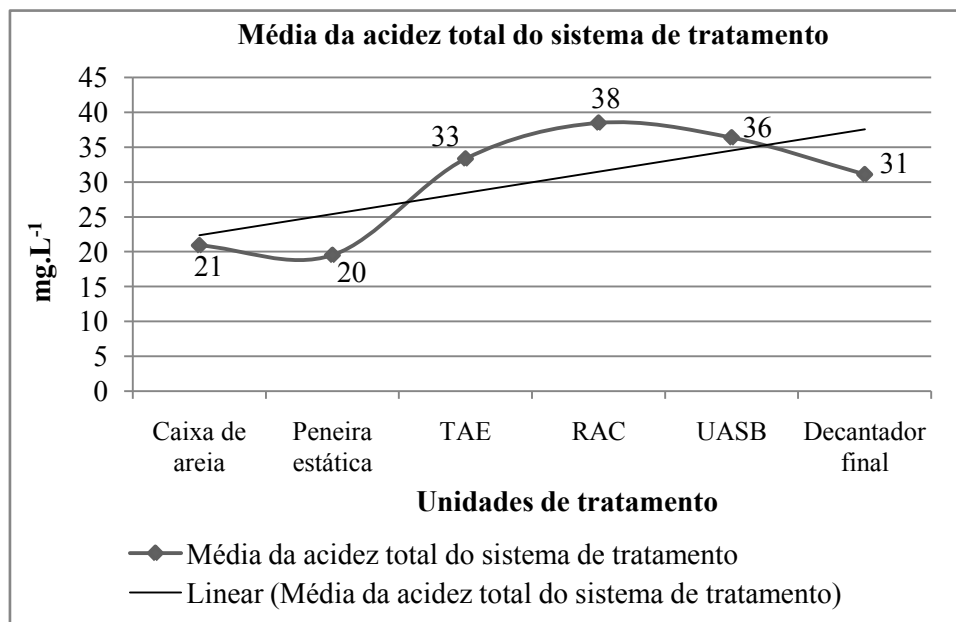


FIGURA 51 Variação média da acidez total no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Na fase da digestão anaeróbia denominada acidogênese, como produtos intermediários os ácidos graxos voláteis, alcoóis e compostos minerais são formados, durante a degradação dos carboidratos, proteínas e lipídeos. Estes ácidos representam compostos a partir dos quais a maior parte do metano é produzida por meio de bactérias metanogênicas (Foresti et al., 1999). O acúmulo de ácidos voláteis acima de 150 mg.L^{-1} é uma primeira indicação de que o sistema não está operando em condições ótimas. Isso ocorre, mesmo antes de se observar alterações no pH (Campos 2006).

Os ácidos voláteis são tóxicos para as bactérias metanogênicas somente em sua forma não ionizada. Rodrigues (2008), em experimentos com efluentes da suinocultura, encontrou concentrações inferiores a 150 mg.L^{-1} de ácidos

graxos voláteis, ou seja, menores que a concentração limite para a inibição da atividade metanogênica.

Em valores de pH desejados em tratamentos anaeróbios, aproximadamente entre 6,0 e 8,0, os ácidos orgânicos estão, em sua maioria (>99%), em sua forma ionizada (não tóxica). Quando há uma diminuição do pH, os ácidos graxos estão menos dissociados (tóxicos). Em pH em torno de 5,0, os ácidos graxos estão dissociados em 50%, aproximadamente. Zegers (1987) verificou que, em uma concentração de ácido acético e ácido propiônico na forma dissociada de 16 e 6 mgDQO.L⁻¹, respectivamente, pode ocorrer 50% de inibição da atividade metanogênica. Portanto, os ácidos graxos voláteis são tóxicos e afetam a metanogênese somente em sua forma não ionizada e isso ocorre se o pH estiver com valores inferiores a 6,0, ocasionando, assim, inibição das bactérias metanogênicas. Mas, por outro lado, as bactérias fermentativas são mais ativas em um pH de 4,5 (Zegers, 1987).

Como o pH do efluente do sistema de tratamento em estudo apresentou pouca variação, trabalhando próximo da neutralidade, 7,4 e 7,9, médias mínima e máxima, respectivamente, ficou claro que os ácidos graxos estavam em grande quantidade ionizados, portanto, não tóxicos às bactérias metanogênicas.

Segundo Zegers (1987), se a carga orgânica volumétrica no reator (COV), exceder a capacidade metanogênica, ocorrerá acumulação de ácidos voláteis na unidade, o pH diminuirá e, conseqüentemente, esses ácidos poderão ser tóxicos às bactérias do gênero *Metanosarcina*, espécie dominante do grupo das *Archeas* metanogênicas.

O metabolismo das bactérias fermentativas acidogênicas, quanto à acidificação do substrato, é oito vezes mais rápido, quando comparado ao das bactérias metanogênicas, quanto ao consumo desses ácidos. Isso pode ter ocorrido no efluente da peneira estática, no efluente do RAC e no efluente do

decantador final (Figura 51), aumentando a concentração de AVT. Nota-se, no gráfico da Figura 52, que, após a 19ª semana, esse parâmetro também se manteve com poucas variações, demonstrando boa estabilidade do sistema quanto à acidez.

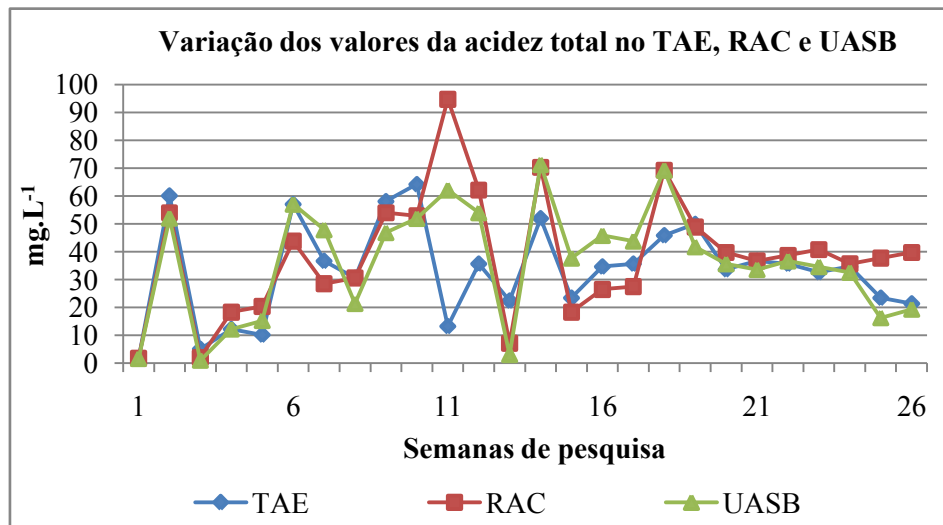


FIGURA 52 Variação da média da acidez no efluente das unidades TAE, RAC e UASB, ao longo período experimental.

4.5 Sólidos

4.5.1 Sólidos presentes no efluente

No sistema de tratamento pesquisado, conseguiu-se eficiência de 59%, 26% e 73% na remoção de sólidos totais fixos e voláteis, respectivamente. Para os sólidos dissolvidos, a eficiência foi de 40%, 34% e 47% para os sólidos totais fixos e voláteis, como pode ser visto nas Tabelas 4 e 5.

TABELA 4 Concentração dos sólidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.

Unidades de tratamento	Sólidos (mg.L ⁻¹)		
	Totais	Fixos	Voláteis
Caixa de areia	4.351	1.312	3.039
Peneira estática	4.797	1.381	3.415
TAE	12.646	3.081	9.564
RAC	3.261	1.466	1.795
UASB	2.774	1.203	1.571
Decantador final	1.785	977	807
Eficiência (%)	59	26	73

TABELA 5 Comparação dos sólidos dissolvidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.

Unidades de tratamento	Sólidos dissolvidos (mg.L ⁻¹)		
	Totais	Fixos	Voláteis
Caixa de areia	2.526	1.338	1.187
Peneira estática	2.415	957	1.458
TAE	2.543	903	1.640
RAC	1.687	975	712
UASB	1.600	982	617
Decantador final	1.524	888	636
Eficiência (%)	40	34	47

Os esgotos, após passarem pelas unidades de tratamentos preliminares, (caixa de areia e peneira estática), ainda continham sólidos em suspensão não

grosseiros, os quais foram ser parcialmente removidos na unidade de sedimentação. Segundo Sperling (2005), a remoção desses sólidos situa-se em torno de 60% a 70%. Na remoção dos sólidos suspensos totais fixos e voláteis, obteve-se, no sistema, eficiência de 86%, 79% e 91%, respectivamente, como se observado na Tabela 6.

TABELA 6 Comparação dos sólidos suspensos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.

Unidades de tratamento	Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)		
	Totais	Fixos	Voláteis
Caixa de areia	1.825	428	1.852
Peneira estática	2.382	424	1.957
TAE	10.102	2.178	7.924
RAC	1.574	491	1.083
UASB	1.174	220	954
Decantador final	260	89	171
Eficiência (%)	86	79	91

Uma parte significativa desses sólidos em suspensão é representada pela matéria orgânica suspensa no meio líquido. Assim, o processo de sedimentação no TAE pode diminuir a carga de DBO dirigida ao tratamento secundário. Entretanto, no sistema em estudo, o efluente do TAE apresentou valor maior para sólidos (dissolvidos, suspensos e sedimentáveis), devido ao posicionamento da bomba, que succionava o lodo sedimentado nesta unidade, resultando, assim, no carreamento deste para as unidades subsequentes, elevando a concentração de matéria orgânica a ser tratada e, conseqüentemente, aumentando os valores de DBO e DQO no tanque de acidificação e equalização.

A biomassa consegue ser facilmente separada por decantador, devido à propriedade de floculação, o que se deve ao fato de as bactérias possuírem matriz gelatinosa, a qual permite a aglutinação de outras bactérias, protozoários, fungos bem como partículas coloidais (Sperling, 2005). Como pode ser observado na Tabela 7, o sistema obteve a eficiência de 90% na remoção dos sólidos sedimentáveis, mas, como ressaltado anteriormente, houve um aumento considerável nos valores do efluente do TAE.

TABELA 7 Comparação dos sólidos sedimentáveis no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento.

Unidades de tratamento	Sólidos sedimentáveis (mg.L⁻¹)
Caixa de areia	45
Peneira estática	36
TAE	357
RAC	105
UASB	12
Decantador final	4
Eficiência (%)	90

4.5.2 Sólidos presentes no lodo do RAC e UASB

Neste trabalho, denominaram-se os compartimentos do RAC como compartimentos C1, C2 e C3 (Figura 14). Nota-se, na Figura 53, que a concentração de sólidos totais e voláteis no C2 do RAC foi superior à dos outros dois compartimentos, demonstrando que há um acúmulo maior de matéria orgânica neste compartimento. Por outro lado, o C3 apresenta maior quantidade de sólidos fixos (materiais inorgânicos), comparados aos compartimentos

anteriores. Possivelmente, isso ocorreu devido ao regime hidráulico específico em cada câmara, como zonas mortas e curto circuitos hidráulicos. Evidentemente, o lodo da primeira câmara (C1) sofre maior choque de carga do que C2 e C3. Além disso, a deposição de material inerte é maior em C3, uma vez que o consumo de material orgânico se dá nos compartimentos anteriores.

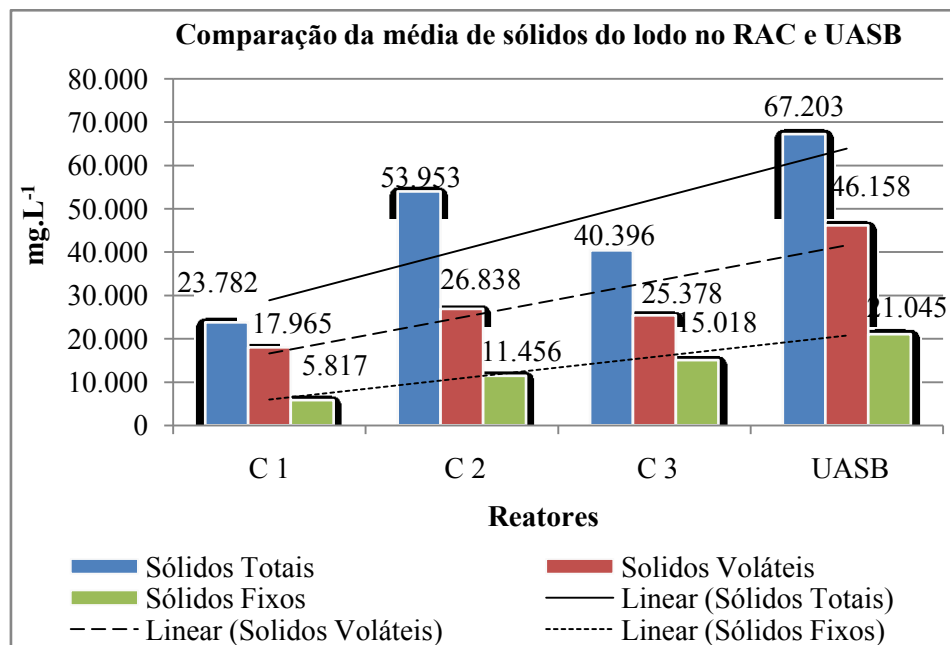


FIGURA 53 Concentração de sólidos no lodo dos reatores.

No reator UASB, os valores da concentração dos sólidos no lodo foram mais elevados quando comparados ao lodo do RAC, comprovando uma maior retenção da biomassa nessa unidade de tratamento. As características do UASB projetado favoreceram o crescimento da biomassa, permitindo o seu desenvolvimento e obtendo-se, ainda, elevada atividade microbiana, mesmo com baixo tempo de detenção hidráulica.

Observou-se um valor máximo na concentração de lodo tanto no RAC quanto no UASB correspondente ao 84º dia de operação. Esse aumento elevou a carga de sólidos no RAC para 65,9% e 68% para os sólidos totais e voláteis, respectivamente, comparados à primeira amostragem, correspondente ao 23º dia de operação. Já para os sólidos fixos, esse aumento não foi evidente. No reator UASB, a elevação da concentração de sólidos foi de 69,6% 76,0% e 57,2%, para os sólidos totais (ST), voláteis (SVT) e fixos (STF), respectivamente. Este fato pode ter ocorrido devido à maior quantidade de matéria orgânica solúvel no efluente da suinocultura. Posteriormente a esta data, nota-se uma tendência de estabilização da concentração de sólidos e um posterior decaimento nas unidades, especialmente no UASB (Figuras 54 e 55).

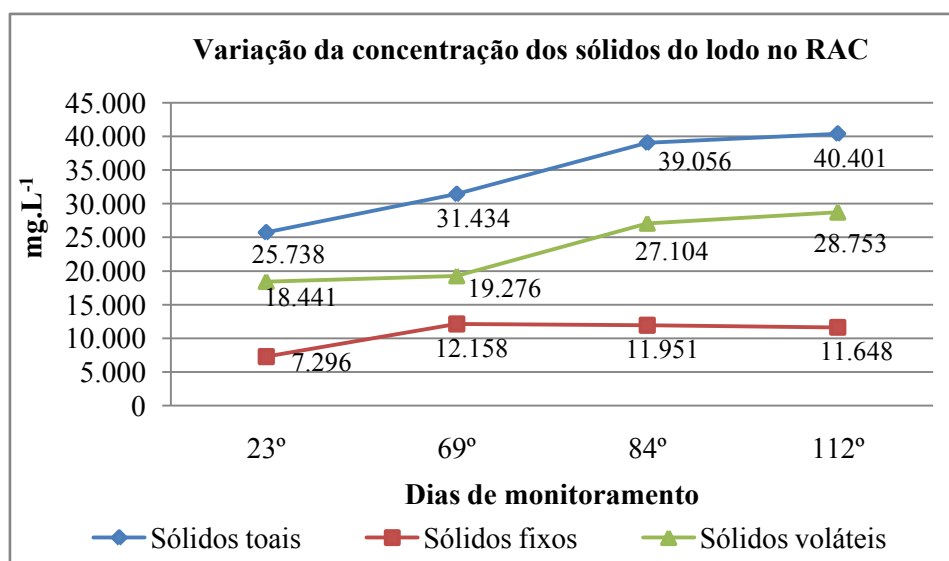


FIGURA 54 Variação da concentração dos sólidos no lodo no RAC, durante o período experimental.

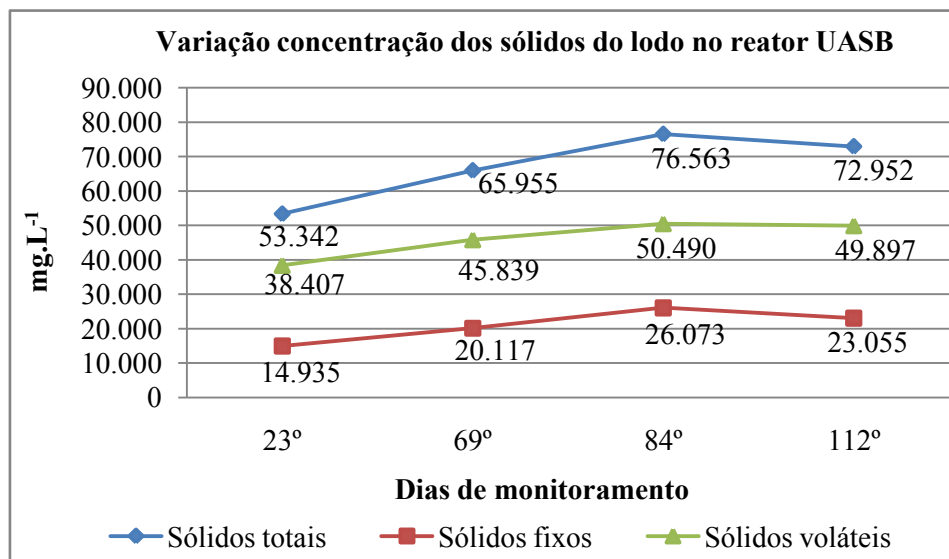


FIGURA 55 Variação da concentração dos sólidos no reator UASB, durante o período experimental.

4.6 Condutividade elétrica

Em razão da rapidez e da facilidade em sua determinação, esta análise passou a ser um procedimento padrão quando se quer expressar a concentração total de sais e indica, portanto, a quantidade de íons contidos no líquido.

Os valores médios de CE determinados no efluente das diversas unidades de tratamento foram 3,98; 4,43; 4,88; 7,40; 6,78 e 6,99 dS.m⁻¹, para caixa de areia, peneira estática, TAE, RAC, UASB e decantador final, respectivamente. Houve, portanto, uma elevação ao longo do experimento com exceção do efluente do RAC para o efluente do UASB. No efluente do TAE para o efluente do RAC houve um aumento considerável, como pode ser observado na Figura 56.

Esse aumento progressivo da condutividade deveu-se ao aumento de sólidos dissolvidos ocorridos pela decomposição dos mais diversos compostos, propiciando a elevação deste parâmetro. Foi observado que a degradação desses sólidos dissolvidos ocorreram em maior escala no reator UASB.

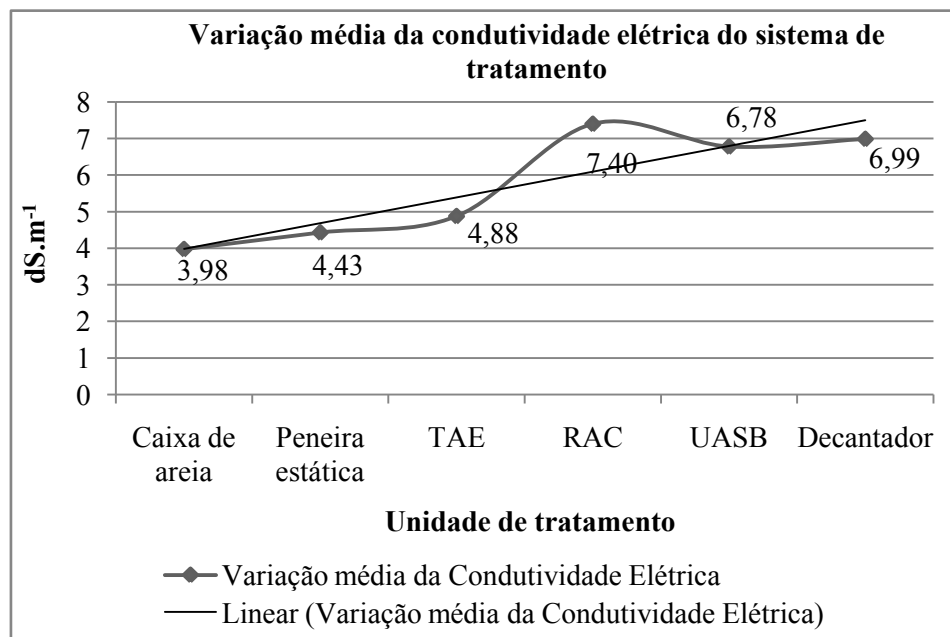


FIGURA 56 Condutividade elétrica média no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Encontrou-se baixa relação linear entre os sólidos fixos, solúveis e voláteis e relação moderada com os sólidos dissolvidos, quando correlacionados com a condutividade elétrica. Isso se deve à presença de substâncias orgânicas que se volatilizam e as partículas em suspensão com tamanhos superiores a 1 μm , as quais podem dificultar a leitura da condutividade elétrica, como citado por Braile & Cavalcanti (1993) e constatado por Sampaio et al. (2007). A relação entre sólidos dissolvidos e a condutividade elétrica apresentou melhor

relação linear, por estarem em solução e ou em estado coloidal (Braile & Cavalcanti, 1993), (Figura 57 e Tabela 8).

Estes resultados podem ter ocorrido devido ao fato de o efluente da suinocultura conter, aproximadamente, 99% de água e a fração restante incluir sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como micro-organismos.

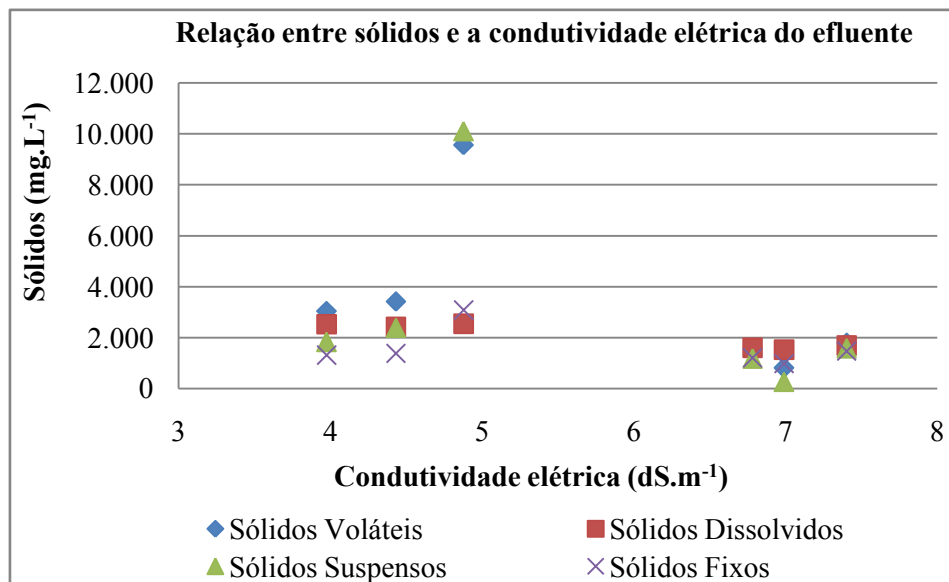


FIGURA 57 Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica.

TABELA 8 Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica.

Relação entre a série de sólidos (SV, SD, SS e SF) e condutividade elétrica		
	R² – relação linear	Pearson – correlação
SV x CE	0,28	-0,52
SD x CE	0,90	-0,95
SS x CE	0,16	-0,40
SF x CE	0,11	-0,33

SV – sólidos voláteis (mg.L⁻¹); SD – sólidos dissolvidos (mg.L⁻¹); SS – sólidos solúveis (mg.L⁻¹); SF – sólidos fixos (mg.L⁻¹); CE – condutividade elétrica (dS.cm⁻¹)

A partir da 21^a semana, correspondente ao 85^o dia de operação, a condutividade elétrica se manteve com oscilações menores, como pode ser observado na Figura 58, o que ocorreu também a partir da 19^a semana, correspondente ao 71^o dia de análise para o parâmetro de alcalinidade e pH, demonstrando que, após esta semana, o sistema apresentou maior estabilidade.

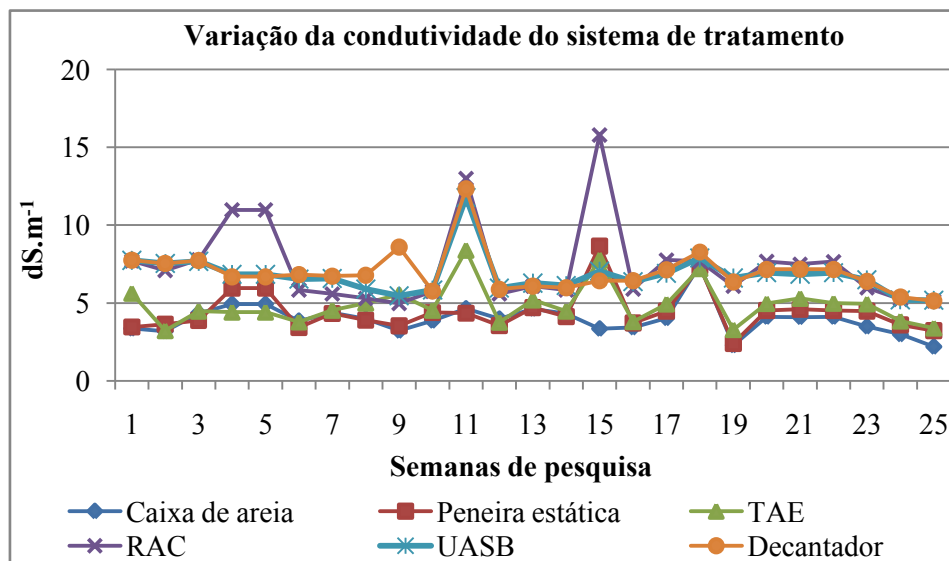


FIGURA 58 Variação da condutividade elétrica no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.

4.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Como se observa no gráfico das Figuras 59 e 60, tanto os valores da DBO total quanto da DBO filtrada oscilaram ao longo do experimento. No entanto, os valores da DBO filtrada apresentam variações menores.

No RAC, UASB e no decantador final, ambas as DBO se mantiveram praticamente constantes durante o período pesquisado, com exceção na 6ª semana, correspondente ao 42º e 49º dias de operação, quando ocorreu um pico no valor da DBO. Este valor elevado pode ter ocorrido devido ao fato da varredura de sólidos das unidades, o que é justificado pelo pico de vazão demonstrado no gráfico da Figura 35, confirmando este arraste de sólidos para as outras unidades de tratamento.

No TAE, foram observados os maiores valores da DBO total e alguns picos para a DBO filtrada (6ª e 10ª semana), respectivamente. Já na 11ª semana, correspondente ao 77º dia de operação, ocorreu um pico no valor da DBO na caixa de areia, o qual foi acompanhado pela peneira estática e TAE. Isso indica que houve um aumento na matéria orgânica afluente, aumentando a carga orgânica e ou volumétrica no tratamento preliminar e primário. Esta carga pode ser melhor evidenciada na DBO filtrada, contudo, essa sobrecarga não afetou as unidades de tratamento biológico.

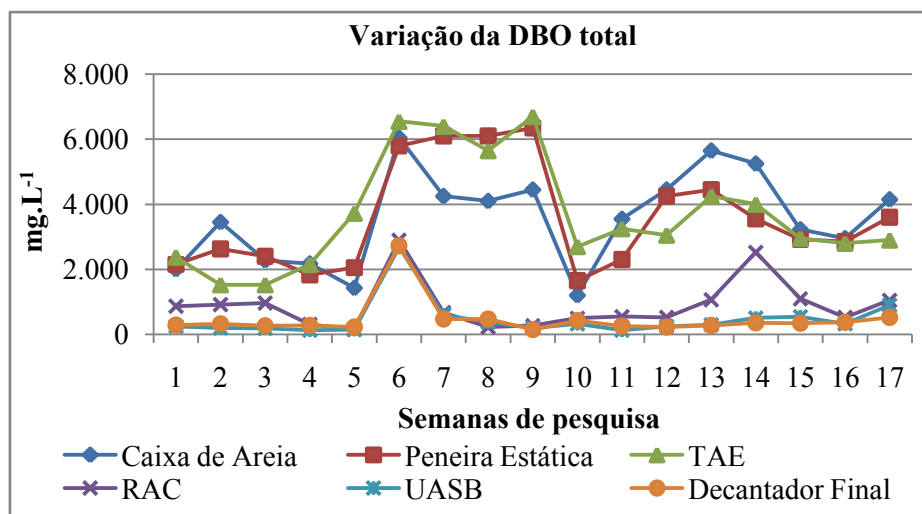


FIGURA 59 Variação da DBO total no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.

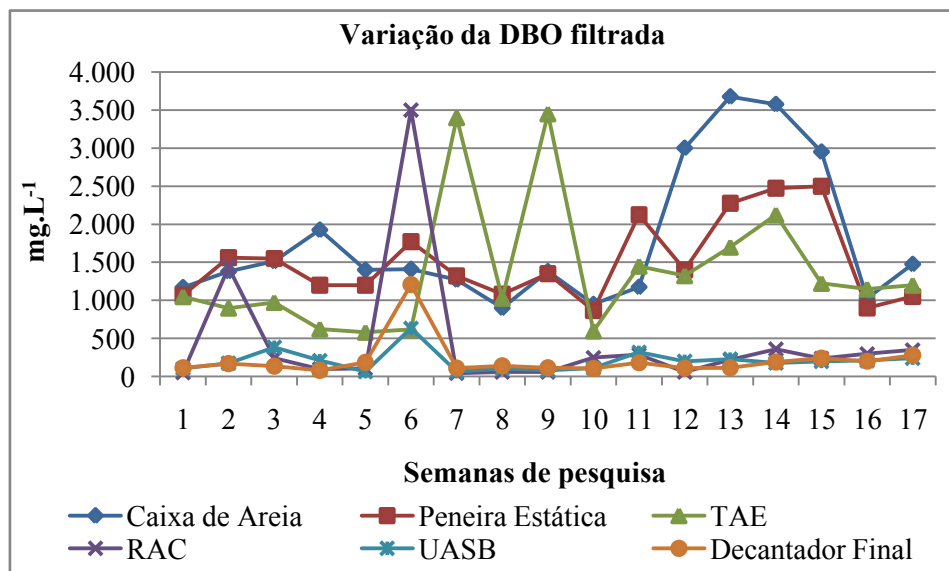


FIGURA 60 Variação da DBO filtrada no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.

Grande número de fatores, como solubilidade, partículas orgânicas, sedimentabilidade, oxidação dos sólidos suspensos, reação de oxirredução do ferro e compostos sulfurosos, bem como a falta de agitação, pode afetar a exatidão e a precisão dos valores da DBO (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1995).

Para os valores médios de DBO, tanto das amostras totais quanto filtradas, o sistema apresentou padrão semelhante na remoção desse parâmetro no efluente. Na DBO filtrada, a eficiência foi maior e mais suave, como se observa nas Figuras 61 e 62.

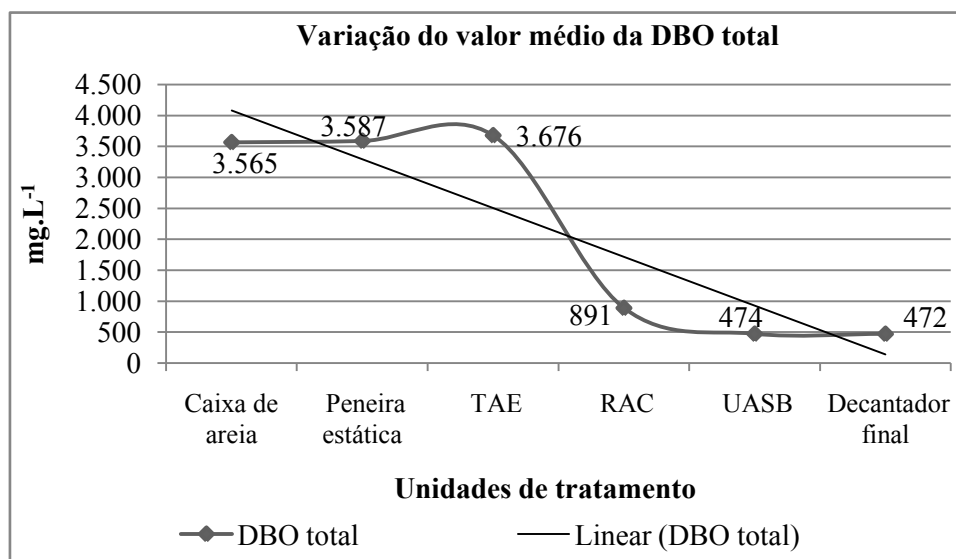


FIGURA 61 Variação do valor médio da DBO total no efluente das unidades do sistema de tratamento.

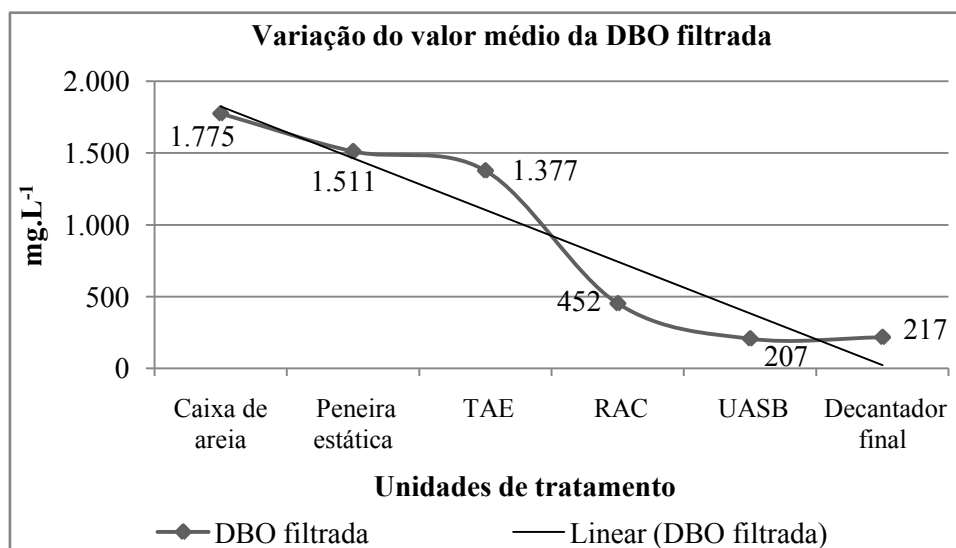


FIGURA 62 Variação do valor médio da DBO filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Nota-se também, nos gráficos das Figuras 61 e 62, que houve um aumento do valor da DBO (total e filtrada) referente ao TAE. Isso se deve, possivelmente, à estrutura de sucção do esgoto do TAE para o RAC, onde o líquido da porção inferior do TAE é bombeado, tornando o efluente mais concentrado devido ao material decantado. Consequentemente a quantidade de matéria orgânica é aumentada, justificando, assim, o aumento do valor da DBO.

A eficiência do sistema na remoção da DBO total e filtrada foi de 86,7% e 87,8%, respectivamente, com valores iniciais de 3.565 e 1.775 mg.L⁻¹, na caixa de areia e 472 e 216 mg.L⁻¹, na unidade final (decantador final), para DBO total e filtrada, respectivamente. Os valores da eficiência, bem como a relação de DBO total e filtrada, podem ser observados na Figura 63 e Tabela 9.

Costa (2007), durante o período de partida neste mesmo sistema, obteve eficiência variando de 20% a 40% no TAE e encontrou elevada eficiência na remoção da DBO no RAC, aproximadamente 80%. Isso ocorreu devido à decantação dos sólidos nesta unidade, também devido à baixa carga superficial aplicada nesta unidade. Entretanto, o reator UASB, durante esta mesma fase, apresentou eficiência máxima de 80%. Todavia, devido aos parâmetros de partidas aplicados, os quais se basearam mais na decantação de sólido para a formação da manta de lodo, a eficiência desta unidade caiu para 40%.

Lourenço (2006), analisando águas residuárias da suinocultura por meio de reatores de bancada, obteve eficiência de 65% e 67%, para o TAE e UASB, respectivamente, para a remoção da DBO total.

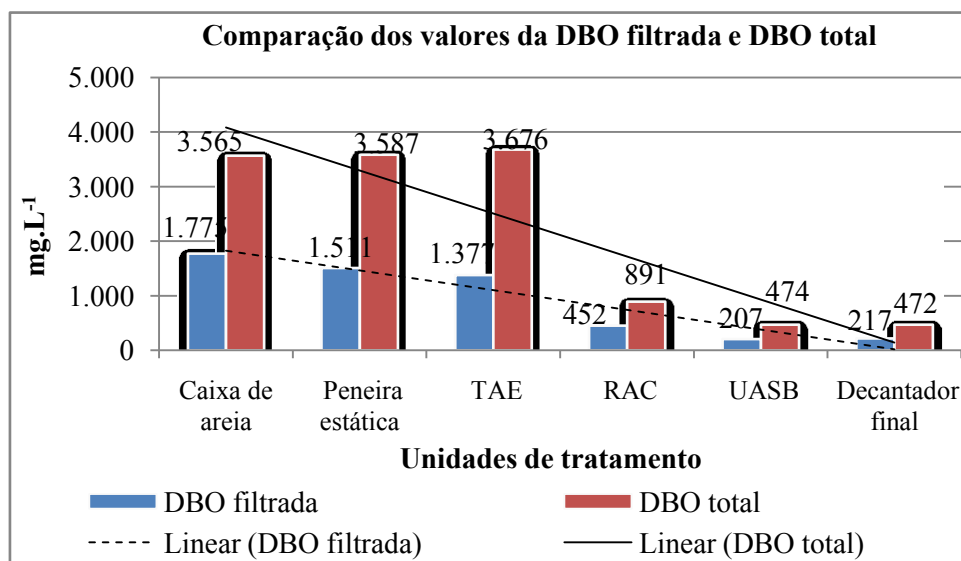


FIGURA 63 Relação entre DBO total e filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.

TABELA 9 Valores médios de DBO total e filtrada e eficiência média de remoção nas unidades do sistema de tratamento de efluentes obtidos durante o período experimental.

UNIDADE	DBO total (mg.L ⁻¹)	DBO filtrada (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	
			Total	Filtrada
Caixa de areia	3.565	1.775		
Peneira estática	3.587	1.511		
TAE	3.676	1.377		
RAC	891	452	86,8	87,8
UASB	474	207		
Decantador final	472	217		

No gráfico da Figura 64 observa-se o valor das eficiências negativas na peneira estática e TAE, sugerindo que foram obtidos mais sólidos no efluente do que no afluente durante a amostragem, condições adversas que, certamente, não acontecem com elevada frequência, uma vez que se sabe que uma peneira estática remove a DBO apenas fisicamente. Já no caso do TAE, isso ocorreu devido à sucção dos sólidos presentes no fundo desta unidade, conforme explicado anteriormente.

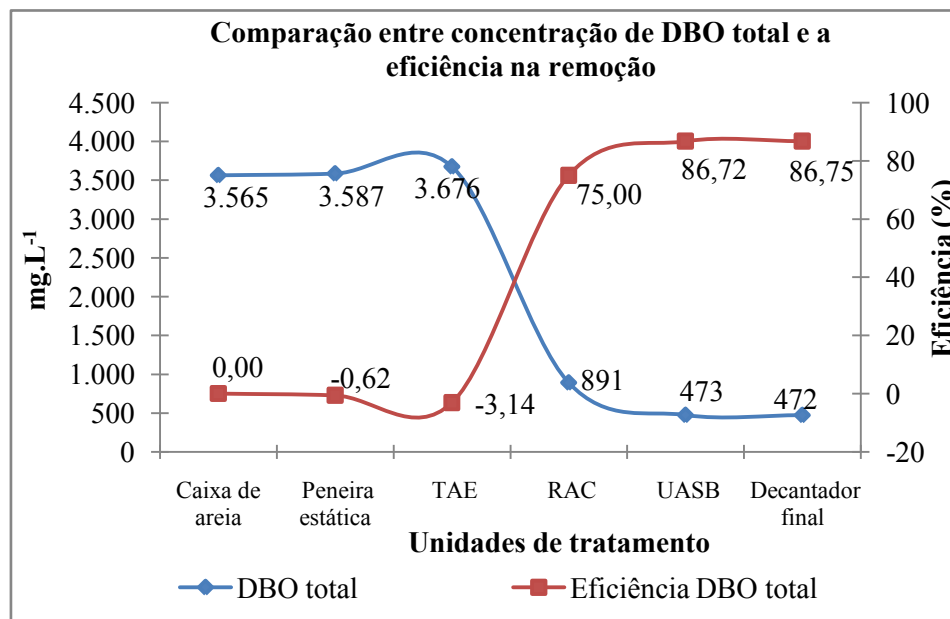


FIGURA 64 Relação entre a DBO total afluente média e a eficiência de remoção de cada uma das unidades de tratamento.

Segundo Costa (2007), os tratamentos preliminar e primário do sistema de tratamento de águas residuárias da suinocultura são muito importantes, devido ao fato de reduzirem os riscos de entupimento nas tubulações de recalque, pelos altos teores de sólidos presentes nesse tipo de esgotos. Estas

primeiras unidades também evitaram o assoreamento dos reatores, que poderia influenciar o TDH e, por sua vez, a queda da eficiência na remoção da matéria orgânica.

Os valores médios de DBO encontrados durante este estudo foram bastante superiores aos encontrados por Campos et al. (2005b) e Carmo et al. (2004), trabalhando em escala laboratorial e Costa (2007), em escala piloto. Mesmo os valores médios do sistema para a DBO filtrada (923 mg.L^{-1}) encontrados neste experimento não se aproximam dos valores médios de 381 e 457 mg.L^{-1} de DBO total encontrados por Costa (2007) e Campos et al. (2005b), respectivamente. Isso se deve ao fato de estes autores terem trabalhado com um TDH de aproximadamente 33 horas e com concentrações afluentes menores.

4.8 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores de DQO total no sistema oscilaram ao longo das semanas de pesquisa, sendo encontrados valores mais elevados e também maior variação no tratamento preliminar e primário. Para RAC, UASB e decantador final, os valores se mantiveram mais constantes com a presença de alguns picos na 3^a, 7^a e 17^a semana, correspondentes ao 21^o, 56^o e 119^o dias de operação. Os valores de pico foram observados também na caixa de areia, na peneira estática e no TAE, mostrando que esse aumento foi ocasionado pela característica do efluente da suinocultura durante aquele período. Estes dados podem ser observados na Figura 65. Quanto à DQO filtrada, os valores se mostraram mais homogêneos ao longo das semanas de pesquisa, sendo justificado pela remoção dos sólidos na filtração, como se observa na Figura 66, o que não ocorreu na DBO, por ser um processo biológico, mantendo assim a variação ao longo do período experimental.

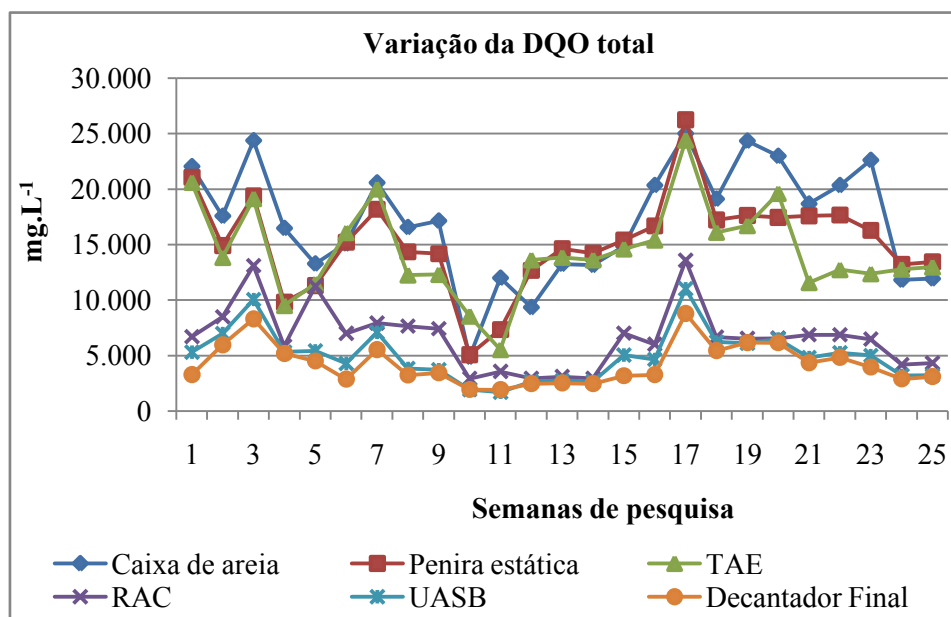


FIGURA 65 Variação da DQO total no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.

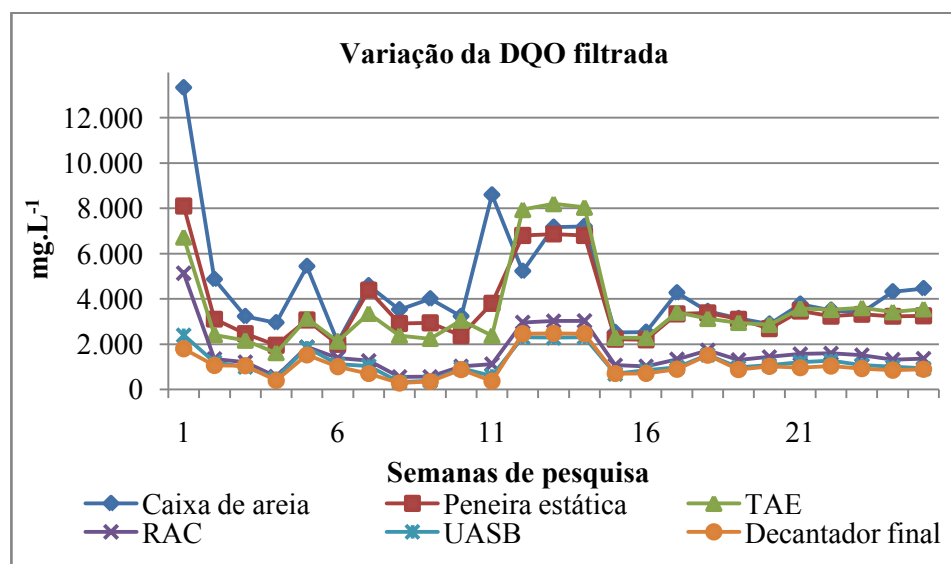


FIGURA 66 Variação da DQO filtrada no efluente das unidades de tratamento, ao longo do período experimental.

Os valores médios para a DQO total e filtrada do sistema também apresentaram padrão de remoção semelhante aos valores da DBO. Para a DQO filtrada, a eficiência de remoção foi maior e mais constante ao longo do sistema, como pode ser observado nas Figuras 67 e 68.

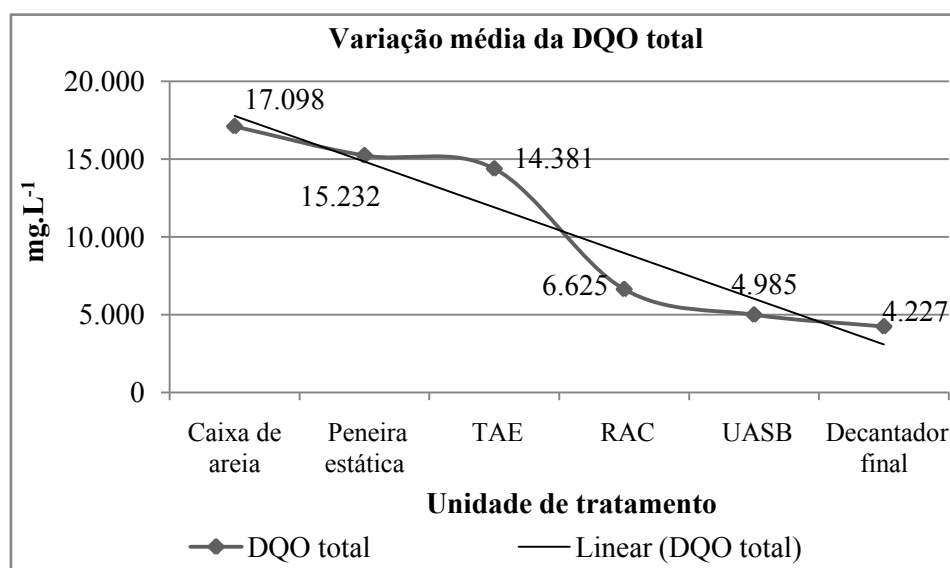


FIGURA 67 Variação do valor médio da DQO total no efluente das unidades do sistema de tratamento.

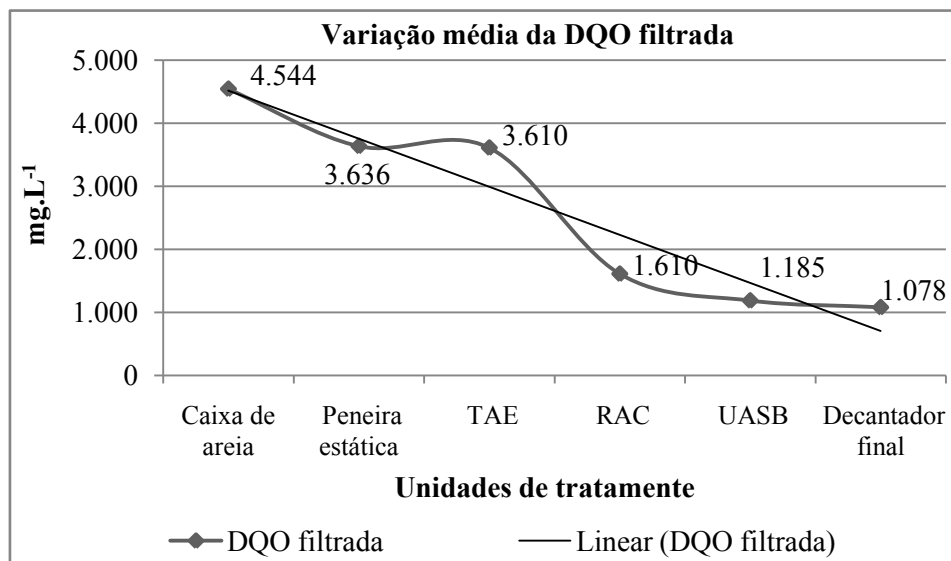


FIGURA 68 Variação do valor médio da DQO filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Nos gráficos das Figuras 67 e 68 observa-se que houve elevação do valor da DQO no TAE, semelhante aos resultados obtidos para a DBO. A DQO filtrada, quando comparada à DQO total, evidenciou ainda mais a interferência do posicionamento do duto de sucção do lodo no TAE, mostrando haver um efluente com alta concentração, tanto de matéria orgânica como de inorgânica, recalcado para as unidades de tratamento secundário.

Neste experimento, houve grande redução dos valores da DQO, quando comparados os resultados das amostras totais e filtrada, demonstrando a redução em torno de 27%, como se observa na Figura 69.

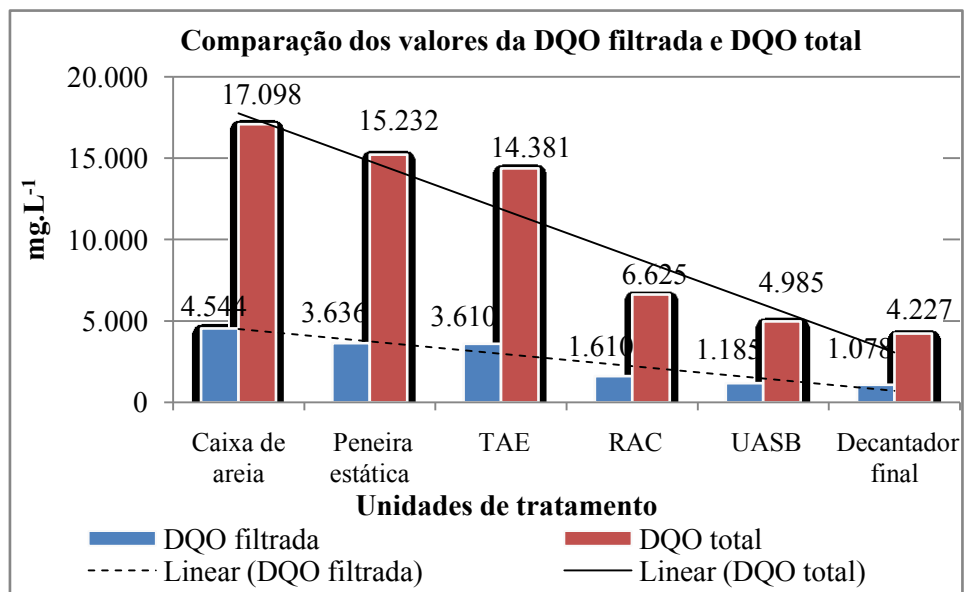


FIGURA 69 Relação entre DQO total e filtrada no efluente das unidades do sistema de tratamento.

A eficiência do sistema na remoção da DQO total e filtrada foi de 75,3% e 76,3%, respectivamente, considerado os valores iniciais de 17.098 e 4.544 mg.L⁻¹, na caixa de areia e 4.226 e 1.078 mg.L⁻¹, na unidade de decantação final, em termos de DQO total e filtrada, respectivamente. Os valores para a eficiência, bem como a relação de DQO total e filtrada, podem ser observados na Tabela 10 e na Figura 70.

TABELA 10 Valores médios de DQO total e filtrada e eficiência média de remoção nas unidades do sistema de tratamento de efluentes, obtidos durante o período experimental.

UNIDADE	DQO total (mg.L ⁻¹)	DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	
			Total	Filtrada
Caixa de areia	17.098	4.544		
Peneira estática	15.232	3.636		
TAE	14.381	3.610		
RAC	6.625	1.610	75,3	76,3
UASB	4.985	1.185		
Decantador final	4.227	1.078		

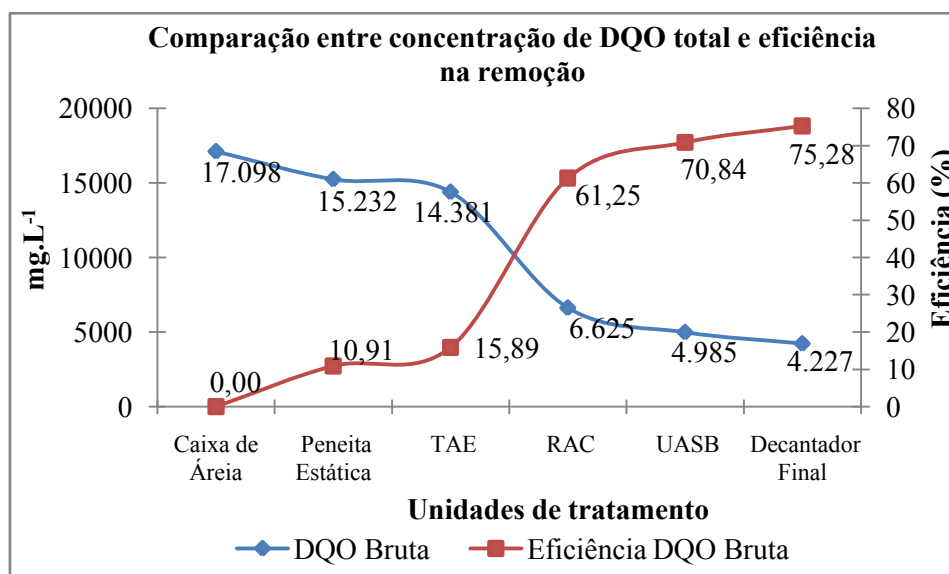


FIGURA 70 Relação da remoção DQO total afluente média e a eficiência de remoção de cada uma das unidades de tratamento.

No gráfico da Figura 71 observa-se que houve correlação de 0,91 (R^2) e 0,96 (*Pearson*), entre a alcalinidade total do substrato e a eficiência de remoção da DQO (total e filtrada), no sistema de tratamento.

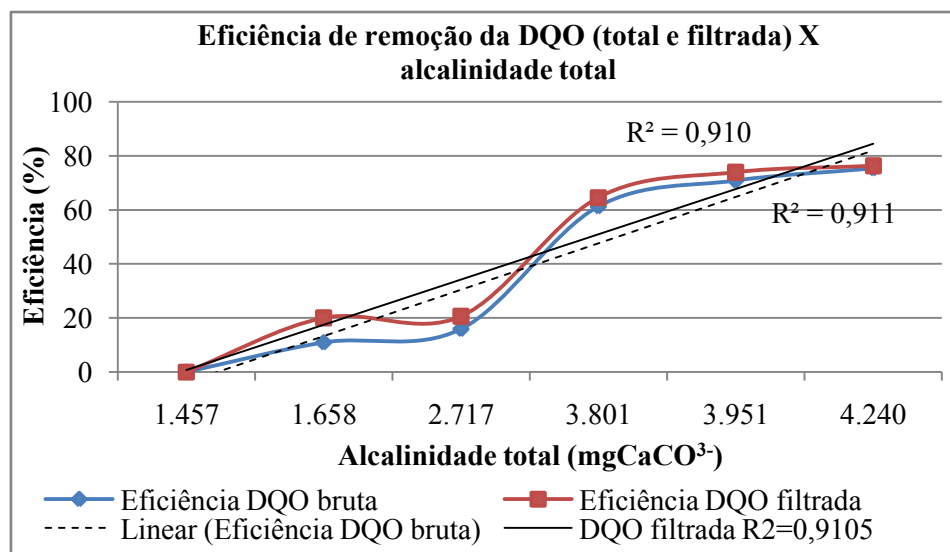


FIGURA 71 Correlação entre a eficiência na remoção da DQO do sistema de tratamento e a alcalinidade total do substrato.

Os valores para DQO total foram muito superiores aos encontrados por Campos et al. (2005b), trabalhando em escala laboratorial e por Costa (2007) em escala piloto. Entretanto, os valores médios para a DQO filtrada deste experimento, apesar de superiores, se assemelham, quando comparados aos resultados da DQO total encontrados por Campos et al. (2005b) e Costa (2007). O valor médio para DQO filtrada foi de 2.610 mg.L⁻¹, ao passo que Costa (2007) e Campos et al. (2005b) encontraram, respectivamente os valores de 1.897 e 1.755 mg.L⁻¹, para a DQO total. Isso vem confirmar que havia maior concentração de matéria orgânica no efluente líquido gerado pela granja de suinocultura durante o período relativo à duração da presente pesquisa.

4.9 Relação DBO e DQO

Segundo Braile & Cavalcante (1993), os parâmetros de DQO e DBO podem ser considerados para uma interpretação inicial e de direcionamento na escolha dos possíveis tratamentos.

Evidentemente, a DQO sempre é maior que a DBO, todavia, ao final deste experimento, essa diferença se tornou mais elevada. Entretanto, a diferença destes dois parâmetros (DQO e DBO) foi diminuindo com o passar do tempo experimental. No início da pesquisa, os valores para DQO (total e filtrada) e DBO (total e filtrada) eram mais elevados. Posteriormente, atingiram valores finais de 4.226 e 1.078 mg.L⁻¹, para DQO total e filtrada, respectivamente e 472 e 216 mg.L⁻¹, para DBO total e filtrada, respectivamente. Entretanto, o valor máximo permitido para o lançamento em curso d'água é de 180 mg.L⁻¹, para a DQO e 60 mg.L⁻¹, para a DBO (Conselho Nacional de Meio Ambiente - COPAM, 2008).

A DQO total média foi 20% maior do que a DBO total média, enquanto a DQO filtrada foi 35% mais elevada que a DBO filtrada, demonstrando que a quantidade de material quimicamente oxidável no efluente da suinocultura é elevado em relação à quantidade de matéria orgânica biodegradável que apresenta-se, principalmente, na forma particulada.

Para a maioria dos despejos orgânicos é possível correlacionar a DQO com a DBO, o que é vantajoso, pois a DQO pode ser determinada em cerca de três horas, enquanto a DBO, em cinco dias.

A relação DBO/DQO pode ser um indicativo de biodegradabilidade dos efluentes. Valores elevados desta relação indicam que a fração biodegradável é elevada e valores muito baixos indicam que a fração inerte é elevada. Para esgotos domésticos, a relação entre DBO/DQO varia entre 0,3 e 0,8, sendo o valor próximo a 0,5.

Neste experimento, foram obtidos valores, para a relação DBO/DQO, de 0,20 e 0,35, para valores brutos e filtrados, respectivamente. Na relação DQO/DBO, tanto totais quanto filtrados, os valores encontrados foram de 5,0 e 2,8, respectivamente. Estes valores representam esgotos facilmente biodegradáveis. No gráfico da Figura 72 é mostrada a relação DBO (total e filtrada) e DQO (total e filtrada).

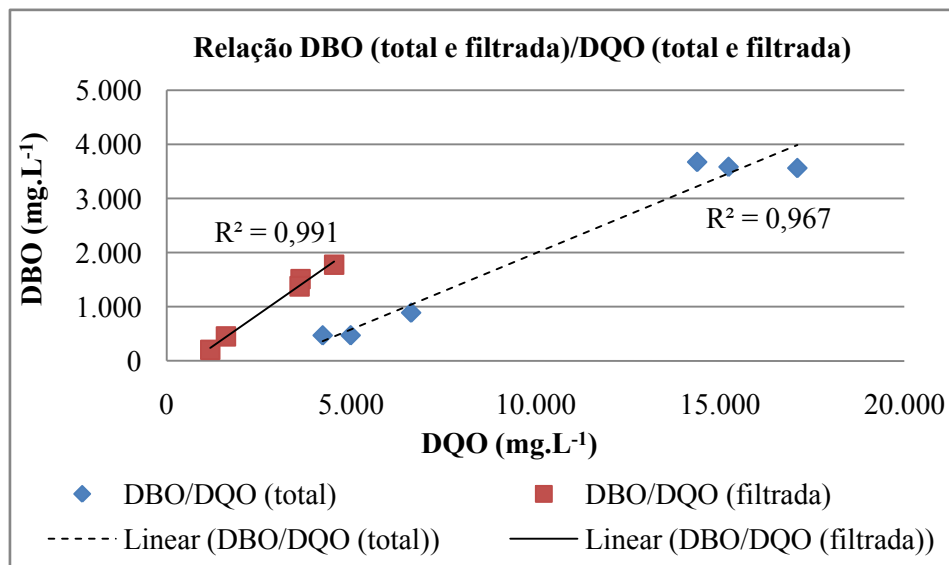


FIGURA 72 Relação dos valores médios entre DBO (total e filtrada) e DQO (total e filtrada) no afluente do sistema de tratamento.

4.10 Nitrogênio e fósforo

A concentração média de nitrogênio (NTK) no sistema foi de 71,26 mg.L⁻¹, ocorrendo uma elevação anormal no segundo mês de pesquisa, como pode ser observado no gráfico da Figura 73.

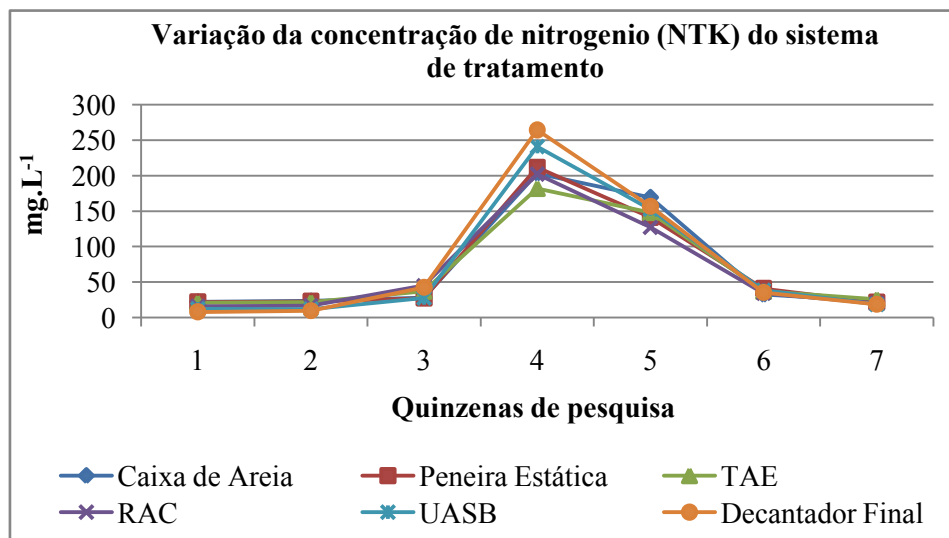


FIGURA 73 Concentração de nitrogênio (NTK) no efluente das unidades, durante o período da pesquisa.

Nota-se, no gráfico da Figura 74, que os valores médios de nitrogênio decresceram nas unidades preliminares e primárias e até mesmo no reator anaeróbio compartimentado, atingindo valor médio mínimo de 65,91 mg.L⁻¹. Este fato pode ser justificado pela quebra e consumo de proteínas e aminoácidos por micro-organismos nessas unidades de tratamento e por ter tido também a presença de bactérias do gênero *Pseudomonas* sp. e *Klebsiella* sp.

Estas bactérias, segundo Sousa (1996), principalmente as *Pseudomonas* sp. (*P. fluorescens* e *P. aeruginosa*), são facultativas heterotróficas e capazes de realizar a desnitrificação utilizando o oxigênio ligado a nitrito, nitrato e sulfato quando realizam oxidação anaeróbia de moléculas orgânicas, contribuindo, assim, para a remoção do nitrato.

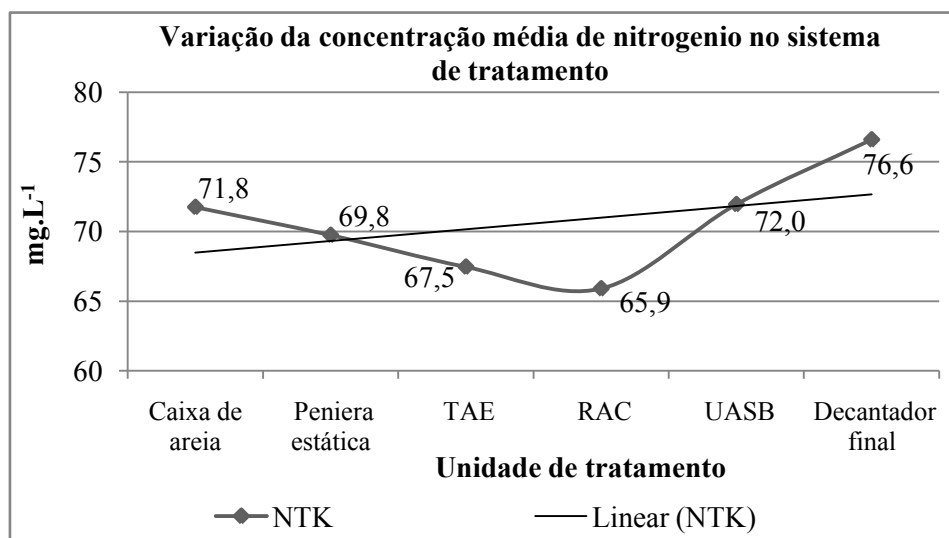


FIGURA 74 Concentração média de nitrogênio (NTK) no efluente das unidades de tratamento.

Observa-se que o valor de nitrogênio (NTK) no efluente do RAC se eleva gradativamente no UASB e no decantador final, atingindo valor médio máximo de 76,6 mg.L⁻¹, como observado na Figura 74. Isso pode ser justificado por possíveis mudanças fisiológicas dos micro-organismos (fungos e bactérias) presentes nos reatores ou, ainda, pelo estabelecimento de novas populações microbianas, como citado por Santos (2006). Estes valores não atendem à resolução CONAMA N^o 357/05, no que diz respeito à concentração máxima de lançamento de nitrogênio em corpos d'água que é de 20 mg.L⁻¹. Segundo Chenircharo (2007), este problema é uma das desvantagens do reator UASB, sendo necessária a aplicação de pós-tratamento.

Segundo Haandel & Letinga (1994), a digestão anaeróbia converte o material orgânico, mas alguns constituintes importantes presentes no efluente, como nutrientes e patógenos, não são afetados de maneira significativa pelo

tratamento anaeróbio, principalmente no que se refere à remoção efetiva de nitrogênio e fósforo.

De acordo com Sá (1997), durante as fases de crescimento das espécies microbianas, em especial os fungos, existe o retorno da amônia intracelular para o meio exterior, causando a permeabilidade da célula a este composto. Enzimas, aminoácidos e outros compostos solúveis de nitrogênio também são liberados, denotando, dessa forma, a dificuldade existente em se definir etapas metabólicas no ecossistema do reator, onde populações diferentes se sucedem e partes de micélios e restos de material bacteriano são reabsorvidos ou eliminados.

No início do monitoramento, o esgoto apresentou valores médios de concentração de fósforo total de $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$, reduzindo-se gradativamente. Entretanto, observam-se alguns picos, como mostrado na Figura 75.

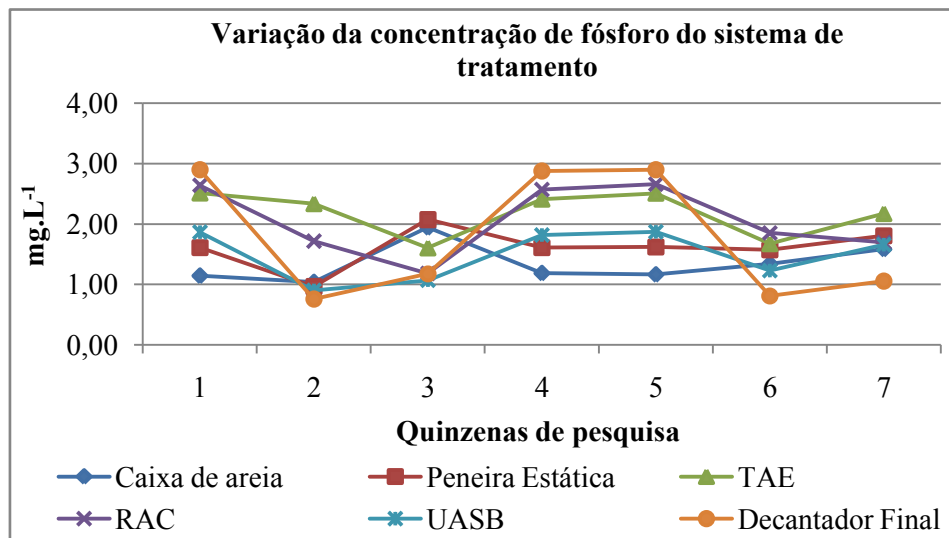


FIGURA 75 Concentração de fósforo total no efluente das unidades do sistema de tratamento.

Observa-se, no gráfico da Figura 76, um aumento gradativo relacionado ao valor da concentração do fósforo total em cada uma das unidades de tratamento, entre as quais o TAE apresentou o maior valor médio do sistema, de 2,2 mg.L⁻¹. Isso se deve ao aumento dos valores da concentração de DBO (total e filtrada) e da DQO (total e filtrada), uma vez que, segundo Sousa (1996), o acúmulo de fósforo em uma determinada unidade de tratamento ocorre normalmente por meio do processo de quebra de proteínas ou, ainda, devido à morte de células antigas.

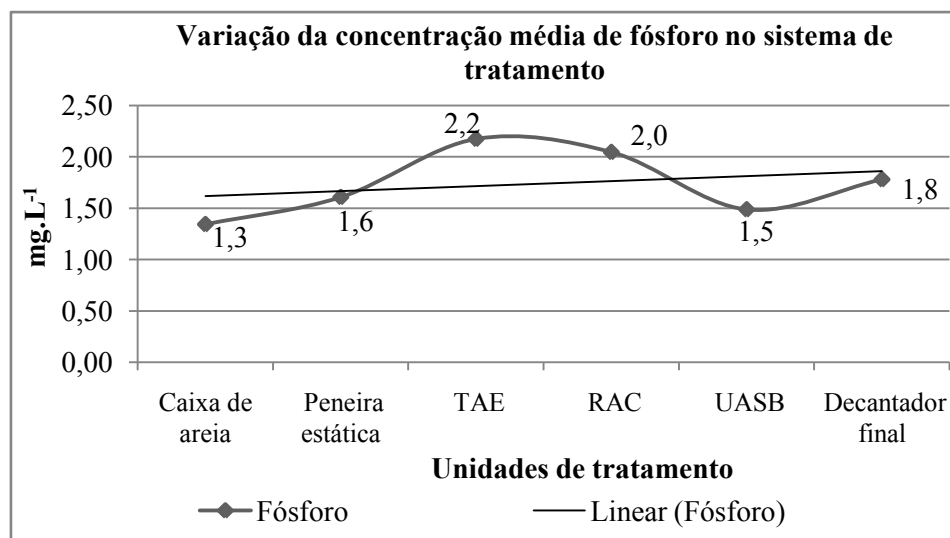


FIGURA 76 Concentração média de fósforo no efluente das unidades de tratamento.

Após o TAE, nota-se o decréscimo de fósforo total no RAC e no UASB, significando a utilização e a decomposição desse elemento nas unidades de tratamento secundário, podendo ser utilizado na produção de biomassa microbiana. Segundo Grady & Lim (1980), o fósforo é utilizado para a síntese de ácidos nucleicos e fosfolípidios e são componentes essenciais na transferência

de energia. Mesmo após passar pelos reatores biológicos e pelo decantador final, o efluente não atendeu às exigências ambientais, apresentando concentrações 12 vezes maior que o recomendado, que é de $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ para o lançamento em águas doces de Classe 2 (CONAMA, 2005).

As concentrações de fósforo total observadas estão acima das encontradas por Lourenço (2006), analisando águas residuárias da suinocultura em um sistema de bancada composto por TAE, UASB e lagoa aerada facultativa, no qual os valores de entrada e saída foram, respectivamente, de 1,55 e $1,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Costa (2007), trabalhando com águas residuárias da suinocultura em escala piloto, encontrou valores médios de $1,35 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo no sistema, próximos aos encontrados neste experimento ($1,75 \text{ mg.L}^{-1}$).

O requerimento de fósforo pode ser estimado como 1/5 a 1/7 do requerimento de nitrogênio na base de massa, ou seja, uma proporção de 5:1 a 7:1 de nitrogênio em relação ao fósforo (Chernicharo, 2007). Neste experimento foi encontrada a relação de valores médios de 40:1, resultado que implica em uma quantidade de fósforo muito abaixo do necessário. Segundo Sperling (2006), é necessário um balanço adequado entre carbono, nitrogênio e fósforo (C:N:P), no esgoto, para o desenvolvimento dos micro-organismos; em termos de DBO, deve apresentar, aproximadamente, valores de 100:5:1. Essa relação, neste estudo, apresentou valores médios de 527:40:1 e 1.206:40:1, para DBO total e filtrada, respectivamente. Silva (2007), tratando águas residuárias do processamento do café, encontrou valores médios, para a relação DBO:P, de 865:1. Portanto, foi evidenciado, neste experimento, que a concentração de fósforo presente no sistema foi muito baixa e insuficiente para suprir a demanda de matéria orgânica a ser removida.

Os requisitos de nitrogênio se baseiam na composição química de cada célula microbiana e a suplementação de nutrientes se baseia na DQO, no qual

baixos valores da relação DQO e nitrogênio podem influenciar a produção de metano da unidade ou sistema em estudo (Chernicharo, 2007).

Para a relação DQO:N:P foram encontrados valores médios de 5.957:40:1 e 1.492:40:1, para DQO total e filtrada, respectivamente. Silva (2007) encontrou valores médios para esta relação de 2.811:336:1. Segundo Letinga et al. (1996), essas relações entre DQO:N:P, predizendo que os nutrientes do esgoto estejam na forma disponíveis para as bactérias, determinam as características da microbiota da unidade em estudo, estimando que valores próximos de 1.000:5:1 remetem à biomassa com baixo coeficiente de produção celular, como na degradação de ácidos orgânicos voláteis e valores próximos de 350:5:1 referem-se à biomassa com elevado coeficiente de produção celular, como na degradação de carboidratos. Portanto, nos valores encontrados neste experimento, observou-se alta concentração de DQO e nitrogênio em relação ao fósforo, evidenciando, assim, uma biomassa com baixo coeficiente de produção celular, podendo supor também que os nutrientes, principalmente o fósforo, não devem estar em formas disponíveis para as bactérias.

Foresti (1989) sugere que, para a maioria dos despejos, tratados com reatores anaeróbios, a relação entre DQO:N:P deveria ser de 300 a 500:5:1 e Speece (1996) considera esta relação de 500:5:1 suficiente para atender às necessidades de nutrientes pelos micro-organismos anaeróbios.

Neste experimento, a eficiência na remoção de nutrientes, como nitrogênio (NTK) e fósforo total, foi insatisfatória, obtendo-se valores negativos de -6,8% e -32,5%, respectivamente, ao contrário do encontrado por Campos et al. (2006). Estes autores obtiveram eficiências de remoção de nitrogênio (NTK) e fósforo total da ordem de 41,7% e 36,6%, respectivamente, operando um sistema de tratamento de efluentes em escala laboratorial, composto por TAE, UASB e lagoa aerada facultativa, alimentado em fluxo contínuo com efluente

líquido de suinocultura, com concentração média de sólidos totais igual a 2.490 mg.L⁻¹. Salienta-se que, no experimento supracitado, o nitrogênio obteve maior eficiência de remoção na lagoa aerada facultativa e, no caso do fósforo, as maiores eficiências de remoção foram encontradas no reator UASB.

4.11 Óleos e graxas (O&G)

Os valores para óleos e graxas variaram nas unidades de tratamento com média de 596 mg.L⁻¹, ao longo do sistema. Foram encontrados valores médios máximos e mínimos de 882 e 339 mg.L⁻¹ deste parâmetro para o TAE e UASB, respectivamente, como pode ser observado na Figura 77. Entretanto, ao final do sistema de tratamento, há uma redução da concentração de óleos e graxas, obtendo-se uma eficiência de remoção de 55,7%. Estes resultados estão próximos aos encontrados por Guimarães (2002), no tratamento de esgotos domésticos, que encontrou eficiência de 58%, na remoção desse parâmetro, apesar de efluentes domésticos apresentarem menor concentração de O&G.

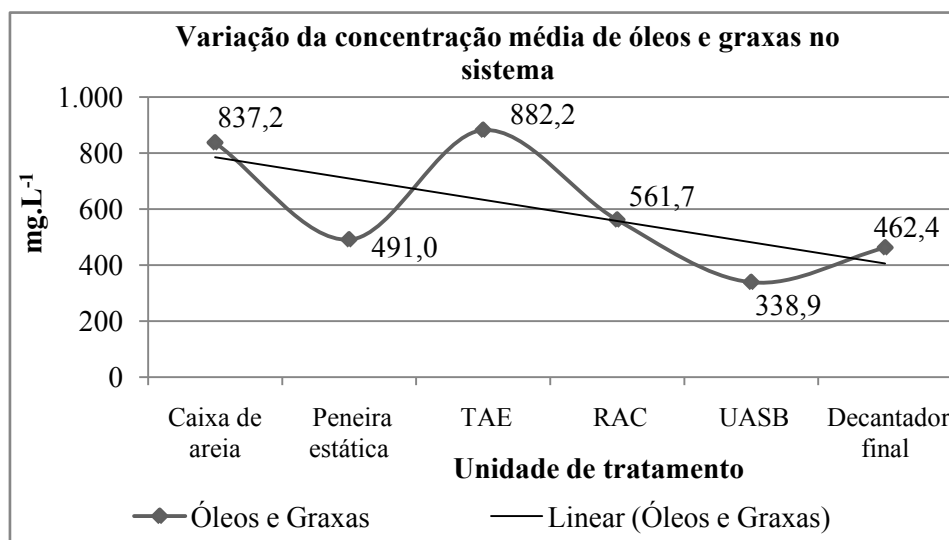


FIGURA 77 Variação da concentração média de óleos e graxas no efluente de cada uma das unidades de tratamento.

Os teores de óleos e graxas determinados nos efluentes tratados pelo sistema se mostram bem superiores aos limites preconizados por Metcalf & Eddy (1991), Jordão & Pêsoa (1995) e Sperling (2005) que, para esgotos domésticos brutos, estão em uma faixa de 55 a 170 mg.L⁻¹, bem como os estabelecidos pela legislação (Resolução CONAMA N^o 357 de 2005), que designa concentrações médias 50 mg.L⁻¹ de óleos e graxas para efluentes de qualquer fonte poluidora.

Guimarães (2002), trabalhando com esgotos domésticos, constatou que concentrações a partir de 65 mg.L⁻¹ de óleos e graxas já eram suficientes para ocasionar problemas operacionais ao sistema, o que é confirmado por Matos (2005), citando que a remoção de óleos e gordura justifica-se para evitar a formação de incrustações nas tubulações e estruturas, além de facilitar o tratamento subsequente da água residuária.

A importância da determinação do teor de óleos e graxas deve-se ao fato de que, quando há presença de concentrações elevadas em águas residuárias, estes promovem problemas operacionais em etapas do tratamento primário, podendo também interferir no tratamento biológico. Esses problemas ocorrem devido ao fato de óleos e graxas interferirem na deposição e no carreamento de lodo do reator e promoverem uma resistência à digestão anaeróbia, causando acúmulos de escumas nos digestores, perturbações dos dispositivos de tratamento, podendo inviabilizar o uso do lodo na prática da fertilização e causando odores desagradáveis (Jordão & Pessoa, 1995; Guimarães, 2002).

Miranda et al. (2001) e Steil et al. (2002) observaram um aumento da eficiência do sistema de tratamento anaeróbio, com a instalação de um sistema de remoção prévia de óleos e graxas, mediante flotação com polieletrólitos e FeCl_3 , que podem ter influência negativa na etapa inicial do processo de decomposição anaeróbia. Entretanto, o uso de filtros orgânicos tem conseguido eficiências de remoção de 95%, para óleos e graxas (Kunz, 2005; Matos, 2005).

4.12 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e carga hidráulica volumétrica (CHV)

Neste experimento, a TDH foi de, aproximadamente, 19 e 12 horas, para o RAC e UASB, respectivamente, tendo sido considerado o volume total dos reatores e, ao mesmo tempo, para cada um dos compartimentos do RAC, como pode ser observado na Figura 78. Comparando-se com os resultados encontrados por Costa (2007), trabalhando com o mesmo sistema piloto (RAC-UASB) de tratamento de efluentes da suinocultura, no qual operou com TDH de 53 horas para o RAC e 33 horas para o UASB, foi encontrada, em ambos os estudos, a mesma diferença entre os TDH do RAC e UASB, sendo, aproximadamente,

62% maior para o RAC em relação ao UASB, ou seja, 1,6 vez maior. Nota-se, assim, que o RAC acomodou as cargas orgânicas de choque, deixando, assim, o UASB com menores variações hidráulicas.

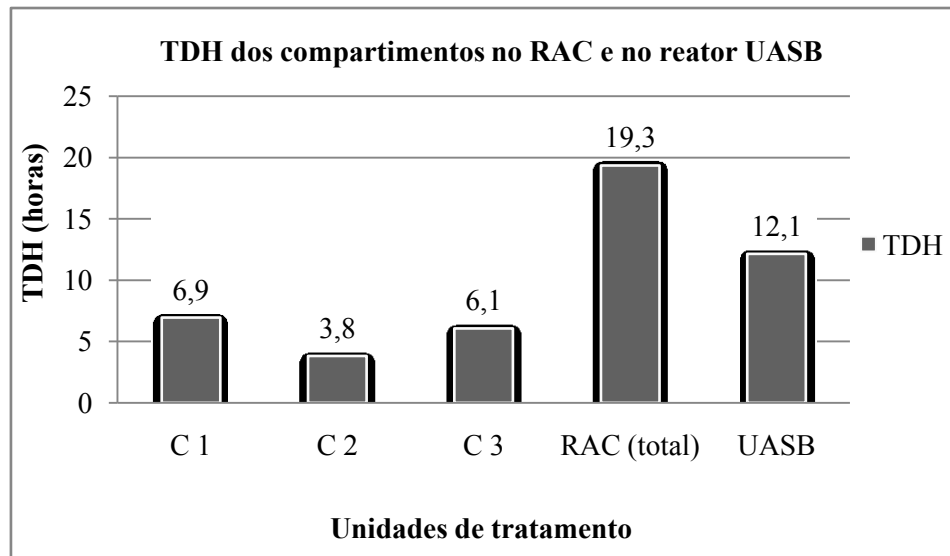


FIGURA 78 Tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado ao RAC e em seus compartimentos e ao reator UASB.

As eficiências na remoção de DQO total e filtrada encontradas para este sistema, neste TDH, foram de, aproximadamente, 75% e 76%, respectivamente. Esses resultados são diferentes dos obtidos por Fernandes & Oliveira (2006) que estudaram o TDH em reatores anaeróbios em série. Estes autores verificaram que houve alterações na remoção da DQO e sólidos em suspensão, em que o sistema era composto por um reator anaeróbio compartimentado e um reator UASB, no qual obteve-se a maior eficiência com o TDH de 22 horas, quando comparados com o TDH de 34,5 horas, no mesmo sistema de tratamento.

Santana & Oliveira (2005), tratando águas residuárias da suinocultura por meio de reatores UASB em dois estágios, encontraram eficiência de 85% na remoção da DQO, sólidos suspensos e maior produção de metano em TDH de 37,6 horas, quando comparados ao TDH de 62,3 horas. Pereira-Ramirez (2004), estudando a recirculação da alcalinidade no desempenho de reatores UASB no tratamento de águas residuárias da suinocultura com TDH de 12 horas, evidenciou a remoção da DQO filtrada variando de 68% a 85%, o que demonstra que a média de eficiência do sistema em estudo (RAC-UASB) esteve dentro do esperado, segundo a literatura consultada, e que o TDH influencia diretamente na remoção da carga orgânica do tratamento.

A carga hidráulica volumétrica (CHV) é equivalente à vazão por volume útil do reator, sendo, assim, o inverso do tempo de detenção hidráulica (TDH), conforme se observa no gráfico da Figura 79. Nota-se que o maior valor médio da CHV, obtido no sistema, foi de $4,51 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, relativo ao primeiro compartimento do RAC, contrariamente ao que foi verificado por Costa (2007). Este autor encontrou o maior valor no terceiro compartimento do RAC ($1,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$). Os valores encontrados neste estudo estão bem abaixo do limite máximo sugerido por Chernicharo (2007), que é de $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$, para esgoto doméstico. Entretanto, com estes resultados, a biomassa do sistema foi reduzida, o que proporcionou o aumento do grau de estabilização dos sólidos, demonstrando um quesito importante de adequação do sistema.

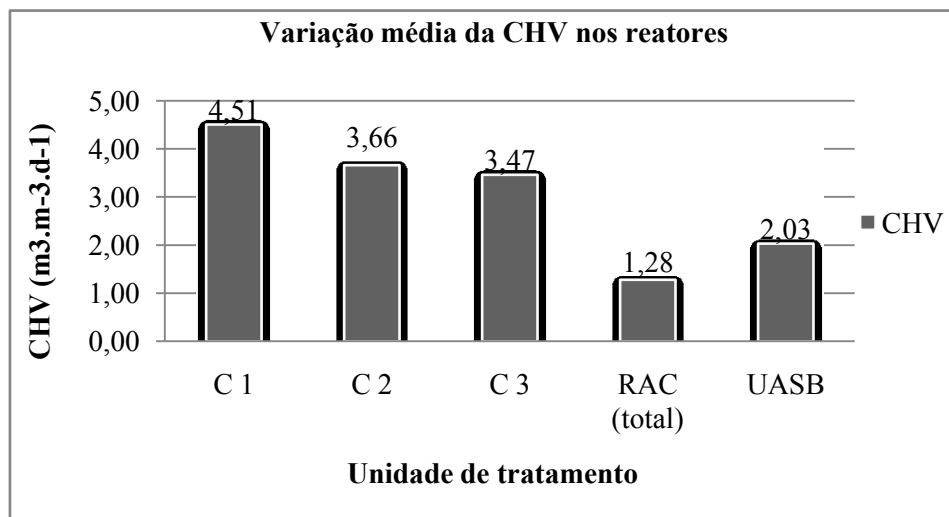


FIGURA 79 Carga hidráulica volumétrica (CHV) aplicada ao RAC e seus compartimentos e ao reator UASB.

4.13 Carga orgânica volumétrica (COV)

Segundo Chernicharo (2007), a carga orgânica volumétrica (COV) é definida como sendo a quantidade de matéria orgânica (em termos de DBO ou DQO) aplicada diretamente ao reator, multiplicada pela vazão do afluente dividido pelo volume do reator. Neste estudo, a COV, para cada um dos reatores biológicos do sistema de tratamento, pode ser visualizada nas Figuras 80, 81, 82 e 83, nas quais, nota-se grande variação, no que diz respeito à COV, com base na DBO total e DQO total, tanto para o RAC quanto para o UASB. Estas unidades apresentaram valores médios de 4,56 e 1,76 $\text{kgDBO}_{\text{total}} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para RAC e UASB, respectivamente e 17,84 e 13,10 $\text{kgDQO}_{\text{total}} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, para RAC e UASB, respectivamente.

Para este mesmo parâmetro, foram encontrados valores relacionados à DBO e DQO filtrada de 1,71 e 0,89 $\text{kgDBO}_{\text{filtrada}} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, para o RAC e UASB,

respectivamente e 4,48 e 3,18 $\text{kgDQO}_{\text{filtrada}} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, para o RAC e UASB, respectivamente, observando, assim, números 37% e 25% menores para a DBO e DQO do RAC e 51% e 25% para a DBO e DQO do UASB, quando comparados aos valores das cargas orgânicas brutas. Isso demonstrando que, para os valores de carga orgânica volumétrica filtrada, os valores se apresentam mais uniformes e estáveis ao longo do experimento, quando comparados com os valores da carga orgânica volumétrica bruta. A grande variação observada nos valores da COV para a DBO total e DQO total deve-se à flutuação da carga orgânica afluyente aos reatores biológicos e, principalmente, provocada pela fração particulada do efluente, uma vez que a vazão de entrada no RAC e UASB foi mantida constante.

De acordo com Chernicharo (2007), para projetos de estações em escala plena, têm-se adotado valores de COV inferiores a $15 \text{ kgDQO}_{\text{total}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, embora cargas orgânicas extremamente elevadas, na ordem de $45 \text{ kgDQO}_{\text{total}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, tenham sido aplicadas com êxito em instalações piloto. Costa (2007) aborda um aspecto importante a ser mencionado sobre este parâmetro, no que se refere à coleta das amostras do efluente, as quais podem influenciar o cálculo das cargas, pois, em certas condições, o reator ou unidades anteriores às analisadas, poderiam estar, em um dado momento, liberando sólidos em seu efluente. Este fenômeno é denominado varredura, mascarando a determinação quantitativa das cargas, fato que foi observado, principalmente, no tanque de acidificação e equalização.

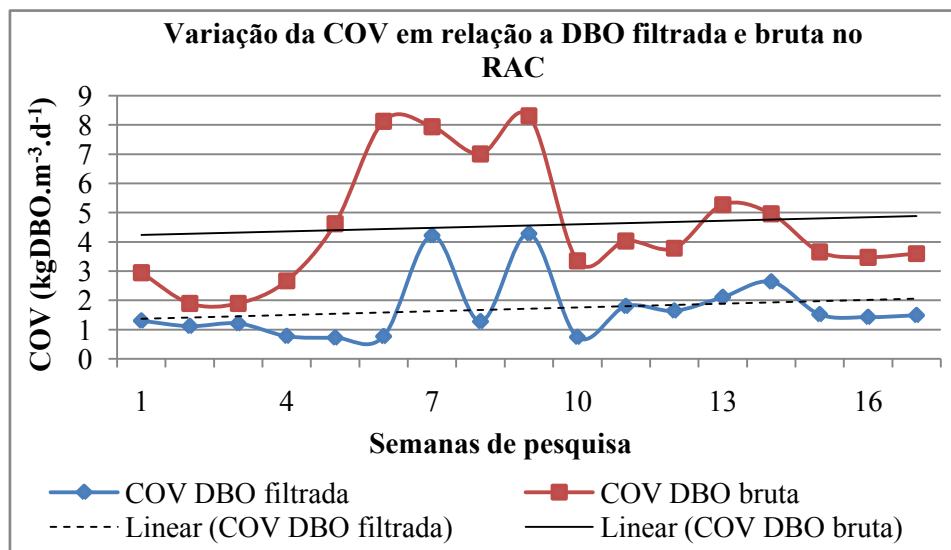


FIGURA 80 Variação da COV em relação à DBO (total e filtrada) aplicada ao RAC.

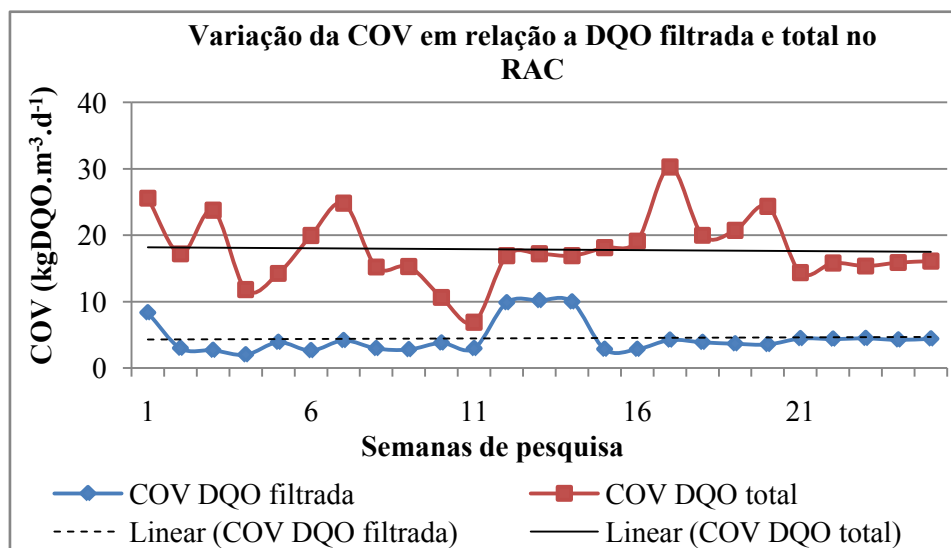


FIGURA 81 Variação da COV em relação à DQO (total e filtrada) aplicada ao RAC.

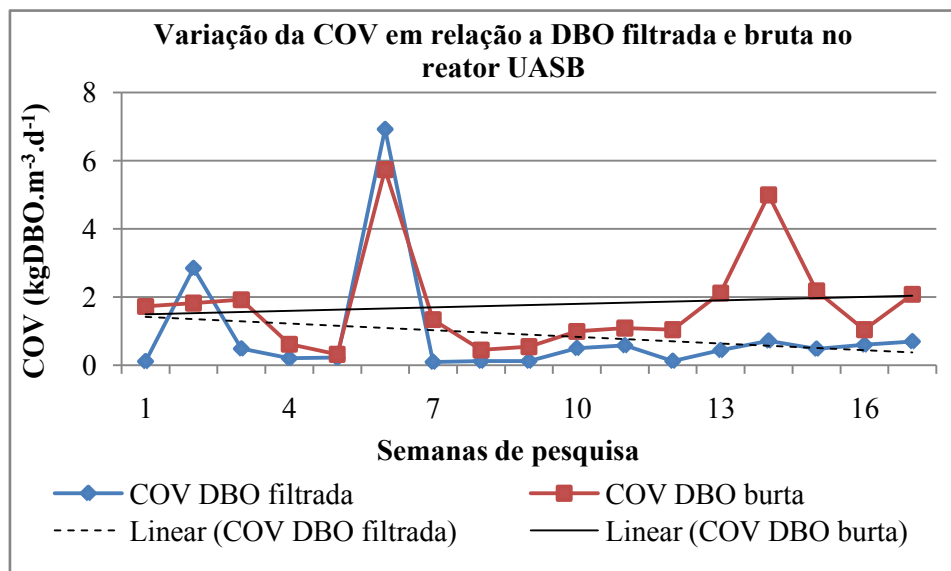


FIGURA 82 Variação da COV em relação à DBO (total e filtrada) aplicada ao reator UASB.

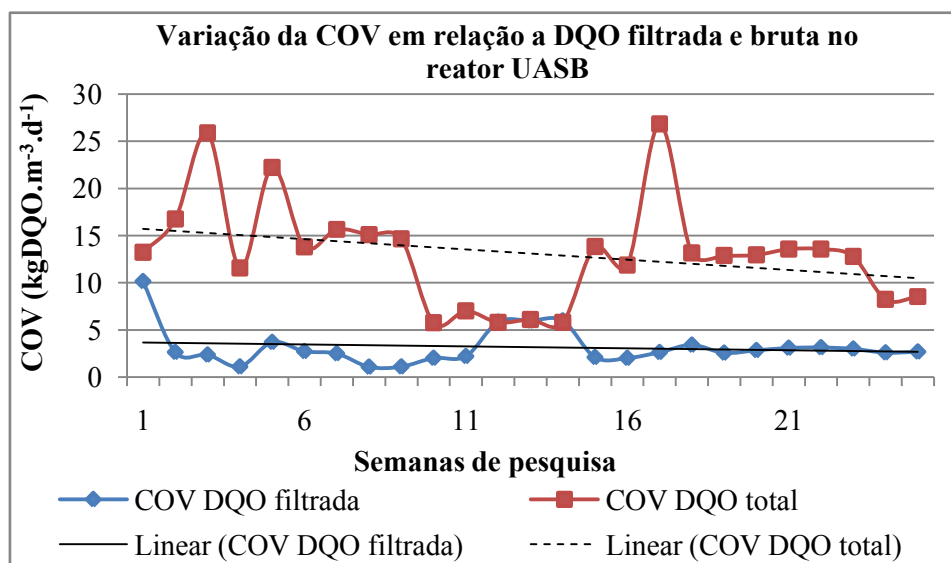


FIGURA 83 Variação da COV em relação à DQO (total e filtrada) aplicada ao reator UASB.

A carga orgânica volumétrica média (COV) para cada um dos reatores biológicos do sistema foi comparada em função da DBO (total e filtrada) e da DQO (total e filtrada), como se observa na Figura 84. Nota-se grande variação devido à diferença da carga média de cada parâmetro, ressaltando também a relação com a vazão nas figuras anteriores demonstradas separadamente, uma vez que a vazão foi mantida constante. Esse fato ocorreu devido à oscilação da carga orgânica dos dejetos que chegavam à caixa de areia, pois a diluição dos dejetos no momento de lavar a pocilga era bastante variável.

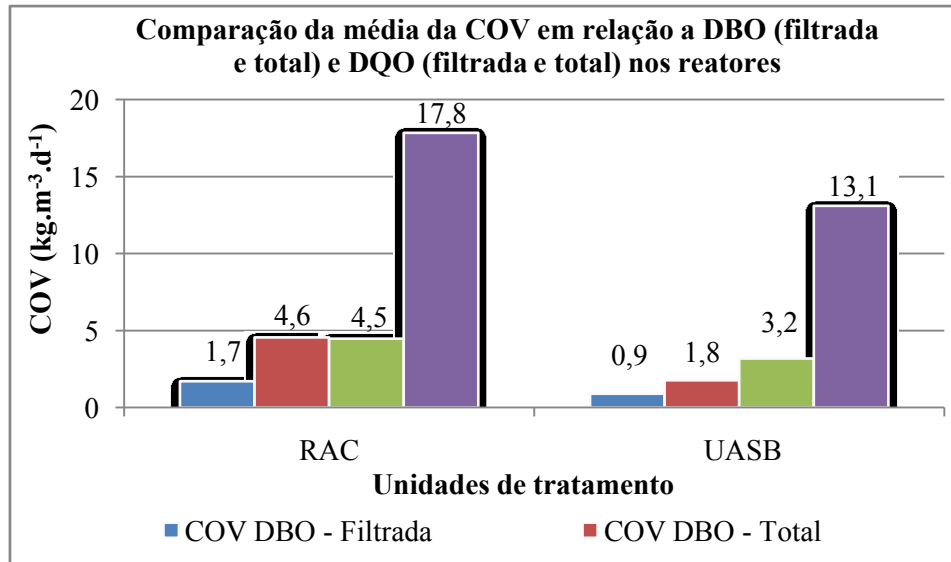


FIGURA 84 Comparação da média da COV, em relação à DBO e à DQO aplicadas aos reatores.

4.14 Carga orgânica biológica (COB)

A carga orgânica biológica, também conhecida como carga do lodo, é referente à quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente no mesmo, calculada pela Equação 6.

Segundo Chernicharo (2007), a carga biológica inicial para a partida de um reator anaeróbio deve estar na ordem de 0,05 a 0,15 kgDQO.kgSVT.d⁻¹, dependendo do tipo de efluente a ser tratado, e essas cargas devem ser aumentadas gradativamente, em função da eficiência do sistema. Em esgotos domésticos, a carga máxima, que depende da atividade metanogênica do lodo, encontra-se, usualmente, na faixa de 0,1 a 0,4 kgDQO.kgSVT.d⁻¹. Dependendo do tipo de água residuária a ser tratada, os valores da COB podem variar em torno de 2 kgDQO.kgSVT.d⁻¹.

Os valores médios encontrados para a COB, neste experimento, foram de 2,82 e 0,11 kgDQO.kgSVT.d⁻¹, referentes a DQO total para o RAC e UASB, respectivamente, e de 0,72 e 0,02 kgDBO.kgSVT.d⁻¹, referente a DBO total no RAC e UASB, respectivamente. Estes valores sofreram grande redução, quando comparados ao esgoto filtrado, obtendo-se valores de 0,70 e 0,03 kgDQO.kgSVT.d⁻¹, para DQO filtrada e 0,27 e 0,01 kgDBO.kgSVT.d⁻¹ para DBO filtrada, ou seja, redução de 38% e 50%, relativa à DBO total para a filtrada e de 25% e 27%, relativa à DQO total para a filtrada no RAC e UASB, respectivamente (Figura 85). Em experimentos realizados por Chernicharo (2007), com reatores de manta de lodo, tratando esgotos domésticos, a aplicação de carga orgânica biológica da ordem de 0,3 a 0,50 kgDQO.kgSVT.d⁻¹, durante a partida de sistema, não prejudicou a estabilidade do processo em termos de pH e de ácidos graxos voláteis, o que pode ser também observado neste estudo, mesmo com COB mais elevada.

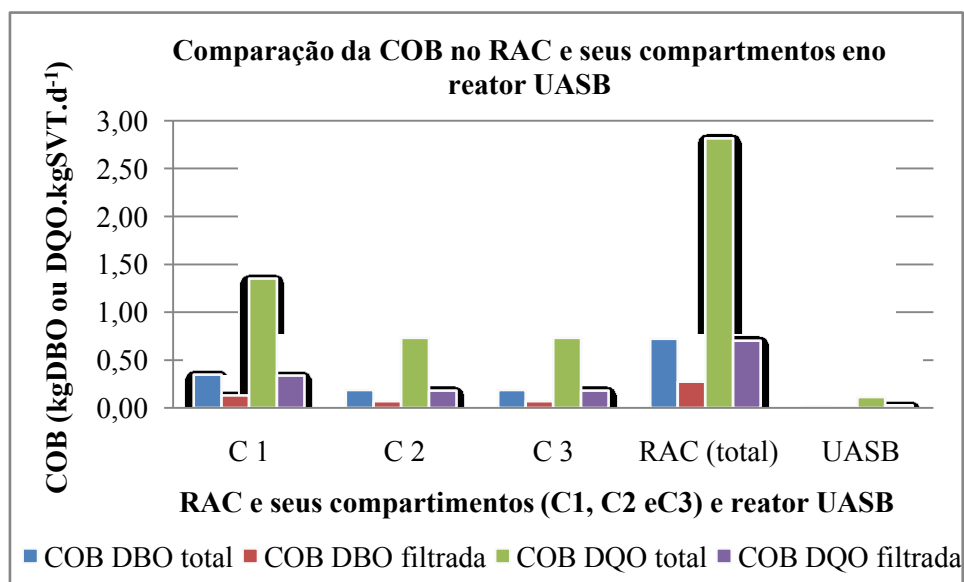


FIGURA 85 Comparação da COB em relação à DBO e à DQO no RAC e seus compartimentos e no reator UASB.

Pode-se observar também que o valor da COB foi mais elevado no primeiro compartimento do RAC que nos demais. Este maior valor da COB pode ser devido à menor concentração de sólidos voláteis totais (menor quantidade de bactérias), mesmo sendo observado em microscopia eletrônica de varredura um consórcio mais diversificado de micro-organismos.

O UASB apresentou a COB mais homogênea ao longo do período experimental, tanto para DBO quanto para DQO, comparada aos demais compartimentos do RAC. Isso leva a crer que o RAC auxiliou na equalização da COB ao longo de cada câmara, fazendo com que o reator UASB sofresse uma menor alteração. Observa-se, na Tabela 11, grande diferença entre a carga orgânica biológica em relação à DBO total e a filtrada e a DQO total e filtrada, confirmando, assim, que o carreamento de sólidos no efluente ao longo do

sistema influencia diretamente na COB, já que a vazão permaneceu inalterada ao longo do experimento.

TABELA 11 Tabela comparativa entre os valores médios da COB em relação à DBO e à DQO em cada compartimento do RAC e reator UASB.

Carga orgânica biológica – COB (kgDBO ou DQO.kgSVT.d⁻¹)				
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada
C 1	0,35	0,13	1,35	0,34
C 2	0,19	0,07	0,73	0,18
C 3	0,19	0,07	0,73	0,18
RAC total	0,72	0,27	2,82	0,70
UASB	0,02	0,01	0,11	0,03

4.15 Produção de gás

A produção teórica de biogás foi determinada em função da carga orgânica aplicada ao reator (vazão x concentração de DQO total). Foi adotado um valor padrão para a produção específica de metano (0,35 m³ de CH₄ por kg de DQO removida, nas CNTP), como citado por Chernicharo (2007). A correção do volume de biogás para as condições de temperatura e pressão local, também foi efetuada por meio das equações 8, 9 e 10, já citadas no item material e métodos.

A produção teórica de metano foi de 66 LCH₄.kgSVT.d⁻¹ e 11,9 LCH₄.kgSVT.d⁻¹ e de 24,7 m³.d⁻¹ e 5,4 m³.d⁻¹ para RAC e UASB, respectivamente. Em relação à medição proporcionada pelo gasômetro instalado nos reatores, foram encontrados os valores de 1.166,4 m³, 0,1 m³, 27,4 m³ e

12.598,5 m³ de biogás para os compartimentos 1, 2 e 3 do RAC e para o reator UASB, respectivamente, totalizando, assim, produção de 13.792,4 m³, nas unidades em conjunto, em 122 dias de coletas de dados, com média de 113 m³ de biogás por dia. Costa (2007) encontrou valores bem inferiores aos deste experimento, conseguindo obter 0,155 m³. Este resultado pode ter ocorrido devido à variação da carga orgânica aplicada no sistema, uma vez que este autor utilizou cálculos com base na DQO total.

Nota-se que, neste estudo, houve grande variação nos valores de biogás. Isso fato ocorreu devido a vários fatores, sendo um deles o vazamento do sistema de transporte de gás até os queimadores. A produção de biogás pode ser afetada também pela variação da temperatura externa dependente do clima frio. Segundo Fulford (1988), temperaturas inferiores a 10°C inibem a atividade microbiana e mudanças súbitas de mais de 5°C em um dia podem interromper a atividade de bactérias metanogênicas, resultando na formação de ácidos voláteis não digeridos.

Estes fatos são confirmados pelos dados do primeiro e do segundo compartimento do RAC, em que a produção de biogás acontece de forma pontual, no 8º e no 28º dia de coleta. No terceiro compartimento do RAC, observou-se a formação de biogás mais homogênea ao longo do experimento, e, no UASB, verificou-se produção crescente de biogás até o 25º dia de coleta, posteriormente cessando sua produção, que pode ser ocasionada pelos fatores já citados anteriormente.

Os valores de metano mensurados por cromatografia gasosa são muito baixos em relação aos mencionados em outros trabalhos a respeito dessa mesma área de pesquisa, nos quais a porcentagem de CH₄ no biogás apresenta médias de 30% a 60% de sua composição. Quando relacionados a produção de biogás e a produção de metano (CH₄), analisados por cromatografia gasosa neste

experimento, encontram-se valores máximos percentuais de 10,1; 0,73; 0,79 e 13,2, para os compartimentos 1, 2 e 3 do RAC e do reator UASB, respectivamente. Estes baixos valores podem ter ocorrido devido a problemas técnicos no sistema de coleta, sendo ineficiente na amostragem, no funcionamento e no armazenamento do biogás dos reatores.

4.16 Microbiologia

4.16.1 Fungos

Os fungos encontrados nos reatores anaeróbios deste experimento no tratamento de águas residuárias da suinocultura foram, em sua maioria, do gênero *Trichoderma* sp., mas também foram evidenciados gêneros, como *Monilia* sp., *Fusarium* sp., *Cladosporium* sp. e *Rhizoctonia* sp., tanto para o RAC quanto para o UASB.

Todos esses gêneros encontrados são de metabolismo aeróbio estrito e são largamente encontrados de forma natural no solo, em cultivares e podendo, também, colonizar a matéria orgânica em decomposição. Desse modo, estes resultados evidenciaram que as baixas concentrações de oxigênio nos reatores não inviabilizaram algumas espécies de fungos que podem ter sido direcionadas para dentro dos reatores por meio dos canais abertos, que levam o esgoto até o sistema de tratamento, onde esses micro-organismos se encontram latentes e, quando expostos às condições adequadas de crescimento, se desenvolvem. Entretanto, não pode descartar a hipótese de alguma contaminação, via aérea, já que as coletas foram realizadas em campo sem equipamentos e condições de assepsia, com exceção dos frascos estéreis.

4.16.2 Bactérias aeróbias e facultativas

Segundo Larsen et al. (1994) e Chen (2007), o processo de digestão anaeróbia pode colaborar significativamente para a redução de micro-organismos patogênicos que, em sistemas de tratamento de dejetos, podem ser monitorados por testes microbiológicos.

Vários são os fatores que influenciam a sobrevivência desses micro-organismos em digestores anaeróbios, entre eles a temperatura, o tempo de detenção hidráulica e do lodo, o pH, as interações químicas e o tipo de alimentação (contínua ou por batelada) (Smith et al., 2005). Segundo Ferreira et al. (2003) e Souza et al. (2004), um sistema integrado de biodigestores pode reduzir a densidade de bactérias termotolerantes e estreptococos fecais. Entretanto, quando o afluente do sistema apresenta uma carga elevada de micro-organismos entéricos, ele pode apresentar níveis elevados desses micro-organismos, principalmente da *Escherichia coli*.

A presença de coliformes nas águas residuárias indica poluição, com risco potencial de micro-organismos patogênicos e sua ausência é evidência de uma água bacteriologicamente potável, uma vez que são mais resistentes na água que as bactérias patogênicas de origem intestinal (Mallet, 2007)

A *Escherichia coli* é o principal representante do grupo de coliformes fecais, também conhecidos como bactérias termotolerantes. Esse grupo inclui bactérias na forma de bastonetes gram-negativos, móveis, não esporogênicos, podendo ser aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose, produzindo gás em 24 a 48 horas à temperatura de, aproximadamente, 44,5°C (Silva et al., 2001). Essas bactérias já foram associadas a doenças infecciosas, envolvendo quase todos os tecidos e sistemas orgânicos humanos, as quais estão frequentemente envolvidas em septicemias e choques endotóxicos e algumas

cepas são responsáveis por sérios quadros de gastroenterite (Koneman et al., 2001).

Neste experimento tratando águas residuárias da suinocultura com dois reatores biológicos anaeróbios em série, foram identificados, por meio dos testes microbiológicos específicos (BacTray®), espécies de *Escherichia coli* no RAC, enquanto, no reator UASB, isolaram-se *Escherichia coli*, *Escherichia fergusonii* e *Burkholderia cepacia*, todas com 100% de especificidade (Tabela 12).

TABELA 12 Identificação das espécies bacterianas aeróbias e facultativas presentes no lodo dos reatores anaeróbios, no tratamento de efluentes da suinocultura, por meio de testes microbiológicos.

Bactérias anaeróbias e facultativas identificadas dos reatores anaeróbios		
REATOR	Espécie bacteriana	Especificidade pelo teste BacTray® (%)
RAC – 1º compartimento	<i>Escherichia coli</i>	100
RAC – 2º compartimento	<i>Escherichia coli</i>	100
RAC – 3º compartimento	<i>Escherichia coli</i>	100
	<i>Escherichia coli</i>	100
UASB	<i>Escherichia fergusonii</i>	100
	<i>Burkholderia cepacia</i>	100

De forma geral, os coliformes são representados por quatro gêneros da família Enterobacteriaceae, que são *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia* e *Klebsiella* (Jay, 2005). Porém, apenas *E. coli* tem como hábitat primário o trato intestinal de animais de sangue quente, sendo, portanto, o melhor indicador de contaminação fecal (Franco & Landgraft, 1996).

A *Escherichia fergusonii*, anteriormente classificada no grupo 10 do *Centers for Disease Control and Prevention* (CDC) como *E. coli* inativa, sendo reconhecida como sorotipo Alkaligenes-Dispar, já foi isolada de sangue, vesícula biliar, urina e fezes de humanos (Koneman et al., 2001). É uma bactéria com características mais próximas da *E. coli* gram-negativa, oxidase negativa, catalase positiva, redutora de nitrato e nitrito e fermentadora de D-glicose. Porém, é sorbitol negativa, lactose-negativa, adonitol e celobiose positiva, podendo ser móvel ou imóvel (Expasy, 2000; Koneman et al., 2001).

A *Escherichia fergusonii* tem sido associada a uma variedade de infecções intestinais e extraintestinais, em humanos e animais. Existem relatos de isolamento desse micro-organismo proveniente de abortos, diarreia e mastite, em bovinos e ovinos. Em avestruz com necrose fibrinoide cecal, peritonite fibrinosa e septicemia, foi realizado o isolamento puro de *Escherichia fergusonii* de sangue, fígado e baço, além do ceco e do peritônio (Wragg et al., 2009).

Em 1992, foi proposta, por Yabuuchi et al., a mudança taxonômica de algumas espécies do gênero *Pseudomonas* spp. para o gênero *Burkholderia* spp., devido ao fato de alguns membros desse grupo ter a sequência do 16S rRNA diferenciado do restante, além de aspectos da composição de ácidos graxos, lipídios celulares e características fenotípicas. Dentre as sete espécies renomeadas para o novo gênero está a *Burkholderia cepacea*, anteriormente conhecida como *Pseudomonas cepacia*.

As bactérias do gênero *Pseudomonas* são bastonetes gram-negativos que sobrevivem em uma faixa de 37°C a 42°C e valores de pH relativamente altos. Essas bactérias são estritamente aeróbias, oxidativas, catalase positiva, oxidase positiva, sendo a maioria móvel, por meio de um ou de vários flagelos polares, com exceção da *Burkholderia mallei*, que é imóvel. Esta última também é capaz de sobreviver em condições escassas de nutrientes (MacFaddin, 1998). A

Burkholderia cepacia, segundo Koneman et al. (2001), tem a capacidade de sobreviver em condições de alta salinidade, em presença de substâncias químicas, em condições de escassez nutricional, em águas cloradas e em soluções desinfetantes, como o cloreto de benzalcônio (Rodrigues & Garrido, 2004). Essas bactérias já foram isoladas de inúmeras fontes de água e superfícies úmidas (Koneman et al., 2001).

A *B. cepacia* é responsável por inúmeras patogenias em vegetais, como a podridão dos bulbos de cebola e, em humanos, é considerada um patógeno oportunista (Koneman et al., 2001), sendo isolada, frequentemente, de pacientes com fibrose cística. Em muitos casos, a *B. cepacia* está associada a pneumonia necrosante fatal, meningites, endocardites, infecções do trato urinário e septicemias (Rodrigues & Garrido, 2004).

Portanto, com estes testes, evidencia-se que, nos reatores anaeróbios no tratamento de águas residuárias da suinocultura, encontraram-se presentes bactérias aeróbias estritas e facultativas que podem influenciar a estabilidade da microbiota responsável pela degradação da matéria orgânica e a produção de metano (bactérias metanogênicas). A bactéria *Burkholderia cepacia*, que pertence à família Pseudomonadacea, utiliza moléculas de NO^{2-} e NO^{3-} como aceptores de elétrons e produzem substâncias tóxicas (microbicidas e microbioestáticas) conhecidas como nitrogênios reativos, como óxido nítrico (NO), peroxinitrito (ONOO^-) e ácido nitroso (HNO_2) os quais, segundo Halliwell et al. (2007), podem ser prejudiciais a outros grupos de microorganismos, reagindo direta e ou indiretamente com proteínas, lipídios e DNA.

4.17 Microscopia

4.17.1 Microscopia estereoscópica e de luz branca

Por meio da microscopia estereoscópica foi evidenciada a macroconstituição do lodo dos reatores anaeróbios. Nas Figuras 86 e 87 observa-se a diversidade de materiais encontrados, podendo ou não fazer parte da estrutura dos grânulos. O tamanho dos grânulos varia de 0,3 cm a 1,0 cm de diâmetro, podendo ser alterado com a agregação de minerais presentes no esgoto, como areia ou materiais de origem biológica, como resíduos de vegetais e insetos, como demonstrado nas Figuras 88, 89, 90 e 91.

Segundo Schmidt & Ahring (1996), a granulação é o processo pelo qual a biomassa dispersa se agrega, formando grânulos bem definidos. É um processo complexo que envolve diferentes grupos tróficos de bactérias, assim como suas interações físico-químicas e biológicas, podendo ter uma estrutura aleatória ou organizada dos micro-organismos distribuídos no grânulo. Em substratos mais complexos, o grânulo pode conter, em sua superfície, bactérias fermentativas (acidogênicas) e metanogênicas hidrogenotróficas, enquanto as bactérias metanogênicas acetoclásticas e as acetogênicas produtoras de H₂ podem ocupar as camadas mais interiores.

A matriz do lodo pode ser um material sólido, como pedras, areia, solo e outros resíduos ou ser constituída pela própria biomassa aglomerada (grânulo), como o que acontece em reatores anaeróbios de fluxo ascendente, como o UASB e o RAC (Sperling, 2006), em que a biomassa pode crescer de forma dispersa no meio líquido sem nenhuma estrutura de sustentação e de forma aderida, que cresce junto a um meio suporte, formando o biofilme.

A formação desses grânulos é de fundamental importância, pois, neles irá se concentrar a biomassa específica (principais micro-organismos envolvidos

na remoção da matéria orgânica do esgoto) e o seu tamanho, como citado por Sperling (2006), é regulado pelo balanço entre as forças de coesão e as tensões de cisalhamento causadas por fatores hidráulicos no reator, sendo influenciadas também por diversos parâmetros químicos e biológicos

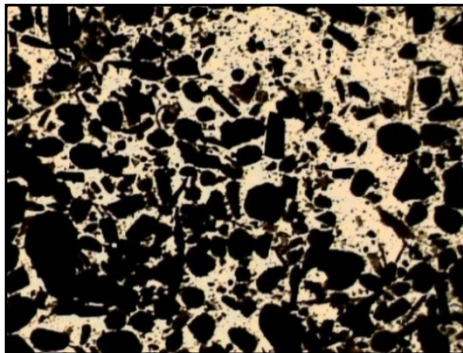


FIGURA 86 Conjunto de grânulos compondo o lodo dos reatores anaeróbios.

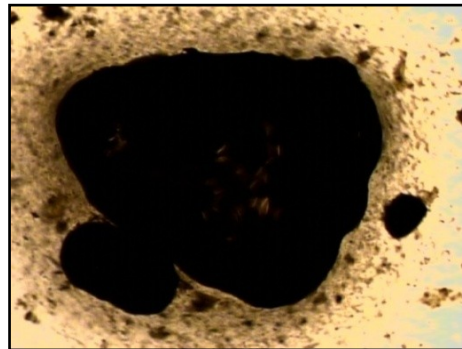


FIGURA 87 Grânulo em aumento de 40X em microscopia estereoscópica.



FIGURA 88 Presença de resíduos vegetais na composição do lodo dos reatores.

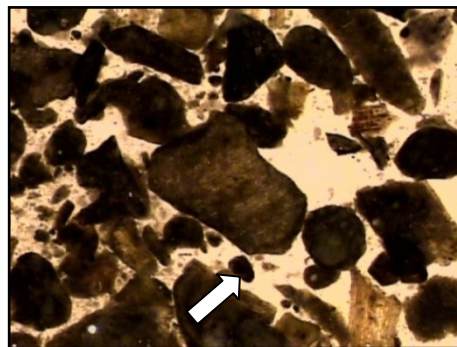


FIGURA 89 Presença de minerais na composição do lodo dos reatores.

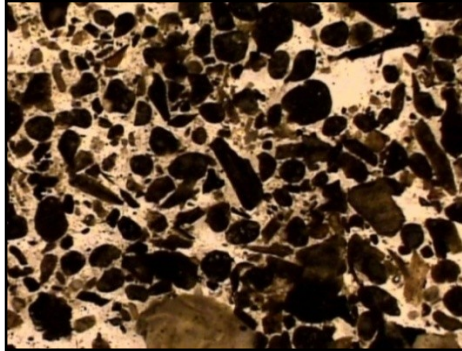


FIGURA 90 Diversidade de materiais da constituição do lodo dos reatores.



FIGURA 91 Demonstração da variedade de tamanho dos grânulos dos reatores.

Na microscopia de luz branca foram encontradas algumas espécies de protozoários no lodo do reator UASB (Figuras 92 a 94), o que pode ter ocorrido devido às baixas concentrações de oxigênio no meio ou, até mesmo, pelo fato de esses micro-organismos estarem no resíduo de lodo nos amostradores com condições mais adequadas para a sobrevivência deles. Como descrito por Branco (1978), além das bactérias (Figura 95) comumente descritas, podem ser encontrados também, nos lodo de reatores, fungos e protozoários e, ocasionalmente, rotíferos, nematóides e, até mesmo, larvas de insetos, dependendo do sistema de tratamento e efluente a ser tratado.

Há evidências de que os protozoários presentes no efluente possam secretar um exopolissacarídeo, semelhante ao de algumas espécies de bactérias que auxiliam na aderência de outros micro-organismos ao grânulo (Horan, 1990). Contudo, os protozoários encontrados neste estudo não foram identificados, sendo necessárias mais pesquisas sobre este assunto.

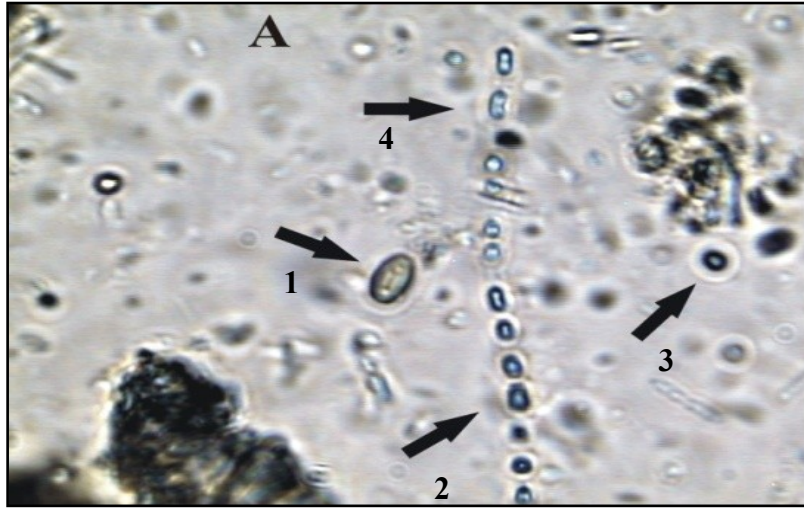


FIGURA 92 Visualização do lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X, comprovando a existência de protozoários em 1 e 3, e agrupamentos destes micro-organismos em 2 e 4.

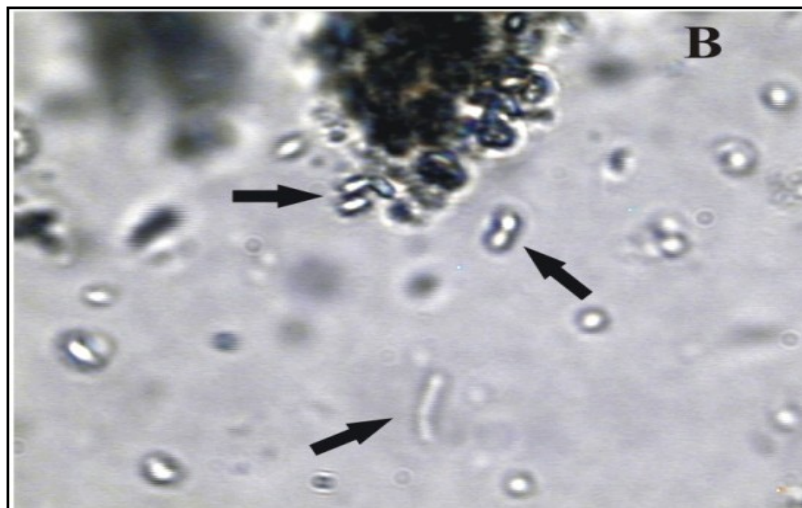


FIGURA 93 Observação da presença de protozoários (1, 2 e 3) no lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X.

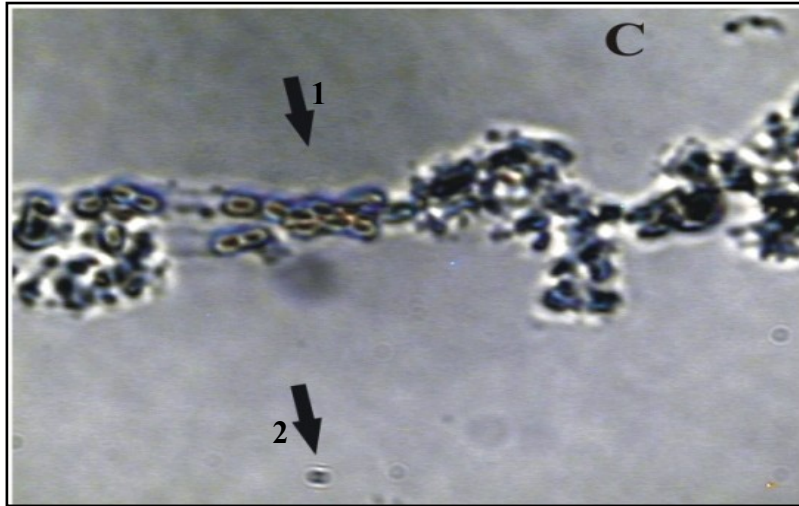


FIGURA 94 Visualização da presença de agrupamento de protozoários (1 e 2) no lodo dos reatores anaeróbios por meio de microscopia de luz branca, com aumento de 100X.

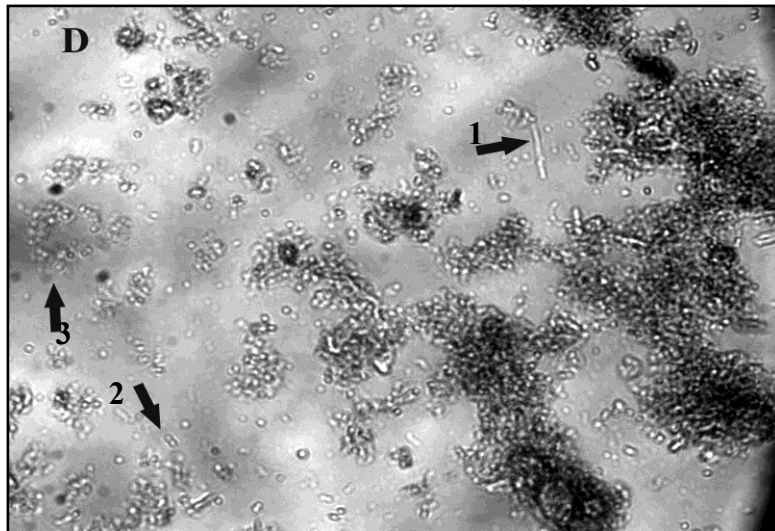


FIGURA 95 Observação por meio de microscopia de luz branca, com o aumento de 1.000X, bactérias filamentosas (1), cocos (2) e agrupamentos celulares (3) no lodo coletado no reator UASB.

4.17.2 Microscopia de epifluorescência

Segundo Vazoller (1997), as bactérias metanogênicas apresentam autofluorescência devido à presença da coenzima F_{420} em suas células. Esta coenzima participa de duas reações de transferência de elétrons, funcionando de maneira similar ao NAD (Neves, 2002).

A autofluorescência das bactérias metanogênicas acontece quando elas são observadas em microscopia de epifluorescência, no comprimento de onda entre 400 e 436 nm, referente às cores azul e verde da luz ultravioleta (UV) (Jurens, 2001). Sendo assim, bacilos, cocos, sarcinas, filamentos e outro qualquer agrupamento celular presente nas amostras do lodo granular foram relacionados ao grupo das *Archaeas* metanogênicas, por apresentarem autofluorescência quando observados pela técnica de microscopia de epifluorescência com luz UV nesses comprimentos de onda.

As imagens das Figuras 96 e 97 são referentes às amostras do lodo dos reatores anaeróbios, realizadas em microscopia de luz branca e de epifluorescência no equipamento do Departamento de Fitopatologia.

As imagens A, D, G, J, L e M, das Figuras 96 e 97, referem-se às amostras do lodo em microscopia de luz branca no aumento de 600X, enquanto as imagens B, E, H, N, O e P são referentes ao mesmo campo de visão e aumento das imagens anteriores, porém, incididas sob luz UV no comprimento de onda azul e as imagens C, F, I, Q, R e S incididas sob luz UV no comprimento de onda verde.

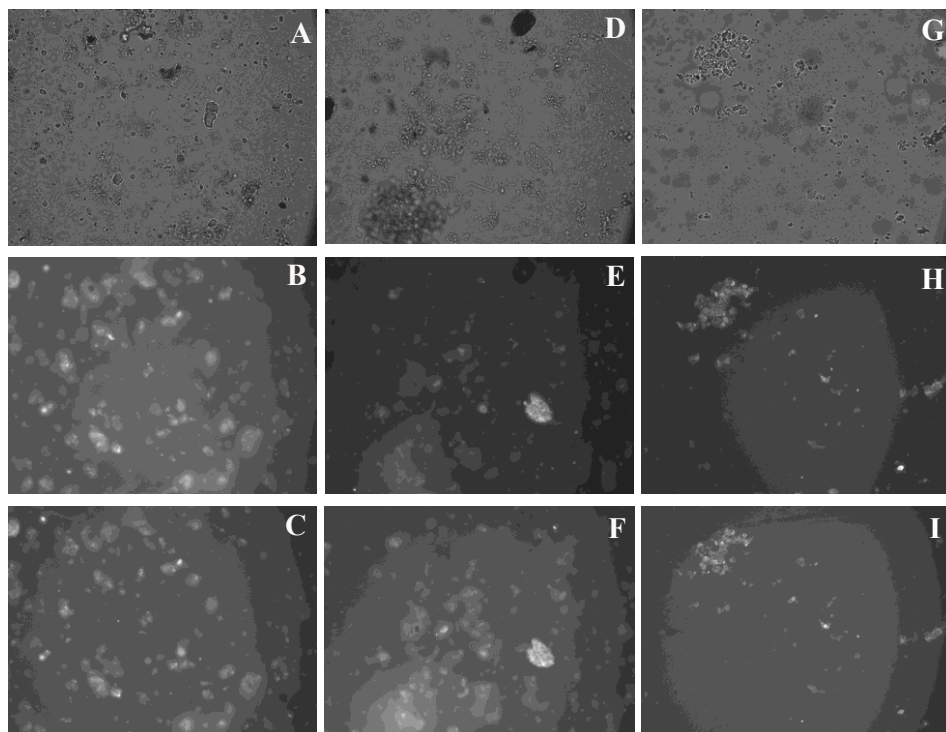


FIGURA 96 Microscopia de epifluorescência das amostras lodo do reator anaeróbio compartimentado. Imagens A, D e G retratam as amostras em luz branca no aumento de 600X; imagens B, E H referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de onda azul e as imagens C, F e I referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de luz verde.

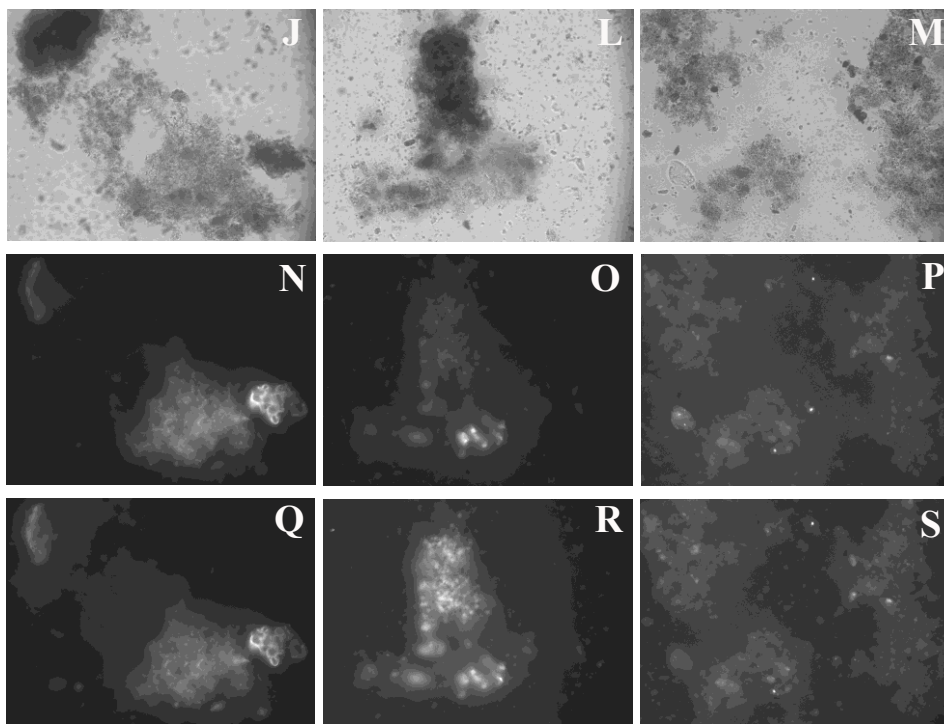


FIGURA 97 Microscopia de epifluorescência das amostras lodo do reator UASB. Imagens J, L e M retratam as amostras em luz branca no aumento de 600X; imagens N, O e P referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de onda azul e as imagens Q, R e S referem-se à amostra sob luz UV no comprimento de luz verde.

Neste trabalho não foram realizadas as contagens das bactérias em microscopia de luz, como foi detalhado no trabalho de Campos (1990), no qual, após as diluições das amostras, estas foram colocadas em câmara de *Haemocymeter* e, sob luz fluorescente, fez-se a contagem das bactérias metanogênicas (autofluorescentes).

Esta técnica de microscopia de epifluorescência com luz UV permitiu a visualização das bactérias metanogênicas, porém, não se conseguiu a

diferenciação entre as espécies deste grupo e, nem mesmo, é possível quantificar a atividade metanogênica por meio dessa técnica (Neves, 2002).

Segundo Schmidt & Ahring (1996), há várias tentativas de correlacionar a atividade metanogênica com a intensidade de fluorescência em amostras de micro-organismos anaeróbios. Mas, estes estudos têm falhado, uma vez que os níveis da coenzima F₄₂₀ são muito variáveis de espécie para espécie, como, por exemplo, as bactérias do gênero *Methanosaeta*, que estão em maior quantidade na biomassa granular, têm níveis reduzidos e dificilmente detectáveis desta coenzima.

4.17.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

As células bacterianas são pequenas e medidas em micrômetros (µm). Na maioria das vezes, o tamanho médio de uma bactéria varia de 1-10 µm (Koneman et al., 2001). Segundo Jurges (2001), o diâmetro celular das espécies de metanobactérias varia em torno de 0,2 a 5 µm, entretanto, as bactérias filamentosas, como a *Methanosaeta* sp., podem formar feixes, chegando a 100 µm. Outra característica importante deste gênero é o revestimento celular, que pode ser resistente a vários agentes físicos e químicos.

Uma hipótese plausível para a estrutura coesa do grânulo é a de que as bactérias filamentosas exerçam a função de matriz estrutural, na qual as células formadoras de floco ou grânulo possam se aderir. Acredita-se que essa aderência ocorra por meio da excreção de exopolissacarídeos, presentes na forma de cápsula ou camada gelatinosa na parede celular. No passado, atribuía-se este fenômeno apenas à espécie *Zooglea ramigera*, mas, em trabalhos atuais, a produção dessa camada gelatinosa é descrita como sendo realizada por diversos

grupos de micro-organismos, incluindo várias espécies do gênero *Pseudomonas* (Horan, 1990; Sperling, 2006), como as encontradas neste experimento.

Observa-se, nas Figuras de 98 a 114, grande diferença nos aspectos físicos e microbiológicos do lodo e do grânulo dos reatores anaeróbios (RAC e UASB) e, até mesmo entre os compartimentos do RAC nota-se a diferença entre a forma e as características dos grânulos e dos agregados celulares.

No primeiro compartimento do RAC, observaram-se agregados disformes, constituídos tanto por matéria orgânica quanto por materiais inertes (Figura 98). Os micro-organismos também se apresentam de forma mais dispersa e/ou pouco agregada, como pode ser observado na Figura 99. Nas Figuras 101 e 102, observa-se a variedade de micro-organismos no lodo desse compartimento, incluindo a presença de bacilos e o início de agregação dessas bactérias, percebendo-se o desenvolvimento de massas de micro-organismos formados principalmente por bactérias filamentosas. Entretanto, há também a presença considerável de bacilos nesta etapa inicial do reator anaeróbio compartimentado.

O fato de haver grânulos desagregados e uma massa bacteriana dispersa ou pouco coesa, mas bastante variada, deve-se ao fato de a carga de matéria orgânica aplicada nesta unidade ser muito rica em substratos complexos, mesmo ocorrendo anteriormente à digestão anaeróbia parcial no leito do tanque de acidificação e equalização (TAE).

Nesse compartimento há um consórcio bacteriano pouco dependente do metabolismo de outros micro-organismos, os quais degradam grande variedade de substratos nos quais bactérias hidrolíticas são ativas na primeira etapa do processo de degradação da matéria orgânica, liquefazendo moléculas complexas e transformando-as em substratos mais simples por meio de enzimas hidrolíticas (Campos, 1990). Ainda somados a níveis de oxigênio mais elevados, quando

comparados aos outros compartimentos do RAC e do reator UASB, favorecem as bactérias facultativas e microaerófilas. Podem ser encontradas em grande número neste compartimento bactérias acidogênicas, pois estas também digerem uma larga faixa de carboidratos e outras substâncias solúveis, convertendo-as em ácido acético, propiônico e butírico, além de dióxido de carbono e hidrogênio (Campos, 1990).

Os micro-organismos que crescem dispersos neste compartimento do RAC são carregados para as outras câmara do reator. Esta varredura das células bacterianas para fora desse compartimento ou do próprio reator é conhecida como *washout*; já os agregados de biomassa que conseguirem formar ligações entre os micro-organismos e outros materiais suporte ficam retidos nesta primeira etapa do reator.

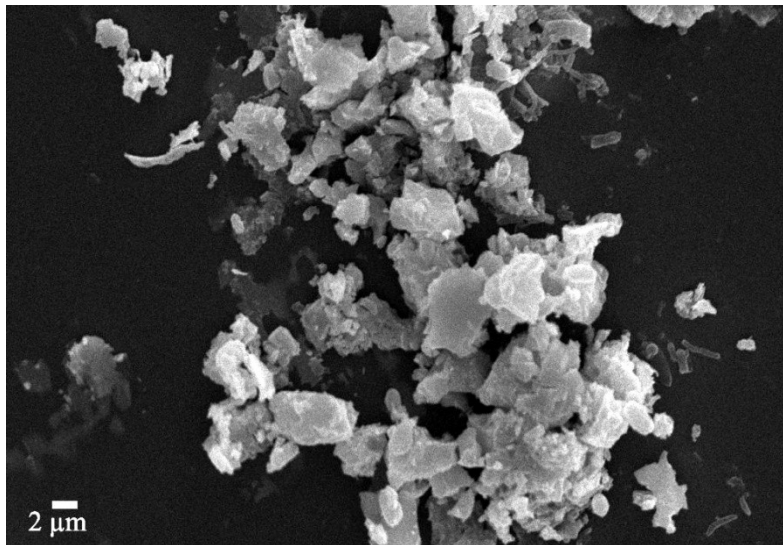


FIGURA 98 Visualização da matéria orgânica desagregada e material inerte no lodo do primeiro compartimento do RAC.

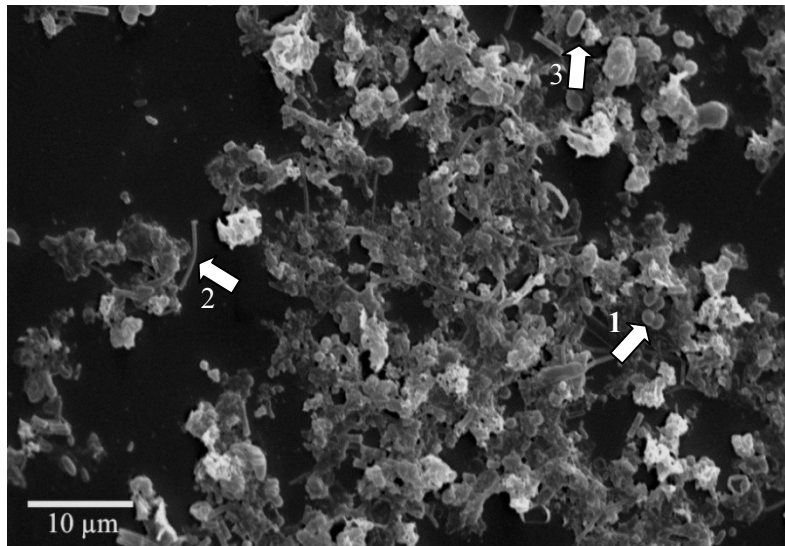


FIGURA 99 Visualização da matéria orgânica disforme (sem formação de grânulo), com a presença de bactérias na forma de sarcinas em 1, filamentosas em 2 e Bacilos em 3.

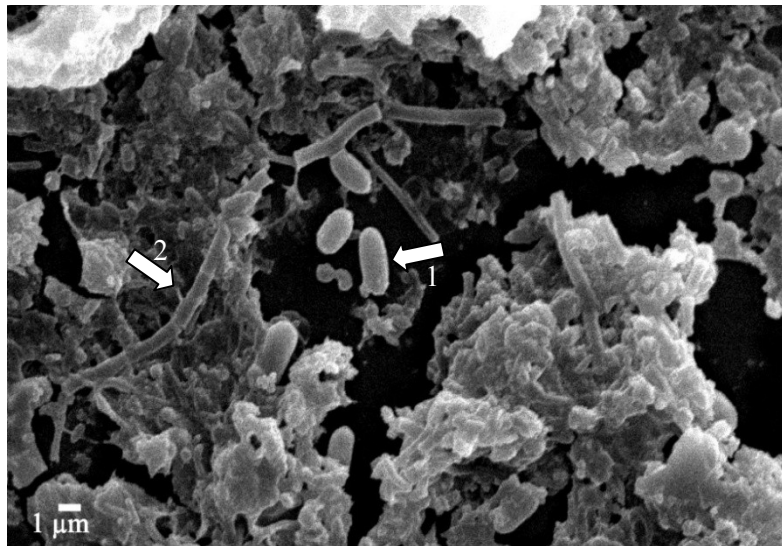


FIGURA 100 No primeiro compartimento do RAC, observa-se a presença de grupos de bactérias na forma de bacilos em 1 e filamentosas em 2.

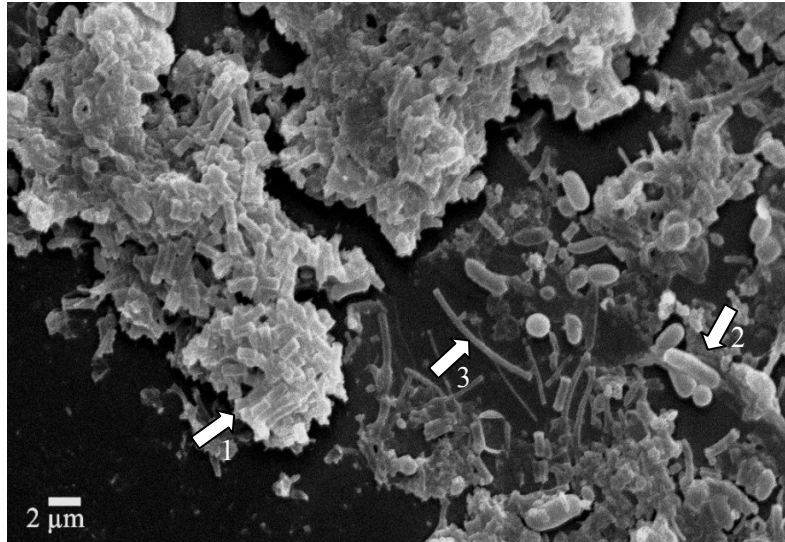


FIGURA 101 Diversidade microbiana e formação do grânulo (1), destacando a presença de bactérias filamentosas (1 e 3) e bacilos (2).

No segundo compartimento do RAC, observam-se grânulos mais delimitados, quando comparados ao primeiro compartimento desse mesmo reator, como pode ser visto nas Figuras 102 e 103. Nota-se a fixação de vários grupos de bactérias na formação do grânulo, como observado na Figura 104, verificando-se também a fixação das bactérias em materiais suporte, dando origem a grânulos mais densos (Figura 105).

Neste compartimento do RAC, como no primeiro, supõe-se que haja a presença de um grande número de bactérias acidogênicas e acetogênicas, as quais apresentam diferentes funções ecológicas e velocidades de reações metabólicas distintas. Tende-se, com isso, a iniciar uma seleção microbiana mais adaptada à disposição limitante de substratos e às condições físico-química diferentes do meio nas próximas etapas do tratamento biológico.

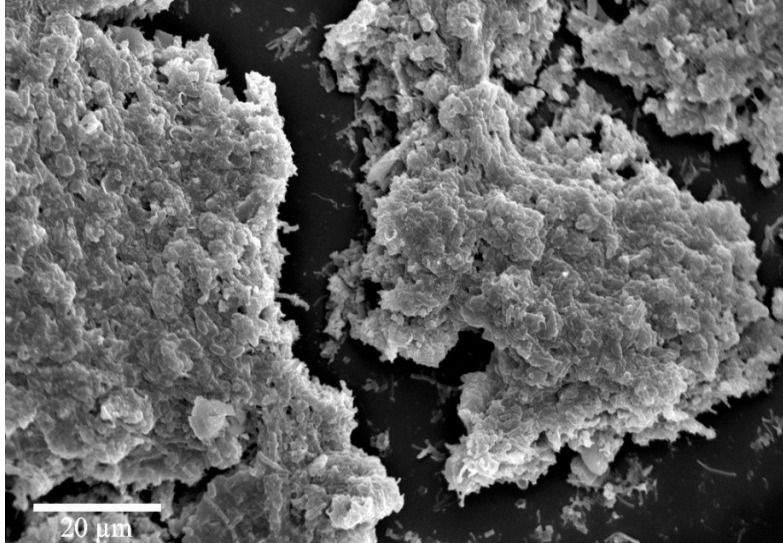


FIGURA 102 Formação de grânulos mais coesos e delimitados, no segundo compartimento do RAC.

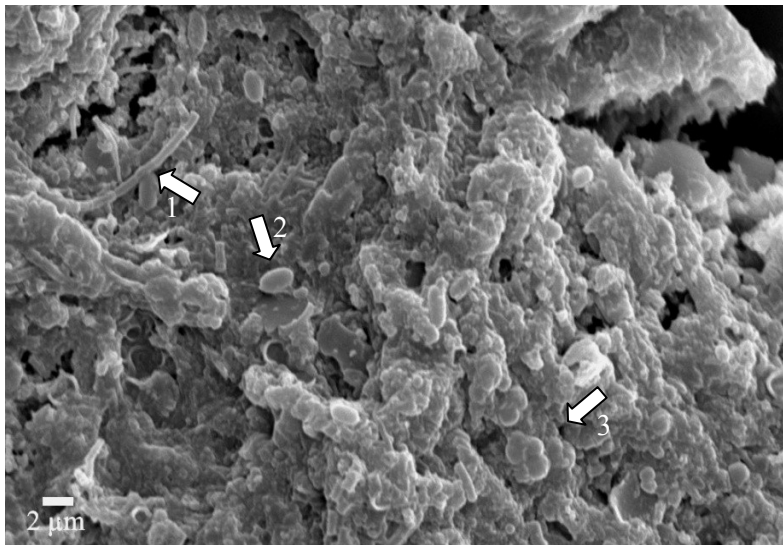


FIGURA 103 Presença de diversas bactérias na superfície dos grânulos. Detalhes para as bactérias filamentosas (1), bacilos (2) e cocos (sarcinas) (3).

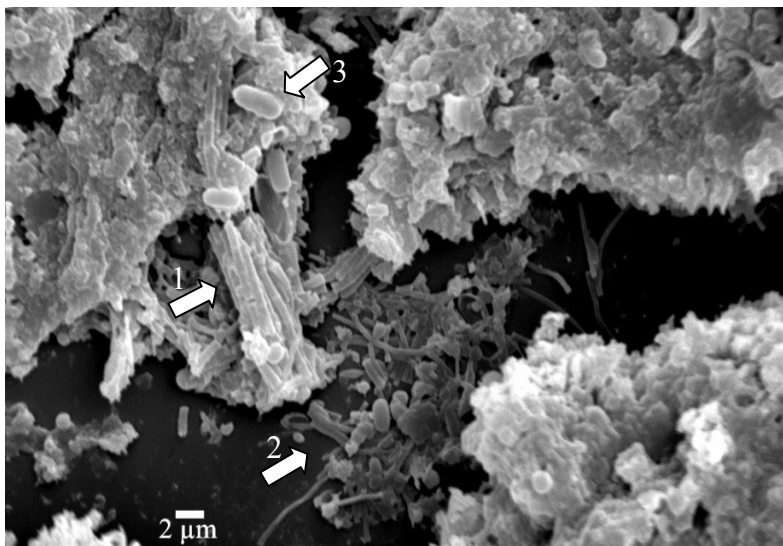


FIGURA 104 Início da formação de feixes de bactérias filamentosas (1) e presença de vários outros grupos bacterianos (2), principalmente bacilos (3).

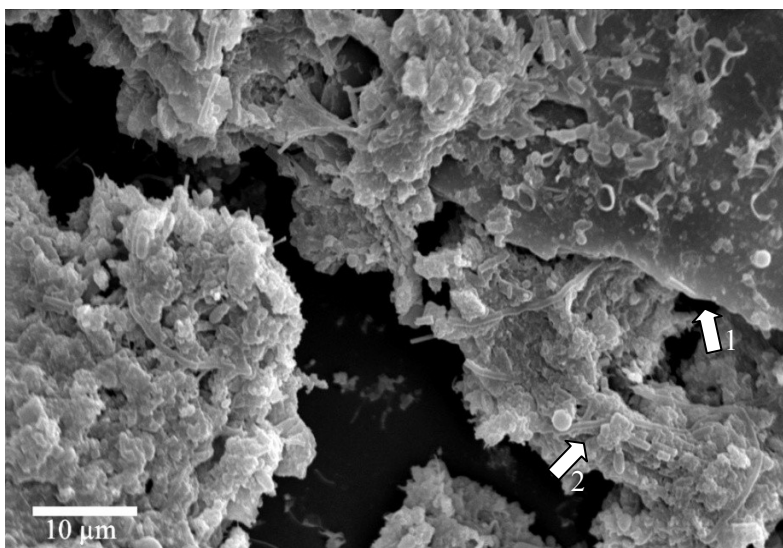


FIGURA 105 Visualização da aderência do bactérias no material inerte para a formação de biofilme (1) e formação de feixes de bactérias filamentosas (2).

No terceiro compartimento do RAC, observam-se grânulos mais estruturados e, devido à consistência mais densa dos grânulos, foram encontrados orifícios para a saída de biogás produzido pelas bactérias do interior da estrutura, o que não foi observado nos compartimentos visualizados na Figura 106 .

Nota-se também, neste compartimento, melhor interação entre os micro-organismos e o meio suporte, podendo este ser a matéria orgânica, materiais inertes e os próprios micro-organismos, como alicerces para a constituição do biofilme, podendo ser observados na Figura 107.

Na Figura 108 observa-se o grande número de bactérias filamentosas formando redes entre si e com outras estruturas do lodo, constituindo, assim, unidades mais resistentes a cargas hidráulicas, bem como variações mais agressivas dos parâmetros físico-químicos. Mesmo que as bactérias metanogênicas sejam mais susceptíveis a grandes variações ambientais, estas estruturas aglomeradas as beneficiam neste aspecto.

Supõe-se que essa predominância de bactérias filamentosas ocorra devido aos substratos mais seletivos a esta espécie bacteriana, fornecendo os insumos necessários e as condições ambientais favoráveis para seu crescimento em relação a outros grupos microbianos, uma vez que, entre os produtos metabólicos gerados pelas bactérias acidogênicas e acetogênicas, somente o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados pelas bactérias metanogênicas (Campos, 1990). Entretanto, nota-se que há ainda interações entre essas bactérias e outros grupos, como se observa na Figura 109.

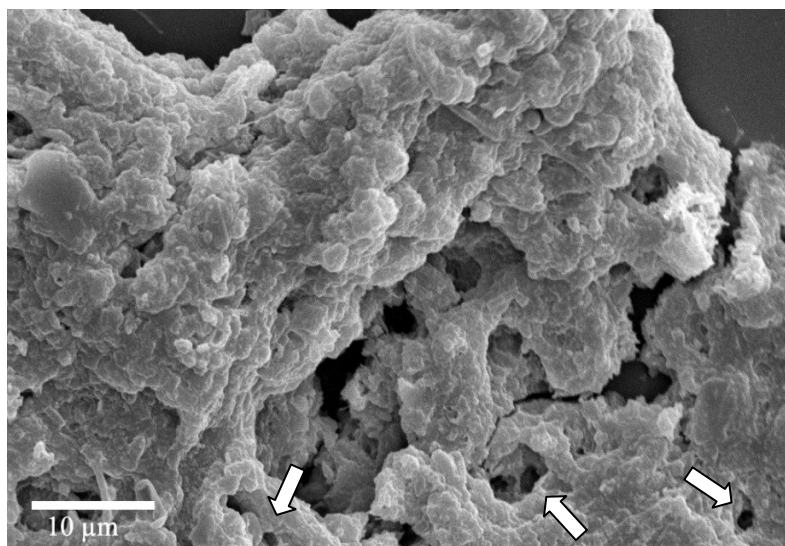


FIGURA 106 Nesse compartimento do RAC, observa-se a estrutura física do grânulo mais densa e mais delimitada. As setas indicam orifícios para a saída de biogás da região interna do grânulo.

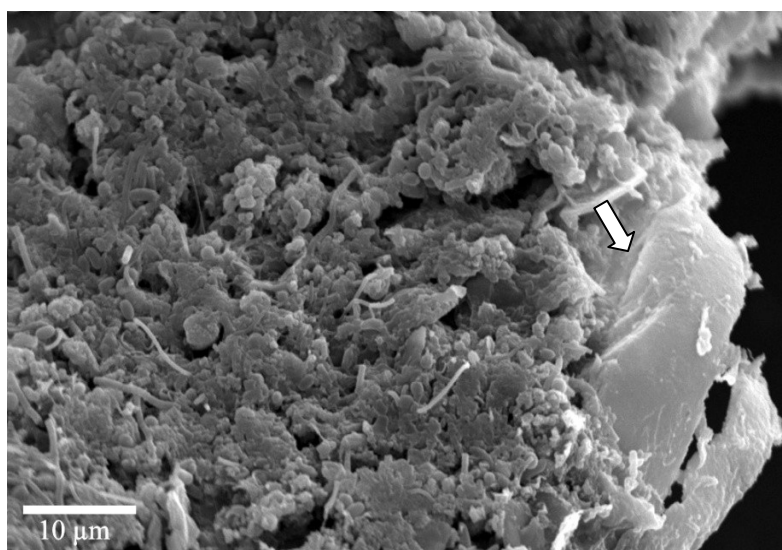


FIGURA 107 Presença de material inerte como substrato de fixação para bactérias na formação do grânulo no terceiro compartimento do RAC.

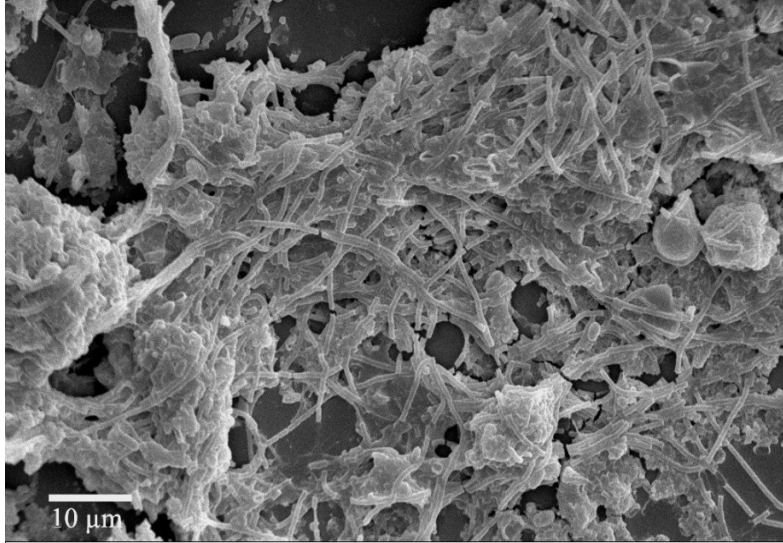


FIGURA 108 Presença de bactérias filamentosas entrelaçadas, formando a estrutura coesa do grânulo no terceiro compartimento do RAC.

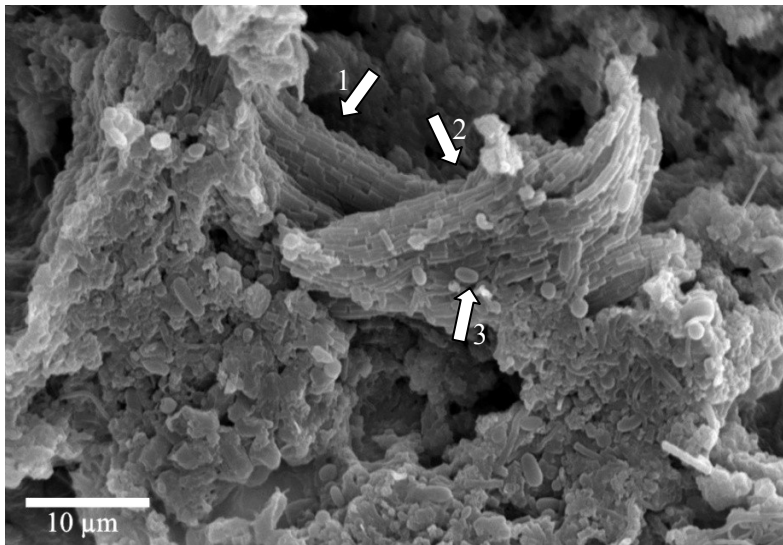


FIGURA 109 Demonstra os diversos feixes de bactérias filamentosas em várias camadas do grânulo (1 e 2) e a associação destas com outras formas bacterianas como bacilos (3).

No reator UASB, o lodo apresenta um aspecto granular muito diferente do reator anaeróbio compartimentado, sendo observados grânulos maiores, mais definidos e densos com estrutura física mais coesa que no terceiro compartimento do RAC (Figura 110). Visualizam-se também orifícios bem delimitados para a eliminação do biogás do interior do grânulo.

Verifica-se que os grânulos do reator UASB são formados por um grande número de bactérias. Tanto na superfície como em seu interior, nota-se o predomínio de bactérias filamentosas, ocorrendo também a presença de grupos definidos de bactérias do tipo cocos e bacilos e suas interações (Figura 111).

Os micro-organismos formadores de metano, predominantes em digestores anaeróbios operados na faixa mesófila de temperatura, são os dos gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanospieillum*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum*, que são *Archaeas* que utilizam o hidrogênio, e dos gêneros *Methanosarcina* e *Methanosaeta*, que são *Archaeas* que utilizam o acetato, para a formação do metano (Chernicharo, 2007).

Apesar de serem encontradas bactérias desagregadas, as relações metabólicas do consórcio bacteriano do reator UASB aparentam ser mais dependentes, devido ao fato de se encontrar grandes aglomerados de bactérias interligadas, formando camadas, como se observa na Figura 112. Esta simbiose entre os organismos associados, não só do reator UASB, como os já mencionados do terceiro compartimento do RAC, favorecem a transferência de metabólitos (como o hidrogênio e o acetato) inter e intraespecífica, principalmente quando essa distância de difusão for a mínima possível.

Esta forma de agregação das bactérias por diferentes grupos tróficos é importante para a conversão energética de substrato em comunidades microbianas metanogênicas (Campos, 1990), como também torna o biofilme mais eficaz na transformação da matéria orgânica em biogás e,

consequentemente, obtém-se uma relação mais dependente entre esses micro-organismos.

O crescimento bacteriano, principalmente das bactérias filamentosas, é beneficiado pela degradação dos substratos mais complexos ocorridos no RAC, sendo transportadas para o reator UASB substâncias mais simples e apropriadas para o desenvolvimento desses micro-organismos em condições predominantemente anaeróbias. Este é o caso de algumas bactérias anaeróbias que tendem a produzir complexos multienzimáticos de alto peso molecular chamados celulosomas (exoglucanases, endoglucanases, xilanases, mananases, liquenases e esterases), os quais estão ligados à superfície celular, conferindo a esses micro-organismos a capacidade de hidrolisar material de origem vegetal de forma extremamente eficiente (Blum, 2000; Ho, 1990; Ohmiya, 1989; Ximenes, 2009).

O processo de granulação do lodo tem sido observado desde 1974 e, mais precisamente, a partir de 1983, sendo estudado em reatores do tipo UASB (Campos, 1990). Segundo Leclerc (2004), as bactérias do gênero *Methanosaeta* apresentam características morfológicas bastante peculiares e distintas, com a disposição das células em filamentos curtos com extremidades retas e longas e filamentos dispersos ou agregados em feixes, como pode ser observados nas imagens de microscopia eletrônica de varredura deste experimento (Figuras 111 e 112). Mesmo não sendo realizados testes de identificação por biologia molecular, pode-se dizer que a maioria dessas células encontradas neste reator com estas características pertencem a este gênero, como confirmado por Campos (1990) que cita, em seus trabalhos, que as bactérias dos gêneros *Methanosaeta* e *Methanosarcina* são predominantes na maioria do lodo dos reatores UASB. Outras formas bacterianas presentes neste reator são os bacilos (Figura 113) e as sarcinas (Figura 114).

Como as *Methanosaetas*, as *Methanosarcinas* crescem em agregados devido à excreção de polímeros extracelulares que, em sua maioria, são constituídos de sacarídeos, proteínas, lipídeos e ácidos nucleicos, podendo ter diversas funções, dependendo do metabolismo de cada microrganismo. As bactérias presente nos grânulos são recobertas por essas substâncias, as quais favorecem o processo de adesão e granulação (Schmidt & Ahring, 1996). O grânulo também pode conter agregados de *Methanobrevibacter* sp. e *Methanospirillum* sp., porém, as bactérias do gênero *Methanosaeta* têm papel significativo na resistência do grânulo, por formarem uma rede que pode estabilizar toda a estrutura (Campos, 1990).

Segundo Kosaric & Blaszczyk (1990), as *Methanosarcina* podem formar agregados naturais, mas não se ligam facilmente a superfícies de materiais inertes. No entanto, a *Methanosaeta* parece ser responsável pela ligação das bactérias a outros materiais, como confirmado por Campos (1990) e Schmidt e Ahring (1996). Para Jiam & Shi (1993), deve-se proceder à granulação adequada, favorecendo o crescimento de *Methanosarcinas*, para que estas possam excretar polímeros que vão agregar as *Methanosaetas* em seu conjunto celular.

Segundo Wu et al. (1996) e Hushoff Pol et al. (1983), a granulação pode se iniciar com a formação de um núcleo constituído essencialmente por *Methanosarcinas* e por *Methanosaetas*. Porém, em condições de baixa concentração de acetato, pode haver competição entre esses dois gêneros e este último passar a predominar na parte exterior do grânulo (Schmidt & Ahring, 1996), uma vez que seus valores de μ máximo e K_s são, aproximadamente, 0,45 e 0,1 dia e 5,5 e 0,7 mM de acetato, respectivamente (Chernicharo, 2007).

As bactérias metanogênicas acetoclásticas são, normalmente, os microrganismos dominantes em reatores anaeróbios. Entretanto, essas bactérias

apresentam crescimento relativamente lento, quando comparadas com as bactérias hidrogenotróficas (Campos, 1990). Com isso, verificou-se, neste experimento, a grande predominância de bactérias filamentosas (*Methanosaeta sp.*), supondo a baixa concentração de acetato no meio líquido do reator UASB. Segundo Campos (1990), as bactérias deste gênero têm maior facilidade de assimilar substratos, desenvolvendo volumosos e consistentes feixes filamentosos de bactérias, e quanto mais denso for o agregado desenvolvido por *Methanosaeta*, a camada externa de *Methanosarcina* tende a desaparecer.

Outro fator que tem que ser levado em conta para a formação microbiológica do grânulo e seleção de espécies predominantes no UASB é a relação no que diz respeito à carga orgânica aplicada no reator. Isso porque, se esta for aumentada, as bactérias do gênero *Methanosaeta* evoluem para a forma de bastonetes, garantindo a formação de agregados mais compactos (Schmidt & Ahring, 1996). Como fator químico, o pH influencia diretamente a seleção biológica, já que este parâmetro para as bactérias acetoclásticas está na faixa entre 6,4 e 8,0, enquanto as bactérias acidogênicas são favorecidas no pH abaixo desta faixa (Campos, 1990). Como, neste experimento, o pH esteve na faixa de 7,6, isso favoreceu as bactérias produtoras de metano e, segundo Campos (1990), esta é a faixa ideal para que ocorra a melhor granulação no reator UASB.

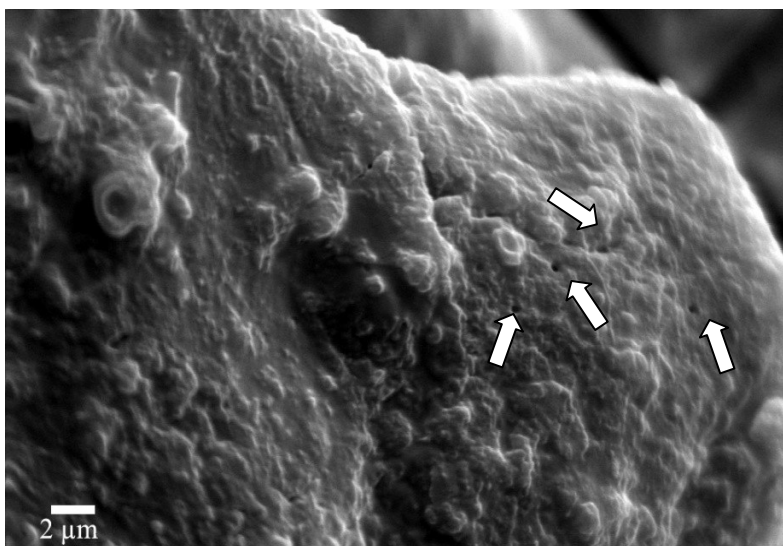


FIGURA 110 Imagem de MEV do grânulo do reator UASB, destacando formas mais delimitadas e densas. As setas indicam os orifícios de saída de biogás do interior do grânulo.

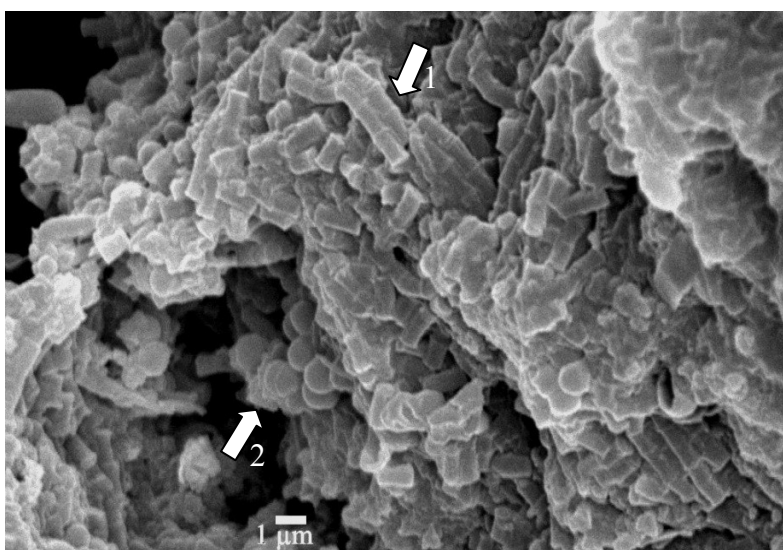


FIGURA 111 Detalhes em maior aumento da superfície do grânulo do reator UASB, onde se encontra a interação entre bactérias filamentosas (1) e cocos (2).

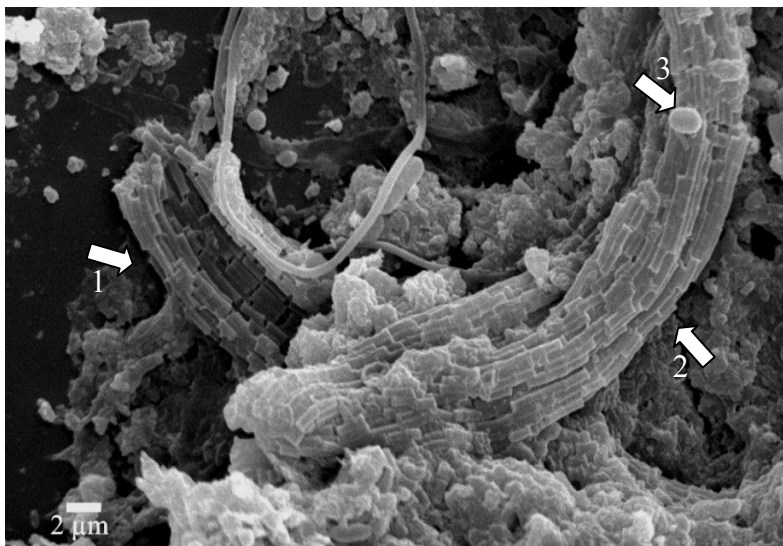


FIGURA 112 Destaque para feixes de bactérias filamentosas mais estruturados, formando camadas no grânulo (1 e 2). Em 3, presença de bactérias na forma de bacilo.

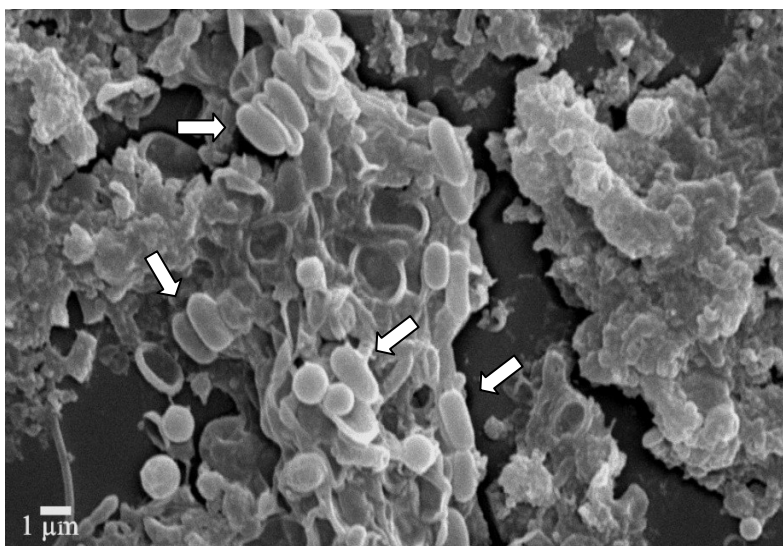


FIGURA 113 Presença de agrupamentos celulares formados por bactérias, em forma de bacilos, no reator UASB.

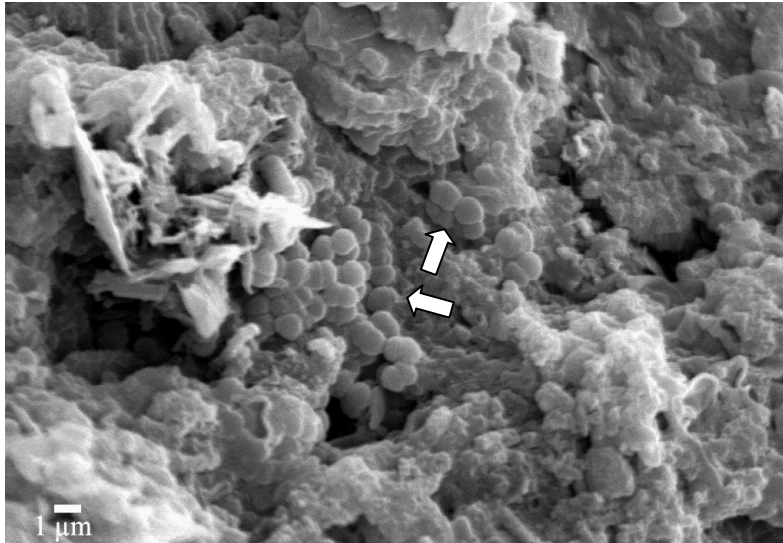


FIGURA 114 Agrupamento celular por bactérias em forma de sarcinas na formação do grânulo do reator UASB.

Outros micro-organismos importantes que podem ter feito parte do consórcio bacteriano desses reatores são as bactérias desulfurosas dos gêneros *Beggiota* sp., *Thiotriz* sp., *Thiobacillus* sp., *Desulfobacter* sp. e *Desulfovibrio* sp., bem como as bactérias que efetuam a transferência de hidrogênio ao gás carbônico por meio de hidrogenases para gerar gás metano e água. Fazem parte deste grupo de bactérias os gêneros *Methanobacterium* sp., *Methanobacillus* sp. e *Methanococcus* sp.

5 CONCLUSÃO

O conjunto de unidades do sistema piloto de tratamento de efluentes líquidos da suinocultura operou com boa eficiência na remoção de sólidos e, conseqüentemente, na remoção da matéria orgânica. Este sistema conjugando unidades de tratamento preliminares, como caixa de areia e peneira estática, tanque de acidificação e equalização (TAE), como tratamento primário, seguido do tratamento biológico utilizando os reatores anaeróbios RAC e UASB, resultou em uma boa eficiência no tratamento dessas águas residuárias.

As unidades anaeróbias RAC e UASB demonstraram estabilidade após o 63º dia de monitoramento, evidenciando equilíbrio quando observadas as análises dos parâmetros físico-químicos.

O TAE, além de equalizar o afluente, funcionou parcialmente como um reator anaeróbico. O material orgânico depositado no fundo desta unidade sofreu ação biológica de bactérias facultativas, microaerófilas e anaeróbias, proporcionando um efluente hidrolisado com um tamponamento (pH, acidez e alcalinidade) dentro das condições adequadas para a degradação anaeróbia das unidades de tratamento posteriores (RAC e UASB). Devido ao posicionamento da bomba de sucção do TAE na parte inferior do referido tanque, houve bombeamento de elevadas quantidades de sólidos para o RAC.

A principal limitação desse sistema de tratamento pesquisado relaciona-se à remoção de nitrogênio e fósforo, uma vez que os valores desses parâmetros ultrapassaram aqueles exigidos pelas resoluções dos órgãos ambientais.

O sistema pesquisado também demonstrou ineficiência na remoção de óleos e graxas e apresentou valores incompatíveis com os exigidos pelos órgãos ambientais. Estes produtos podem prejudicar não somente o corpo hídrico,

influenciando negativamente a formação de grânulos, mas também a eficiência especialmente do reator UASB.

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) de 19 e 12 horas, para RAC e UASB, respectivamente, se mostraram adequados, proporcionando a formação de um lodo com boa atividade microbiana, haja vista que a redução média da DBO foi de 86%.

Ficou evidenciado, no presente experimento, que o reator anaeróbio compartimentado (RAC) é capaz de amenizar cargas orgânicas e hidráulicas e de proporcionar, quando instalado em série, um efluente previamente degradado, acrescentando a eficiência do reator UASB.

As imagens de microscopia de luz branca mostraram a riqueza de micro-organismos presente no lodo dos reatores. Mesmo em se tratando de reatores anaeróbios, há a presença de micro-organismos aeróbios, como protozoários, fungos, bactérias facultativas e patogênicas. O lodo examinado apresentou, por meio da microscopia de epifluorescência, um consórcio bacteriano, composto por bactérias metanogênicas. A sucessão desses grupos de bactérias foi verificada desde o primeiro compartimento do RAC e, evidentemente, no UASB. Neste último reator se encontrou maior evidência de alguns grupos bacterianos, como sarcinas e bactérias filamentosas, comprovada por microscopia eletrônica de varredura, bem como maior atividade microbiana. As análises físico-químicas mostraram a remoção da matéria orgânica por meio do gás metano.

O entendimento e o monitoramento da microbiota em cada uma das unidades do sistema são de grande utilidade no tratamento biológico, auxiliando definitivamente na compreensão do processo e, conseqüentemente, na sua eficiência.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O sistema de tratamento estudado mostra-se como uma alternativa vantajosa para a adequação das águas residuárias da suinocultura, em face do baixo custo de implantação, manutenção, monitoramento e eficiência, em relação aos sistemas aeróbios tradicionais. A utilização da calha circular, pré-fabricada e de fácil aquisição, torna o reator UASB ainda mais simples e menos oneroso de ser implantado em pequenas granjas de suínos. Os reatores poderão ser modulados e, portanto, expandidos para maiores dimensões, de acordo com o tamanho e a quantidade de produção de dejetos. O separador trifásico circular não trouxe qualquer problema à eficiência, não prejudicando a remoção e a decantação de sólidos nesta região do reator.

Devem ser registrados aqui alguns aspectos que deverão ser implementados em futuras pesquisas, a fim de se alcançar um mais amplo entendimento científico com respeito ao sistema pesquisado.

Primeiramente, acredita-se que o monitoramento biológico com análises microbiológicas frequentes dos reatores desde o início da partida, identificando bactérias aeróbias, facultativas, patogênicas e anaeróbias, e em especial as *Archaeas* metanogênicas e bactérias redutoras de sulfato (BRS), poderá elevar a eficiência de todo o sistema por meio das alterações das cargas orgânicas biológicas, em função das características biológicas detectadas.

Seria importante, ainda, relacionar a influência dos antibióticos utilizados nestes animais com a microbiota cultivada nas várias unidades de tratamento, principalmente dos micro-organismos anaeróbios.

Deve-se também monitorar a eficiência dos diversos sistemas de esterilização do efluente após os reatores anaeróbios, a fim de eliminar principalmente bactérias patogênicas e fitopatogênicas, para que se possa

empregar a fertirrigação, mesmo para cultivos de espécies rasteiras e que são consumidas cruas.

Sugere-se também estudar a possibilidade de se desenvolver, em laboratório, um lodo com cepas de um consórcio bacteriano, com a finalidade de aperfeiçoar o tratamento de efluentes da suinocultura, melhorando a qualidade e a quantidade de biofertilizantes e do biogás produzido.

As condições de mistura de cada uma das unidades devem ser observadas por meio de traçadores, a fim de se determinar não apenas o grau de mistura, mas, ainda, o tempo de detenção hidráulica real. Tais estudos são importantes para a determinação cinética da biota, sendo capazes de detectar zonas mortas e curto circuitos hidráulicos nas respectivas unidades testadas. Dependendo das condições encontradas, mudanças físicas poderão ser adotadas na respectiva unidade para se obter melhor eficiência no tratamento.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P. Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado seqüencial no tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. 9 p.

ALVES, M.; CAVALEIRO, A. J.; FERREIRA, E. C.; AMARAL, A. L.; MOTA, M.; MOTTA, M. da; VIVIER, H.; PONS, M. N. Characterization by image analysis of anaerobic sludge under shock conditions. **Water Science and Technology**: water supply, London, v. 41, n. 12, p. 207-214, Dec. 2000.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998. 1162 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18. ed. New York, 1995. 1134 p.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301 p.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R.; ALEM SOBRINHO, P.; CHERNICHARO, C. A. L.; NOUR, E. A. Filtros anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 139-154.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1981. 400 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS PRODUTORAS E EXPORTADORAS DE CARNE SUÍNA. **Relatório 2008**. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.abipecs.com.br>>. Acesso em: 2 dez. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10559**: águas: determinação de oxigênio dissolvido: método iodométrico de Winkley e suas modificações: método de ensaio. Rio de Janeiro, 1988.

BACHMANN, A.; BEARD, V. L.; McCARTY, P. L. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor. **Water Research**, New York, v. 19, n. 1, p. 99- 106, 1985.

BALCH, W. E.; FOX, G. E.; MAGRUM, J. L.; WOESE, C. R.; WOLFE, R. S. Methanogens: reevaluation of a unique biological group. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 43, n. 2, p. 260-296, June 1979.

BALCH, W. E.; WOLFE, R. S. Specificity and biological distribution of coenzyme M (2-mercaptoethanesulfonic acid). **Journal of Bacteriology**, Washington, v. 137, n. 1, p. 256- 263, Apr. 1979.

BARBER, W. P.; STUCKEY, D. Metal bioavailability and trivalent chromium removal in ABR. **Journal of Environmental Engineering**, New York, v. 7, n. 126, p. 649-656, July 2000.

BATISTA, P. S. O caminho do sucesso passa pelo porto. **Anuário da Agropecuária Brasileira**, São Paulo, v. 37, p. 286-287, jan./dez. 2002.

BERNARDI, C. C. B. **Reuso de água para irrigação**. 2003. 52 p. Monografia (Especialização em Gestão Sustentável da Agricultura Irrigada) - Fundação Getúlio Vargas, Brasília.

BLUM, D. L.; KATAEYA, I. A.; LI, X. L.; LJUNGDAHL, L. G. Feruloyl esterase activity of the *Clostridium thermocellum* cellulosome can be attributed to previously unknown domains of Xyn Y and Xyn Z. **Journal of Bacteriology**, Washington, v. 182, n. 5, p. 1346-1351, Mar. 2000.

BOOPATHY, R. Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactor. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 64, n. 1, p. 1-6, 1998.

BOTELHO, C. G. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água: textos acadêmicos**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 198 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB, 1978. 620 p.

BROWN, L. **Escassez de água contribui para déficit na colheita mundial.** Cairú: EPI, 2002. Disponível em: <www.wwiuma.org.br/lb_graos.htm>. Acesso em: 20 out. 2009.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente para tratamento de efluente de reator UASB:** estudo de caso da ETE de Imbituva. 2004. 214 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BUUREN, J. C. L. van Anaerobic wastewater treatment in developing countries: a sustainable core technology. In: WORKSHOP ON SUSTAINABLE MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, 1996, Leusden. **Anais...** Leusden: ETC, 1996. CD ROM.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulations in UASB reactors.** 1990. 459 p. Thesis (PhD) - University of Newcastle upon Tyne, Newcastle.

CAMPOS, C. M. M. **Qualidade da água para irrigação.** Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. v. 2, 113 p.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A. C. do; LUIZ, F. A. R. de. Impacto ambiental causado pela poluição hídrica proveniente do processamento úmido do café. **Cafeicultura**, Patrocínio, v. 1, n. 4, p. 28-30, nov. 2002.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, jan./fev. 2006.

CAMPOS, C. M. M.; DAMASCENO, L. H. S.; MOCHIZUKI, E. T.; BOTELHO, C. G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, mar./abr. 2005a.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S.; BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, jul./ago. 2005b.

CAMPOS, C. M. M.; SALÉH, B. B.; CARMO, F. R. do. Determinação de parâmetros cinéticos utilizando reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial para remoção da carga orgânica de efluentes de suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 5, p. 1045-1051, set./out., 2005.

CARMO, F. R.; CAMPOS, C. M. M.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 600-607, maio/jun. 2004.

CARNEIRO, S.; VELOSO, A. C. A.; AMARAL, A. L.; ROCHA, I.; FERREIRA, E. C. Image analysis as a tool for viability and recombinant protein production assessment during *E. coli* fermentations. In: INTERNATIONAL CHEMICAL ENGINEERING CONFERENCE: CHEMPOR, 9., 2005, Coimbra. **Proceedings...** Coimbra: Departamento de Engenharia Química da Universidade de Coimbra, 2005. Disponível em: <<https://repositorium.sdum.uminho.pt>>. Acesso em: 20 out. 2009.

CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 210 p.

CASTILHO JÚNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 294 p.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 98, n. 12, Sept. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Politécnica, 2007. 379 p.

CHUNG, K. C. Growth of Salmonella at Low pH. **Journal of Food Science, Chicago**, v. 35, n. 3, p. 326-328. 1970.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 120, 8 ago. 2008. Altera o prazo de atendimento a Deliberação Normativa COPAM Nº 89, de 15 de setembro de 2005, e dá outras providências. **Minas Gerias**, Belo Horizonte, 8 ago. 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co_dlegi=459>. Acesso em: 10 out. 2009.

COSTA, C. C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido.** 2007. 173 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Água e Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de suínos.** Concórdia: Emater, 1998. 33 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** Concórdia: Emater, 2002. 31 p.

DROSTE, R. L. **Theory and practice of water and wastewater treatment.** Hoboken: J. Wiley, 1997. 800 p.

FANG, H. H. P.; CHUI, H. K.; LI, Y. Y. Effect of degradation kinetics on the microstructure of anaerobic biogranules. **Water Science Technology**, London, v. 32, n. 8, p. 165-172, Aug. 1995.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. **Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2004. 135 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (Reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256, jan./abr. 2006.

FERREIRA, L. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; AMARAL, L. A. Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 90, n. 2, p. 101-108, Nov. 2003.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLERY SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideu. **Anais...** Montevideu: Universidad de La República, 1994. p. 97-110.

FORESTI, E. **Tratamento biológico de resíduos orgânicos líquido.** São Paulo: IPT, 1989.

FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbico como fonte de exrterna de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 1, p. 69-73, jan. 1999.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos**. São Paulo: Atheneu, 1996. 182 p.

FULFORD, D. **Running a biogás program: a handbook**. London: Intermediate Technology, 1988. 187 p.

GARCIA, R. G.; MAUCH, E. P. Suinocultura Brasileira. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, Pelotas, n. 71, p. 1-11, Dec. 2006.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water Research**, New York, v. 39, n. 6, p. 1123-1133, Mar. 2005.

GOLDSTEIN, J. I. **Scanning electron microscopy and X-ray microanalysis: a textbook for biologist, materials scientists and geologists**. New York: Hardbound, 1992. 840 p.

GRADY, C. P. L. J.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment: theory and applications**. New York: Marcel Dekker, 1980. 963 p.

GROBICKI, A.; STUCKEY, D. C. Performance of the anaerobic baffled reactor under steady-state and shock loading conditions. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 37, n. 4, p. 344-355, Feb. 2004.

GROTENHUIS, J. T. C.; KISSEL, J. C.; PLUGGE, C. M.; STAMS, A. J. M.; ZEHNDER, A. J. B. Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. **Water Research**, New York, v. 25, n. 1, p. 21-27, Jan. 1991.

GUIMARÃES, A. K. V.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S.; ANDRADE NETO, C. O. Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún: ABES, 2002. p. 1-6.

GUIOT, S. R.; PAUSS, A. E.; COSTERTON, J. W. A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**: water supply, London, v. 25, n. 7, p. 1-10, July 1992.

GUJER, W. E.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**: water supply, London, v. 15, n. 8/9, p. 127-167, Sept. 1983.

HAANDEL, A. O.; LETTINGA, O. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 239 p.

HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. M. C. **Free radicals in biology and medicine**. Oxford: Clarendon, 2007. 543 p.

HEERTJES, P. M.; MEER, R. R. van der. Dynamics of liquid flow in an up-flow reactor used for anaerobic treatment of wastewater. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 20, n. 10, p. 1577-1594, Oct. 1978.

HO, Y. W.; BAUCHOP, T.; ABDULLAH, N.; JALALUDIN, S. *Ruminomyces elegans* gen. et sp. nov.: a polycentric anaerobic rumen fungus from cattle. **Mycotaxon**: an international journal for research on taxonomy and nomenclature of fungi, including lichens, Ithaca, v. 38, n. 1, p. 397-405, Mar. 1990.

HORAN, N. J. **Biological wastewater treatment systems: theory and operation**. Chichester: J. Wiley, 1990. 310 p.

HUAYNATE, R. A. R.; THOMAZ, M. C.; KRONKA, R. N.; FRAGA, A. L.; SCANDOLERA, A. J.; BUDIÑO, F. E. L. Uso de prebióticos em dietas de suínos: incidência de diarreia, desempenho zootécnico e digestibilidade e rações. **Brazilian Journal Veterinary Animal Science**, São Paulo, v. 43, n. 5, p. 664-673, 2006.

HULSHOFF POL, L. W. **The phenomenon of granulation of anaerobic sludge**. 1989. p. 122. Tese (Doutorado em Engenharia) - Wageningen Agricultural University, Wageningen.

HULSHOFF POL, L. W.; EULER, H.; EITNER, A.; GROHQANZ, D. GTZ sectorial project promotion of anaerobic technology for the treatment of municipal and industrial sewage and wastes. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997, Sendai. **Proceeding...** Sendai: IAWQ, 1997. p. 285-292.

HULSHOFF POL, L. W.; LETTINGA, G. New technologies for anaerobic treatment. **Water Science and Technology**: water supply, London, v. 18, n. 12, p. 41-53, Dec. 1986.

HULSHOFF POL, L. W.; LOPES, S. I. de C.; LETTINGA, G.; LENS, P. N. L. Anaerobic sludge granulation. **Water Research**, New York, v. 38, n. 6, p. 1376-1389, Mar. 2004.

IMAI, T.; UKITA, M.; SEKINE, M.; HIGUCHI, T.; FUKAGAWA, M. A study on an improved circulation method in UASB reactor for high loading operation and effective use of its alkalinity. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antuérpia. **Proceedings...** Antuérpia: Technological Institute, 2001. v. 1, p. 699-704.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; ISOLDI, L. A. Parâmetros de operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB-reator aeróbio. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, Rio Grande, v. 6, p. 16-30, jul./set. 2001.

JAY, M. J. **Microbiologia de alimentos**. 6. ed. São Paulo: Artmed, 2005. p. 55-56.

JEWELL, W. J. Anaerobic sewage treatment. **Environmental Science and Technology**, Iowa, v. 21, n. 1, p. 14-21, Jan. 1987.

JIAN, C. E.; SHI, Y. L. Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. **Water Science and Technology**: water supply, London, v. 28, n. 7, p. 171-178, July 1993.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 692 p.

JURGENS, G. **Molecular phylogeny of *Archaea* in boreal forest soil, freshwater and temperate estuarine sediment**. 2002. 80 p. Dissertation (Microbiology) - Helsinki University Printing House, Helsinki.

KALOGO, Y.; VERSTRAETE, W. Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technology for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 15, n. 5, p. 523-534, Oct. 1999.

KATO, M. T.; ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C. A. L.; FOREST, E.; CYBIS, L. F. Configuração de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 139-154.

KONEMAN, E. W.; ALLEN, S. D.; JANDA, W. M.; ACHRECKENBERGER, P. C.; WINN, W. C. **Diagnóstico microbiológico**. 5. ed. Buenos Aires: Panamericana, 2001.

KOSARIC, N.; BLASZCZYK, R. Microbial aggregates in anaerobic wastewater treatment. In: FIECHTER, A. (Ed.). **Advances in biochemical engineering/biotechnology**. Berlin: Springer, 1990. v. 42, p. 27-62.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

KURR, M.; HUBER, R.; KONIG, H.; JANNASCH, H. W.; FRICKE, H.; TRINCONE, A.; KRISTJANSSON, J. K.; STETTER, K. O. *Methanopyrus kandleri*, gen. and sp. nov. represents a novel group of hyperthermophilic methanogens, growing at 110 degrees Celsius. **Archives of Microbiology**, Berlin, v. 156, n. 4, p. 239-247, Sept. 1991.

LARSEN, H. E.; MUNCH, B.; SCHLUNDT, J. Use of indicators for monitoring the reduction of pathogens in animal waste treated in biogas plants. **Zentralblatt fur Hygiene und Umweltmedizin**, Stuttgart, v. 195, n. 5-6, p. 544-555, June 1994.

LECLERC, M.; DELGÈNES, J. P.; GODON, J. J. Diversity of the archaeal community in 44 anaerobic digesters as determined by single strand conformation polymorphism analysis and 16S rDNA sequencing. **Environmental Microbiology**, Oxford, v. 6, n. 8, p. 809-819, Aug. 2004.

LEITÃO, R. C.; SANTAELLA, S. T.; SAMPAIO, G. M. M. S.; HAANDEL, A. C. V.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effect of operational conditions on the sludge specific methanogenic activity and sludge biodegradability. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE BIOPROCESSOS, 15., 2005, Recife. **Anais...** Recife: SINAFERM, 2005. CD ROM.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie Van Leeuwenhoek**, Amsterdam, v. 67, n. 1, p. 3-28, Jan. 1996.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W. UASB: process design for various types of wastewaters. **Water Science and Technology: water supply**, London, v. 24, n. 8, p. 87-107, 1991.

LIER, J. B.; VAN TILCHE, A.; AHRING, B. K.; MACARIE, R.; DOHANYOS, M.; HULSHOFF POL, L. W.; LENS, P.; VERSTRAETE, W. New perspectives in anaerobic digestion. **Water Science and Technology: water supply**, London, v. 43, n. 1, p. 1-18, 2001.

LIMA, J. A. de F. **Suinocultura**. Lavras: ESAL/FAEPE, 1991. 161 p.

LIU, Y. Q.; LIU, Y.; TAY, J. H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 66, n. 2, p. 143-148, Dec. 2004.

LIU, Y.; XU, H. L.; YANG, S. F.; TAY, J. H. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Research**, New York, v. 37, n. 3, p. 661-673, Feb. 2003.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas**. São Paulo: Varela, 2001. 505 p.

MACFADDIN, J. F. **Biochemical tests for identification of medical bactérias**. 2. ed. Baltimore: Williams & Wilkins, 1998. 527 p.

MACLEOD, F. A.; GUIOT, S. R. E.; COSTERTON, J. W. Layered structure of bacterial aggregates produced in an up flow anaerobic sludge bed and filter reactor. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 56, n. 6, p. 1598-1607, June 1990.

MADIGAN, M.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock**. 8. ed. New Jersey: Prentice-Hall. 2004.

MAEKAWA, T. Biomass gas fuels. In: KITANI, O. **Energy and biomass engineering**. Michigan: CIGR, 1999. v. 5, cap. 3, p. 201-222.

MAESTROJUAN, G. M.; BOONE, D. R. Characterization of *Methanosarcina barkeri* MST, and *Methanosarcina vacuolata* Z-761T. **International Journal of Systematic Bacteriology**, Palo Alto, v. 41, n. 2, p. 267-274, Feb. 1991.

MALINA, J. F. B. Design of biological wastewater treatment systems. In: SEMINÁRIOS DE TRANSFERÊNCIAS DE TECNOLOGIA, TRATAMENTO DE ESGOTOS, 1992, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1992. p. 165-171.

MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Lancaster: Technomic, 1992. 214 p.

MALLET, A. **Quantificação e identificação de *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Aeromonas hydrophila* em água de propriedades leiteras**. 2007. 76 p. Dissertação (Mestrados em Engenharia de Alimentos) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology**, Barking, v. 89, n. 1, p. 57-62, Jan. 2003.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa, MG: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2005. 34 p.

MCCARTY, P. L. One hundred years of anaerobic treatment. In: HUGHES, D. E.; STAFFORD, A.; WHEATLEY, B. I. (Ed.). **Anaerobic digestion**. Amsterdam: Elsevier Biomedical, 1982. p. 3-22.

MCHUGH, S.; O'REILLY, C.; MAHONY, T.; COLLERAN, E.; O'FLAHERTY, V. Anaerobic granular sludge bioreactor technology. **Environmental Science and Biotechnology**, Dordrecht, v. 2, n. 2/4, p. 225-245, June 2003.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, jan. 2000.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003. 822 p.

MIRANDA, L. A. S.; HENRIQUE, J. A. P.; MONTEGGIA, L. O. Effect of presence of oils and grease on anaerobic biodegradation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors treating Agro-industry effluent, Buenos Aires, Argentina, 2001. In: LATIN AMERICAN BIODETERIORATION AND BIODEGRADATION SYMPOSIUM, 4., 2001, Buenos Aires. **Proceedings...** London: The British Phycological Society, 2001.

NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícia**. 1996. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

NEVES, L. **Caracterização de biomassa anaeróbia granular: análise qualitativa e quantitativa de imagem, hibridização com sondas genéticas (FISH) e técnicas histológicas**. 2004. 217 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Universidade do Minho, Braga.

OHMIYA, K.; FUJINO, T.; SUKHUMAYASI, J.; SHIMIZU, S. Cloning of an endo- 1,4- β -D-glucanase gene from *Clostridium josui* and its expression in *Escherichia coli*. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 55, n. 9, p. 2399-2402, Sept. 1989.

OLIVEIRA, C. R. de. **Cultivo em ambiente protegido**. Campinas: CATI, 1997. 31 p. (Boletim Técnico, 232).

OLIVEIRA, M. V. C. **Princípios básicos do saneamento do meio**. 9. ed. São Paulo: SENAC, 2007. 213 p.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa, 1993. 188 p. (Documentos, 27).

OLIVEIRA, R. A. de. Efeito da temperatura e do descarte de lodo no desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo, em série, tratando águas residuárias de suinocultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 32., 2003, Goiânia. **Anais...** Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2003. CD ROM.

ONYANGO, E. Re: oferta de água em 2025. In: INTERNATIONAL FOOD POLICY RESEARCH INSTITUTE. **Global water outlook to 2025: averting an impending crises**: Relatório. Washington, 2002. Disponível em <<http://archives.ces.fau.edu/fontedagua.html>>. Acesso em: 20 out. 2009.

PELÁEZ, M. L. S. **Desempenho de reatores UASB expostos a choques de carga hidráulica e diluição em matéria orgânica devido a eventos de chuva**. 2007. 102 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

PELCZAR JÚNIOR, M. J. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. São Paulo: Makrom Books, 1996. 2v.

PENZ JÚNIOR, A. M. A influência da nutrição na preservação do ambiente. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 5., 2000, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2000. p. 95-109.

PEREIRA, E. R. **Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura**. 2004. 103 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, S. M.; RUL, A. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 1, p. 103-110, jan./mar. 2004.

PETTE, K. C.; VERSPRILLE, A. I. Application of the UASB concept for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, 2., 1981, Travemunde. **Proceedings...** Travemunde: IWA, 1981. p. 121-133.

PRADO, M. A. C. **Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos de *Coffea arabica* L. em reator UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café.** 2006. 206 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

QUARMBY, J.; FORSTER, C. F. An examination of the structure of UASB granules. **Water Research**, New York, v. 29, n. 11, p. 2449-2454, Nov. 1995.

RAMIRES, R. D. A. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios usando tratando águas residuárias de suinocultura.** 2005. 136 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

RAMJEAWON, T. A. Modeling approach for determining the alkalinity requirement for the treatment of weakly buffered carbohydrate industrial wastewaters by the UASB process. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antuérpia. **Proceeding...** Antuérpia: Technological Institute, 2001. v. 2, p. 571-574.

REED, S. J. B. **Electron microprobe analysis and scanning electron microscopy in geology.** New York: Cambridge University, 1996. 201 p.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 8, n. 5, p. 406-411, May 1986.

RITTMANN, B. E.; McCARTY, P. L. **Biotecnología del medio ambiente: principios y aplicaciones.** Madrid: McGraw Hill, 2001.

RODRIGUES, F. S. GARRIDO, R. G. Bactérias emergentes e reemergentes. **Bionotícias**, Vitória, n. 68, jul./ago. 2004.

RODRIGUES, L. S. **Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura.** 2008. 151 p. Tese (Doutorado em Ciência Animal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RUSSEL, J. B. **Química geral.** São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1981. 897 p.

SÁ, I. M. B. **Biotratamento de efluente de uma indústria de laticínios por ação de fungos decompositores.** 1997. 83 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

SALEH, B. B. **Parâmetros cinéticos de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando com efluentes líquidos agroindustriais.** 2004. 66 p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólido e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 4, p. 557-562, out./dez. 2007.

SANTANA, A. M. **Atividade da microbiota e desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura.** 2004. 113 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

SANTANA, A. M.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 817-830, set./dez. 2005.

SANTOS, E. M. A.; SAMPAIO, G. M. M. S.; LEITÃO, R. C.; FACÓ, A. M.; MENEZES, E. A.; SANTAELLA, S. T. Influência do tempo de detenção Hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de Castanha de Cajú. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 39-45, jan./mar. 2006.

SCHMIDT, J. E.; AHRING, B. K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Biotechnology & Bioengineering**, New York, v. 49, n. 3, p. 229-246, Feb. 1996.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; LIER, J. B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Biorsource Technology**, Kidlington, v. 65, n. 1, p. 175-190, Jan. 1998.

SHOW, K. Y.; WANG, Y.; FOONG, S. F.; TAY, J. H. Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Water Research**, New York, v. 38, n. 9, p. 2293-2304, May 2004.

SILVA, J. F. **Monitoramento de um sistema piloto no tratamento da água residuária do café produzido por via úmida**. 2007. p. 133. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. 2. ed. São Paulo: Varela, 2001. 317 p.

SMITH, S. R.; LANG, N. L.; CHEUNG, K. H. M.; SPANOUDAKI, K. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. **Waste Management**, Oxford, v. 25, n. 4, p. 417-425, Jan. 2005.

SOUBES, M. Microbiologia de la digeston anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO: TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. **Anais...** Montevideo: ABES, 1994. p. 15-28.

SOUSA, J. T. **Pós tratamento de efluente de reator anaeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. 1996. 258 p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOUZA, J. T.; HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgoto doméstico pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, out./nov. 2004.

SOWERS, K.R. Methanogenic *Archaea*: an overview. In: SOWERS, K. R.; SCHEIDER, H. J. (Ed.). **Archaea, a laboratory manual**: methanogens. New York: Cold Spring Harbor, 1995. p. 3-13.

SPEECE, R. E. Anaerobic Biotechnology for Industrial wastewaters treatment. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 17, n. 9, p. 416-427, Sept. 1993.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt: Archae University, 1996. 394 p.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006. 243 p.

SPERLING, M. von. **Lagoas de estabilização**: volume 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. 134 p.

STEIL, L.; LUCAS JUNIOR, J.; OLIVEIRA, R. A. Avaliação do uso de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 22, n. 1, p. 146-159, jan./abr. 2002.

SWISS INSTITUTE OF BIOINFORMATICS. *Escherichia fergusonii* (strain ATCC 35469 / DSM 13698 / CDC 0568-73) complete proteome. **EXPASY Proteomics Server**. Korea: SIB, 2000. Disponível em: <<http://www.expasy.ch/sprot/hamap/ESCF3.html>>. Acesso em: 20 set. 2009.

TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. (Ed.). **Microbiologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 1999.

VAZOLLER, R. F. **Biodiversidade**: perspectivas e oportunidades tecnológicas, microbiológicas e saneamento ambiental. São Paulo, 2010-04-29 Disponível em: <<http://www.drashirleydecampos.com.br/noticias/1155>>. Acesso em: 20 out. 2009.

VAZOLLER, R. F. Microbial aspects of thermophilic anaerobic biodigestion of vinasse. In: PROGRESS IN MICROBIAL ECOLOGY, 7., 1997, Santos. **Anais...** Santos: ISME, 1997. p. 527-532.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia e saneamento ambiental**. Disponível em: <<http://www.bat.fat.org.br>>. Acesso em: 14 set. 2009.

VAZOLLER, R. F.; MANFIO, G. P.; CANHOS, V. P. “Domínio *Archaea*: Reinos Crenarchaeota, Euryarchaeota e Korarchaeota”. In: CANHOS, V. P.; VAZOLLER, R. F. **Microorganismos e vírus**. São Carlos: Fapespe, 1999.

VICENZI, R. **Biotecnologia de alimentos**. Ijuí: Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, 2002. 99 p. Apostila.

WILKIE, A.; COLLERAN, E. Microbiological aspects of anaerobic digestion. In: TORPY, M. F. **Anaerobic treatment of industrial wastewater**. Park Ridge: Noyes Data Corporation, 1988. (Pollution Technology Review, 154).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva, 2006. (Organization Technical Report Series, 162).

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. **Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world**. Geneva, 1997. 9 p.

WRAGG, P.; LA RAGIONE, R. M.; BEST, A.; REICHEL, R.; ANJUM, M. F.; MAFURA, M.; WOODWARD, M. J. Characterisation of *Escherichia fergusonii* isolates from farm animals using an *Escherichia coli* virulence gene array and tissue culture adherence assays. **Research in Veterinary Science**, London, v. 86, n. 1, p. 27-35, Feb. 2009.

WU, W. M.; JAIN, M. K. E.; ZEIKUS, J. G. Formation of fatty acid-degrading anaerobic granules by defined species. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 62, n. 6, p. 2037-2044, June 1996.

XIMENES, E. A.; FÉLIX, C. R. O sistema celulolítico de micro-organismos anaeróbios: uma mini-revisão sobre o celulosoma. **Universitas Ciências da Saúde**, Brasília, v. 1, n. 2, p. 335-341, mar. 2009.

YABUUCHI, E.; KOSAKO, Y.; OYAIZU, H.; YANO, I.; HOTTA, H.; HASHIMOTO, Y.; EZAKI, T.; ARAKAWA, M. Proposal of *Burkholderia* gen. nov. and transfer of seven species of the genus *Pseudomonas* homology group II to the new genus, with the type species *Burkholderia cepacia* (Palleroni and Holmes 1981) comb. nov. **Microbiology and Immunology**, Tokyo, v. 36, n. 12, p. 1251-1275, Dec. 1992.

ZEGERS, F. Anaerobic treatment of the wine drawn. In: UNIVERSIDAD DEL VALLE. **Manual del curso del arranque y operacion de sistemas de flujo ascendente com manto de lodo (UASB)**. Santiago de Cali, 1987.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008.