



**PRISCILA DE CASTRO E SILVA**

**DESEMPENHO DE UM FILTRO ANAERÓBIO  
DE FLUXO ASCENDENTE COMO UNIDADE  
DE TRATAMENTO PARA EFLUENTE DE  
SUINOCULTURA**

**LAVRAS – MG**

**2014**

**PRISCILA DE CASTRO E SILVA**

**DESEMPENHO DE UM FILTRO ANAERÓBIO DE FLUXO  
ASCENDENTE COMO UNIDADE DE TRATAMENTO PARA  
EFLUENTE DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Ph.D. Cláudio Milton Montenegro Campos

**LAVRAS – MG**

**2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Castro e Silva, Priscila.

Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente da suinocultura / Priscila Castro e Silva. – Lavras : UFLA, 2014.

102 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos.

Bibliografia.

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. 3. DBO<sub>5</sub>. 4. DQO<sub>total</sub>. 5. Alcalinidade de Ripley. 6. Remoção de sólidos. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.352

**PRISCILA DE CASTRO E SILVA**

**DESEMPENHO DE UM FILTRO ANAERÓBIO DE FLUXO  
ASCENDENTE COMO UNIDADE DE TRATAMENTO PARA  
EFLUENTE DE SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 15 de agosto de 2014.

Dr. Ronaldo Fia

UFLA

Dra. Luciana Aparecida de Souza Abreu

UFLA

Ph.D. Cláudio Milton Montenegro Campos  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2014**

## AGRADECIMENTOS

No cumprimento de um trabalho técnico-científico, torna-se de suma importância o auxílio de profissionais da área para o bom desenvolvimento do trabalho, do mesmo modo como a participação da família e dos amigos, que contribuíram para alcançar, com êxito, os objetivos estabelecidos.

Dessa forma, agradeço a todos que colaboraram para a realização desta dissertação. Em especial, quero expressar meus sinceros agradecimentos.

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

A José Maria da Silva e Arlete Marilda Silva, meus amados pais que, desde o princípio, sempre permaneceram comigo, me apoiando nas decisões para a realização deste sonho.

Ao Prof. Cláudio Montenegro, pela orientação, ensinamentos, confiança e seriedade. Ao Prof. Ronaldo Fia, pela confiança, incentivo e todas as valiosas contribuições para concretizar este projeto.

A todos os meus amigos e familiares que estiveram sempre comigo nesta jornada, pelos bons momentos de companhia, distração e conselhos.

Ao Lívio, por todo apoio, estímulo e compreensão.

Aos funcionários do LAADEG, em especial ao Alex e Wesley, pelo auxílio na resolução de problemas, dúvidas operacionais. Aos amigos e companheiros de equipe, Jonas, Germannia e Samuel que me ajudaram a solucionar problemas e dificuldades.

A toda a turma do mestrado, pela amizade, apoio, incentivo, pela troca de experiências e pelos momentos de descontração.

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

## RESUMO

A adoção de sistemas confinados de produção de suínos tem levado ao aumento considerável no uso de água nestas instalações e, logo, a produção cada vez maior de efluentes. Grande atenção tem sido dada pelos órgãos de fiscalização ambiental quanto à atividade, devido ao elevado potencial poluidor e problemas de saúde pública relacionada. Por isso, sistemas anaeróbios de tratamento vêm se tornando merecedores de atenção na produção em grande escala, pois além de reduzir a poluição ambiental, recupera o poder energético do resíduo na forma de fertilizante e biogás. Foi avaliado o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, operando no tratamento de efluentes da suinocultura. O sistema foi monitorado por meio de análises físico-químicas laboratoriais e a quantificação do biogás foi estimada teoricamente por meio da DQO. Foram coletadas amostras compostas do afluente e efluente do filtro anaeróbio. As análises físico-químicas realizadas foram: temperatura, pH, alcalinidade, acidez total, sólidos totais, fixos e voláteis, sólidos suspensos, dissolvidos, DQO (total e filtrada), DBO<sub>5</sub>, fósforo total e NTK. A temperatura média do efluente líquido foi de 22,7°C e os tempos médios de detenção hidráulica (TDH) do filtro foram de 94,7 e 63,1 horas, durante a partida e após a mesma. O sistema de tratamento apresentou eficiência de 72,14% para a remoção da DBO<sub>5</sub>, com concentração efluente de 281,5 mg L<sup>-1</sup>. Para a remoção da DQO total e filtrada, os valores percentuais foram de 67,08 e 70,57 %, respectivamente, correspondente a 791,9 mg L<sup>-1</sup> e 233 mg L<sup>-1</sup>. As concentrações de alcalinidade do afluente e efluente foram 1142,8 mg L<sup>-1</sup> e 644,8 mg L<sup>-1</sup>, relação AI/AP de 0,28 e pH efluente 7,5. A eficiência de remoção para Nitrogênio Total Kjeldahl foi de 33,1%, para fósforo total 24,2%. A eficiência na remoção de sólidos totais, fixos e voláteis foi de 29,9; 21,5 e 37,4%, respectivamente. O sistema de tratamento foi eficiente, por conseguinte os parâmetros operacionais praticados poderão ser empregados para sistemas em escala plena.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia. Biogás. DBO<sub>5</sub>. DQO<sub>total</sub>. Alcalinidade de Ripley. Remoção de sólidos.

## ABSTRACT

The adoption of confined systems of swine production has led to the considerable increase of the use of water in these installations and, as consequence, the ever-higher production of effluents. Large attention has been given by environmental supervision organs regarding the activity, due to the elevated polluting potential and public health issues related to it. Thus, anaerobic treatment systems have become deserving of the attention in large-scale production, since, in addition to reducing environmental pollution, they recover the energetic power of the waste in the form of fertilizer and biogas. The performance of an ascendant flow anaerobic filter was evaluated, operating on the treatment of swine culture effluents. The system was monitored by means of physical-chemical laboratory analyses and the quantification of the biogas was theoretically estimated by means of the DQO. Samples comprised of the affluent and effluent of the anaerobic filter were collected. The physical-chemical analyses performed were: temperature, pH, alkalinity, total acidity, total solids, fixed and volatile, suspended solids, dissolved, DQO (total and filtered), DBO<sub>5</sub>, total phosphorus and NTK. The average temperature of the liquid effluent was of 22.7 °C and the average hydraulic detection times (HDT) of the filter were of 94.7 and 63.1 hours, during the start and after the same. The treatment system presented efficiency of 72.14% of the removal of the DBO<sub>5</sub> with effluent concentration of 281.5 mg L<sup>-1</sup>. For the removal of total and filtered DQO, the percentage values were of 67.08 and 70.57%, respectively, correspondent to 791.9 mg L<sup>-1</sup> and 233 mg L<sup>-1</sup>. The concentrations of alkalinity of the affluent and effluent were of 1142.8 mg L<sup>-1</sup> and 644.8 mg L<sup>-1</sup>, AI/AP relation of 0.28 and effluent pH of 7.5. The efficiency of the removal for Kjeldahl Total Nitrogen was of 33.1%, for total phosphorus of 24.2%. The efficiency in the removal of total solids, fixed and volatile, was of 29.9, 21.5 and 37.4%, respectively. The treatment system was efficient, consequently, the operational parameters practiced may be employed for systems in full scale.

Keywords: Anaerobic digestion. Biogas. DQO<sub>total</sub>. Ripley alkalinity. Removal of solids.

## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1	Desenho esquemático de sistemas anaeróbio x aeróbio .....	25
Figura 2	Sequências metabólicas da digestão anaeróbia .....	32
Figura 3	Crescimento bacteriano por aderência a um meio suporte empregado .....	39
Figura 4	Representação esquemática da retenção intersticial de biomassa ....	40
Figura 5	Diagrama esquemático do sistema de tratamento, com suas respectivas unidades de tratamento: (1) tubulação de PVC de condução do afluente à caixa de areia, (2) caixa de areia com o medidor de vazão triangular tipo Thompson, (3) peneira estática, (4) tanque de acidificação e equalização do efluente, (5) bombeamento do efluente peneirado até o filtro anaeróbio, (6) visualizador hídrico de gás, (7) filtro anaeróbio, (8) saída do efluente do filtro anaeróbio. ....	46
Figura 6	Tanque de acidificação e equalização (TAE), em vista lateral.....	48
Figura 7	Desenho esquemático do filtro anaeróbio com suas dimensões e respectivas alturas para amostragem do lodo .....	49
Figura 8	Filtro anaeróbio utilizado no experimento no tratamento de efluente de suinocultura.....	50
Figura 9	Unidade do meio suporte empregado no FA para adesão de biofilme .....	52
Figura 10	Meio suporte identificados em rede com biofilme aderido ao final do experimento.....	52
Figura 11	Valores da vazão afluente ao sistema de tratamento .....	62
Figura 12	Variação da temperatura do afluente filtro anaeróbio durante o experimento.....	64



Figura 13	Variação da temperatura no efluente filtro anaeróbio durante o experimento.....	64
Figura 14	Variação do pH afluente do filtro anaeróbio tratando água residuária de suínos .....	66
Figura 15	Variação do pH efluente do Filtro Anaeróbio tratando água residuária de suínos .....	67
Figura 16	Comportamento da alcalinidade do afluente no filtro anaeróbio .....	69
Figura 17	Gráfico do comportamento da alcalinidade efluente do filtro anaeróbio .....	69
Figura 18	Comportamento da relação AI/AP no afluente e efluente do filtro anaeróbio .....	71
Figura 19	Variação da Acidez total observada no processo .....	73
Figura 20	Variação DBO afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento.....	75
Figura 21	Eficiência de remoção de DBO do filtro anaeróbio durante o experimento.....	76
Figura 22	Variação da DQO total no afluente e efluente do filtro anaeróbio ...	78
Figura 23	Variação da DQO filtrada no afluente e efluente do filtro anaeróbio .....	78
Figura 24	Variação da eficiência de DQO filtrada e bruta no efluente do filtro anaeróbio ao longo do experimento .....	79
Figura 25	Variação da concentração de NTK durante o experimento .....	82
Figura 26	Variação da concentração de fósforo durante o experimento.....	83
Figura 27	Valores de eficiência de remoção de NTK ao longo do experimento.....	84
Figura 28	Valores de eficiência de remoção de fósforo ao longo do experimento.....	84

Figura 29	Varição dos sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do filtro anaeróbio .....	86
Figura 30	Biofilme aderido de acordo com a posição do meio suporte no reator.....	91
Figura 31	Concentração de sólidos no filtro anaeróbio .....	92
Figura 32	Perfil de sólidos do lodo do filtro anaeróbio avaliado ao final do experimento.....	93

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros hidráulicos referentes à partida.....	53
Tabela 2	Parâmetros físico-químicos e bioquímicos analisados e frequências de amostragem.....	54
Tabela 3	Tempos de detenção hidráulico e cargas hidráulicas volumétricas empregadas no experimento.....	61
Tabela 4	Variações de temperatura do afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento.....	63
Tabela 5	Valores médios de pH e respectivos desvios obtidos nas unidades filtro anaeróbio e afluente, durante a operação do sistema.....	65
Tabela 6	Valores médios da alcalinidade total e alcalinidade parcial ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e desvios padrão obtidos no afluente e efluente do filtro anaeróbio do sistema de tratamento.....	68
Tabela 7	Valores médios da relação entre as alcalinidades intermediária e parcial e seus respectivos desvios padrão no afluente e efluente do filtro anaeróbio.....	70
Tabela 8	Médias referentes à acidez volátil (AV), alcalinidade total e relação acidez volátil/alcalinidade total em $\text{mg L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ do afluente e efluente do filtro anaeróbio.....	72
Tabela 9	Média de $\text{DBO}_5$ no afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento bem como seus respectivos coeficientes de variação.....	74
Tabela 10	Variação da concentração de matéria orgânica e eficiência de remoção.....	77
Tabela 11	Valores médios de DQO total e filtrada e eficiência média de remoção na unidade do sistema de tratamento de efluente, obtidos durante o período experimental.....	80

Tabela 12 Valores médios de NTK no afluyente e efluente do filtro anaeróbio .....	81
Tabela 13 Valores médios de Fósforo no afluyente e efluente do filtro anaeróbio .....	81
Tabela 14 Concentração dos sólidos no afluyente e efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento .....	85
Tabela 15 Concentração dos sólidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento .....	88
Tabela 16 Parâmetros referentes à DQO removida, utilizada para produção de biomassa e para produção de metano de efluente de suinocultura utilizada na produção de biogás.....	89

## LISTA DE SIGLAS

AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AT	Alcalinidade total
CE	Condutividade elétrica
CH	Carga hidráulica
COB	Carga orgânica biológica
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DZO	Departamento de zootecnia
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
RAC	Reator anaeróbio compartimentado
SS	Sólidos suspensos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STD	Sólidos totais dissolvidos
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
SRT	Tempo de retenção celular
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket

## LISTA DE UNIDADES E CONSTANTES

%	porcentagem
atm	atmosfera ( $\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$ )
$\text{cm}^3$	centímetro cúbico
d	Dia
g	gravidade
h	hora
$\text{J} (\text{kg m}^2 \text{s}^{-2})$	$1 \text{ J} = 0,2390 \text{ cal}$
K	$\text{K} = \text{oC} + 273,15$
kcal	quilo-caloria
kg	quilograma
L	Litros
M	$10^6$
$\text{m}^3$	metro cúbico
mg	miligrama
min	minuto
ml	mililitro
mm	$1 \times 10^{-3} \text{ m}$
$^{\circ}\text{C}$	grau Celsius
Pa	$1 \text{ atm} = 1,01325 \times 10^5 \text{ Pa}$
constante universal dos gases ideais	$R = 8,3144126 \text{ J K}^{-1}$

## LISTAS DE FÓRMULAS E SÍMBOLOS QUÍMICOS

$\text{CaCO}_3$	Carbonato de Cálcio
$\text{CH}_3^-$	grupo metil
$\text{CH}_3\text{COOH}$	Ácido acético
$\text{CH}_3\text{COONa}$	Acetato de sódio
$\text{CH}_4$	Metano
$\text{CH}_3\text{COO}^-$	Radical acetato
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-$	Radical propionato
$\text{Cl}^-$	Cloreto
$\text{CO}_2$	Dióxido de carbono ou gás carbônico
$\text{H}_2$	Hidrogênio
$\text{H}_2\text{CO}_3$	Ácido carbônico
$\text{HCO}_3^-$	Concentração de bicarbonato
$\text{H}_2\text{S}$	Ácido sulfídrico ou gás sulfídrico
$\text{HCO}_3^-$	Ion bicarbonato
$\text{NaHCO}_3$	Bicarbonato de sódio
$\text{NaOH}$	Hidróxido de sódio
$\text{NH}_3$	Amônia
$\text{NH}_3^+$	Íon amônia
$\text{O}_2$	Oxigênio
$\text{OH}^-$	Ânion Hidroxila
$\text{P}$	Fósforo
$\text{PO}_4^{3-}$	Ortofosfato

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	19
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral</b> .....	19
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos</b> .....	19
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	20
<b>3.1</b>	<b>Suinocultura</b> .....	20
<b>3.2</b>	<b>Passivos Ambientais</b> .....	21
<b>3.3</b>	<b>Fundamentos de digestão anaeróbia</b> .....	24
<b>3.4</b>	<b>Processo anaeróbio</b> .....	26
<b>3.4.1</b>	<b>Hidrólise</b> .....	26
<b>3.4.2</b>	<b>Acidogênese</b> .....	27
<b>3.4.3</b>	<b>Acetogênese</b> .....	28
<b>3.4.4</b>	<b>Metanogênese</b> .....	29
<b>3.4.4.1</b>	<b>Metanogênicas acetoclásticas</b> .....	30
<b>3.4.4.2</b>	<b>Metanogênicas hidrogenotróficas</b> .....	31
<b>3.4.5</b>	<b>Sulfetogênese</b> .....	31
<b>3.5</b>	<b>Necessidades nutricionais das bactérias metanogênicas</b> .....	33
<b>3.6</b>	<b>Requisitos ambientais importantes para o tratamento anaeróbio das águas residuárias</b> .....	34
<b>3.6.1</b>	<b>Temperatura</b> .....	34
<b>3.6.2</b>	<b>Alcalinidade, pH e ácidos voláteis</b> .....	35
<b>3.7</b>	<b>Inibidores das atividades anaeróbias</b> .....	36
<b>3.8</b>	<b>Sistema de tratamento anaeróbio convencional e de alta taxa</b> .....	38
<b>3.9</b>	<b>Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente</b> .....	41
<b>3.10</b>	<b>Biogás</b> .....	43
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	45
<b>4.1</b>	<b>Localização Experimental</b> .....	45
<b>4.2</b>	<b>Caracterização da Água Residuária</b> .....	45
<b>4.3</b>	<b>Inóculo</b> .....	45
<b>4.4</b>	<b>Instalação Experimental</b> .....	46
<b>4.5</b>	<b>Caixa de areia</b> .....	47
<b>4.6</b>	<b>Separação de fases (peneiramento)</b> .....	47
<b>4.7</b>	<b>Tanque de acidificação e equalização (TAE)</b> .....	47
<b>4.8</b>	<b>Sistema de bombeamento</b> .....	48
<b>4.9</b>	<b>Filtro Anaeróbio</b> .....	48
<b>4.10</b>	<b>Operação e acompanhamento do sistema de tratamento</b> .....	52
<b>4.11</b>	<b>Amostragem do sistema</b> .....	53
<b>4.12</b>	<b>Frequências de amostragem</b> .....	53
<b>4.13</b>	<b>Metodologia das análises</b> .....	54



4.13.1	Temperatura .....	54
4.13.2	pH .....	55
4.13.3	Alcalinidade .....	55
4.13.4	Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada .....	56
4.13.5	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....	56
4.13.6	Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P) .....	57
4.13.7	Sólidos totais .....	57
4.13.8	Sólidos totais fixos (STF) .....	58
4.13.9	Sólidos totais voláteis (STV) .....	58
4.13.10	Sólidos em suspensão (SS) .....	58
4.13.11	Sólidos dissolvidos (SD) .....	58
4.13.12	Produção teórica de biogás .....	59
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	61
5.1	Tempo de detenção hidráulica .....	61
5.2	Temperatura .....	62
5.3	pH .....	65
5.4	Alcalinidade .....	68
5.5	Acidez .....	71
5.6	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	74
5.7	Demanda química de oxigênio .....	76
5.8	Remoção de nutrientes (NTK e P) .....	81
5.9	Sólidos .....	85
5.10	Determinação da produção teórica de biogás .....	88
5.11	Desenvolvimento de biofilme e lodo intersticial no FA .....	90
6	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	94
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	95

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento exponencial e a melhoria na qualidade de vida da população acarretaram aumento de cargas poluidoras de inúmeras formas. Perante este cenário, o desenvolvimento aliado à produção compatibilizada que se adequa a uma filosofia autossustentável mostra-se como amplo desafio ao homem moderno. O setor agroindustrial torna-se, neste panorama, de suma importância, em especial a suinocultura. A intensificação das atividades zootécnicas trouxe urgência à solução dos problemas ambientais pautados ao tratamento e disposição dos dejetos originados pela produção suinícola, considerada como o segmento mais preocupante devido ao aumento de sua produtividade.

Procurando reduzir áreas ao tratamento destes efluentes aliado ao baixo custo e simplicidade operacional e incorporados às condições ambientais do Brasil é que processos anaeróbios vêm sendo estudados, onde filtros anaeróbios tornam-se precursores e mais difundidos.

Os filtros anaeróbios são reatores biológicos formados por um conjunto de partes imóveis de material inerte, envolto de microrganismos não aeróbios na forma de biofilme pelo qual o efluente é depurado. Sobre fluxo ascendente ou descendente é percolado o esgoto entre os espaços vazios ou parcialmente ocupados pelo lodo ativo, no formato de flocos ou grânulos que caracterizam o meio filtrante. São diferenciados por tolerar oscilações de vazão mantendo altas populações bacterianas, admitindo a degradação em tempos de detenção hidráulica (TDH) reduzidos por meio de baixos gastos energéticos. Apresenta a capacidade de suportar altas cargas orgânicas e produzir biogás.

A técnica de tratamento anaeróbio busca intensificar as reações de digestão da matéria orgânica estabelecendo condições propícias ao crescimento e sustentação de microrganismos no reator.

Contudo, a eficiência dos processos de digestão anaeróbia depende de diversos fatores, dentre eles, pH, temperatura, concentração de matéria orgânica biodegradável, concentração de compostos tóxicos e da composição do efluente, dentre outros.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o desempenho da digestão anaeróbia de efluente proveniente de suinocultura, em filtro anaeróbio de fluxo ascendente cujo meio suporte utiliza anéis de Pall confinados em malhas plásticas.

### **2.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos da pesquisa consistem em:

- a) Avaliar o efeito da temperatura, pH, acidez e alcalinidade no consórcio microbiano de um filtro anaeróbio;
- b) Avaliar a eficiência do sistema quanto à remoção da carga orgânica, de sólidos totais, voláteis e fixos;
- c) Estimar a produção teórica de biogás em função da carga orgânica aplicada;
- d) Quantificar e qualificar o biofilme aderido ao meio suporte empregado e o lodo intersticial.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Suinocultura

A importância da suinocultura, em síntese, reside não só no amplo número de criadores envolvidos, mas também no volume de empregos gerados, direta e indiretamente e pela capacidade de produzir grande quantidade de proteína de alta qualidade em área reduzida e em curto espaço de tempo, em comparação com outras espécies de animais de médio e grande porte (CABRAL et al., 2011).

A produção vem desenvolvendo em torno de 4% ao ano, sendo os estados do Sul do Brasil os fundamentais produtores. Ultimamente, o Brasil representa 10% do volume exportado de carne suína no mundo, almejando lucrar mais de US\$ 1 bilhão por ano (BRASIL, 2014).

O Brasil é dono do quarto lugar no ranking de produção e exportação mundial de carne suína. Tal posição cogita os estudos e pesquisas relacionados à área, sobretudo nos últimos vinte anos, onde diversos aspectos (sanidade, nutrição, manejo da granja, produção integrada e aprimoramento gerencial dos produtores) cooperaram para somar a oferta interna e colocar o País em destaque no cenário mundial (BRASIL, 2014). Dentre as 16 maiores empresas no segmento de carne suína no mundo, quatro são brasileiras (MIELE; WAQUIL, 2007).

Segundo a Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína - ABIPECS (2010), no ano de 2010 foram exportados aproximadamente 540 mil toneladas de carne suína.

No estado de Minas Gerais, as práticas suinícolas se deram a partir de 1975, o estado é intitulado como o quarto maior rebanho de suínos do país, com 187 mil matrizes, permanecendo somente atrás dos três estados sulinos (PR, SC,

RS). Elevados indicadores de produtividade foram conquistados (MIRANDA, 1995) não apenas pelas facilidades logísticas que o estado proporciona, situado entre os maiores centros consumistas do país, como São Paulo e Rio de Janeiro, mas, sobretudo, à condição de saturação em que o tradicional núcleo de produção intensiva de suínos se depara, nesse caso, a região Sul do país. Dalavéquia (2000) salientou que cerca de 85% das fontes de água na zona rural da região do oeste catarinense estão contaminadas por coliformes fecais e nitratos de lançamento dos dejetos de suínos em cursos ou mananciais de água.

Perante a expansão nacional deste cenário pode-se concluir que o Brasil terá alto potencial produtivo e, apesar das atuais barreiras sanitárias impostas, raros países no mundo serão capazes de proporcionar tal produto a preços competitivos. Todavia, essa ampliação da demanda de consumo, com consequente acréscimo da produção, fatalmente trará ao país enorme passivo ambiental, caso não se principie a refletir desde já sobre as alternativas de solução que envolve problemas deste tipo, de elevado grau significativo.

### **3.2 Passivos Ambientais**

A preocupação com os problemas ambientais coerentes à contaminação de águas, solos e ar é enfatizada em pesquisas em todo o Planeta. A ampla preocupação concerne aos resíduos dos processamentos industriais, da avicultura e suinocultura, essa última em notório crescimento.

Devido à enorme quantidade e digestibilidade dos nutrientes fornecidos na dieta, os dejetos suínos possuem elevado potencial causador de poluição ambiental. Tais efluentes quando lançados em corpos d'água provocam a morte de peixes e interferem no equilíbrio de outras formas de vida aquática.

O pH exerce influência direta sobre os ecossistemas aquáticos naturais devido aos seus efeitos sobre a fisiologia dos seres vivos, além de contribuir para

a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados e ainda exercer efeitos sobre a solubilidade de diversos nutrientes.

O suíno é um animal monogástrico, e cerca de 30% ou mais dos seus alimentos ingeridos tornam-se dejetos com concentração de nutrientes elevada. O esterco líquido dos suínos contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos contidos nas dietas dos animais, sendo grande parte liberada nas excretas (CAMPOS; SALÉH; CARMO, 2005).

Até meados dos anos 70, dejetos suínos não constituíam fator preocupante, devido à mínima centralização de animais e ainda ao emprego de resíduos como adubo orgânico onde as plantas têm habilidade para absorvê-los. Todavia, a ampliação da suinocultura trouxe a produção de grandes quantidades de dejetos, que pela falta de tratamento apropriado, se transformou em uma das maiores fontes poluidora dos mananciais.

As degradações ambientais vindas de atividades da suinocultura afetam não somente águas pela contaminação de compostos orgânicos, nutrientes e microrganismos, mas ainda os solos; além de ocasionarem poluição atmosférica.

Desperdício de água que incide nos sistemas de produção de suínos faz com que fiquem inviáveis na utilização como fertilizante orgânico. É importante salientar que valores elevados de nitrato na água de consumo humano estão associados à ocorrência de metahemoglobinemia infantil, conhecida como síndrome do bebê azul. O nitrato causa oxidação da hemoglobina à metahemoglobina, a qual é incapaz de transportar oxigênio para as células dos tecidos. Em organismos adultos, tais compostos são responsáveis por elevados índices de câncer de estômago (ZUBLINA; COOK; CLAIR, 2014).

Os componentes dos dejetos de suínos que deterioram as águas superficiais foram mencionados em pesquisas realizadas por Diesel, Miranda e Perdomo (2002). Entre eles podemos citar: a matéria orgânica, bactérias fecais,

sedimentos e excesso de nutrientes. Tratando de poluição atmosférica causada pela suinocultura, Blanes-Vidal et al. (2009) ressaltam que isto ocorre em função da liberação de odores derivados de gases mercaptanos da decomposição.

Numa abordagem geral, os principais impactos causados pelo uso de dejetos de suínos como fertilizantes, restrição da qualidade das hortaliças pelo acúmulo de metais pesados, o excesso de nitrogênio no solo, e ainda a poluição das águas superficiais, tanto pela erosão como pela a lixiviação, aumentam os custos de tratamento (SEGANFREDO, 2007).

Diante de todo este cenário, torna-se interessante ponderar o que diz respeito à regulamentação ambiental específica para a suinocultura, uma vez que não existe no Brasil uma legislação própria, mas sim instrumentos legais que interferem no ordenamento da atividade. O setor vale-se da legislação ambiental brasileira por meio de leis, decretos, portarias e resoluções tanto na esfera federal, estadual e municipal. A legislação vigente sobre as águas nacionais baseia-se na Resolução CONAMA nº 430 de 2011, que estabelece normas e padrões para a qualidade das águas e o lançamento de efluentes nos corpos de água. Em função dos usos previstos, foram criadas classes. Foram estabelecidos ainda, para cada classe, limites e/ou condições, como concentração (ex.: DQOT, DBO5, ST), pH, temperatura, cor, turbidez, número de coliformes, etc., que garantam a qualidade da classe. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a resolução CONAMA apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos de água, bem como padrões de balneabilidade.

Em Minas Gerais a Deliberação Normativa 10/86 do Conselho de Política Ambiental - COPAM - normatiza os padrões de lançamento de efluentes no corpo receptor e essa legislação pode ser mais restritiva e acrescentar outros parâmetros não previstos na legislação federal (Machado, et al., 2002)

Assim, as formas de descarte e utilização dos mesmos são dependentes de estudos específicos para avaliar o potencial poluidor, bem como de pesquisas



capazes de aprimorar os processos de tratamento, como é o caso do tratamento anaeróbio, que se mostra eficaz quanto à remoção de matéria orgânica.

### **3.3 Fundamentos de digestão anaeróbia**

Por mais de um século o processo anaeróbio vem sendo utilizado no tratamento de efluentes. Neste processo a degradação da matéria orgânica biodegradável ocorre por meio de bactérias anaeróbias, na ausência de oxidante externo, gerando o biogás. A anaerobiose ocorre em inúmeros meios naturais e em espaços controlados como digestores anaeróbios (CHENICHARO, 1997).

A primeira contribuição para o tratamento anaeróbio de efluentes líquidos foi a câmara séptica, desenvolvida por Jean Luiz Moura, em Vesoul na França, em 1860 e sua patente durou até 1880. No século XX, o processo anaeróbio era avaliado como bastante sensível e originava cuidados, como o controle de pH e de temperatura, para que bons resultados fossem alcançados.

Todavia, a partir da década de 60 houve uma evolução dos conhecimentos a respeito do processo anaeróbio, por meio dos trabalhos pioneiros de Young e McCarty (1969), que alavancaram o emprego de reatores não convencionais para remoção de matéria orgânica (CHENICHARO, 1997).

A veemência no processo de digestão anaeróbia vem ascendendo, pois o metano possui insumo energético auxiliando a suprir a crescente demanda energética. Como efeito do aumento desse interesse, múltiplos processos foram ampliados tendendo minimizar custos, e incentivar a geração de metano a partir de resíduos orgânicos industriais. Tudo por meio de baixa demanda de área, implantação e gasto energético, podendo ser aplicado até em larga escala.

Não obstante, possui conveniências em relação aos sistemas aeróbios. Para o tratamento de efluente doméstico em sistemas aeróbios, ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação biológica, com a consequente conversão em

CO<sub>2</sub>. Portanto é verificada uma grande incorporação de matéria orgânica como biomassa, a qual constitui o lodo excedente. O material orgânico não convertido em CO<sub>2</sub> ou em biomassa deixa o reator como material não degradado.

Em contrapartida, nos sistemas anaeróbios verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável é convertida em biogás (70 a 90%), sendo removido da fase líquida na forma de biogás. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5 a 15%), vindo a constituir o lodo excedente. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se mais concentrado e com melhores características de desidratação. O material não convertido em biogás ou biomassa deixa o reator como material não degradado (CHENICHARO, 1997). A Figura 1 possibilita uma visualização mais clara de algumas vantagens da digestão anaeróbia no que se refere à produção de gás metano e à baixa produção de sólidos.

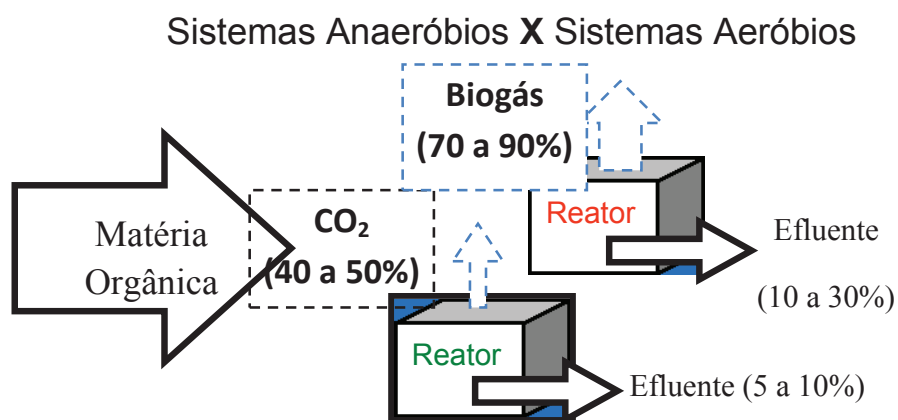


Figura 1 Desenho esquemático de sistemas anaeróbio x aeróbio

Averigua-se que sistemas vêm sendo desenvolvidos, e tais tentativas serão responsáveis por desencadear distintos *designs* visando ao aumento do

desempenho dos processos anaeróbios para cada uma das situações envolvidas, cada qual com seu próprio potencial para o tratamento de rejeitos industriais, municipais e agrícolas, com diferentes características e cargas orgânicas (MCCARTY, 1982).

### **3.4 Processo anaeróbio**

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações sequenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. Microrganismos se empenham interativamente para a conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (CHENICHARO, 2007). A eficiência do processo anaeróbio é função de uma série de interações entre múltiplos grupos de microrganismos, os quais possuem diferentes capacidades de degradação, em que os metabólicos intermediários de um grupo irão servir como substrato para o desenvolvimento de outros (VAZZOLER, 2014).

Pode-se concluir também que para a digestão anaeróbia de material orgânico complexo como proteínas, lipídeos e carboidratos, deverão ocorrer quatro etapas distintas: hidrolisação; acidificação; acetificação e metanificação; fazendo com que as populações microbianas se dividam respectivamente em quatro grupos, cada qual com particularidades fisiológicas distintas.

#### **3.4.1 Hidrólise**

Ocorre pela atuação de bactérias hidrolíticas - fermentativas, que convertem uma variedade de moléculas orgânicas complexas (carboidratos, lipídeos e proteínas) por meio de exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas em compostos dissolvidos de menor peso molecular, sendo estes

aminoácidos, ácidos graxos e açúcares, os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas (CHENICHARO, 2007).

Múltiplos fatores influenciam na taxa de hidrolisação do substrato, como temperatura operacional do reator, tempo de residência e composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio até mesmo, a concentração de ácidos orgânicos voláteis vindos da hidrólise (CHENICHARO, 2007).

As bactérias hidrolíticas-fermentativas se constituem numa grande mistura de espécies, muitas são anaeróbias estritas, como as do gênero *Clostridium*, e algumas são facultativas, como as do gênero *Citrobacter*, *Enterobactere* *Escherichia*.

### 3.4.2 Acidogênese

Nesta etapa do processo, os monômeros da hidrólise são absorvidos e metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas. Logo são transportados por meio da membrana celular para o interior da célula, e transformados em compostos dissolvidos sendo excretados como substâncias orgânicas simples e de menor peso molecular como ácidos graxos voláteis (AGV), auxiliando a formação de acetato, propionato e butirato, álcoois, ácido láctico e compostos minerais ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , etc.).

Durante a formação de AGV de baixo peso molecular, advém a liberação de grandes quantidades de hidrogênio no meio, o que induz a uma queda de pH no sistema. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato serão empregados pelas arqueias metanogênicas para a formação do metano. No entanto, os demais metabólitos originados na etapa anterior serão oxidados pelas bactérias acetogênicas, harmonizando assim em um substrato adequado para a produção de metano na fase seguinte do processo (MCCARTY, 1964 citado por CAMPOS, 1990).

Em geral, a população fermentativa é estritamente anaeróbia e representa cerca de 90% da população bacteriana total dos digestores. Entretanto algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico por via oxidativa. Isso adquire suma importância para o referido processo, uma vez que o oxidante presente de forma eventual poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias metanogênicas se não fosse removido pelas acidogênicas facultativas (HAANDEL; LETTINGA, 1994).

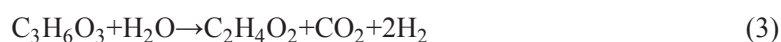
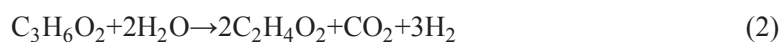
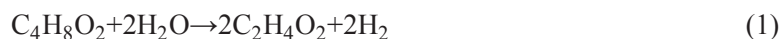
Os principais gêneros de bactérias fermentativas acidogênicas são: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Escherichia*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*.

### 3.4.3 Acetogênese

A acetogênese de modo geral incide na modificação dos produtos da fermentação e utiliza os produtos intermediários solúveis, propionato e butirato, oriundos da acidogênese, para a formação de acetato,  $H_2$ ,  $CO_2$  e  $H_2S$ .

Esse grupo de microrganismos requer baixa tensão de hidrogênio para conversão de ácidos orgânicos. Sob pressão parcial de hidrogênio relativamente alta, a formação de acetato é reduzida e o substrato é convertido em ácido propiônico, ácido butírico e etanol em maior proporção do que em metano. Existe, portanto, relação simbiótica entre bactérias acetogênicas e arqueobactérias metanogênicas, sendo as metanogênicas auxiliares na manutenção da baixa tensão de hidrogênio requerida pelas bactérias acetogênicas (BITTON, 1994).

As equações a seguir expressam as conversões dos ácidos butírico, propiônico e láctico em ácido acético, respectivamente.



É importante ressaltar que as bactérias redutoras de sulfato, embora consideradas como acetogênicas, estão normalmente localizadas em associação com as metanogênicas em ambientes anaeróbios. A redução dos íons sulfato a sulfeto é energeticamente beneficiada em relação à produção de metano. Em sistemas anaeróbios com concentrações baixas de íons sulfato elas desempenham papel de formadoras de substratos metanogênicos, principalmente acetato e hidrogênio a partir de outros substratos orgânicos solúveis (VAZOLLER, 2014). Todavia, em presença de fortes concentrações de íons sulfato, estas passam a competir com as metanogênicas pelos mesmos substratos: acetato e  $\text{H}_2$ .

Como exemplo de bactérias que compõem o grupo das acetogênicas, as seguintes espécies podem ser citadas: *Syntrophomonas wolfei* e *Syntrophobacter wolinii*.

#### 3.4.4 Metanogênese

Por meio da última fase do processo anaeróbio, um quarto grupo de microrganismos metanogênicos é responsável pela degradação anaeróbia. Este grupo de bactérias peculiares, as archeas metanogênicas, é responsável pela fase limitante do processo. A metanogênese pode ser avaliada como uma forma de “respiração”, onde o gás carbônico ou carbono do grupo metil do acetato é o

receptor de elétrons. Essas espécies bacterianas em função da sua fisiologia se decompõem em dois grupos importantes: as acetotróficas ou acetoclásticas, que produzem metano a partir da redução do ácido acético e as hidrogenotróficas, que utilizam o dióxido de carbono e do hidrogênio para produzir metano segundo as equações 4 e 5 (VAZOLLER, 2014).



As archeas metanogênicas são anaeróbias estritas, se reproduzem somente em ambientes com baixo potencial Redox ( $\leq -300\text{mV}$ ) e exibem capacidade de utilizar substratos muito específicos para o crescimento e produção de metano (VAZOLLER, 2014). Como exemplo de espécies bacterianas que fazem parte deste grupo pode-se citar: *Methanobacterium bryantii*, *Methanosarcina barkeri*,

#### 3.4.4.1 Metanogênicas acetoclásticas

Um restrito número de espécies deste grupo é capaz de produzir metano utilizando acetato, embora sejam os microrganismos que predominam na digestão anaeróbia. Estes microrganismos 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, sendo este último constituído por bactérias filamentosas que têm papel importante na formação do grânulo, pelo fato de formarem redes entrelaçadas de bactérias (SOUBES, 1994).

#### 3.4.4.2 Metanogênicas hidrogenotróficas

De forma geral, quase todas as espécies deste grupo têm capacidade de produzir metano a partir do hidrogênio e gás carbônico, permitindo elevada liberação de energia. Os gêneros mais comuns em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleuse* *Methanocorpusculum* (LECLERC; DELGÈNES; GODON, 2004).

As quatro etapas do processo anaeróbio, bem como os tipos de bactérias que participam em cada fase podem ser agrupadas de acordo com a Figura 2.

#### 3.4.5 Sulfetogênese

Nesta etapa do processo, o sulfato e outros compostos sulfurados são restringidos a sulfetos por meio da ação de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato.

Esta classe de bactérias tem em comum o metabolismo do sulfato. São um grupo versátil de microrganismo, capazes de participar de uma gama de substratos, como cadeia de ácidos orgânicos, H<sub>2</sub>, etanol, açúcares e aminoácidos.

A capacidade de utilizar acetato e H<sub>2</sub> torna as bactérias redutoras de sulfato agentes competidores por substratos comuns às metanogênicas. Neste caso, a concentração de sulfato no meio é que irá definir qual o processo na utilização do acetato e hidrogênio. Em ausência de sulfato, o processo de digestão ocorre de acordo com a Figura 2. Entretanto com a presença de sulfato, compostos intermediários formados pelas rotas metabólicas no digestor anaeróbio; assim como as bactérias sulforredutoras, tornam-se competidores pelos substratos disponíveis (CHERNICHARO, 2007).



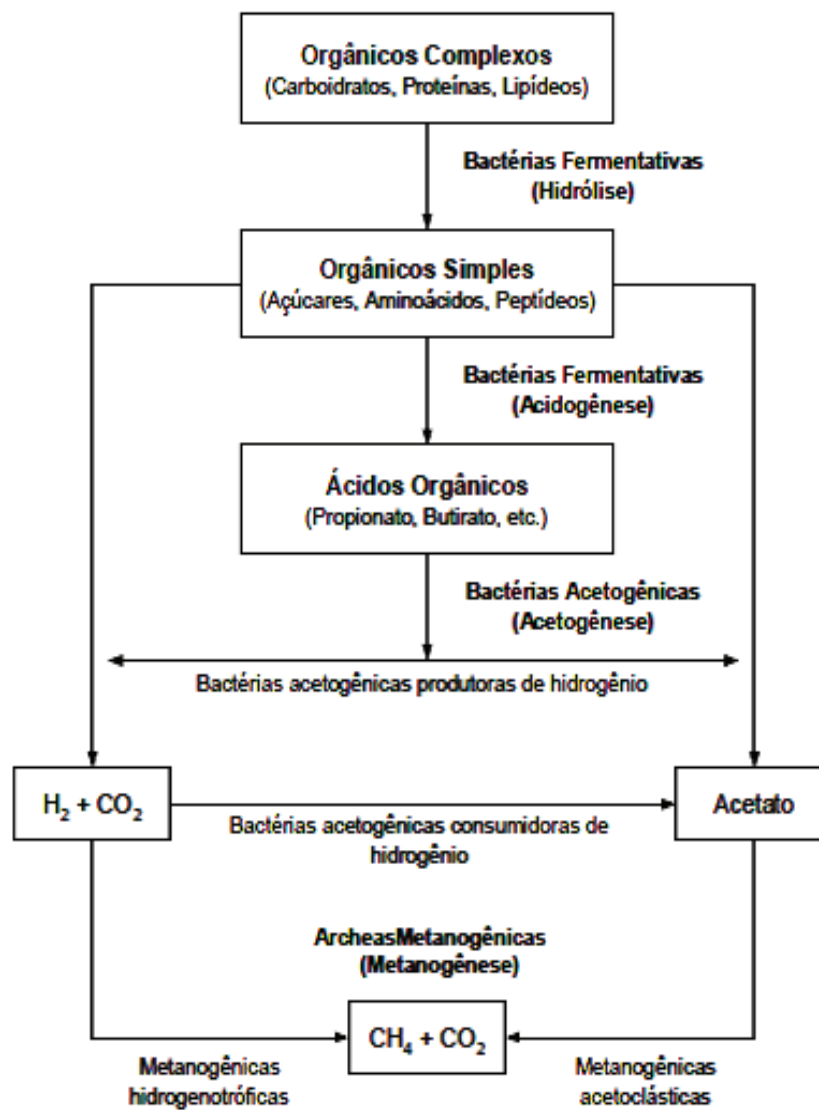


Figura 2 Sequências metabólicas da digestão anaeróbia

Fonte: adaptada de Chernicharo (2007).

### 3.5 Necessidades nutricionais das bactérias metanogênicas

No intuito de aumentar a eficiência e a estabilidade operacional é essencial satisfazer os requisitos nutricionais dos microrganismos. O crescimento bacteriano torna-se deficiente, caso haja limitação de macro e micronutrientes vitais para o crescimento (SPEECE, 1996).

O fósforo e o nitrogênio são essenciais no processo biológico sendo este último o nutriente primário mais requerido na síntese microbiana, especialmente os aminoácidos (R-NH<sub>2</sub>), importantes na síntese de proteínas.

Quanto ao fósforo, seu requerimento é menor que do nitrogênio. O fósforo vincula-se com a síntese dos ácidos nucleicos.

A quantidade de nitrogênio e fósforo, em relação à matéria orgânica presente, expressada em termos de DQO, depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para a síntese. De modo geral, é admitida a relação entre as concentrações de DQO: N: P com 100: 5: 1 sendo suficiente para o atendimento das necessidades nutricionais dos microrganismos anaeróbios (SPEECE, 1996).

O enxofre também é considerado um nutriente para a metanogênese. Em geral, a concentração de enxofre deve ser a mesma de fósforo. As bactérias assimilam o enxofre na forma de sulfeto, originado da redução de sulfatos, que é um constituinte comum das águas residuárias. Algumas proteínas também são fontes de enxofre.

Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o níquel, ferro e cobalto. Damianovic (1992) faz referência em sua revisão de literatura a vários trabalhos sobre aspectos nutricionais em sistemas anaeróbios, nos quais a presença desses micronutrientes auxiliou decisivamente na otimização do processo.

### **3.6 Requisitos ambientais importantes para o tratamento anaeróbio das águas residuárias**

O processo de digestão anaeróbia pode ser afetado por fatores como o substrato, as particularidades do digestor ou condições de operação. Fatores ambientais importantes no controle da digestão anaeróbia são a temperatura, o pH, a composição química do efluente, a presença de nutrientes, a competição das metanogênicas com as bactérias redutoras de sulfato e a presença de materiais tóxicos (BITTON, 1994; HAANDEL; LETTINGA, 1994).

#### **3.6.1 Temperatura**

A temperatura é um dos fatores mais importantes da digestão anaeróbia, já que causa alteração na velocidade do metabolismo bacteriano e na solubilidade do substrato, principalmente dos lipídeos.

Chernicharo (2007) ressalta que pelo fato de microrganismos não possuírem meios de controlar sua temperatura interna, a temperatura no interior da célula é imposta pela temperatura ambiente. Existe, no entanto, uma sobreposição entre as faixas de temperatura de crescimento, onde limites não estão nitidamente definidos. Estas faixas de temperatura associadas ao crescimento microbiano podem ser assinaladas como psicrófila ( 4°C a 15°C ), mesófila (20°C a 40°C) e termófila (40 °C a 70°C e mesmo acima).

Pode-se enquadrar a maioria das espécies de bactérias metanogênicas na faixa mesófila e termófila. A digestão anaeróbia é mais acelerada em temperaturas mais elevadas quando ocorre maior produção de biogás, podendo, conforme o caso, diminuir o TDH do processo (IMHOFF, 1966).

A velocidade de utilização do substrato é influenciada pela temperatura. A solubilização das gorduras e de materiais particulados é bastante lenta quando

a temperatura é inferior a 20°C. Caso esses compostos não venham a ser solubilizados, poderão ser arrastados do reator ou ainda ficarem retidos na parte superior do mesmo. Logo, a indisponibilidade destes substratos em promover o crescimento bacteriano pode ocasionar instabilidade do processo.

Em contrapartida, a oscilação da temperatura pode afetar a eficiência dos reatores, sabendo que a maioria dos microrganismos é muito sensível, tolerando variações médias diárias de 2°C. Elevadas temperaturas também proporcionam aumento da pressão parcial de hidrogênio, levando a fração de amônia livre inibidora aos processos anaeróbios (APPELS et al., 2008).

### **3.6.2 Alcalinidade, pH e ácidos voláteis**

O pH e alcalinidade são fatores relacionados. Campos, Carmo e Botelho (2006) cita que o pH ótimo para a digestão anaeróbia é de 6,5 – 7,5, contudo o processo ainda segue sucedido num limite de 6.0 - 8.0, numa taxa mais baixa. Inclinações de pH beneficiam as bactérias acidogênicas, cujo pH ótimo está entre 5,0 e 6,0, todavia prejudica as archeas metanogênicas (SOUZA, 1984).

A importância da alcalinidade é manter o sistema sempre em equilíbrio, para que não varie o pH. A alcalinidade total, capacidade de neutralizar ácidos, é dada pela soma das alcalinidades intermediária (devida aos ácidos voláteis) e parcial (advinda de bicarbonato), sendo esta última principal fonte de capacidade tampão na faixa de pH neutro; e pode ser suscitada em condições anaeróbias, pela degradação de compostos orgânicos nitrogenados, sabões ou sais de ácidos orgânicos, redução de sulfitos e sulfatos. A amônia tem a possibilidade de reagir com o CO<sub>2</sub> em solução aquosa, formando bicarbonato de amônia.

Quantidade adequada de alcalinidade de bicarbonato deve sempre estar disponível para prevenir uma queda de pH abaixo de 6,0 devido à rápida formação de ácidos voláteis do material orgânico.

Conforme Metcalf e Eddy (2003) valores de alcalinidade de bicarbonato entre 1.000 e 5.000 mg L<sup>-1</sup>, permitem manter o pH na faixa de 6,6 a 7,5, onde a capacidade de tamponamento e estabilidade do sistema anaeróbio é dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade. A concentração de ácido carbônico, H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, está relacionada ao percentual de CO<sub>2</sub> no biogás.

Em reatores não compartimentados, onde as fases da digestão anaeróbia se processam no mesmo espaço físico e, por consequência, acomodam as bactérias acidogênicas e metanogênicas em um mesmo local dentro do reator, o processo anaeróbio pode enfrentar instabilidade ocasionada pela exagerada acidificação, resultante da alta taxa de crescimento das bactérias acidogênicas (TAVARES et al., 2007).

O desprendimento de odores desagradáveis, a queda na produção de biogás e na eficiência do sistema são resultados da instabilidade de reatores anaeróbios ocasionados pela elevada acidez, reduzida alcalinidade e quedas do pH (CHERNICHARO, 2007). Sendo assim, a neutralização dos ácidos voláteis determinados na fase acidogênica é necessária para a estabilidade do sistema.

É interessante mencionar que a toxicidade da NH<sub>3</sub> é influenciada pelo pH. Para valores elevados de pH desenvolve-se a forma não ionizada, que penetra na membrana celular (POGGI-VARALDO et al., 1997).

### **3.7 Inibidores das atividades anaeróbias**

Uma substância é inibidora quando gera condições adversas à população microbiana, causando inibição do crescimento bacteriano. Definem-se pelos distúrbios e falência do processo anaeróbio quando encontradas em concentrações consideráveis e ficam impregnadas no lodo.

A sensibilidade dos processos anaeróbios às cargas tóxicas depende do parâmetro operacional, como idade do lodo. Quanto maior o TRC maior a capacidade de assimilar cargas tóxicas. (CHEN; CHENG; CREAMER, 2007).

De modo geral, a literatura salienta que os compostos que podem exercer influência tóxica para as archeas metanogênicas são a amônia livre, sulfetos e ainda a presença de oxigênio dissolvido. Caso o projeto do reator seja inadequado e permita intensa aeração do esgoto antes da sua entrada no sistema de tratamento a biomassa poderá sofrer inibição em função da toxicidade do oxigênio (CHENICHARO, 1997).

A toxicidade da amônia se dá pela degradação da matéria nitrogenada encontrada na forma de proteína ou ureia. As formas principais de nitrogênio orgânico em solução aquosa encontradas são o íon amônio e a amônia livre, sendo esta última a mais tóxica por ser permeável à membrana bacteriana, se difundindo no citoplasma e gerando desbalanceamentos protônicos (CHEN; CHENG; CREAMER, 2007; SPERLING, 2006).

Em contrapartida, concentrações de amônia abaixo de 200 mg L<sup>-1</sup> são benévolas para a digestão anaeróbia uma vez que o nitrogênio é um elemento essencial para os microrganismos (LIU; SUNG, 2002).

Tanto pH e temperatura podem ser utilizados para controle dos efeitos de amônia livre. Assim, para pH acima de 9 há maior concentração de amônia livre, sendo efeito semelhante para temperaturas acima de 55°C, gerando maior cuidado quando se trabalha com reatores termofílicos (SPEECE, 1996).

Outra importante causa de toxicidade em sistemas anaeróbios se dá pela presença de sulfeto, devido à redução biológica dos compostos contendo enxofre e de compostos ricos em proteína (CHENICHARO, 2007). Não obstante, a inibição pelo sulfeto é dependente do pH, que durante os períodos de ativação dos íons sulfato o ambiente tende a se tornar alcalino, a menos que outras reações metabólicas compensem com formação simultânea de ácidos.

A inibição da metanogênese poderá ocorrer primeiramente devido à competição pelos mesmos substratos que as bactérias redutoras de sulfato e em uma segunda fase pela inibição das suas funções celulares pelo sulfeto solúvel que é gerado (VARESCHE, 1993).

Lettinga et al. (1983) concluíram que a digestão anaeróbia pode ser utilizada para o tratamento de águas residuais contendo concentrações de sulfato de até 1700 mg L<sup>-1</sup> sem nenhum efeito adverso na produção de metano.

### **3.8 Sistema de tratamento anaeróbio convencional e de alta taxa**

Os sistemas de tratamento anaeróbios convencionais atuam com baixas COV, pelo fato de não disporem de mecanismos de retenção da biomassa de elevada atividade (CHENICHARO, 2007). Entre os sistemas convencionais os mais importantes são tanques sépticos e lagoas anaeróbias.

Por intermédio dos progressos na área de tratamento anaeróbio desenvolvidos nos últimos anos foram desenvolvidos os sistemas de alta taxa, nos quais o sistema tem capacidade de reter grandes quantidades de biomassa com elevada atividade, e ainda com baixos tempos de detenção hidráulica; elevado tempo de retenção de sólidos, mesmo com aplicação de elevadas cargas hidráulicas, produzindo resultados satisfatórios com reatores bastante compactos, comparados aos digestores anaeróbios convencionais.

Os reatores de alta taxa podem ser classificados em dois grupos, de acordo com o tipo de crescimento de biomassa no sistema sendo ele aderido ou disperso (SPEECE, 1996). A Figura 3 exemplifica o crescimento bacteriano por aderência a um meio suporte empregado.

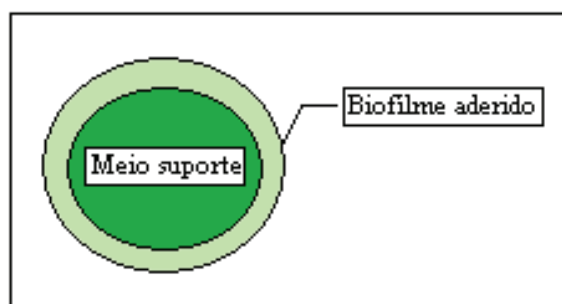


Figura 3 Crescimento bacteriano por aderência a um meio suporte empregado

Na retenção de biomassa por adesão ocorre uma extraordinária capacidade das bactérias de aderirem às superfícies livres imersas em sistemas aquosos que apresentem condições para o crescimento de tais organismos, como presença de nutrientes e micronutrientes, compostos carbonáceos e ausência de compostos inibidores e tóxicos.

Esta forma de imobilização por adesão pode se dar em superfícies fixas, como nos processos anaeróbios de leito estacionário, ou em superfícies móveis, como nos processos anaeróbios de leito expandido e fluidificado.

Outro tipo de retenção de biomassa bacteriana ativa ocorre nos interstícios ou vazios do meio de suportes estacionários, como é o caso de reatores anaeróbios de leito fixo. A superfície do material suporte serve de apoio para ao crescimento bacteriano aderido (biofilme), enquanto os espaços vazios existentes no material de empacotamento são ocupados por microrganismos que crescem dispersos (FLECK, 2002). Na Figura 4 é apresentado um esquema onde está representada a retenção intersticial de biomassa.



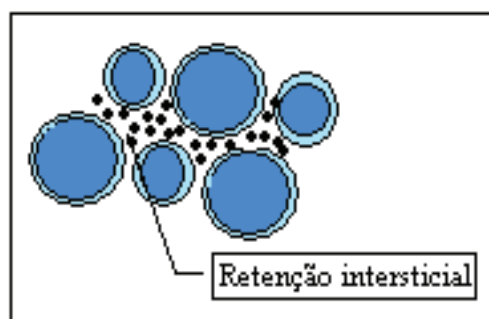


Figura 4 Representação esquemática da retenção intersticial de biomassa

A retenção da biomassa dispersa pode ser floculenta ou granulada (peletizada). O fenômeno da floculação é de particular valor nos processos anaeróbios. O crescimento bacteriano em flocos não é imprescindível para a remoção eficiente do substrato, todavia é essencial para avaliar um efluente com baixa concentração de sólidos suspensos. Sendo assim, a floculação adquire um significado prático, pois as microestruturas floculadas podem ser com facilidade, abstraídas da fase líquida por sedimentação (CHENICHARO, 2007).

Quanto ao processo da granulação, está intimamente interligado a fatores físicos, químicos e biológicos no que concerne à seleção de microrganismos formadores de grânulos e as características do substrato (concentração e composição), além de condições ideais para o crescimento de bactérias metanogênicas, ainda se relaciona a uma velocidade ascensional adequada do líquido através do leito de lodo como critérios essenciais para o sucesso no processo da granulação.

A velocidade ascensional do líquido é importante, pois harmoniza uma constante pressão seletiva sobre os microrganismos, que se aderem uns aos outros induzindo à formação de grânulos com boa capacidade de sedimentação.

### 3.9 Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente

Os filtros anaeróbios são reatores biológicos constituídos por um conjunto de partes imóveis de material inerte, aonde os microrganismos não aeróbios crescem aderidos na forma de biofilme e atuam degradando a matéria orgânica presente no meio líquido (CHERNICHARO, 2007).

São reatores de construção e operação simples e adquiriram popularidade no Brasil a partir da NBR 7229/82. Muitos dos filtros anaeróbios implantados com base nestas diretrizes apresentaram problemas operacionais, mas a Norma teve o mérito de difundir a alternativa e provocar sua evolução tecnológica (ANDRADE NETO; HAANDEL; MELO, 2000).

Podem operar com o escoamento ascendente (*upflow*) e descendente (*downflow*). Os filtros com escoamento ascendente exibem maior retenção de lodo e os maiores riscos de entupimento dos interstícios, sendo indicados para esgotos com baixa concentração de sólidos suspensos, a não ser que se previna contra a colmatação e entupimento dos interstícios do meio suporte nas camadas inferiores. Já nos filtros de escoamento descendente, o caminho é inverso. (ANDRADE NETO; HAANDEL; MELO, 2000).

A vantagem dos filtros anaeróbios é operar tolerando oscilações de vazão com mínima perda de sólidos biológicos, mantendo altas populações bacterianas, permitindo a degradação da matéria orgânica em TDH reduzidos e baixos gastos energéticos (NASCIMENTO, 1996). Ainda apresenta capacidade de suportar altas cargas orgânicas e produzir biogás, combustível alternativo. (CAMPOS, 1999).

Segundo Ávila (2005), o esgoto é depurado ao percolar por entre os interstícios do meio suporte que ocupa 50 a 70 % de profundidade do filtro. Quanto à natureza do material suporte, devem-se preferir aqueles de preço reduzido, fácil aquisição, biologicamente inertes, além de resistentes e de

elevada área específica. Entretanto, torna-se característica relevante deste material, a capacidade de acumular lodo ativo nos interstícios e assim ampliar o contato entre os constituintes do afluente e microrganismos contidos no reator; operar como um obstáculo físico, impedindo que os sólidos sejam carreados para fora do sistema de tratamento; e ainda auxiliar a uniformização do escoamento no reator evitando zonas mortas (ANDRADE NETO; HAANDEL; MELO, 2000, ÁVILA, 2005).

Conforme Camargo (2000), com a preocupação de atender esses requisitos, vários tipos de meio suporte têm sido pesquisados, incluindo o quartzo, anéis plásticos, anéis de bambu, granito, calcário, blocos de PVC, etc. Mas, dependendo da situação, nem sempre atendem às exigências de um projeto em relação ao custo e estrutura do reator para suportar o peso.

Em filtros anaeróbios com leito submerso, a maior parte da estabilização da matéria orgânica se deve principalmente aos sólidos retidos nos interstícios do meio suporte e no fundo falso da unidade.

Vários estudos também foram realizados com filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com o objetivo de verificar as remoções de matéria orgânica com a aplicação de diferentes condições operacionais. Ramirez et al. (2004) avaliaram um sistema composto por reator UASB, operado com TDH de 12 h, e um filtro anaeróbio de fluxo descendente e leito submerso com TDH de 8,5 h instalados em série, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. O material suporte utilizado no filtro eram peças plásticas com área específica de  $450 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ . O experimento foi dividido em seis tratamentos (taxa de recirculação de 1, 3 e 5 e afluente do reator UASB com alcalinidade de 1500 e 2500  $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ). Os valores de  $\text{DQO}_{\text{total}}$  e ST do afluente do filtro anaeróbio foram de 2540 e 3120  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. Os valores das COV aplicadas no filtro mantiveram-se entre 2,0 e 4,5  $\text{kg DQO (m}^3 \text{ d)}^{-1}$  e as eficiências médias de remoção da  $\text{DQO}_{\text{total}}$

variaram de 44,86% a 67,71% durante os seis tratamentos. As melhores eficiências de remoção de matéria orgânica no filtro anaeróbio foram obtidas durante o tratamento com taxa de reciclo 1 e alcalinidade de  $1500 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  no afluente proveniente do reator UASB. No filtro anaeróbio foram removidos parcialmente os coliformes termotolerantes (80% a 96%) e *Salmonella choleraesuis* (50% a 70%).

Ramirez et al. (2002) avaliaram um sistema de tratamento anaeróbio combinando reator UASB (volume de 3,6 L) e filtro anaeróbio (volume de 13 L) no tratamento de águas residuárias da suinocultura. O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio foi constituído de cilindros de plástico. Obtiveram 82,5% de eficiência para a remoção de  $\text{DQO}_{\text{total}}$  no sistema de tratamento anaeróbio.

### 3.10 Biogás

O biogás é incolor de odor peculiar e densidade menor que a do ar. Composto de metano,  $\text{CO}_2$  e outros gases em pequenas concentrações (CASSINI, 2003). A importância do  $\text{CH}_4$  foi realizada por Alessandro Volta, em 1776. Este fenômeno ocorre em várias partes do planeta, como pântanos e fontes antropogênicas (CASTILHO JÚNIOR, 2003; CASSINI, 2003).

A compreensão do biogás foi ampliada no século XVII, quando os pesquisadores estudaram com maior afinco o gás dos pântanos queimando na superfície. Este gás, posteriormente, foi chamado de metano e identificado como um importante produto da degradação anaeróbia da matéria orgânica.

O biogás é obtido por processos de fermentação da matéria orgânica, em que há a atuação de bactérias anaeróbias degradantes, sendo sua composição dependente do material orgânico utilizado e do tipo de tratamento anaeróbio que sofre. Em linhas gerais, o biogás é uma mistura gasosa composta principalmente por: metano ( $\text{CH}_4$ ): 50% - 70% do volume de biogás produzido e dióxido de

carbono (CO<sub>2</sub>): 25% - 50%, além de traços de gases como H<sub>2</sub> (0% - 1%), H<sub>2</sub>S (0% - 3%), O<sub>2</sub> (0% - 2%), NH<sub>3</sub>(0% - 1% ) e N<sub>2</sub>(0% - 7%) do volume.

O gás metano combustível compete ao grupo dos hidrocarbonetos. O gás sulfídrico é corrosivo, agredindo o cobre, o latão e o aço. Em teores maiores do que 1% torna-se tóxico e letal, acometendo as vias respiratórias. A amônia, ainda em concentrações muito baixas, pode ser corrosiva para o cobre, e durante a combustão é liberado óxido de nitrogênio, que é tóxico (CASSINI, 2003).

O gás carbônico é não combustível, não tóxico em pequenas concentrações e compõe boa parte do volume do biogás durante o seu armazenamento, necessitando deste modo, ser retirado (CASSINI, 2003).

Campos (1990) cita que a composição global do biogás 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 CH<sub>4</sub> em termos quantitativos, em função DQO afluente, acompanhando metodologia descrita por Campos (1990).

A metodologia se apoia na relação de consumo da DQO e a produção de gás metano. Um mol de CH<sub>4</sub> requer dois mols de O<sub>2</sub> para a sua completa oxidação. Assim, cada 16 g de metano necessitam de 64 g de DQO. Em condições normais de temperatura e pressão (20°C e 1atm), equivale a 350 mL de metano para cada grama de DQO removido (0,35m<sup>3</sup> kg DQO<sup>-1</sup>).

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Localização Experimental**

O experimento foi realizado dentro da caixa de vegetação na área de tratamento de efluentes da suinocultura do Departamento de Zootecnia no campus da UFLA localizado na cidade de Lavras, Sul de Minas Gerais, com coordenadas geográficas locais de 21°14' e 45°00', para latitude e longitude, respectivamente e altitude de 920 metros. As análises físico-químicas foram feitas no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

### **4.2 Caracterização da Água Residuária**

A nutrição do sistema foi com efluente da granja de suínos localizada no DZO/ UFLA. O efluente foi coletado na caixa de passagem logo após a lavagem das baias, realizada nas primeiras horas da manhã.

### **4.3 Inóculo**

Para partida "start-up" foi empregado como inóculo o lodo anaeróbio granulado de um reator UASB utilizado no tratamento dos dejetos suínos. O volume de lodo empregado foi de 21L, com concentração de sólidos voláteis totais de 32,8 g L<sup>-1</sup> e carga orgânica biológica de 1 kg DBO<sub>5</sub> kg SVT d<sup>-1</sup>. A vazão empregada na partida foi de 21 L d<sup>-1</sup>, resultando em TDH de 100,4 h.

#### 4.4 Instalação Experimental

Os dejetos vindos das pocilgas foram encaminhados ao sistema de tratamento preliminar por gravidade por meio de tubos de 200 mm de diâmetro.

O aparato experimental do sistema de tratamento possuía as seguintes unidades descritas a seguir:

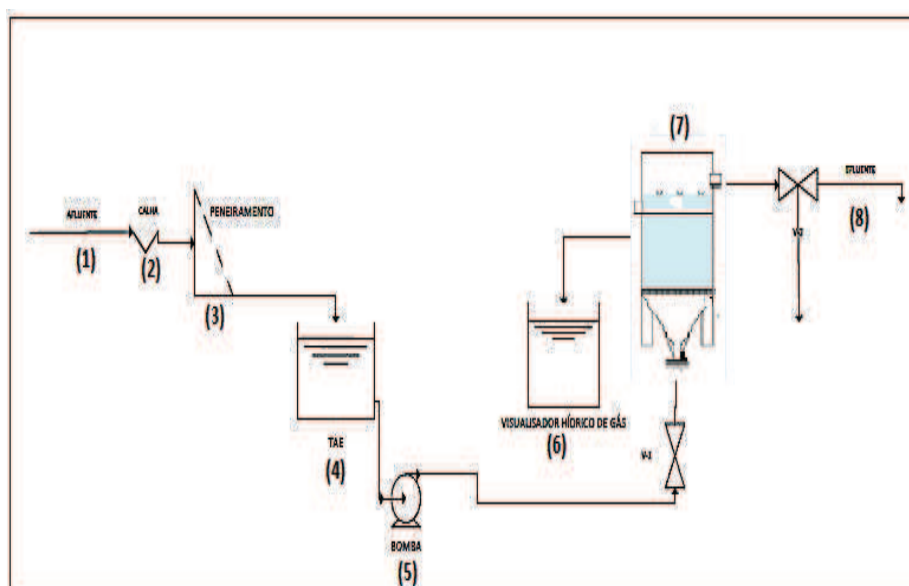


Figura 5 Diagrama esquemático do sistema de tratamento, com suas respectivas unidades de tratamento: (1) tubulação de PVC de condução do afluente à caixa de areia, (2) caixa de areia com o medidor de vazão triangular tipo Thompson, (3) peneira estática, (4) tanque de acidificação e equalização do efluente, (5) bombeamento do efluente peneirado até o filtro anaeróbio, (6) visualizador hídrico de gás, (7) filtro anaeróbio, (8) saída do efluente do filtro anaeróbio.

#### **4.5 Caixa de areia**

O tratamento preliminar do efluente se deu em uma caixa de remoção de sólidos ou desarenador, com intuito de retenção de materiais abrasivos prejudiciais às bombas e tubulações. O medidor de vazão utilizava um vertedor triangular tipo Thompson, construído em ardósia com abertura triangular de 19,5 cm de base por 9,5 cm de altura e ângulo de 90°. A caixa de areia foi arquitetada com um comprimento de 2,20 m e 0,53 m de largura.

#### **4.6 Separação de fases (peneiramento)**

Para facilitar a operação quanto à suscetibilidade de entupimento de válvulas, mangueiras e bombas, devido aos altos teores de sólidos suspensos presentes, uma peneira estática (PE) de aço inox foi colocada de forma a reter os sólidos. A unidade era composta por hastes trapezoidais de aço inox, com 1,5 mm (base maior) e 0,7 mm (base menor), e altura de 2,5 mm, soldadas em barras de inox com diâmetro de 3,8 x 17 mm, espaçadas a cada 3 cm. O comprimento linear da PE era de 1180 mm. A caixa suporte da peneira era em PVC, com chapa de 8 mm e a alimentação se dava pela parte superior, na qual existe um pequeno reservatório com profundidade de 240 mm, por onde o afluente vertia por cima da malha de aço em perfil curvo, fazendo com que ocorresse a separação entre a parte líquida e a sólida.

#### **4.7 Tanque de acidificação e equalização (TAE)**

Após ser coletado e peneirado, o efluente líquido era carregado por meio de recalque utilizando uma bomba da marca Anauger, com potência de 372,9 W,  $Q_{min.} = 0,55 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ ,  $Q_{max.} = 1,97 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  e  $h = 637,7 \text{ k Pa}$  e adicionado ao TAE



com volume útil de 8000 litros. Neste tanque se dava a primeira fase de tratamento, correspondente à hidrolisação e à acidificação do efluente. Buscou-se assim propiciar o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis por estas fases, os quais exigem condição diferenciada em relação à fase de metanogênese, principalmente no que diz respeito ao pH e ao tipo substrato.



Figura 6 Tanque de acidificação e equalização (TAE), em vista lateral

#### **4.8 Sistema de bombeamento**

Para o recalque do efluente foi empregada uma bomba dosadora de membrana com deslocamento positivo, da marca Pro-minent, modelo GALA 1602, com capacidade de operar com vazões de até  $2,1 \text{ L h}^{-1}$ . Esse equipamento era dotado de interface, por meio da qual é admissível ajustes de forma precisa à vazão, desde que antecipadamente calibrada.

#### **4.9 Filtro Anaeróbio**

O Filtro anaeróbio utilizado no experimento foi confeccionado em fibra de vidro em formato cilíndrico de 51 cm de diâmetro, volume total de 93,5 L e volume útil de 88,7 L, sendo descontados 4,8 L ocupados pelo empacotamento

empregado. O fundo era cônico e separado por fundo falso com furos circulares, para permitir a passagem do efluente até a região ocupada pelo meio suporte. Este compartimento servia para sustentação do meio suporte e ainda auxiliava a distribuição homogênea e minimizando zonas mortas do fluxo ascendente.

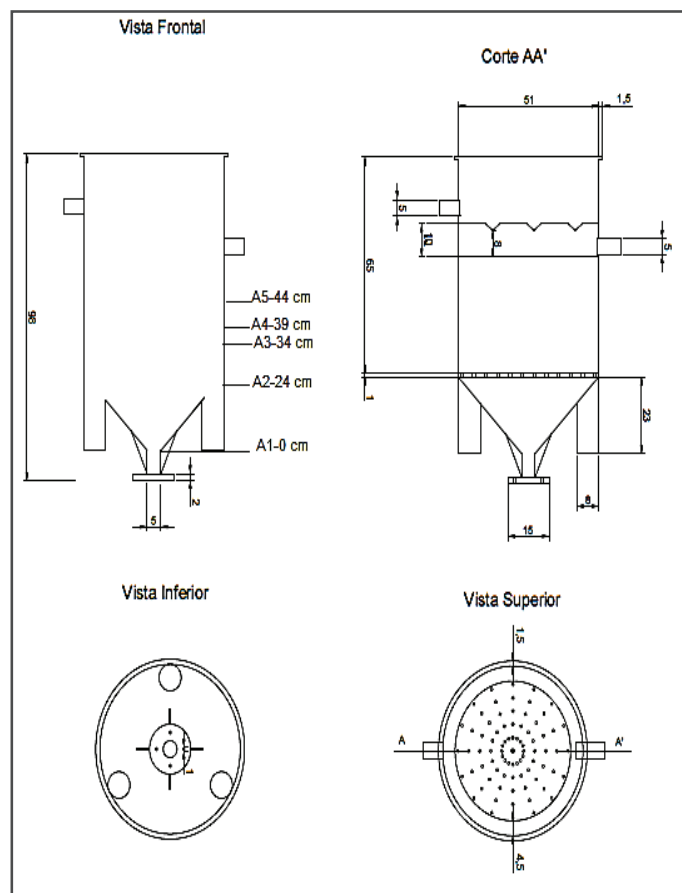


Figura 7 Desenho esquemático do filtro anaeróbio com suas dimensões e respectivas alturas para amostragem do lodo



Figura 8 Filtro anaeróbico utilizado no experimento no tratamento de efluente de suinocultura.

Foi utilizado no FA para adesão do biofilme anéis plásticos de Pall (Figura 9), os quais possuíam comprimento de 50,8 mm e uma área superficial de  $118,1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ . Os mesmos foram dispostos no reator dentro de 30 sacos de rede de plástico, utilizados para embalagem de frutas e verduras, para que ao término do experimento, pudessem ser numerados de forma decrescente à medida que eram retirados do filtro anaeróbico com o auxílio de uma pinça e então conduzidos para a secagem em estufas a  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ , a fim de se obter a quantidade de massa de biofilme aderido. Cada rede plástica continha 10 unidades de anéis Pall, formando um empacotamento com total de 300 peças. Uma média de  $94 \pm 0,3\%$  do volume deste material empregado para o preenchimento do reator era de vazios (HENLEY; SEADER, 2005).

Para a determinação da superfície específica do meio suporte, cinco amostras foram desmembradas em partes que facilitassem o cálculo da área, sendo as partes semicírculos, 2 retângulos diferentes e triângulos. Cada meio suporte foi composto por 6 semicírculos, 4 retângulos maiores, 8 retângulos menores e três triângulos, apresentando valor médio de  $152,83 \text{ cm}^2$  por anel.

Para determinar a relação entre volume total e o volume real (VT/VR) do meio suporte, utilizaram-se provetas de 1000 mL, graduadas de 10 em 10 mL. A primeira (P1) continha 5 unidades do meio suporte até a marca de 720 mL (VT) e a segunda (P2) com 720 mL de água. Pelo volume de água contido em P2 foi possível calcular o valor de vazios de P1, até que o líquido obtivesse a marca dos 720 mL. O volume real dos anéis plásticos (VR) foi determinado diretamente da leitura do volume remanescente em P2, resultando em 80 mL, e que divididos pelo número de unidades de meio suporte contido na proveta, resultou no volume de cada meio suporte de 16 ml em um volume total de 4,8 litros. Assim sendo, a relação VT/VR do meio suporte foi de 9:1.

A massa total do meio suporte foi determinada por lotes, num total de dez, contendo cada um dos lotes 10 anéis plásticos, que após secagem em estufa durante 3 horas, a 80°C, e pesados na balança analítica da marca Sartorius, modelo BP221S, com aproximação de quatro casas decimais, apresentaram uma massa de 97,7127 gramas, servindo de base para que, ao final do experimento, se determinasse a massa de lodo aderida ao meio suporte (biofilme). Após a determinação da massa final do meio suporte, repetindo o processo inicial já explicado, foi determinada a massa inicial e, por diferença, a massa de biofilme aderido. As figuras 10 e 11 a seguir ilustram respectivamente o meio suporte utilizado bem como sua forma de disposição e quantidade de biofilme aderido.



Figura 9 Unidade do meio suporte empregado no FA para adesão de biofilme



Figura 10 Meio suporte identificados em rede com biofilme aderido ao final do experimento

#### **4.10 Operação e acompanhamento do sistema de tratamento**

O período de monitoramento do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura teve início em 6 de fevereiro com finalização em 27 de junho de 2014, totalizando 142 dias consecutivos. Os parâmetros hidráulicos empregados na partida do projeto podem ser visualizados na Tabela 1:

Tabela 1 Parâmetros hidráulicos referentes à partida

Vazão (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	TDH (h)	CHV (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	Velocidade de Fluxo Ascendente (m d <sup>-1</sup> )
0,021	100,4	0,24	0,10

O experimento foi realizado em duas fases onde a fase 1 teve um período de 55 dias, TDH de 94,7 h e COV de 0,41Kgm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> de DQO, já a fase 2 ocorreu no período de 87 dias, TDH 63,1 h e COV de 0,34 Kgm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> de DQO.

#### 4.11 Amostragem do sistema

As amostragens do afluente e efluente foram coletadas na fase 1 do experimento de forma pontual nas primeiras horas da manhã. Já na fase 2 a coleta aconteceu de forma composta, tomando o cuidado de se recolher da forma mais homogênea possível, para que houvesse uma representatividade real. O efluente foi coletado em frascos no período de 08h30min as 13h30min, com intervalos de 2 em 2 horas.

A alimentação do sistema foi realizada por fluxo contínuo, recargas eram introduzidas no TAE, onde já havia material de recargas anteriores a fim de se garantir uma real representatividade do afluente.

#### 4.12 Frequências de amostragem

Os parâmetros avaliados obedeceram a uma rotina preestabelecida. Os parâmetros e a frequência de monitoramento estão resumidos abaixo:

Tabela 2 Parâmetros físico-químicos e bioquímicos analisados e frequências de amostragem

Parâmetro	Frequência	Metodologia
Temperatura	Diariamente	Leitura no Termômetro de mercúrio
pH	Diariamente	American Public Health Association - APHA (1998)
Alcalinidade AP/AI/AT	2 vezes por semana	Ripley, Boyle e Converse (1986)
Sólidos (totais, fixos, voláteis e suspensos)	1 vez por semana	APHA (1998)
DQO total e filtrada (Refluxo fechado)	2 vezes por semana	APHA (1998)
DBO	1 vez por semana	APHA (1998), Winkley modificado
P total	Quinzenalmente	APHA (1998) modificado
NTK	Quinzenalmente	APHA (1998) modificado

### 4.13 Metodologia das análises

As análises foram realizadas no laboratório de análise de água - LAADeg, seguindo a metodologia recomendada pela APHA et al. (1998).

#### 4.13.1 Temperatura

A temperatura foi medida diariamente com o auxílio de um termômetro graduado de 2°C em 2°C. Foram medidas as temperaturas do afluente e efluente. O parâmetro era avaliado diariamente na parte matutina e ainda no exato

momento em que se realizava a coleta das amostras para análises, a média das mesmas era posteriormente feita para se obter o valor final da temperatura.

#### **4.13.2 pH**

Para determinação do pH utilizou-se um potenciômetro digital, em que o eletrodo, depois de calibrado, era imerso diretamente na amostra sem diluição. Utilizou-se aparelho da marca HACH, modelo Sension4, calibrado de acordo com o proposto pela APHA (1998).

#### **4.13.3 Alcalinidade**

A determinação da alcalinidade total é feita por titulação com solução padronizada de  $H_2SO_4$ . Para a alcalinidade parcial e intermediária foram realizadas análises de acordo com a metodologia de Ripley, Boyle e Converse (1986), por meio da titulação com ácido sulfúrico 0,02 N das amostras contendo 50 mL. A primeira fase da titulação era feita até o pH 5,75, denominada alcalinidade parcial (AP), faixa de real interesse para reações anaeróbias. A segunda fase era titulada até o pH 4,3, a qual se denomina alcalinidade intermediária (AI).

Para análise de acidez total media-se o pH e titulava-se com solução de hidróxido de sódio a 0,02N, até atingir pH de 8,3, pois somente neste valor de pH é garantido a total neutralização do gás carbônico presente na amostra, prevalecendo apenas o equilíbrio entre bicarbonatos e carbonatos.



#### 4.13.4 Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada

A demanda química de oxigênio (DQO) foi definida prevalecendo a metodologia de digestão ácida, concretizada em blocos digestores por um período de duas horas, a 140°C. Foi empregado para a leitura, o espectrofotômetro modelo DR-2010 da marca Hach, com curva de calibração preestabelecida na faixa de 600 nm. Assim como a análises da DQO total descrita pelo *Standard Methods*, igualmente realizada foi a DQO filtrada obtida por processo de filtração das amostras, em membrana de fibra de vidro com poro de 1,2 µm, conseguindo-se, assim um efluente filtrado e posteriormente realizando a mesma rotina descrita anteriormente para a DQO total.

#### 4.13.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para o procedimento da DBO foi depositado em um balão volumétrico cerca de 500 mL de água destilada oxigenada (aerada) por 3 minutos. Em seguida a oxigenação, foi adicionado 1 mL de cada solução nutriente (cloreto de cálcio, cloreto férrico, solução tampão fosfato e sulfato de magnésio) e complementado o volume para 1 L. Em triplicata, a solução foi transferida cuidadosamente, para não oxigenar, para os frascos de DBO. Os frascos foram mantidos tampados e se fez a leitura de apenas um deles (prova em branco). Os dois restantes eram levados à incubação, a 20 °C, por 5 dias.

Para leitura inicial do frasco 1 eram adicionados 2 mL de sulfato manganoso e 2 mL de iodeto de azida, deixando decantar o precipitado formado. Depois de decantado, eram colocados 2 mL de ácido sulfúrico concentrado e feita a inversão do frasco para homogeneização. Após serem transferidos 100 mL da solução para um erlenmeyer, a amostra era titulada com tiosulfato de sódio a 0,0125 N, até que ficasse incolor e era anotado o volume gasto.

Após 5 dias foi reproduzida toda a metodologia para os frascos que permaneceram incubados.

#### **4.13.6 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P)**

Ambas as análises foram realizadas segundo as metodologias propostas por APHA (1998) e se fundamentaram no método da digestão ácida.

Na metodologia do nitrogênio total Kjeldahl, após a digestão da amostra em meio ácido, todo o nitrogênio orgânico era decomposto em amônia e este submetido à destilação em meio alcalino (NaOH 40%). O destilado era acumulado em recipiente contendo solução de ácido bórico. Em seguida a amostra era submetida à titulação com ácido sulfúrico a 0,02N.

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

#### **4.13.7 Sólidos totais**

A determinação do teor de sólidos totais, fixos e voláteis, era realizada a partir da metodologia descrita por APHA (1995). Alíquotas de 20 mL da amostra eram colocadas em cadinhos de porcelana secos, em triplicata. Os cadinhos eram levados à estufa, a 105°C, por 24 horas e resfriados no dessecador antes de se utilizá-los. Posteriormente, eram pesados em balança de precisão e tarados, gerando, assim, a primeira pesagem (P1). Com as alíquotas de 20 mL das amostras (em triplicata) nos cadinhos, estes eram levados à estufa

a 105°C por 24 horas, posteriormente resfriados no dessecador e pesados, gerando, assim a segunda pesagem (P2) correspondente aos sólidos totais.

#### **4.13.8 Sólidos totais fixos (STF)**

Cadinhos com o resíduo da secagem anterior (105 °C) eram levados à mufla (550 °C), onde permaneciam por 30 minutos. Os cadinhos com cinzas eram levados ao dessecador, resfriados e posteriormente pesados (P3).

#### **4.13.9 Sólidos totais voláteis (STV)**

Os sólidos voláteis eram determinados pela diferença entre o P2 (sólidos totais) e P3 (sólidos fixos).

#### **4.13.10 Sólidos em suspensão (SS)**

A determinação do teor de sólidos suspensos era realizada segundo metodologia de descrita por APHA (1995), onde alíquotas de 20 mL da amostra eram filtradas através de um papel de filtro previamente seco e tarado (P1), e subsequentemente, o filtro era colocado em estufa a 105 °C para secagem completa até peso constante (P2).

#### **4.13.11 Sólidos dissolvidos (SD)**

A determinação do teor de sólidos dissolvidos foi realizada segundo APHA (1995), por meio da diferença dos sólidos totais e sólidos suspensos.

#### 4.13.12 Produção teórica de biogás

A produção de biogás foi determinada em função da carga orgânica. A correção do volume de biogás para condições de temperatura e pressão foi efetuada pelas equações sugeridas por Campos et al. (2005b) e Chenicharo (2007):

$$V_{\text{CH}_4} = \frac{\text{carga de DQO removida}}{K(t)} \quad (6)$$

Onde:

$V_{\text{CH}_4}$  = volume de metano produzido (L);

$\text{DQO}_{\text{CH}_4}$  = DQO removida no reator e convertida em  $\text{CH}_4$  (g DQO);

$K(t)$  = fator de correção da temperatura operacional reator (g DQO  $\text{L}^{-1}$ ).

$$k(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot (T+273)} \quad (7)$$

onde:

$P$  = pressão atmosférica local (k Pa);

$K$  = DQO correspondente a um mol de  $\text{CH}_4$  (64 g de DQO  $\text{mol}^{-1}$ )

$R$  = constante dos gases (8064,4086 k Pa  $\text{m}^3 \text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )

$T$  = temperatura operacional do reator (K)

$$P = P_0 \times e^{\frac{-Mgz}{RT}} \quad (8)$$

onde:

P = pressão corrigida (k Pa);

Po = pressão atmosférica ao nível do mar (98,1 k Pa);

M = massa molar média do ar (0,029 kg mol<sup>-1</sup>);

g = constante gravitacional (9,806 m s<sup>-2</sup>);

z = altitude local (m);

R = constante dos gases (8064,4086 k Pa.m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>)

T = temperatura (K)

A DQO removida tem dois destinos, sendo a primeira inerente à produção do metano e a outra à da biomassa, como representa a expressão:

$$DQO_{\text{biomassa}} = DQO_{\text{removida}} - DQO_{\text{CH}_4} \quad (9)$$

onde:

DQO<sub>removida</sub>: DQO removida no processo (kg)

DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>: DQO utilizada para a produção do metano (kg)

DQO<sub>Biomassa</sub>: DQO utilizada para a produção da biomassa (kg)

A DQO utilizada para a produção da biomassa pode ser correlacionada com o coeficiente de crescimento bacteriano, resultando na Equação:

$$DQO_{\text{Biomassa}} = Y \cdot DQO_{\text{removida}} \quad (10)$$

Assim a DQO utilizada para a produção de CH<sub>4</sub> pode ser dada segundo a seguinte equação:

$$DQO_{\text{CH}_4} = DQO_{\text{removida}} - DQO_{\text{Biomassa}} \quad (11)$$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Tempo de detenção hidráulica

Durante o experimento foram empregados dois TDH. Os valores para a carga hidráulica empregada também podem ser visualizados na Tabela 3.

Tabela 3 Tempos de detenção hidráulico e cargas hidráulicas volumétricas empregadas no experimento

	<b>Data</b>	<b>Período do experimento (d)</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>CHV (<math>\text{m}^3\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}</math>)</b>
FASE 1	06/02 a 01/04	55	94,7	0,25
FASE 2	02/04 a 27/06	87	63,1	0,38

Na Figura 11 nota-se o comportamento da vazão do sistema, considerando os TDH empregados ao longo de toda a avaliação. A vazão afluyente relativa ao tratamento sofreu pequenas oscilações devido à proliferação de algas no sistema e entupimentos da bomba dosadora.

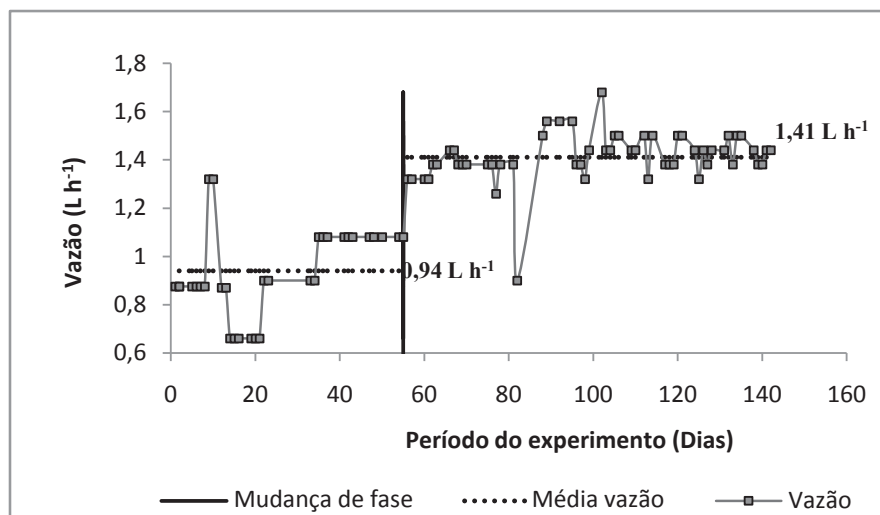


Figura 11 Valores da vazão afluyente ao sistema de tratamento

O valor médio da vazão calculado para a fase 1 foi de  $0,94 \text{ L h}^{-1}$  ( $0,022 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ), já na fase 2 esse valor médio foi de  $1,41 \text{ L h}^{-1}$  ( $0,033 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ).

## 5.2 Temperatura

Durante a fase 1 as temperaturas médias no afluyente e efluyente do FA foram igual ou superior a  $20^\circ\text{C}$ . Durante a fase 2 houve períodos em que os reatores foram operados na faixa psicrófila. As temperaturas máximas, médias e mínimas do afluyente e do efluyente do filtro anaeróbio estão descritas na Tabela 4:

Tabela 4 Variações de temperatura do afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento

	<b>Período</b>	<b>Máxima (°C)</b>	<b>Média (°C)</b>	<b>Mínima (°C)</b>
Afluente	Fase 1	29,4	27,3	26,2
Efluente	Fase 1	29,4	27,4	25,8
Afluente	Fase 2	29,0	22,2	17,0
Efluente	Fase 2	29,2	22,7	17,0

Nota-se que a temperatura efluente do filtro anaeróbio variou muito pouco em relação ao afluente em ambas as fases do experimento. Em contrapartida, o mesmo não se pode dizer quando se compara as temperaturas entre as fases do experimento, onde na fase 1 a média encontrada da temperatura para o efluente foi de 27,4 °C e já na fase 2 o valor encontrado foi de 22,7 °C, ocorrendo em média uma variação térmica entre as duas fases de 4,7 °C. Essa queda de temperatura foi devido à entrada do outono.

As Figuras 13 e 14 mostram oscilações da temperatura em ambas as unidades durante as fases do experimento. Os valores da fase 2 estão pouco abaixo do indicado para o tratamento de efluentes em processos anaeróbios que, de acordo com Metcalf e Eddy (2003), a temperatura ótima para que as reações ocorram de forma satisfatória está na faixa mesofílica entre 25°C a 35°C.



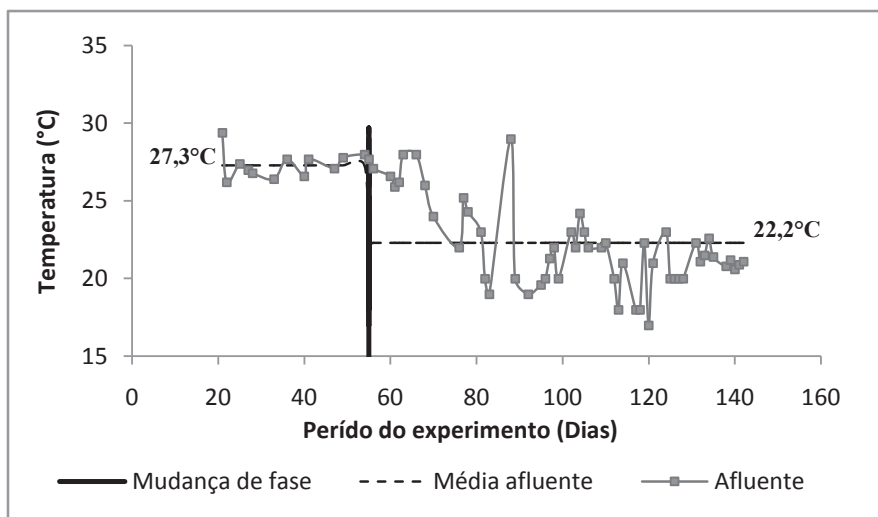


Figura 12 Variação da temperatura do afluente filtro anaeróbio durante o experimento.

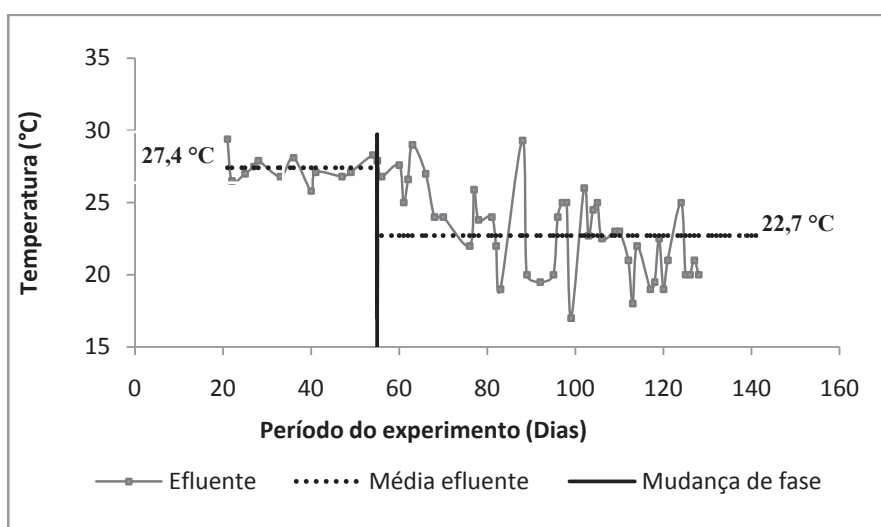


Figura 13 Variação da temperatura no efluente filtro anaeróbio durante o experimento

Segundo Chernicharo (2007) é importante que haja manutenção de uma temperatura uniforme no reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado sensível a mudanças de temperatura, podendo provocar falha do processo. As condições de temperatura têm importante efeito na seleção e crescimento dos microrganismos. Em reações enzimáticas pode vir a interferir na termodinâmica de reações, como a pressão de  $H_2$ , nos quais a fermentação e produção de metano estejam ocorrendo.

### 5.3 pH

Os valores de pH no transcorrer do experimento foram estáveis, como pode ser observado na Tabela 5, até mesmo quando o sistema ficou sob cargas mais elevadas. O sistema demonstrou elevada capacidade de tamponamento harmonizando condições adequadas ao desenvolvimento do processo anaeróbio e eficiências na remoção de carga orgânica da água residuária de suinocultura.

Tabela 5 Valores médios de pH e respectivos desvios obtidos nas unidades filtro anaeróbio e afluente, durante a operação do sistema

	Unidade	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
<b>FASE 1</b>	Afluente	7,5	0,26	3,5
	Efluente	7,6	0,23	3,0
<b>FASE 2</b>	Afluente	7,3	0,23	3,2
	Efluente	7,4	0,20	2,9

A característica de tamponamento do pH na degradação anaeróbia se dá por meio da produção de  $CO_2$  e da decomposição de proteínas e outros substratos, constituindo a alcalinidade bicarbonato (RAMJEAWON, 2001). O valor médio do pH no afluente foi de 7,4 e efluente do filtro anaeróbio de 7,5

favorecendo o desempenho dos microrganismos produtores de metano que possuem crescimento ótimo, entre 6,5 e 7,5, conforme Chenicharo (2007).

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.

As Figuras 15 e 16 apresentam os valores do pH para o afluente e efluente do filtro anaeróbio. Evidencia ainda a condição homogênea e próxima à neutralidade, a qual, em reatores anaeróbios, é condição indispensável para um bom desempenho da atividade metanogênica (SPEECE, 1996).

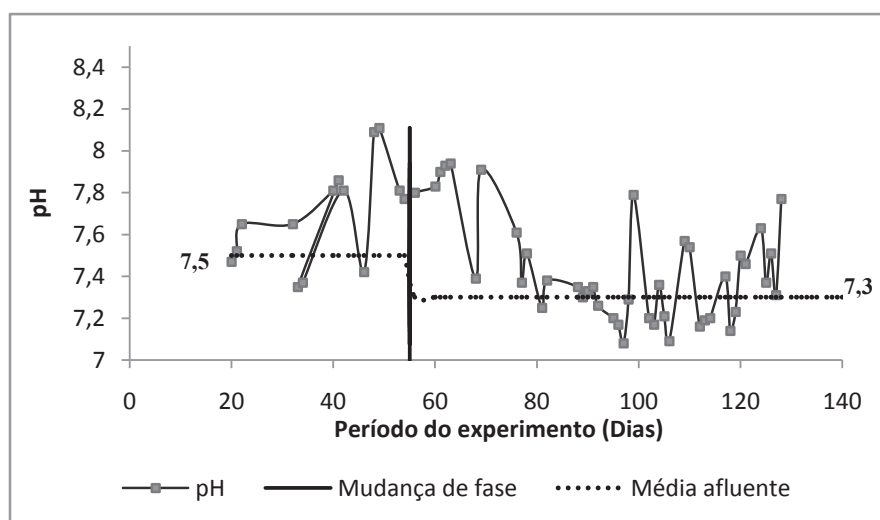


Figura 14 Variação do pH afluente do filtro anaeróbio tratando água residuária de suínos

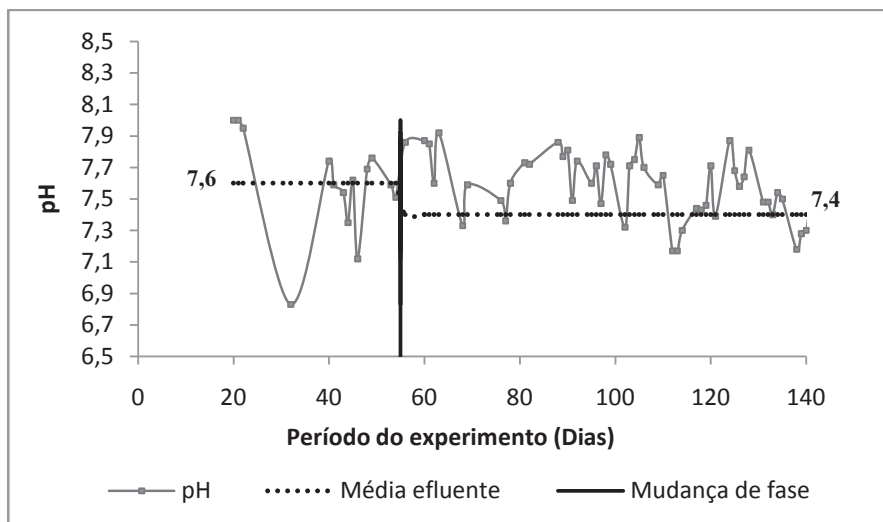


Figura 15 Variação do pH efluente do Filtro Anaeróbico tratando água residuária de suínos

No que concerne à estabilidade do processo, as bactérias produtoras de ácidos são menos sensíveis ao pH quando comparadas com as arqueas metanogênicas produtoras de metano. As bactérias acidogênicas conseguem ter bastante atividade em pH baixo, exibindo crescimento ótimo na faixa entre 5,0 e 6,0, com tolerância maior em valores mais baixos, até próximo a 4,5 (CHERNICHARO, 2007).

Speece (1996) descreve que as bactérias metanogênicas preferem condições de pH próximas à normalidade, aceitando, geralmente, uma faixa ótima de pH entre 6,5 e 8,2.

Os valores de pH no sistema de tratamento pesquisado favoreceu a microbiota, pois segundo Jay (2005), o aumento da temperatura torna o meio mais ácido e alterações bruscas de pH tornam as células mais sensíveis à grande variedade de agentes tóxicos, sendo as células mais jovens mais suscetíveis.

#### 5.4 Alcalinidade

A alcalinidade total afluente apresentou valor médio de 1142,8 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> e no FA de 644,3 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>. Metcalf e Eddy (2003) afirmam, que, para o processo de digestão anaeróbia ocorra de forma satisfatória, a AT deverá situar-se na faixa de 1.000 a 5.000 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>.

No experimento, o efluente do FA manteve-se numa faixa de pH correspondente a 7,5 e 8,0, indicando possivelmente que a alcalinidade foi devida ao sistema carbônico. Segundo Speece (1996), para um grama de proteína que é degradada, 0,1 grama de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N é complexado a bicarbonato de amônia, equivale a 0,36 g L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, sendo este processo vantajoso em se tratando de reatores anaeróbios tratando água residuária de suinocultura.

Pode ser observado pelas curvas de alcalinidade que o desempenho da unidade anaeróbia foi instável, considerado maior ou menor grau de diluição da água residuária nos diferentes dias de coleta, proporcionando maior ou menor concentração de sólidos e, conseqüentemente, de proteínas no afluente do filtro anaeróbio, as quais são precursoras da alcalinidade bicarbonato.

Na Tabela 6 são apresentados os valores médios da alcalinidade parcial e alcalinidade total para afluente e efluente avaliados no estudo.

Tabela 6 Valores médios da alcalinidade total e alcalinidade parcial (mg L<sup>-1</sup>) e desvios padrão obtidos no afluente e efluente do filtro anaeróbio do sistema de tratamento

	Unidade	Média Fase 1	Média Fase 2	Coefficiente de Variação (%)
<b>Alcalinidade Total</b>	Afluente	1249,5	995,5	23,11
	Efluente	598,4	687,2	40,40
<b>Alcalinidade Parcial</b>	Afluente	939,8	781,6	25,05
	Efluente	446,9	556,1	43,93

Nas Figuras 17 e 18 estão representadas as curvas referentes AP e AI, correspondentes a cada uma das unidades, afluente e efluente do sistema.

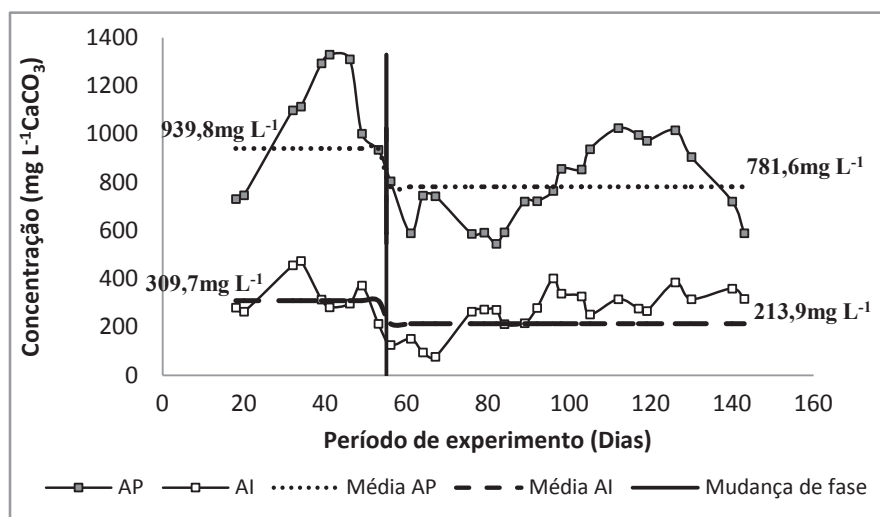


Figura 16 Comportamento da alcalinidade do afluente no filtro anaeróbico

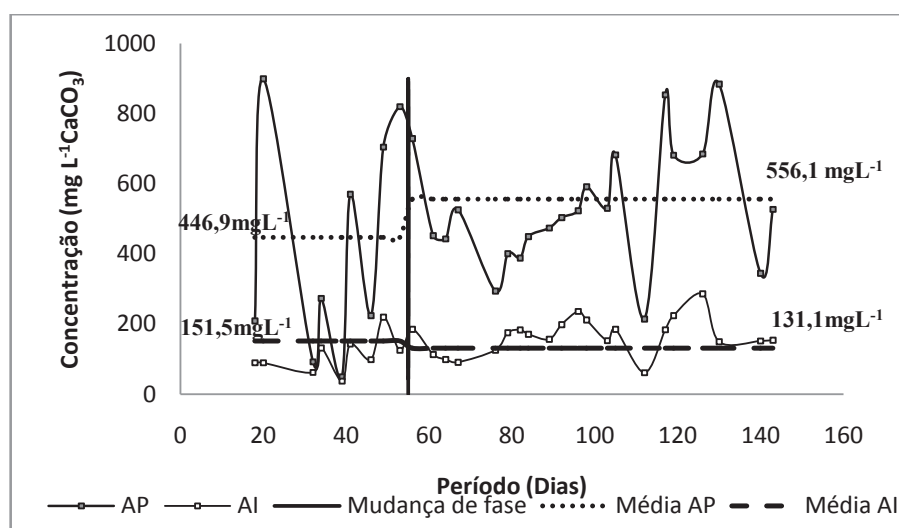


Figura 17 Gráfico do comportamento da alcalinidade efluente do filtro anaeróbico

Pode ser observado que com a diminuição do TDH durante a fase 2 ocorreram pequenas variações de AP e AI afluente do sistema. Segundo Oliveira (1997) e Pereira (2003) citados por Santana (2004), com a diminuição do TDH também foram observadas diminuições nos valores de AI e AP, situação semelhante a que ocorreu neste trabalho, isso devido ao aumento da produção de ácidos voláteis. Vale mencionar que mesmo a AT encontrada sendo pequena, não interferiu no desempenho do processo anaeróbio e quando observa que a AP, mostrou-se elevada, 501,6 mg L<sup>-1</sup> de bicarbonatos.

Pode-se concluir ainda, pela figura 18 que os valores de AP e AI mostraram também uma elevação proporcional em seus valores, no afluente e efluente do filtro anaeróbio, quando comparadas com a AT do sistema.

De acordo com Ripley, Boyle e Converse (1986), valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam distúrbios no processo. No experimento essa relação se manteve dentro do valor 0,3, como observado na Tabela 7. Gradualmente os valores diminuíram ao longo do tempo, até atingirem valores estáveis no fim da pesquisa. Essa tendência de estabilidade foi devido à aclimatização da biomassa. Os valores no afluente foram maiores que o efluente devido ao aumento de AI.

Tabela 7 Valores médios da relação entre as alcalinidades intermediária e parcial e seus respectivos desvios padrão no afluente e efluente do filtro anaeróbio

<b>Unidade</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Coefficiente de Variação (%)</b>
<b>Afluente</b>	0,29	0,11	37,71
<b>Efluente</b>	0,28	0,14	40,83

Pela Tabela 7 podem-se perceber consideráveis coeficientes de variação causados pelo grau de diluição da água residuária durante as coletas.

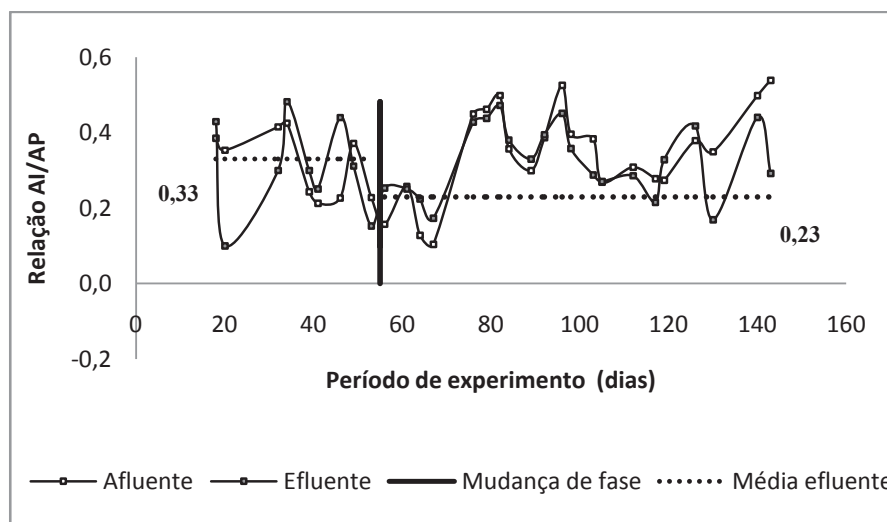


Figura 18 Comportamento da relação AI/AP no afluente e efluente do filtro anaeróbio

### 5.5 Acidez

A concentração de ácidos voláteis foi mantida baixa no experimento, pois seu aumento representa desequilíbrio entre a fase de fermentação ácida e a metanogênese. As metanobactérias utilizam os ácidos voláteis e, quando seus crescimentos encontram-se inibidos, ocorre acúmulo de ácidos no sistema e o pH cai. Na Tabela 8 são apresentadas as médias das concentrações de acidez volátil e a relação acidez volátil/alcalinidade total no afluente e efluente do reator durante a etapa do experimento.



Tabela 8 Médias referentes à acidez volátil (AV), alcalinidade total e relação acidez volátil/alcalinidade total em  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  do afluente e efluente do filtro anaeróbio

<b>Unidade</b>	<b>AV (média)</b>	<b>AT (média)</b>	<b>AV/AT</b>
<b>Afluente</b>	251,4	1142,8	0,22
<b>Efluente</b>	141,0	644,3	0,21

A acidez volátil manteve-se no afluente em média de  $251,4 \text{ mg L}^{-1}$  e no efluente do filtro anaeróbio o valor foi reduzido para média de  $141,0 \text{ mg L}^{-1}$ , resultando em 43,9 % no decréscimo destes ácidos no interior do sistema, evitando assim problemas com desequilíbrio entre a fase de fermentação ácida e a metanogênese. As metanobactérias utilizam os ácidos voláteis e, quando seus crescimentos encontram-se inibidos, ocorre acúmulo de ácidos.

A AV neste experimento manteve-se dentro da faixa recomendada para reatores estáveis, tendo como média  $141 \text{ mg.L}^{-1}$  de ácidos voláteis. Conforme Campos, Carmo e Botelho (2006), onde as concentrações encontram-se acima de  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  de ácidos voláteis torna-se indício de que o sistema não está atuando em condições ótimas. Isso ocorre, mesmo antes de se observar alterações no pH. Rodrigues (2008) em experimentos com efluentes da suinocultura, também deparou com concentrações inferiores a  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  de ácidos graxos voláteis, ou seja, menores que a concentração limite para a inibição da atividade metanogênica.

A Figura 19 vem ilustrar essa redução de ácidos voláteis totais do afluente quando passa pelo sistema anaeróbio de tratamento. Vale observar que os maiores valores de acidez ocorreram na primeira fase do processo, quando não havia ainda uma grande aclimatização da população bacteriana, responsável pelo consumo desses ácidos.

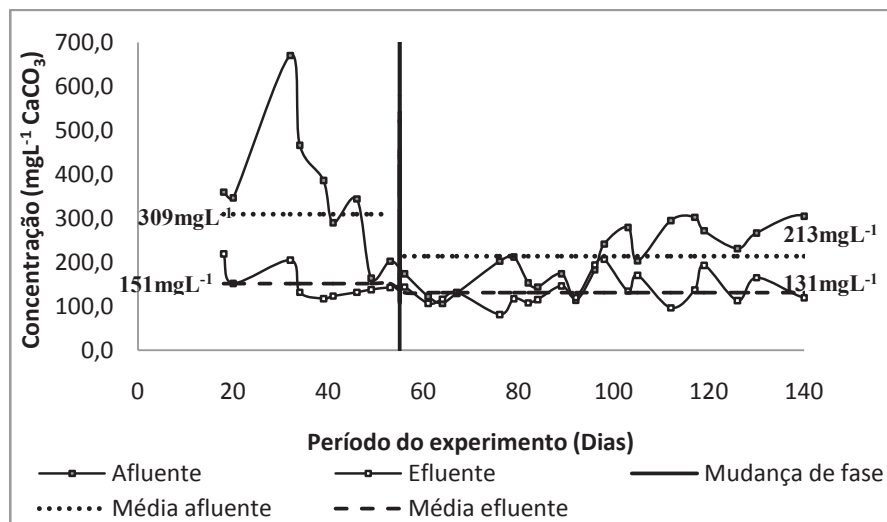


Figura 19 Variação da Acidez total observada no processo

A relação AV/AT se manteve com valor médio de 0,21 no efluente do filtro anaeróbio, ao longo de todo o experimento, dando uma condição estável para o sistema. O valor da relação considerado limite para a estabilidade do sistema de digestão anaeróbia deve ser de 0,5.

Não obstante, os ácidos voláteis são tóxicos para as bactérias metanogênicas somente em sua forma não ionizada, com o  $\text{pH} < 6$  (ZEGERS, 1987). Uma vez que o  $\text{pH}$  do efluente da unidade de tratamento em estudo exibiu pouca variação, operando perto da neutralidade, entre 6,8 e 7,9, pode-se afirmar que os ácidos graxos estavam em grande quantidade ionizados, portanto, não tóxicos às bactérias metanogênicas. Logo, o filtro anaeróbio demonstrou boas condições de tamponamento, o que de acordo com Campos, Carmo e Botelho (2006), é um fator importante quando se leva em consideração o custo de manutenção, pois a adição de substâncias químicas para tamponamento oneraria o processo.

### 5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Os valores máximos de DBO afluente e efluente do FA foram de 2375 e 470 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. As médias da DBO<sub>5</sub> estão representadas na Figura 20 e exibiu variações devido às oscilações da composição dos dejetos e sua diluição. A concentração de DBO<sub>5</sub> afluente apresentou valores entre 150 e 2375 mg L<sup>-1</sup>, com valor médio de 1036 mg L<sup>-1</sup>. Já a DBO<sub>5</sub> efluente do FA apresentou valor médio de 281 mg L<sup>-1</sup> resultando numa eficiência de 72,8% de remoção.

Todavia, observando a variação da concentração efluente do FA constata-se que o mesmo não pode ser lançado em um corpo de água receptor, por não atender aos padrões de lançamento estabelecidos pela deliberação normativa do COPAM/CERH-MG n.º 1, de 05 de maio de 2008, sendo necessário pós-tratamento para melhor polimento. Os valores correspondentes a esta grande oscilação na concentração de DBO<sub>5</sub> foram sumarizados pela Tabela 9 e apresentou elevado coeficiente de variação, o que traz grande incerteza aos resultados.

Tabela 9 Média de DBO<sub>5</sub> no afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento bem como seus respectivos coeficientes de variação

<b>Unidade</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Coeficiente de Variação (%)</b>
<b>Afluente</b>	1036	616	59,46
<b>Efluente</b>	281	166	59,17

Pela Tabela 9 é possível notar que a média dos valores da DBO<sub>5</sub> afluente e efluente foi influenciada pelos valores extremos, como demonstra o coeficiente de variação, cujo valor afluente e efluente foi em torno de 59%.

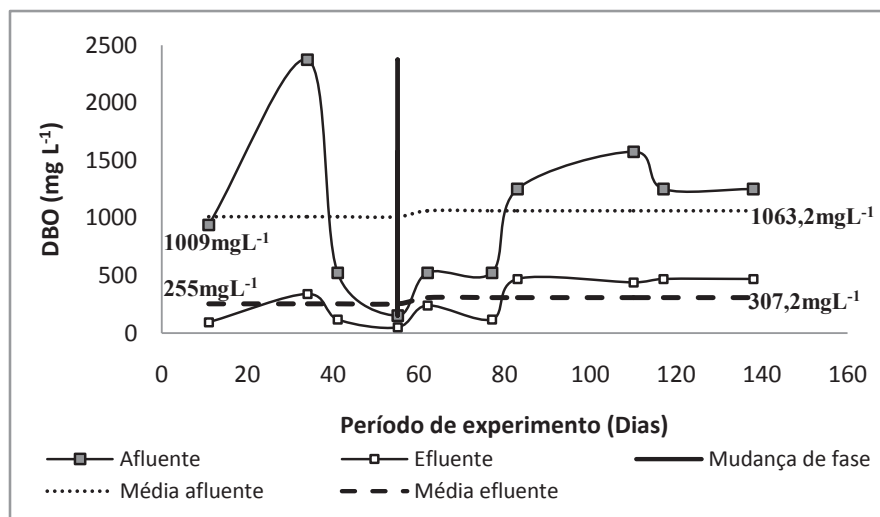


Figura 20 Variação DBO afluente e efluente do filtro anaeróbio durante o experimento

Avaliando a Figura 21 conclui-se que parâmetros como a solubilidade das partículas orgânicas, sedimentabilidade, oxidação dos SS, reação de oxirredução do ferro e compostos sulfurosos, bem como a falta de agitação, podem ter afetado a exatidão e a precisão dos resultados, sendo os principais fatores responsáveis por esta variação dos valores da DBO (APHA, 1995).

Este fato pode ainda ser visualizado pelos valores de eficiência de remoção do filtro anaeróbio ao decorrer do processo (Figura 21).

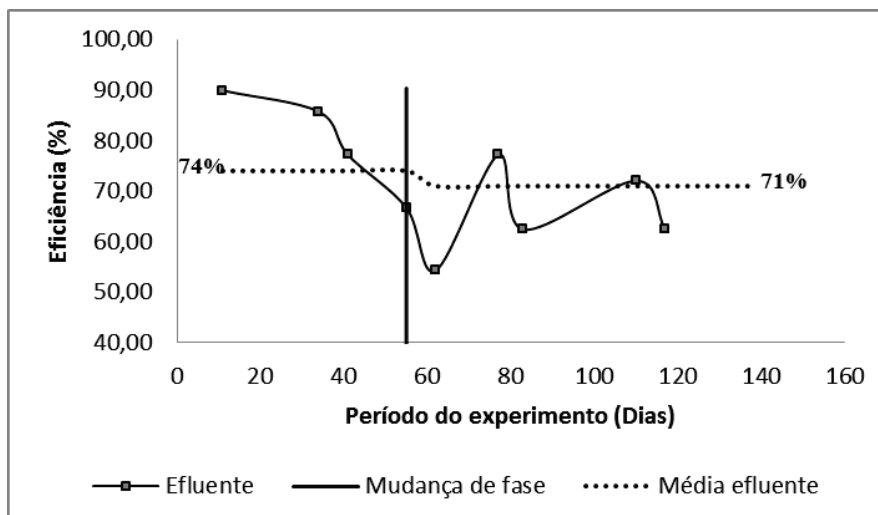


Figura 21 Eficiência de remoção de DBO do filtro anaeróbio durante o experimento

A variação da eficiência de remoção ocorrida no 64º dia foi justificada pelo emprego de menor TDH, resultando na perda de biomassa por varredura, menor contato entre biomassa e substrato e possível desestruturação da biomassa dispersa ou floculada, diminuindo a eficiência.

Os valores médios de DBO encontrados durante este estudo são semelhantes aos encontrados por Campos et al. (2005b) trabalhando em escala laboratorial e por Costa (2007), operando um reator em escala piloto. Campos et al. (2005b) e Costa (2007) encontraram respectivamente valores efluentes de 457 e 381 mg L<sup>-1</sup> de DBO. Já Lourenço (2006), analisando águas residuárias de suínos em reatores de bancada, obteve 67% de eficiência na remoção da DBO.

### 5.7 Demanda química de oxigênio

Os valores de DQO<sub>total</sub> no sistema oscilaram ao longo do tempo devido à diluição do efluente, sendo encontrados valores mais elevados e maior variação

na fase1 (Figura 22), quando o FA operou com TDH de 94,7 h. O valor médio de DQO durante este período foi de 1506,9 mg L<sup>-1</sup> no afluente, apresentando uma eficiência de remoção média de 63%. Para a fase 2, ainda com um TDH reduzido de 63,1 h, o sistema apresentou uma eficiência ainda mais significativa para a remoção de matéria orgânica, chegando à média de 66%, mostrando que o aumento foi ocasionado pela característica do efluente da suinocultura durante aquele período como pode ser visualizado na Tabela 10:

Tabela 10 Variação da concentração de matéria orgânica e eficiência de remoção

	Unidade	Média (mg L <sup>-1</sup> DQO)	TDH (h)	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> DQO)	Eficiência (%)
Fase 1	Afluente	1506,9	94,7	0,41	63,6
	Efluente	507,3		0,14	
Fase 2	Afluente	897,2	63,1	0,34	66,6
	Efluente	290,3		0,11	

Quanto à DQO <sub>filtrada</sub>, o comportamento foi semelhante à DQO <sub>bruta</sub>. Porém com oscilações menores observas na Figura 23. Isto evidencia uma boa retenção de sólidos, por meio de mecanismos físicos proporcionados pelo meio suporte e pelo processo de sedimentação (ELMITWALLI et al., 2002).

Os resultados em termos de remoção da DQO <sub>filtrada</sub> mostram que a estabilização complementar da matéria orgânica no efluente ocorre por via bioquímica (hidrólise, acidificação e metanogênese), e não apenas por mecanismos físicos.

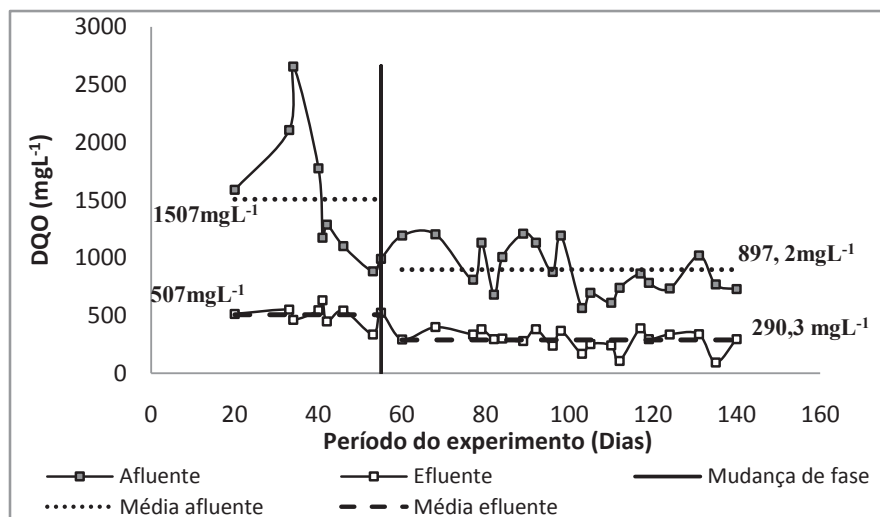


Figura 22 Variação da DQO total no afluente e efluente do filtro anaeróbio

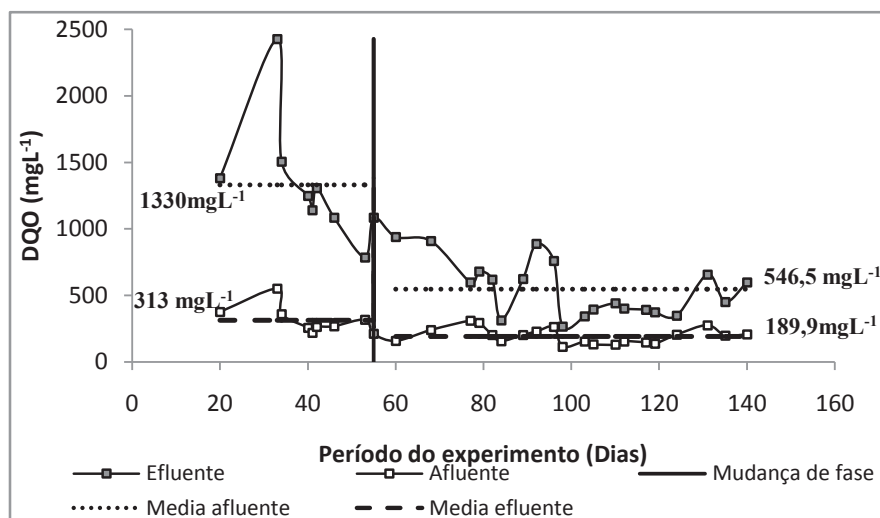


Figura 23 Variação da DQO filtrada no afluente e efluente do filtro anaeróbio

Os valores para a DQO total e filtrada também apresentaram padrão de remoção semelhante aos de DBO. Para a DQO filtrada, a eficiência de remoção

foi maior, em média de 71%, apresentando-se mais constante, ao longo do experimento, principalmente após o 73º dia, como observado na Figura.

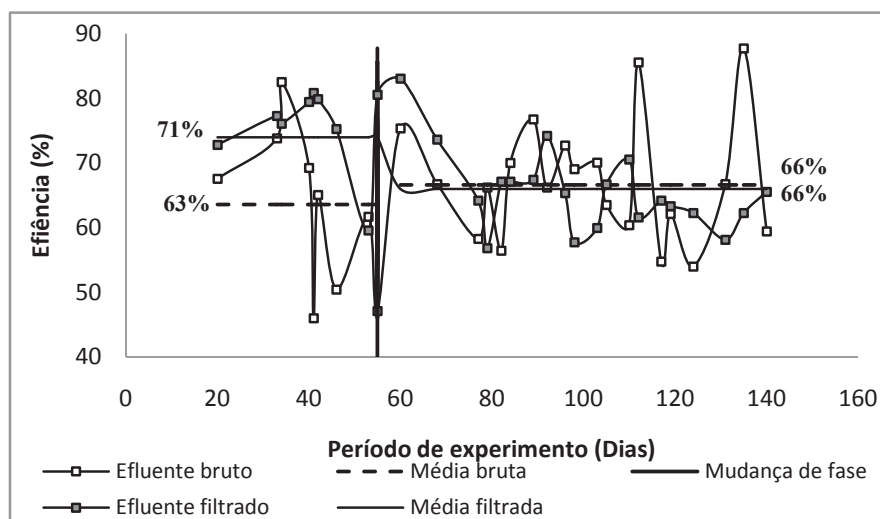


Figura 24 Variação da eficiência de DQO filtrada e bruta no efluente do filtro anaeróbio ao longo do experimento

Nas Figuras 23 e 24 observa-se que houve elevação do valor da DQO na partida do sistema (fase 1), que apesar de estar operando com um TDH 33,37% maior que o da fase 2, recebeu uma COV de  $0,41 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  correspondente a uma carga 17,08% maior que a empregada na fase 2 ( $0,34 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) que operou com TDH de 63,1 h. Esta diferença de COV é justificada pelas práticas de limpeza nas baias e consequente diluição excessiva do efluente, ocasionando numa menor quantidade de matéria orgânica a ser tratada (fase 2).

É interessante ressaltar que embora a maior carga orgânica tenha sido aplicada durante a partida do sistema, este apresentou alta estabilidade e eficiência de remoção desde os primeiros dias, variando pouco quando comparado com a fase 2 em termos de remoção de DQO. A eficiência da fase 1



foi de 63,6% , operando com uma vazão média de  $0,94 \text{ L h}^{-1}$  , enquanto na fase 2 essa eficiência teve uma aumento de 3% em média comparada com a fase 1.

Monroy et al. (1994) encontraram resultados semelhantes aos do trabalho, avaliando filtro anaeróbio em escala-piloto para tratar efluente da indústria de sorvete com carga orgânica de  $5,5 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$  DQO e obteve remoção de 75 % de DQO. Os valores para DQO total também foram semelhantes aos encontrados por Campos et al. (2005b), trabalhando em escala laboratorial de  $1.755 \text{ mg L}^{-1}$  e Costa (2007) em escala piloto de  $1.897 \text{ mg L}^{-1}$  , para DQO total.

No experimento, houve redução dos valores da DQO comparados aos resultados das amostras totais e filtradas. A eficiência do sistema na remoção da DQO total e filtrada, de modo global, foi de 67% e 70%, respectivamente, considerado os valores iniciais de  $1086,4$  e  $791,9 \text{ mg L}^{-1}$ . Os valores de eficiência de DQO total e filtrada podem ser observados na Tabela 11.

Tabela 11 Valores médios de DQO total e filtrada e eficiência média de remoção na unidade do sistema de tratamento de efluente, obtidos durante o período experimental.

	DQO total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	DQO filtrada ( $\text{mg L}^{-1}$ )
<b>Afluente</b>	1086,4	791,9
<b>Efluente</b>	357,6	233
<b>Eficiência (%)</b>	67	71

No trabalho observou-se redução de DQO, porém não atingiram valores solicitados pela legislação de  $180 \text{ mg L}^{-1}$  DQO (MINAS GERAIS, 2008).

Cabe mencionar que para a maior parte dos despejos orgânicos é presumível correlacionar a DQO com a DBO e esta relação DBO/DQO indica o grau de biodegradabilidade dos efluentes. Em conformidade com Braile e Cavalcante (1993), os parâmetros de DQO e DBO podem ser ponderados para uma interpretação inicial e de direcionamento no desígnio dos possíveis

tratamentos. Valores elevados indicam que a fração biodegradável é elevada e valores baixos advertem que a fração inerte é elevada. Para esgotos domésticos, a relação entre DBO/DQO varia entre 0,3 e 0,8, sendo o valor médio de 0,5.

No experimento a relação DBO/DQO do afluente foi de 0,95 (DBO e DQO foram respectivamente 1036,5 mg L<sup>-1</sup> e 1086,4 mg L<sup>-1</sup>). Na relação DQO/DBO, o valor encontrado foi de 1,05. Estes valores representam esgotos biodegradáveis.

### 5.8 Remoção de nutrientes (NTK e P)

São ilustradas nas Figuras 27 e 28 as variações da concentração de NTK e fósforo, respectivamente, no afluente e efluente do filtro anaeróbio. Os valores encontrados no estudo podem ser verificados pelas Tabelas 12 e 13 abaixo.

Tabela 12 Valores médios de NTK no afluente e efluente do filtro anaeróbio

<b>Unidade</b>	<b>Média (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Coefficiente de Variação (%)</b>
<b>Afluente</b>	336	141	42,1
<b>Efluente</b>	195	56	28,7

Tabela 13 Valores médios de Fósforo no afluente e efluente do filtro anaeróbio

	<b>Média (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Coefficiente de Variação (%)</b>
<b>Afluente</b>	53	27	51,9
<b>Efluente</b>	39	26	65,4

Os valores médios analisados de NTK, durante o experimento, no afluente e efluente do FA, foram de 336,2 e 195,5 mg L<sup>-1</sup>, os quais estão abaixo

dos observados por Kunz (2005). Não obstante, Diesel, Miranda e Perdomo (2002) ponderaram que a concentração de N, P e K nos esterco animais está pautada com a qualidade dos alimentos ingeridos e com o tamanho do animal.

Os valores médios de P durante o experimento no afluente e efluente do FA foram de 53,1 e 39,8 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Segundo Chenircharo (2007), a baixa eficiência é uma das desvantagens do filtro anaeróbio, sendo necessária a aplicação de pós-tratamento. As Figuras 26 e 27 correspondem à variação da concentração de NTK e fósforo, respectivamente, no afluente e efluente do FA.

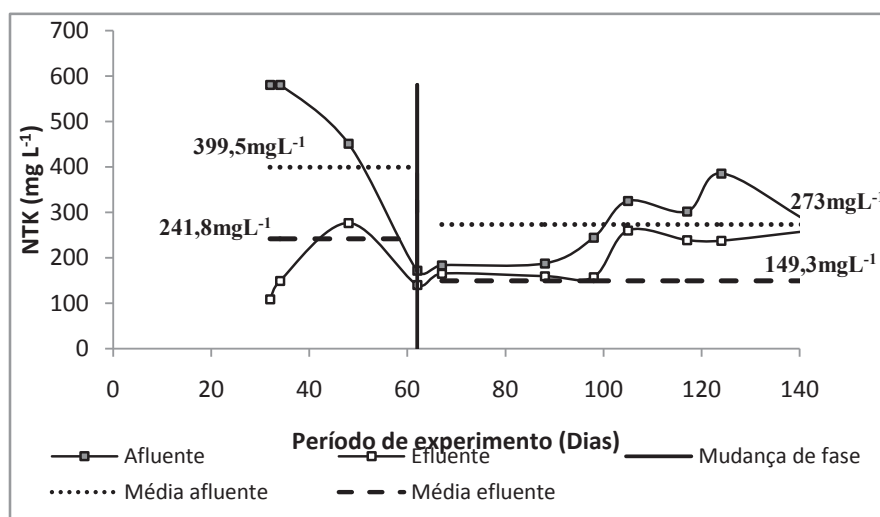


Figura 25 Variação da concentração de NTK durante o experimento

Nota-se que os valores médios de NTK decresceram no afluente e efluente do FA, atingindo valor mínimo de 108,8 mg L<sup>-1</sup>, sendo observada maior variação na fase 1 onde a coleta das amostra foi realizada de forma pontual. Este fato ainda pode ser justificado pela quebra e consumo de proteínas por microrganismos na unidade de tratamento em ambas as fases.

No início do trabalho, o efluente apresentou  $P_{\text{total}}$  de  $81,4 \text{ mg L}^{-1}$ , reduzindo suavemente. Entretanto, observam-se alguns picos na Figura 26.

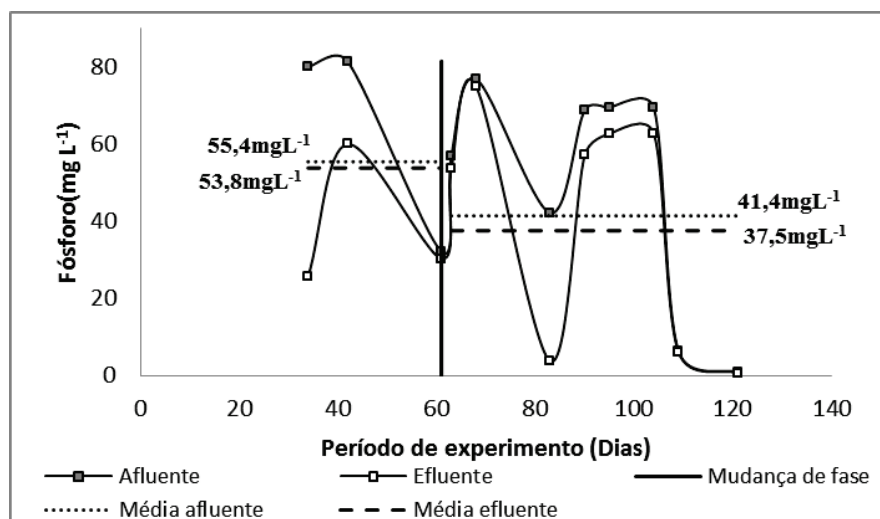


Figura 26 Variação da concentração de fósforo durante o experimento

Segundo Grady e Lim (1980), o fósforo é utilizado para a síntese de ácidos nucleicos e fosfolipídios e são componentes essenciais na transferência de energia. Flutuações mais acentuadas na Figura 26 podem ter sido causadas no primeiro momento, por terem sido coletadas amostras simples. Oscilações da concentração de matéria orgânica também poderiam ter influenciado, uma vez que o acúmulo de fósforo na unidade de tratamento vem do processo de quebra de proteínas ou, ainda, devido à morte de células antigas (SOUSA, 1996).

O requerimento de P pode ser estimado como 1/5 a 1/7 do requerimento de N (CHERNICHARO, 2007). No experimento foi encontrada a relação média de 5:1, resultado que implica em uma quantidade de P no limite necessário.

A eficiência na remoção NTK e  $P_{\text{total}}$  alcançou valores de 33% e 24%, respectivamente, semelhantes aos encontrado por Campos, Carmo e Botelho

(2006). Os autores obtiveram eficiências de remoção de NTK e  $P_{\text{total}}$  de 41% e 36%, operando sistema em escala laboratorial, com efluente de suinocultura de ST de 2.490 mg L<sup>-1</sup>.

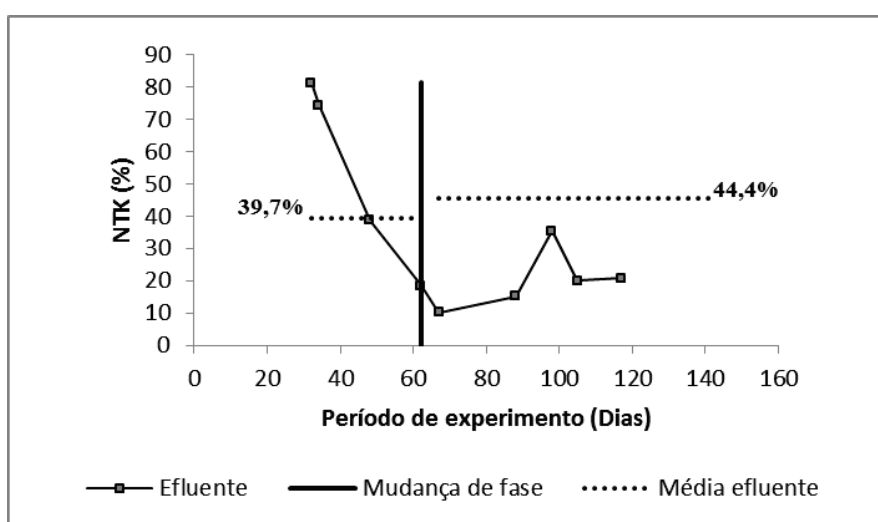


Figura 27 Valores de eficiência de remoção de NTK ao longo do experimento

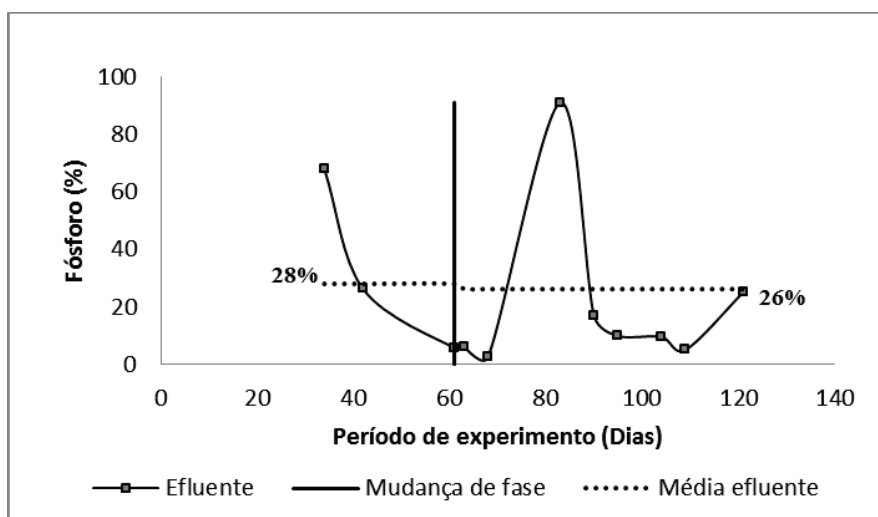


Figura 28 Valores de eficiência de remoção de fósforo ao longo do experimento

Pelas Figuras 28 e 29 pode se concluir que as mais baixas eficiências observadas no efluente do filtro anaeróbio se deram na fase 2 onde o TDH foi um pouco reduzido podendo ter proporcionado pouco tempo para o desenvolvimento de compostos complexos cristalinos como a hidroxiapatita, quando associado a um pH mais elevado.

### 5.9 Sólidos

No afluente e efluente do FA, as concentrações médias de ST, STF e STV foram 1585; 693 e 902 mg L<sup>-1</sup> e 1112; 544 e 546 mg L<sup>-1</sup> respectivamente, com eficiências médias de 29,9, 21,5 e 37,4%, como pode ser visto na Tabela 14, ocorrendo variações de comportamento durante a pesquisa. Poderiam ter sido obtidas eficiências melhores se a superfície do material suporte fosse mais preparada para facilitar a aderência do biofilme (PICANÇO et al., 2001).

Tabela 14 Concentração dos sólidos no afluente e efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento

Unidade	Sólidos (mg L <sup>-1</sup> )		
	Totais	Fixos	Voláteis
Afluente	1585,62	693,2	902,02
Efluente	1112,5	544,0	564,7
<b>Eficiência (%)</b>	<b>29,9</b>	<b>21,5</b>	<b>37,5</b>

Em geral é observada a baixa eficiência de ST, SF e SV resultando baixa remoção de matéria orgânica e interferência na produção de biogás. A eficiência média de remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos no FA foi abaixo de 50%, já que a maior parte dos sólidos grosseiros foi removida na peneira estática, logo

depois o restante reteve-se no TAE que funcionou como decantador primário ao FA. Assim o afluente do filtro continha sólidos mais dissolvidos, contribuindo com a formação de um lodo de boa qualidade, permitindo boa sedimentação.

A baixa eficiência para a remoção de sólidos fixos deve-se à característica deste material de sofrer alterações pequenas em relação à sua concentração inicial quando submetido a sistemas biológicos de tratamento.

Apesar da baixa eficiência de remoção de sólidos, o seu coeficiente de variação foi positivo, cerca de 18%, 32% e 44%, para ST, SF e SVT, mostrando uma estabilidade operacional mantida no filtro, segundo observado na Figura 29.

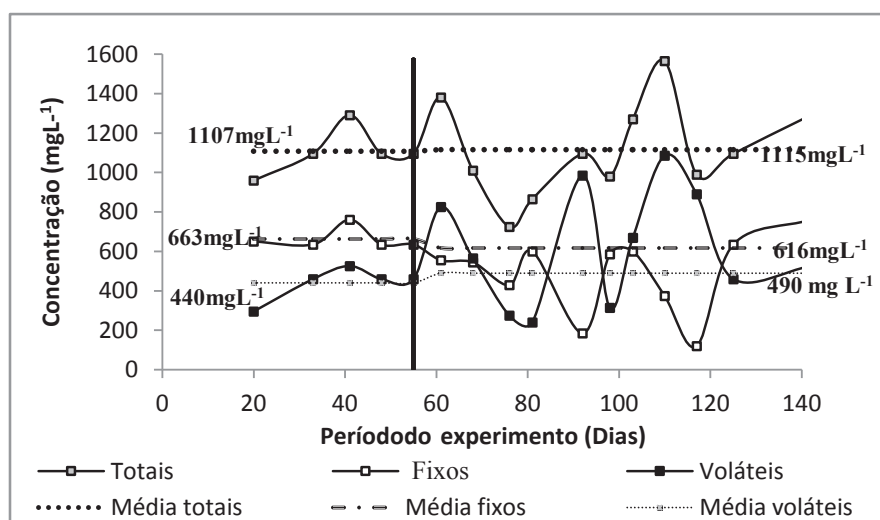


Figura 29 Variação dos sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do filtro anaeróbico.

Segundo Campos et al. (2004), a eficiência na remoção de sólidos presentes nos efluentes é devido a materiais de fácil biodegradação, como proteínas, açúcares, lipídios, entre outros. Nota-se que o efluente tratado foi constituído em sua maioria de material de fácil degradação, devido aos valores mais significativos de sólidos totais voláteis comparados aos sólidos totais fixos.

Conforme Leite (1997), para resíduos com percentuais maiores de sólidos voláteis totais, haverá acréscimo na taxa de produção de gás metano, pois os sólidos totais voláteis são constituídos apenas de matéria orgânica.

Vale ressaltar que além das variações intrínsecas ao efluente em função do manejo distinguido na granja, há também que se considerar o arraste de lodo, ocorrido, principalmente, na última etapa da avaliação, quando o sistema foi operado com vazão da ordem de  $1,4 \text{ L h}^{-1}$  correspondente a uma carga hidráulica de  $0,38 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  que associada à presença de óleos e graxas pode ter ocasionado arraste de lodo.

Há ainda outro fator que poderia facilitar o arraste de lodo, como a velocidade do líquido na entrada do reator, devido ao reduzido diâmetro da tubulação causando turbulência no leito de lodo, facilitando o arraste e o transporte de partículas do leito. Além disso, a produção de biogás, aliada à velocidade ascensional do líquido proporciona grau de mistura no interior do reator. Também pode causar desprendimento (cisalhamento) e o subsequente carregamento do lodo de menor densidade, que inicialmente se apresentava preso nos interstícios formados pelo agrupamento de material inerte do meio suporte.

Campos et al. (2005a), operando reator UASB com água residuária de suinocultura, em escala de bancada com TDH de 30 horas e concentração média de SVT de  $1.240 \text{ mg L}^{-1}$ , observaram eficiência de 73,2% de remoção. Os valores de eficiência de remoção desses SVT encontrados nesta pesquisa foram inferiores, chegando à média de 37,5%.

Já os sólidos dissolvidos no afluente e efluente tiveram concentração de 1264 e  $866 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente, enquanto nos sólidos suspensos as concentrações afluente e efluente foram de 322 e  $247 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente. A eficiência de remoção pode ser identificada pelas médias na Tabela 15.



Tabela 15 Concentração dos sólidos no efluente e as respectivas eficiências no sistema de tratamento

	Sólidos (mg L <sup>-1</sup> )			
	Dissolvidos		Suspensos	
	Média	Coef. Variação (%)	Média	Coef. Variação (%)
<b>Afluente</b>	1264	34	322	73
<b>Efluente</b>	866	33	247	95
<b>Eficiência (%)</b>	<b>31</b>		<b>23</b>	

O efluente da granja de suínos passava pelas unidades de tratamento preliminar: caixa de areia e peneira estática e retinha os sólidos em suspensão grosseiros. Parte significativa desses SS é representada pela matéria orgânica no meio líquido, desta forma, o processo de sedimentação no TAE foi capaz de diminuir a carga de DBO encaminhada ao tratamento secundário.

### 5.10 Determinação da produção teórica de biogás

Admitindo que a altitude do local onde foi realizado o experimento é próxima a 920m e a temperatura ambiente de 24,9 °C obteve-se o valor de 0,901 atm para a pressão atmosférica local, de acordo com a Equação 12.

$$p = 0,981 \times e^{(-0,0289 \times 9,806 \times 920 / 0,08206 \times 297,9)} = 0,901 \text{ atm} \quad (12)$$

A temperatura média do líquido no FA foi de 24,7 °C e o valor da correção da temperatura local K(t), igual a 2,357 g L<sup>-1</sup> DQO.

$$K(t) \frac{0,901 \times 64}{0,08206 \times 297,7} = 2,357 \text{ g L}^{-1} \quad (13)$$

De posse desses valores e considerando o coeficiente de crescimento bacteriano determinado por Saleh (2004) trabalhando com reatores anaeróbios operando com água residuária de suinocultura em uma faixa de pH de 7,7 demonstrando-se uma condição favorável de tamponamento e temperatura efluente do experimento de 22,7 °C. Foi ainda utilizado um sistema de aquecimento com temperatura média de 41,2°C com a finalidade de otimizar a temperatura do UASB. O valor médio encontrado para o coeficiente “Y” foi 0,338 mg DQO mg SVT<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Assim utilizando a DQO removida neste experimento, determinou-se a parcela usada tanto para o crescimento da biomassa, como para a produção de biogás neste experimento. A Tabela 16 mostra as médias das frações de DQO<sub>Removida</sub>; DQO<sub>Biomassa</sub> e DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>.

Tabela 16 Parâmetros referentes à DQO removida, utilizada para produção de biomassa e para produção de metano de efluente de suinocultura utilizada na produção de biogás.

Parâmetros	Efluente Filtro Anaeróbio
Coef. Crescimento bacteriano (Y)*	0,338
DQO média removida (mg L <sup>-1</sup> )	728,8
DQO média biomassa (mg L <sup>-1</sup> )	246,3
DQO média CH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	482,4

\*mg mg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> na forma de [DQO]<sup>-1</sup>[SVT]<sup>-1</sup>[d]<sup>-1</sup>

A média de DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub> no efluente do filtro anaeróbio foi de 482,4 mg L<sup>-1</sup> e o volume 0,205 L, valor estimado pela Equação 14:

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(T)} = \frac{0,482}{2,357} = 0,205 \text{ L} \quad (14)$$

Como a remoção de DQO total no experimento foi de  $728,8 \text{ mg L}^{-1}$ . A parcela da DQO removida utilizada para o crescimento bacteriano foi de  $246,3 \text{ mg L}^{-1} \text{DQO}_{\text{total}}$  de efluente estabilizado. Considerou-se que a parcela restante da DQO removida tenha sido utilizada para a produção de metano, sendo o valor médio de  $482,4 \text{ mg L}^{-1} \text{DQO}_{\text{total}}$ . Levando em consideração que a composição do biogás conforme Campos, Saleh e Carmo (2005) é em média, 60% de  $\text{CH}_4$  e 40% de  $\text{CO}_2$  e traços de gases, que podem ser desprezados, a produção teórica de metano no FA  $0,205 \text{ L}$ , levando a uma produção teórica de biogás de  $0,344 \text{ L}$ .

### **5.11 Desenvolvimento de biofilme e lodo intersticial no FA**

No experimento, foram utilizados, como meio suporte, anéis de polipropileno, cuja área superficial específica era de  $118,1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ , valor acima do referido por Chernicharo (1997). Esse fato está associado ao diâmetro dos anéis utilizados, que neste caso foi de  $5,08 \text{ cm}$  (2”), embora o autor, em nenhuma ocasião, especifica em seu trabalho as dimensões relativas ao diâmetro e comprimento de cada unidade componente do meio suporte por ele utilizado.

A massa de biofilme foi em média de  $226 \text{ mg}$  e relacionada à superfície específica do meio suporte de  $152,83 \text{ cm}^2$  resultou no valor de  $1,47 \text{ mg cm}^{-2}$  de biofilme aderido. Cada conjunto de dez meios suporte foi colocado em redes especificadas em ordem crescente numericamente sendo agrupadas 5 redes de acordo com a posição ocupada no FA recebendo nomenclatura de A1 para as 5 primeiras, A2 para 6° a 10° rede, A3 para 11° a 15° rede, A4 para 16° a 20° rede, A5 para 21° a 25° rede e A6 para 26° a 30° rede, desde o fundo falso sendo contados como A1 e assim sucessivamente até a parte superior.

A distribuição do biofilme na superfície do meio suporte não ocorreu de maneira uniforme, tendo sido constatado maior acúmulo nas rugosidades e parte interna do anel, onde o biofilme não sofria quase nenhum atrito com os anéis

circunvizinhos, enquanto a face externa, o biofilme que estava constantemente em contato com os demais anéis, sofria atrito e cisalhamento ocasionando desestruturação. Há que se considerar ainda que o meio suporte pesquisado apresenta textura bastante lisa, dificultando o processo de adesão do lodo.

Outro ponto importante foi a disposição dos meios suportes no FA, onde aqueles que foram colocados primeiramente próximos ao fundo falso, apresentaram maior aderência por estarem em contato com um lodo de melhor qualidade. Tal situação pode ser visualizada pela Figura 30.

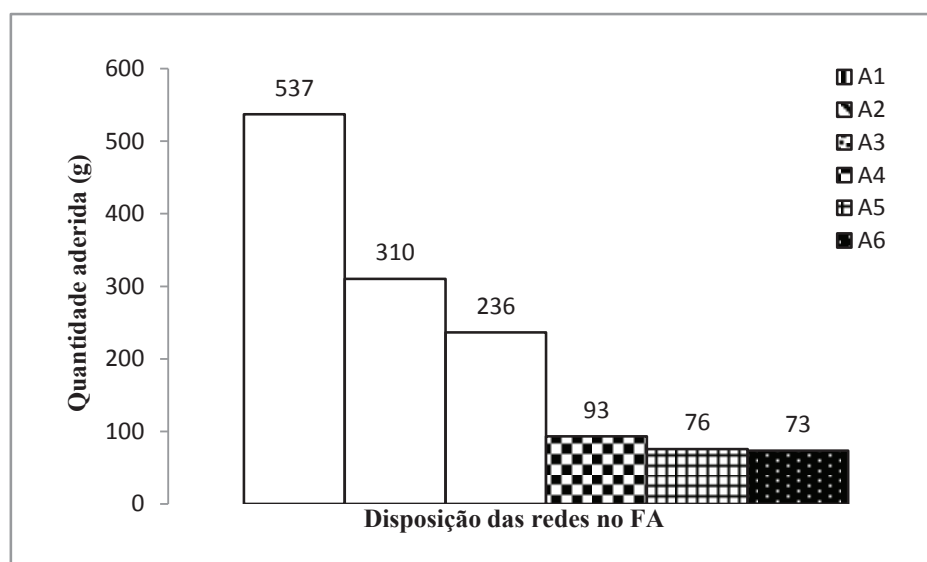


Figura 30 Biofilme aderido de acordo com a posição do meio suporte no reator

As unidades de meio suporte colocadas próximas ao fundo falso tiveram capacidade de aderência média de 86% melhor que as situadas na parte superior. Já nos meios suportes da parte mediana do FA a aderência foi 55% menor comparando àqueles próximos ao fundo do reator.

O perfil médio ao final do experimento apresentou baixa concentração de sólidos no lodo intersticial do FA, em média de 14451 e 8600 mg L<sup>-1</sup>, para ST

e SVT, respectivamente. Neste trabalho, avaliou-se o lodo do FA no fundo falso (23 cm) as alturas de 24, 34, 39 e 44 cm correspondentes às nomenclaturas: A1, A2, A3, A4 E A5 respectivamente. As concentrações de SVT em cada um dos estratos do perfil estão na Figura 32 onde concentrações de SVT maiores foram encontradas na base do reator (fundo falso) devido ao maior crescimento bacteriano causado pela maior carga de matéria substrato que adentrava na parte cônica do FA. Outro fator da elevada concentração foi devido à decantação do lodo cisalhado e intersticial que se desprendia do meio suporte.

Nota-se que a concentração de ST e SV no A1 e A2 do filtro foi superior a das outras alturas, demonstrando maior acúmulo de matéria orgânica neste local. Tal fato comprova que não existiu tendência de ocorrência de caminhos preferenciais no FA, com conseqüente diluição no perfil. No entanto, o FA apresentou instabilidade na acumulação de lodo, a concentração máxima observada foi de 30.900, 14.020 e 5.620 mg SVT L<sup>-1</sup>. A concentração dos SVT, acima da 4ª altura foi, aproximadamente, igual à do efluente.

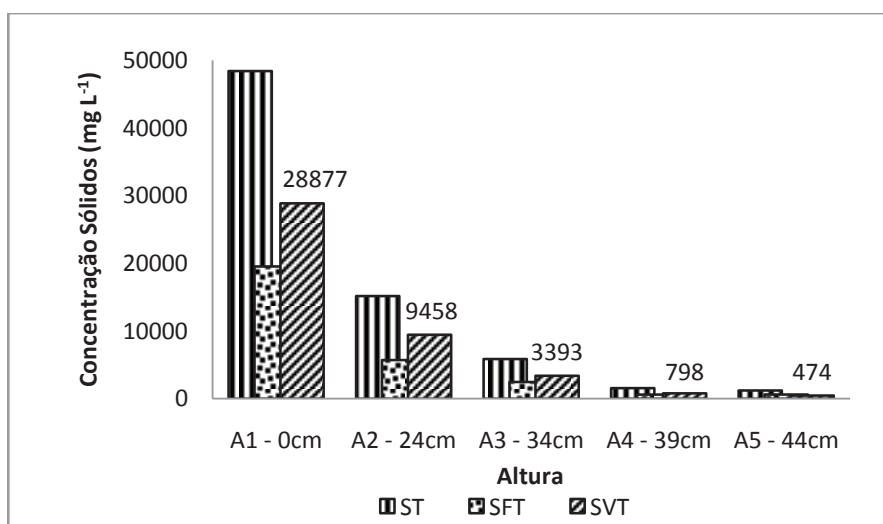


Figura 31 Concentração de sólidos no filtro anaeróbio

Pelo fato de o sistema ser operado na maior parte do tempo com cargas relativamente baixas, as quais eram absorvidas com eficiência pelo reator, pouco substrato passava para as partes superiores do FA, impossibilitando a formação de um lodo mais concentrado nestas partes. A concentração de sólidos voláteis no afluente do FA, por ser operado a baixas cargas, proporcionou ambiente pouco favorável ao desenvolvimento bacteriano. Ainda assim, este reator apresentou significativa eficiência na retenção dos sólidos, permitindo ao sistema operar com boa eficiência e com lodo de elevada concentração de SVT, especialmente no lodo de fundo acumulado, cuja concentração média foi de  $28.887 \text{ mgSVT L}^{-1}$ .

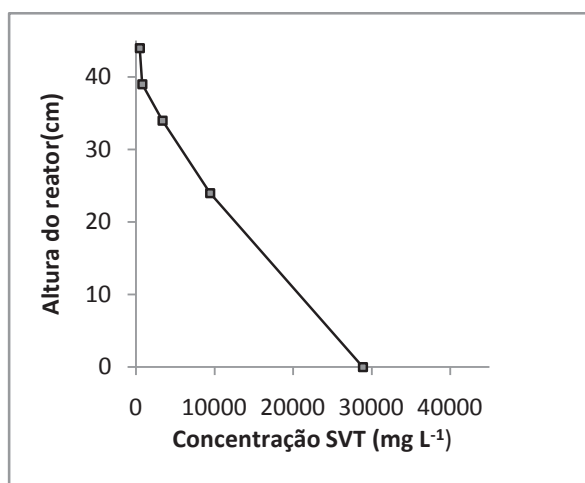


Figura 32 Perfil de sólidos do lodo do filtro anaeróbio avaliado ao final do experimento

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- a) O sistema adotado demonstrou eficiência em escala piloto, sobretudo na remoção de matéria orgânica, com valores de remoção de 67% e DQO 72% de DBO<sub>5</sub>, confirmando sua viabilidade no controle de poluição hídrica;
- b) O emprego de sistemas anaeróbios em conjunto com tanque de acidificação, no tratamento dos efluentes de suínos, se faz proveitoso em relação às tecnologias anaeróbias - aeróbias, ponderando o baixo gasto energético. Deve-se levar em conta também a produção de biogás, como insumo energético de ampla aplicação nas propriedades rurais. No entanto é indispensável o emprego de um pré-tratamento para a remoção de sólidos em suspensão grosseiros;
- c) O experimento comprovou ainda que os parâmetros adotados impediram choques orgânicos e hidráulicos e permitiram a manutenção do tamponamento, trazendo condições adequadas à floculação e à granulação da biomassa no FA;
- d) O efluente empregado ofereceu balanço adequado de nutrientes, obedecendo as relações N:P:DQO estabelecidas pela literatura harmonizando boas condições ao desenvolvimento de um lodo denso, soma-se a isso a produção de biogás;
- e) Por ser tratamento secundário, não há remoção de nutriente. Assim é necessária realização de polimento capaz de desnitrificar por processo óxido-anóxico.
- f) A reutilização do efluente em fertirrigação, como fonte de nutrientes é factível. Todavia, são indispensáveis estudos abordando este tipo de prática.

## REFERÊNCIAS

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

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

ANDRADE NETO, C. O.; HAANDEL, A. V.; MELO, H. N. S. O uso do filtro anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 2002, Braga. **Anais...** Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. Disponível em: <[http://www.hemfibra.com.br/artigos/\\_arquivos/pos\\_trat\\_filtro\\_anaerobico.pdf](http://www.hemfibra.com.br/artigos/_arquivos/pos_trat_filtro_anaerobico.pdf)>. Acesso em: 20 maio 2014.

APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Energy and Combustion**, London, v. 34, p. 755-781, Aug. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Mercado interno de carne suína**. São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mercado-interno.html>>. Acesso em: 19 mar. 2014.

ÁVILA, R. O. de. **Avaliação do desempenho do sistema tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes meios suportes**. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <[http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/mestrado/rh/2005/Teses/AVILA\\_RO\\_05\\_t\\_M\\_rh\\_s.pdf](http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/mestrado/rh/2005/Teses/AVILA_RO_05_t_M_rh_s.pdf)>. Acesso em: 22 jun. 2014.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Wiley-Lyss, 1994. 478 p.

BLANES-VIDAL, V. et al. Characterization of odor released during handling of swine slurry: part I, relationship between odorants and perceived odor concentrations. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, n. 32, p. 2997-3005, Mar. 2009.

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



BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Suínos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 15 maio 2014.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

CAMARGO, S. A. R. de. **Filtro anaeróbio com enchimento em bambu para tratamento de esgotos sanitários**: avaliação da partida e operação. 2000. 194 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulation in UASB reactors**. 1990. 459 f. Thesis (Ph.D. in Environmental Engineering) - University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle, 1990.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. do; 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. et al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 6, p. 1376-1384, nov./dez. 2004.

CAMPOS, C. M. M. et al. 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. et al. 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.; SALEH, B. B.; CARMO, F. R. Determination of kinetic parameters of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) removing organic loading from swine manure effluents. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 5, p. 1045-1051, set./out. 2005.

CAMPOS, J. R. Tratamento de gases gerados em reatores anaeróbios. In: . **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 249-270.

CARMO, F. R. et al. 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.

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, S. K. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, Mar. 2007.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. v. 5, 245 p.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Politécnica, 2007. 379 p.

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, 2007.

DALAVÉQUIA, M. A. **Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos**. 2000. 121 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentos com efluente de processamento de milho**. 1992. 127 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1992.

DIESEL, R.; MIRANDA, R. C.; PERDOMO, C. C. **Coletâneas de tecnologia sobre os dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA/EMATER-RS, 2002. 31 p. (Boletim Informativo).

ELMITWALLI, T. A. et al. Treatment of domestic sewage in a two-step system anaerobic filter/anaerobic hybrid reactor at low temperature. **Water Research**, New York, v. 36, n. 9, p. 2225-2232, 2002.

FLECK, E. et al. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos em filtros anaeróbios de brita, em escala piloto, operando em sistema de semibatelada. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 6., 2002, Gramado. **Anais...** Gramado: ABES, 2002. 1 CD-ROM.

FULFORD, D. **Running a biogás program: a handbook**. London: Intermediate Technology, 1988. 187 p.

GRADY, C. P. L. J.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment: theory and applications**. New York: M. Dekker, 1980. 963 p.

HAANDEL, A. O.; LETTINGA, O. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, 1994. 239 p.

HAANDEL, A. C. van; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epigraf, 1994. 208 p.

HENLEY, E. J.; SEADER, J. D. **Separation process principles**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: J. Wiley, 2005. 800 p.

IMHOFF, K. Tratamento das águas residuárias. In: \_\_\_\_\_. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 21. ed. São Paulo: E. Blucher, 1966. p. 50-115.

JAY, M. J. **Microbiologia de alimentos**. 6. ed. São Paulo: Artmed, 2005. 56 p.

KUNZ, A. **Impactos sobre a disposição de dejetos de animais sobre a qualidade e água superficiais e subterrâneas**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2005. 6 p.

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.

LEITE, V. D. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial**. 1997. 250 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

LETTINGA, G. et al. High-rate anaerobic waste water treatment using UASB reactor under a wide range of temperatures conditions. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, Newcastle Upon Tyne, v. 2, p. 253-284, 1983.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic ceticlastic methanogens. **Water Science Technology**, Oxford v. 45, n. 45, p. 113-120, Mar. 2002.

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, 2006.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; DA SILVA, P. C.; FIGUER DO, D. V.; FERREIRA, P. E.; NASCIMENTO, M. C. P. (Org.) Belo Horizonte. Controle ambiental em pequenas e médias indústrias de Laticínios. Belo Horizonte: Segrac, 2002. 224 p. (Projeto Minas Ambiente).

MCCARTY, P. L. One hundred years of anaerobic treatment. In: HUGGHES, D. E. et al. (Ed.). **Anaerobic digestion 1981**. New York: Elsevier Biomedical, 1982. p. 3-21.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4<sup>th</sup> ed. Chicago: McGraw Hill, 2003. 1819 p.

MIELE, M.; WAQUIL, P. D. Cadeia produtiva da carne suína no Brasil. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 16, n. 1, p. 75-87, jan./mar. 2007.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 10 maio 2014.

MIRANDA, G. M. C. **Cenário futuro para a cadeia produtiva de suínos em Minas Gerais**. Belo Horizonte: SEAPA, 1995. 36 p.

MONROY, O. et al. The anaerobic filtration of dairy waste: results of a pilot trial. **Bioresource Technology**, Essex, v. 50, n. 3, p. 243-251, 1994.

NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícias**. 1996. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

PICANÇO, A. P. et al. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, London, v. 44, n. 4, p. 197-204, 2001.

POGGI-VARALDO, H. M. et al. Inhibition of mesophilic solid-substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen. **Applied Microbiology Biotechnology**, London, v. 47, p. 284-291, May 1997.

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, 2006.

RAMIREZ, O. P. et al. Filtro anaeróbio utilizado como pós-tratamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p. 339-346, 2004.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Avaliação de um sistema combinado de UASB-Filtro no tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura. **Olam Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v. 2, n. 2, nov. 2002. Disponível em: <<http://www.olam.com.br/abstracts/abstract4/rui2.htm>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

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. **Proceedings...** Antuérpia: Technological Institute, 2001. v. 2, p. 571-574.

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.

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, 2008.

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, 2004.

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, 2004.

SEGANFREDO, M. A. **A gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: EMBRAPA Suínos e Aves, 2007. 302 p.

SOUBES, M. Microbiologia de la digestión anaeróbia. In: SEMINÁRIO 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 em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, São Paulo, v. 44, p. 88-94, 1984.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville: Vanderbilt University, 1996. 394 p.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. 243 p.

TAVARES, C. R. G. et al. Tratamento de efluentes do processamento da mandioca em processo anaeróbio com separação de fases. **Revista Unimar**, Campo Grande, v. 19, n. 4, p. 1099-1111, 1997.

VARESCHE, M. B. Remoção de sulfatos em efluentes líquidos. In: CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS, 2., 1993, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IPT, 1993. 1 CD-ROM.

VAZOLLER, R. T. **Biodiversidade:** perspectivas e oportunidades tecnológicas, microbiológicas e saneamento ambiental. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/publicações/padct/bio/cap.o/3/rossbio.html>>. Acesso em: 21 jun. 2014.

YOUNG, J. C.; MCCARTTY, P. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 41, n. 5, p. 160-173, 1969.

ZEGERS, F. **Manual del curso del arranque y operacion de sistemas de flujo ascendente com manto de lodo (UASB)**. Santiago de Cali: Universidad del Valle, 1987. 272 p.

ZUBLINA, J. P.; COOK, M. G.; CLAIR, M. B. **Pollutants in ground water**. Disponível em: <<http://ces.soil.ncsu.edu/soilscience/publications/Soilfacts>>. Acesso em: 21 jun. 2014.