

JOSÉ HUMBERTO TEIXEIRA SANTOS

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE AQUECIMENTO DO
SUBSTRATO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE
SUÍNOS**

**Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de “Magister Scientiae”.**

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2004**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S237a Santos, José Humberto Teixeira, 1973-
2004 Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato
na biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos / José
Humberto Teixeira Santos. – Viçosa : UFV, 2004.
xiv, 66f. : il. ; 29cm.

Orientador: Cecília de Fátima Souza.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

1. Digestão anaeróbia - Efeito da temperatura. 2. Dejetos
de suíno na produção de biogás. 3. Biodigestores. I. Uni-
versidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 20.ed. 665.776

JOSÉ HUMBERTO TEIXEIRA SANTOS

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE AQUECIMENTO DO
SUBSTRATO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE
SUÍNOS**

**Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de “Magister Scientiae”.**

Aprovada: 15 de abril de 2004.

Prof. Paulo César Hardoim

Prof^a. Ilda de Fátima Ferreira Tinôco

**Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Conselheiro)**

**Prof. Jadir Nogueira da Silva
(Conselheiro)**

**Prof^a Cecília de Fátima Souza
(Orientadora)**

A Deus,
Aos meus pais Carmilton “in memória” e Lourdes.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste trabalho.

A FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudo.

À Professora Cecília de Fátima, pela orientação e pelo exemplo de profissionalismo.

A minha noiva Andréia, pelo carinho e apoio nas horas difíceis e pela companhia agradável nos momentos de alegria.

A meus irmãos Arthur e Raimundo por tudo que representam e por toda a força que me deram nos momentos que mais precisei e a Daynele pelo incentivo e entusiasmo.

Aos amigos do 3, que são os meus novos irmãos.

A toda minha família, em especial às minhas tias Jany e Dalva, pelo apoio constante e à minha segunda família, Dona Bia, Osmar, Gláucia, Diva e Luana, pelo carinho.

Aos amigos do AMBIAGRO, pela harmoniosa convivência e companheirismo, aos estagiários Carlos André e André, pela força.

Aos Professores Matos, Jadir e Hardoim pelas sugestões que contribuíram para a melhoria deste trabalho e a professora Ilda de Fátima, pelo incentivo e confiança.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial a Galinari, Zé Mauro, Rui e Marcos, pela atenção e extraordinária disposição em servir.

As empresas IBIRÁ PLASTIC e CPT.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

JOSÉ HUMBERTO TEIXEIRA SANTOS, filho de Carmilton Alves dos Santos e Maria de Lourdes Teixeira Santos, nasceu em Contendas do Sincorá, Bahia, em 26 de janeiro de 1973.

Em março de 1995, iniciou o Curso de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, diplomando-se em agosto de 2001.

Em março de 2002, ingressou no Programa de Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções Rurais.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE EQUAÇÕES	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	01
2. REVISÃO DE LITERATURA	05
2.1. Suinocultura no Brasil	05
2.2. Potencial poluidor	06
2.3. Processos biológicos de tratamento	08
2.4. Sistemas anaeróbios de tratamento	10
2.5. Biodigestão anaeróbia	11
2.5.1. Biogás	16
2.5.2. Biofertilizante	17
2.5.3. Uso de Inóculo	19
2.6. Fatores de Interferência no Processo de Biodigestão Anaeróbia	19
2.7. Transferência de calor no biodigestor	24
2.8. Modelo de aquecimento	26
3. MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1. O experimento	28
3.2. Afluente	29
3.3. Sistema de Digestão	29

3.3.1. Inóculo	32
3.3.2. Sistema de aquecimento	33
3.4. Temperatura.....	35
3.5. Produção de biogás	38
3.6. Obtenção dos Parâmetros Físicos e Bioquímicos.....	40
3.6.1. Sólidos	40
3.6.2. Demanda Bioquímica e Química de Oxigênio	41
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
4.1. Temperatura.....	43
4.2. Produção de Biogás	46
4.3. Sólidos	49
4.4. Demanda de Oxigênio	54
5. CONCLUSÕES.....	56
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	TÍTULO	PÁGINA
1	Seqüência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia, segundo CHERNICHARO (1997).	13
2	Esquema do digestor anaeróbio solar. 1. Dejetos, 2. Gasômetro, 3. Coletor solar, 4. Camada plástica, 5. Trocador de calor, 6. Bomba, 7. Piso.	23
3	Sistema de biodigestão com aquecimento do substrato via energia solar (ALKHAMIS et al., 2000).	24
4	Vista externa do biodigestor modelo Indiano, caixa de carga e caixa descarga, componentes do sistema de biodigestão anaeróbia utilizado no experimento.	30
5	Vista do interior do biodigestor, utilizado no experimento.	31
6	Vista do tubo de entrada no fundo da caixa de carga (A) e a 0,30 m do fundo do biodigestor (B).	31
7	Detalhe do reservatório contendo o inóculo utilizado no experimento.	32
8	Vista interna do biodigestor indiano utilizado no experimento com detalhe da instalação do trocador de calor	33
9	Vista da tubulação condutora do fluido de aquecimento do substrato, com detalhe do reservatório sob o qual se processou a queima de parte do biogás.	34

10	Detalhe do queimador (A) adaptado para o aquecimento da água e do corta-fogo (dispositivo de segurança) (B), adotados no experimento	35
11	Sistema de leitura de temperatura utilizado no experimento.	36
12	Posicionamento dos sensores no interior do biodigestor.	37
13	Detalhes dos sensores de temperatura instalados no interior do gasômetro (A) e do abrigo meteorológico (B).	37
14	Detalhes das régua graduadas afixadas nas laterais para medição do deslocamento do gasômetro.	39
15	Manômetro usado para leitura da pressão do biogás no interior do gasômetro.	39
16	Comportamento diário da temperatura do substrato, relacionado com as médias de temperaturas do ar com maior incidência no período, para a fase de partida.	44
17	Comportamento diário da temperatura do substrato e do ar, na fase de operação contínua.	45
18	Produção diária de biogás, em m^3 , observada na fase de partida.	46
19	Produção acumulada de biogás, em m^3 , observada na fase de partida.	46
20	Produção média diária de biogás, consumo médio para aquecimento do substrato e excedente, em m^3 .	48
21	Concentrações de sólidos totais (ST), Fixos (SF) e voláteis (SV) no afluente, em $mg.L^{-1}$, ao longo do período analisado na fase de operação contínua.	50
22	Concentrações de sólidos totais no afluente e efluente durante a fase de operação contínua.	51
23	Concentrações de sólidos voláteis no afluente e efluente, durante a fase de operação contínua.	52
24	Produção de biogás diária, em m^3 , por massa de Sólidos Voláteis, em Kg, adicionado diariamente ao biodigestor.	53

25	Produção de biogás diária, em m ³ , por massa de Sólidos Voláteis, em Kg, removido diariamente pelo biodigestor.	54
26	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) do afluente e efluente.	55

LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO	TÍTULO	PÁGINA
1	Vazão do fluido de aquecimento, kg.s^{-1}	24
2	Energia requerida para aquecimento do afluente, kJ	25
3	Calor específico do afluente	25
4	Fluxo de calor através das superfícies do biodigestor, W	25
5	Resistência térmica do material, $\text{m}^2.\text{°C.W}^{-1}$	25
6	Volume corrigido do biogás, $10.332,72 \text{ m}^3$	38
7	Sólidos Totais, mg.L^{-1}	40
8	Sólidos Fixos, mg.L^{-1}	41
9	Sólidos Voláteis, mg.L^{-1}	41
10	Concentração de Oxigênio Dissolvido, mg.L^{-1}	41
11	Demanda Bioquímica de Oxigênio, mg.L^{-1}	42
12	Demanda Química de Oxigênio, mg.L^{-1}	42

RESUMO

SANTOS, José Humberto Teixeira Santos, M.S., Universidade Federal de Viçosa, Abril de 2004. **Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato na biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos.** Orientadora: Cecília de Fátima Souza. Conselheiros: Antonio Teixeira de Matos e Jadir Nogueira da Silva.

A biodigestão anaeróbia tem sido aplicada para o tratamento de efluentes de agroindústrias alimentícias e de bebidas, tanto em países desenvolvidos como naqueles em desenvolvimento. Contudo, a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia é afetada por uma série de fatores que vão desde as condições ambientais, operação do sistema, natureza da matéria prima até ao desenho do biodigestor. Dentre os fatores mais importantes está a temperatura, pois o desenvolvimento dos microrganismos e conseqüentemente a produção de biogás é função da temperatura operacional do biodigestor, ou seja, a mesma temperatura afeta diretamente a dinâmica do processo. Todos os microrganismos produtores de metano são muito sensíveis a alterações de temperatura e qualquer mudança brusca que exceda a 3 °C afeta a produção. Dessa forma é preciso assegurar uma relativa estabilidade de temperatura e ainda a distribuição da mesma no volume de substrato, o mais uniforme possível. O mais importante é evitar variações bruscas, pois, do contrário, os microrganismos não sobrevivem e, portanto, a produção do biogás é interrompida. O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar a eficiência de um trocador de calor em manter a temperatura do substrato constante e uniforme. Tal avaliação foi feita com base em parâmetros de eficiência do próprio processo de biodigestão anaeróbia tais como a

redução da concentração de sólidos, de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e, ainda, com base na produção de biogás. Para o estudo foi construído um biodigestor, modelo Indiano, com capacidade útil de 2,20 m³, no qual foi instalado um sistema de trocador de calor, tipo serpentina, para o aquecimento do substrato. Na operação considerou-se a média aproximada de 6 dag.L⁻¹ de sólidos totais no afluente, concentração considerada adequada a biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos. Com base no estudo desenvolvido pôde-se concluir que o sistema de aquecimento proposto foi insuficiente para manter a temperatura do substrato na faixa de temperatura ótima de biodigestão, apesar de tê-la mantido constante em aproximadamente 25 °C. Houve redução de 12,54% na concentração de sólidos totais, de 18,10% na concentração de sólidos voláteis e, de 3,3 e 3,64% , respectivamente, para DQO e DBO.

ABSTRACT

SANTOS, José Humberto Teixeira Santos, M.S., Universidade Federal de Viçosa, april, 2004. **Evaluation of substratum heating system in the anaerobic biodigestion with swine waste.** Adviser: Cecília de Fátima Souza. Committee members: Antonio Teixeira de Matos and Jadir Nogueira da Silva.

Anaerobic biodigestion has been used for treating effluents of food and beverage agro-industries in developed as well as developing countries. However, the efficiency of the anaerobic biodigestion process is affected by a number of factors ranging from environmental conditions, system operation, and raw material origin to the biodigester design. Temperature is among the most important factors, because the development of microorganisms and consequently biogas production is a function of the biodigester operational temperature, which means, that the same temperature affects directly the dynamics of the process. All methane-producer microorganisms are very sensitive to temperature alterations and any abrupt change that exceeds 3 °C affects the production. In that way, it is necessary to assure a relative temperature stability and also its distribution in the substrate volume as uniform as it is possible. The most important thing is to avoid abrupt variations because, otherwise, microorganisms will not survive and therefore biogas production is interrupted. The general objective of the present work was to evaluate the efficiency of a heat exchanger in keeping the substrate temperature constant and uniform. Such evaluation was carried out based on efficiency parameters of the anaerobic biodigestion process itself, such as solid concentration reduction, Biochemical

Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) and, also biogas production. For the study, a 2.20 m³ work capacity biodigester, Indian-model, was built, having a serpentine-type heat exchange system installed in order to heat substrate. The approximate average of 6 dagL⁻¹ total solids in the tributary was considered in the operation. This concentration is reckoned to be appropriate to swine waste anaerobic biodigestion. Based on the results obtained, it is concluded that the heating system proposed was deficient in keeping the substrate temperature within the range of optimum biodigestion, in spite of having kept it steady in approximately 25 °C. There was reduction of 12.54% in the total solids concentration, 18.10% in the volatile solids concentration, and 3.3 and 3.64% for COD and BOD respectively.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade do meio ambiente tem sido a grande preocupação de todas as comunidades do Planeta nas últimas décadas, seja pelas mudanças provocadas pela ação do homem na natureza, seja pela resposta que a natureza dá a essas ações. As populações estão se conscientizando de que os recursos naturais são finitos e que sua não preservação pode ameaçar o futuro das novas gerações.

A questão ambiental passa a ser encarada sob a ótica da possibilidade de se conciliar o desenvolvimento de uma nação sem aumento significativo no uso de água e energia bem como na geração de resíduos.

A produção animal apresenta hoje níveis 30% mais elevados do que há duas décadas, sendo preciso avaliar o impacto de suas práticas na saúde humana, no ambiente, na saúde e no bem-estar da população animal destinada ao consumo humano.

Nesse sentido, os diversos setores da produção animal começam a se organizar para atender a dois requisitos com o objetivo de que seus produtos possam competir e para que tenham boa aceitação no mercado: questões legais e exigência de mercado interno e externo.

Em muitas regiões os resíduos provenientes de animais são freqüentemente responsáveis pela poluição de águas superficiais e subterrâneas, pela ação das chuvas, esses

resíduos ricos em matéria orgânica e agentes patogênicos chegam às águas devido principalmente, ao carreamento de material de áreas onde existem animais.

Em relação aos suínos, no ano de 2003, o Brasil possuía cerca de 38 milhões de cabeças, plantel correspondente ao quarto rebanho do mundo, com uma produção de 2,17 milhões de toneladas de carne.

A quantidade de excrementos produzidos diariamente por suíno e o teor de umidade dos seus dejetos variam de acordo com o desenvolvimento corporal, o tipo de alimentação, a quantidade de água ingerida, a estação do ano e a quantidade de água adicionada na higienização das baias. Estima-se a produção de efluentes nas unidades de ciclo completo, em condições normais, em $100 \text{ L.matriz}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Sendo assim, torna-se necessária a adoção de métodos e técnicas para manejar, estocar, tratar, utilizar e dispor os resíduos, objetivando a manutenção da qualidade ambiental, reutilização dos resíduos em outros sistemas agrícolas e com isso proporcionando maior rentabilidade na atividade.

Atualmente, os principais processos utilizados no tratamento de resíduos são o pré-tratamento, com uso de separadores de fase (decantadores ou peneiras) e processos biológicos de tratamento (lagoas anaeróbias, aeróbias, facultativas e de aguapé).

Na implementação das técnicas voltadas à minimização de impactos ambientais e a racionalização do uso de energia, merece destaque a utilização de biodigestores no meio rural, os quais se relacionam aos aspectos de saneamento e energia, além de estimularem a reciclagem orgânica de nutrientes.

Os digestores anaeróbios têm sido largamente utilizados no tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de estações de tratamento de esgoto e lixo urbano, estimando-se que milhões de digestores anaeróbios tenham sido construídos em todo o mundo com esse propósito. A digestão anaeróbia também tem sido aplicada para o tratamento de efluentes de agroindústrias alimentícias e de bebidas, tanto em países desenvolvidos como naqueles em desenvolvimento.

Excluindo as explorações pecuárias com dimensão reduzida que não justificam e viabilizam, por si só, o aproveitamento da excreta em instalações de tratamento individuais ou coletivas, o potencial energético diário relativo à excreta das explorações de ovinos, de galinhas poedeiras e de suínos, é de cerca de $325.000 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de biogás. As suinoculturas representam cerca de 75% deste valor, num potencial global de $226 \text{ GWh} \cdot \text{ano}^{-1}$ de eletricidade. Neste cenário, tem grande destaque a China, com um total de 4,5 milhões de biodigestores instalados, e a Índia com 7,2 milhões de biodigestores instalados, com um valor energético correspondente ao de cinco hidrelétricas iguais à de Itaipu.

No Brasil, a adoção de biodigestores no meio rural atingiu seu auge na década de 70 como fonte de produção de combustível, o biogás. Segundo dados da Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural - Embrater, em 1981, o Brasil já possuía em torno de 3.000 biodigestores em operação, sendo a maioria deles instalados em áreas rurais das regiões Nordeste e Sul.

A eficiência do processo de biodigestão anaeróbia é afetada por uma série de fatores que vão desde as condições ambientais, operação do sistema, natureza da matéria prima, até ao desenho do digestor. A combinação harmônica destes fatores, associada ainda ao fator economicidade é que dita a eficiência do sistema.

Entre os fatores mais importantes está a temperatura, pois o desenvolvimento dos microrganismos e conseqüentemente a produção de biogás é função da temperatura operacional do digestor, ou seja, a temperatura afeta diretamente a dinâmica do processo. Todos os microrganismos produtores de metano são muito sensíveis a alterações de temperatura, e qualquer mudança brusca que exceda a 3°C afeta a produção. Dessa forma é preciso assegurar uma relativa estabilidade de temperatura e ainda a distribuição da mesma no volume de substrato, o mais uniforme possível. O mais importante é evitar variações bruscas, pois, do contrário, os microrganismos não sobrevivem e, portanto, a produção do biogás é interrompida.

A manutenção da temperatura do substrato foi simulada por SOUZA (2001) com sistema de aquecimento constituído por trocador de calor, de fluxo contínuo, em forma de espiral, conduzindo água com velocidade de $2,7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e vazão de $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, aquecida com

parte do biogás produzido. O aquecimento simulado foi indireto, para o que foi utilizado um reservatório de água aquecida conectado ao biodigestor pela tubulação da serpentina.

Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo geral, avaliar a eficiência de um trocador de calor, em forma de espiral, no aquecimento e controle térmico do substrato de um biodigestor, visando atingir os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a capacidade do sistema proposto em manter a temperatura de digestão ideal;
- Fazer a caracterização de sólidos totais, fixos e voláteis, da demanda química e bioquímica do efluente da biodigestão; e,
- Medir a produção do biogás e o consumo do sistema de aquecimento proposto.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Suinocultura no Brasil

Em países em desenvolvimento, a produção animal está sendo submetida a uma grande pressão para satisfazer a demanda de proteína animal necessária à população e também para ter um excesso de produção para comercialização com a maioria dos países desenvolvidos (BELLAYER, 2000).

No Brasil, no ano de 2002, existiam cerca de 210 frigoríficos responsáveis pelo abate de 37,7 milhões de suínos. Na região sul, a taxa de abate supera à 170 %, com média de 23 suínos.terminados.matriz⁻¹.ano⁻¹, os quais alcançam a média de 110kg num período de 150 dias (ABICIPS, 2004).

Atualmente, o plantel brasileiro é de 38 milhões de cabeças, presentes em todas as regiões brasileiras, sendo que a maior concentração de animais está na região Sul (com 34,21%), seguido da região Nordeste (23,03%), Sudeste (18,95%), Centro-Oeste (16,18%) e Norte (7,63%) (ABCS, 2004).

Atividade predominante de pequenas propriedades rurais, apresenta diferenças regionais tanto na distribuição do rebanho, quanto nas características dos sistemas de produção, decorrentes da coexistência de diferentes níveis tecnológicos e gerenciais. Enquanto nas regiões Norte e Nordeste, a suinocultura desenvolve-se em moldes tradicionais e de subsistência, nas regiões Sul e Sudeste e, mais recentemente, no Centro-

Oeste, a atividade é desenvolvida, em maior expressão, com tecnologia moderna (PEETZ, 1996).

A produção de suínos envolve significativa geração de empregos, decisivo valor econômico, importante fator social e grande contribuição em tributos (MARQUES, 2001). Está presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, emprega mão-de-obra tipicamente familiar, constituindo uma importante fonte de renda e de estabilidade social. Estima-se que, atualmente, 733.000 pessoas dependam diretamente da cadeia produtiva da suinocultura brasileira, sendo responsável pela renda de 2,7 milhões de brasileiros (ROPPA, 1999).

Sendo o problema crucial na criação de suínos, o apreciável volume de dejetos produzido e a sustentabilidade da sua produção. Por outro lado, pode-se avaliar também as conseqüências negativas do manejo e disposição inadequados deste resíduo, como a liberação direta em rios e riachos, com riscos sanitários e de poluição (TAKITANE e SOUZA, 2000).

2.2. Potencial poluidor

Segundo Von SPERLING (1996), a origem da poluição pode ser associada a duas causas primárias: o forte crescimento populacional e a expansão das atividades industriais. O intenso crescimento populacional observado nas últimas décadas tem conduzido a uma maior demanda de alimentos, o que por sua vez implica em crescente consumo de agrotóxicos, fertilizantes e geração e resíduos, que são claros agentes poluidores.

A poluição do ambiente por resíduos orgânicos de origem animal e vegetal, oriundos da exploração agropecuária ou industrial, vem colocando em risco o equilíbrio ecológico, seja pela introdução de agentes patogênicos a animais e vegetais, seja pelo rompimento do equilíbrio biológico existente (MATOS et al., 1997).

A falta de tratamento adequado à grande quantidade de dejetos produzidos, sobretudo na suinocultura, é justamente um dos graves problemas que a intensificação da produção trouxe para o meio ambiente e para a própria sociedade. Segundo a Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), a poluição do meio ambiente na

região produtora de suínos é alta, pois enquanto para o esgoto doméstico, a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é de cerca de 200 mg.L⁻¹, a DBO dos dejetos suínos oscila entre 30.000 e 52.000 mg.L⁻¹, ou seja, em torno de 260 vezes superior. Além disso, um suíno produz cerca de 2,5 vezes mais dejetos do que um ser humano (DAROLT, 2002).

Segundo MATOS et al. (1997), a suinocultura é uma exploração pecuária concentradora de dejetos animais, sabidamente possuidora de alta carga poluidora para o solo, ar e a água. Por esse motivo, o suinocultor precisa estabelecer um esquema de manejo desse material que seja adequado às condições existentes em sua propriedade. Vários fatores devem ser considerados na escolha da forma de manejo da água residuária da suinocultura, podendo-se destacar: gastos de energia e mão-de-obra; possibilidade de aproveitamento do resíduo dentro da propriedade e potencial impactador do ambiente.

O manejo de águas residuárias de suinoculturas tem constituído um sério problema operacional e ambiental. Quanto maior o número de animais numa suinocultura, maior deve ser a preocupação com o potencial poluidor desse resíduo.

Nos sistemas de confinamento total, gases nocivos, como amônia, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e metano, podem provocar danos a pessoas e animais. As principais doenças provocadas pelo despejo de águas de criatórios de animais nos rios são salmonelose, febre aftosa, hepatite, peste suína clássica, entre outras (OLIVEIRA, 1993).

No contexto do efeito estufa, há que se considerar o gás metano, que tem um poder de absorção de radiação infravermelho cerca de 21 vezes maior que o do CO₂ (MOZETO, 2001). A agricultura contribui para cerca de um quinto do efeito de estufa antropogênico, produzindo cerca de 50 a 70%, respectivamente, das emissões antropogênicas totais de CH₄ e N₂O (LIVESTOCK & ENVIRONMENT TOOLBOX HOME, 2002).

A quantidade de excrementos produzidos diariamente por suíno e o teor de umidade dos seus dejetos variam de acordo com o desenvolvimento corporal, o tipo de alimentação, a quantidade de água ingerida, a estação do ano e a quantidade de água adicionada na higienização das baias (SILVA, 1973; ANDREADAKIS, 1992). Os dados desse último autor mostram, para suínos nas fases de crescimento e terminação (25 a 100 kg), um volume de águas residuárias de 7 litros.suíno⁻¹.dia⁻¹, sendo que esse volume decresce à medida que aumenta o número de animais. OLIVEIRA et al. (1993) perceberam produção

média de dejetos líquidos de 8,6 litros.suíno⁻¹.dia⁻¹ nas diferentes fases de produção. SEVRIN-REYSSAC et al. (1995) apresentam valores compreendidos entre 5,7 e 7,6 litros.suíno⁻¹.dia⁻¹ para suínos em uma faixa de peso de 57 a 97 kg, lembrando que este volume de dejetos produzidos compreende entre 10 e 8% do peso vivo do animal.

KONZEN (1983), fez referência a produção diária de 2,3 a 2,75 kg de dejetos “in natura” puro por cabeça, para suínos em fase de terminação.

MATOS e SEDIYAMA (1995) informam que os dejetos de suínos também possuem elevado número de microrganismos prejudiciais aos seres humanos.

LOURES (1998) apresentou uma análise da composição média de efluente de 11 suinoculturas. Os valores de DQO variam entre 10.000 e 136.344 mg.L⁻¹, sendo a média de 14.606 mg L⁻¹. Com relação à concentração de sólidos, o referido autor encontrou valores médios de 285 mg.L⁻¹ e 5.745 mg.L⁻¹, respectivamente em sólidos sedimentáveis e em suspensão.

SOUZA (2001) encontrou na avaliação do potencial poluidor de 12 suinoculturas, em média, concentrações de 44.088,08 mg.L⁻¹ para DBO, 86.965,40 mg.L⁻¹ para DQO, 67.001,36 mg.L⁻¹ para sólidos totais, 13.450,08 mg.L⁻¹ para sólidos fixos e 53.551,28 mg.L⁻¹ para sólidos voláteis.

Com demanda química de oxigênio (DQO) superior a 30.000 mg.L⁻¹, a água residuária de suinocultura, quando lançada em corpos d'água, proporciona redução da quantidade de oxigênio nela dissolvido (SCHERER et al., 1995).

2.3. Processos biológicos de tratamento

A maioria dos fenômenos de depuração dos dejetos está ligada à atividade de organismos vivos, sendo então chamados de processos biológicos ou bioquímicos (IMHOFF, 1986). Os processos biológicos são os que dependem da ação de microrganismos. Procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os processos biológicos de tratamento de efluentes fundamentam-se na capacidade que os microrganismos envolvidos têm em tratar a matéria sólida em suspensão coloidal e/ou dissolvida, isto é, os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em substâncias que podem ser removidas do sistema de tratamento (lodo biológico, água e gases). A aplicabilidade de tais processos pode ser avaliada pelo conhecimento de algumas características químicas do despejo. A concentração dos despejos em termos de sólidos biodegradáveis é de fundamental importância e pode ser estimada a partir dos testes de DBO e DQO. Seja o processo utilizado aeróbio ou anaeróbio, a capacidade de utilização dos compostos orgânicos depende da atividade microbiana da biomassa presente no sistema de tratamento (COSTA et al., 1995; CHERNICHARO, 1997).

Dependendo da natureza do acceptor de elétrons, os processos biológicos podem ser divididos em aeróbios ou anaeróbios. Nos aeróbios, que levam à formação de CO_2 e H_2O , o acceptor de elétrons é oxigênio molecular. Nos anaeróbios, que degradam à CO_2 e CH_4 o oxigênio molecular está ausente, sendo que algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons (ex. NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2) (FREIRE et al., 2000).

Vários sistemas de tratamento biológicos foram desenvolvidos no início do século XX, dentre eles destacam-se os tanques sépticos e o tanque de Imhoff. Com o passar do tempo, esses sistemas perderam espaço para o tratamento aeróbio (Van HAANDEL e LETINGA, 1994).

Nos sistemas aeróbios, cerca de 40 a 50% da matéria orgânica sofre degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO_2 . Ocorre incorporação de 50 a 60% da matéria orgânica na forma de biomassa microbiana, constituindo-se o lodo excedente do sistema. O material não-degradado totaliza 5 a 10% (CHERNICHARO, 1997). Os sistemas de tratamento mais utilizados são as lagoas aeradas e os sistemas de lodo ativado. Geralmente são considerados sistemas muito eficientes na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patogênicos e, por isso, não há necessidade de implantação de sistema de tratamento terciário (von SPERLING, 1996).

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que 70 a 90% do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertido em biogás. Apenas 5 a 15% do material

orgânico é convertido em biomassa microbiana, constituindo-se o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se concentrado e com melhores características de desidratação. O material não-degradado pelo sistema totaliza 10 a 30% (CHERNICHARO, 1997).

2.4. Sistemas anaeróbios de tratamento

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, e o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis (CHERNICHARO, 1997).

Se o efluente for concentrado, o processo anaeróbio pode competir com o processo aeróbio, contando que este esteja disponível à temperatura relativamente alta e que seja caracterizado por alta degradabilidade (DI BERARDINO et al., 2000).

O emprego da tecnologia tem crescido na América Latina, principalmente no Brasil, tanto em número quanto em volume de biodigestores, constituindo importante contribuição ao desenvolvimento desta tecnologia, o que se deve principalmente às condições climáticas favoráveis (BORZACCONI et al., 1995).

O processo de estabilização anaeróbia oferece algumas vantagens, incluindo elevado grau de conversão da matéria orgânica em produtos finais, baixa produção de lodo ou sólidos biológicos, destruição de microrganismos patogênicos, produção de biofertilizantes e geração de gases com elevada concentração de metano (MASSEY e POHLAND, 1978, ZOETEMEYER et al., 1982; GHOSH et al., 1985, HICKEY e SWITZENBAUM, 1991; MARCHAIM e KRAUSE, 1993). Essas características, fazem com que o processo anaeróbio não seja encarado apenas como eficiente meio para tratamento de resíduos, mas também como alternativa energética, pois a quantidade de combustível gerado poderá suplementar a energia necessária à planta de processamento (LACERDA, 1991).

A digestão anaeróbia tem sido bastante aplicada no tratamento de efluentes de indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas, tanto em países desenvolvidos como nos em desenvolvimento. É uma tecnologia bastante atrativa para o tratamento de efluentes de agroindústrias em razão de seu balanço de custo favorável, produção de energia, baixo

requerimento operacional e sua capacidade de tratar efluentes produzidos sazonalmente (BELLO-MENDOZA e CASTILLO-RIVERA, 1998).

2.5. Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia é um processo microbiológico de estágio múltiplo, por meio do qual a maioria dos resíduos orgânicos, na ausência de oxigênio, pode ser biologicamente convertida em metano e outros produtos. Pode ser utilizado como opção no tratamento de resíduos sólidos e líquidos, para redução do poder poluente e riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, tendo, ao mesmo tempo, como subprodutos desse processo, o biogás e biofertilizante mais estáveis, mais ricos em nutrientes assimiláveis e com melhores condições sanitárias em relação ao material original, que têm várias aplicações práticas nas propriedades rurais (CASTRO e CORTEZ, 1998; KNOL et al., 1978; LASTELLA et al., 2000; LUCAS JUNIOR, 1994).

O processo se desenvolve em diferentes estádios de interações entre microrganismos e substratos. ZEIKUS (1980) propôs a seguinte distinção metabólica das populações microbianas na digestão anaeróbia:

- Bactérias hidrolíticas, fermentam grande variedade de moléculas orgânicas complexas (por exemplo, polissacarídeos, lipídeos e proteínas) em amplo espectro de produtos finais (por exemplo, ácido acético, H_2/CO_2 , compostos de um carbono e ácidos orgânicos maiores que ácido acético e compostos neutros maiores que metanol);
- Bactérias acetogênicas, produtoras de hidrogênio, incluem espécies facultativas e estritamente anaeróbias que fermentam ácidos voláteis maiores que o acético (por exemplo, butirato e propionato) e compostos neutros maiores que o metanol (por exemplo, etanol, propanol) a hidrogênio e acetato;
- Bactérias homoacetogênicas, que podem fermentar amplo espectro de compostos constituídos por carbono, transformando-os em ácido acético;

- Bactérias metanogênicas, que fermentam H_2/CO_2 , compostos constituídos por carbono (por exemplo, metanol, CO, metalanina) e acetato que são transformados em metano.

Na Figura 1, está representado o esquema da biodigestão anaeróbia, proposto por CHERNICHARO (1997).

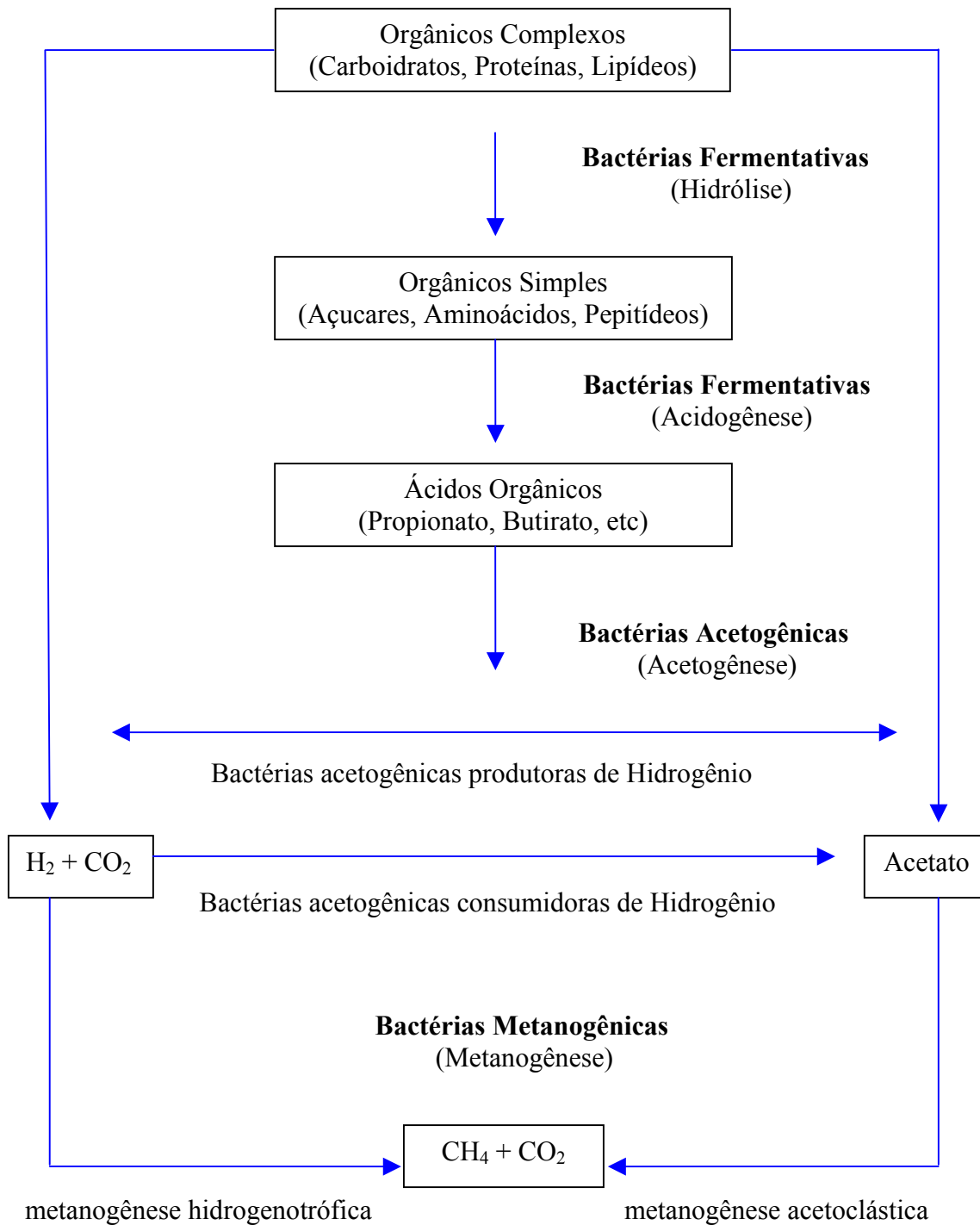


Figura 1. Seqüência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia, segundo CHERNICHARO (1997).

Desde o início da degradação da matéria orgânica complexa até os produtos finais (principalmente CH₄ e CO₂), existe uma sintonia entre as várias espécies de bactérias, atuando seqüencial e simultaneamente, ou seja, os produtos de degradação são os substratos para uma etapa seguinte. É importante ressaltar que as diversas reações ocorrem concomitantemente e em situação de equilíbrio (GUIMARÃES e NOUR, 2001).

Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é conseguida por meio da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros usualmente ocorre de forma lenta, sendo vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (LETTINGA et al., 1996).

Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, os quais são, então, excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são os principais produtos dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas (CHERNICHARO, 1997).

A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As primeiras constituem uma espécie anaeróbia que forma esporos, podendo, dessa forma, sobreviver em ambientes totalmente adversos. As *Bacteroids* encontram-se comumente presentes nos tratos digestivos, participando da degradação de açúcares e aminoácidos. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias anaeróbias estritas devem ser protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (van HAANDEL e LETTINGA, 1994; LETTINGA et al., 1996).

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato (CHERNICHARO, 1997).

Durante a formação dos ácidos acético a propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. Há porém duas maneiras pelas quais o hidrogênio é consumido no meio: i) através das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano; a ii) por meio da formação de ácidos orgânicos, tais como propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético (CHERNICHARO, 1997).

De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais posteriormente são decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas (CHERNICHARO, 1997).

A metanogênese pode ocorrer por dois caminhos. O primeiro caminho é o processo oxidativo da metanogênese hidrogenotrófica (produção de metano a partir do hidrogênio), na qual o dióxido de carbono atua como aceptor de elétrons, sendo reduzido a metano. Este caminho é menos importante em termos de conversão global, mas pode ser realizado por praticamente todas as bactérias metanogênicas. A segunda é a da metanogênese acetotrófica (produção de metano a partir de acetato), em que o carbono orgânico, na forma de acetato (ácido acético) é convertido em metano (von SPERLING, 1996).

A digestão anaeróbia requer interação das bactérias fermentativas e metanogênicas. Da mesma forma, o sucesso do processo depende de um balanço delicado do sistema ecológico. Atenção especial deve ser dispensada às bactérias metanogênicas, consideradas mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais (CHERNICHARO, 1997).

2.5.1. Biogás

O termo biogás é utilizado para denominar o gás gerado a partir da degradação biológica anaeróbia da matéria orgânica.

A coleta de um gás combustível obtido em um processo biológico foi primeiramente documentado na Inglaterra em 1895, em um sistema de tratamento dos sólidos do esgoto municipal (METCALF e EDDY, 1979). O processo de biodigestão anaeróbia do estrume de bovinos e outros resíduos do meio rural em pequenos biodigestores foi estudado na Índia em 1941 (MAZUMDAR, 1982) e, desde então, o processo tem sido aplicado no tratamento de uma série de resíduos de origem industrial, agropecuária e municipal.

As fontes de energia renovável, como alternativa à utilização de combustíveis fósseis no Brasil, tiveram o primeiro impulso a partir da crise de petróleo ocorrida na década de 70, quando os custos do barril se elevaram acentuadamente (REZENDE et al., 1998).

Sem deixar de lado a grande contribuição ambiental do tratamento de esgotos, tem-se destacado no processo da biodigestão a produção de um combustível alternativo (biogás), principalmente nesses tempos de crise energética que vem atravessando o Brasil, no qual busca-se utilizar toda energia produzida a baixo custo e passível de ser aproveitada para geração de eletricidade (AVELLAR et al., 2002).

A composição global do biogás produzido durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições ambientais presentes no biodigestor. Esta composição muda rapidamente durante o período inicial de partida do sistema e também quando o processo de digestão é inibido. Para biodigestores operando de maneira estável, a proporção de gás carbônico em relação ao metano pode variar substancialmente, dependendo das características do composto orgânico a ser degradado. No processo de digestão de esgoto doméstico as proporções típicas de metano e dióxido de carbono no biogás são: CH₄: 70 a 80%; CO₂: 20 a 30% (CHERNICHARO, 1997).

ROSS et al. (1996) citam que o metano puro, nas condições normais de temperatura e pressão, possui poder calorífico inferior, de aproximadamente, 8.116 kcal.m⁻³. O biogás

com 65 % de metano tem poder calorífico de aproximadamente $5.339 \text{ kcal.m}^{-3}$, uma vez que apenas a porção de metano irá queimar. Comparativamente 1 m^3 de biogás com 65% de metano equivale a $0,6 \text{ m}^3$ de gás natural; 0,882 litros de propano; 0,789 litros de butano; 0,628 litros de gasolina; 0,575 litros de óleo combustível; 0,455 kg de carvão betuminoso ou 1,602 kg de lenha seca.

Em virtude das suas características de fácil obtenção e transporte o biogás pode ser queimado diretamente em queimadores estacionários não necessitando de purificação e armazenagem, o que viabiliza sua utilização em equipamentos rurais e urbanos, após simples adaptações (SANTOS, 2001).

NASCIMENTO e LUCAS JUNIOR (1995) encontraram a produção de biogás na biodigestão anaeróbia de estrume de suínos com cinco tempos de retenção hidráulica, de $0,0863 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para TRH de 50 dias, $0,1152 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para TRH de 30 dias, $0,1145 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para TRH de 20 dias, $0,1152 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para TRH de 15 dias, $0,0931 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para TRH de 10 dias.

MOLLER et al. (2003) estudando a produtividade de metano em vários tipos de dejetos, encontrou a produção de (356 L.kg^{-1} de SV) para dejetos de leitões, (275 L.kg^{-1} de SV) de porcas e (148 L.kg^{-1} de SV) de bovinos de leite.

O potencial de produção de biogás, para biodigestores submetidos à temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ foi encontrado por SOUZA (2001) em, $0,136 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para cada kg de dejetos de suíno e $0,67 \text{ m}^3.\text{kg}^{-1}$ para kg de sólidos totais removidos.

2.5.2. Biofertilizante

Segundo KONZEN (1997), a utilização dos dejetos suínos numa propriedade agrícola permite o desenvolvimento de sistemas integrados de produção que podem corresponder a um somatório de alternativas produtivas que diversificam as fontes de renda, promovendo maior estabilidade econômica e social.

Os dejetos corretamente aplicados ao solo são, comprovadamente, excelentes adubos e notáveis melhoradores das terras, sendo, por isso, aproveitado dessa forma no

Brasil e no mundo. Fala-se que o solo no continente europeu estaria saturado de matéria orgânica, mas absolutamente não é o caso da América do Sul e nem do Brasil. Portanto, não há oposição entre produção de suínos e a preservação do meio ambiente (MARQUES, 2001).

A preservação do meio ambiente não se opõe à produção de suínos que, com manejo adequado, sobretudo com técnicas que incorporem ao solo toda a rica matéria para adubação contida nos dejetos dos suínos, as terras se enriquecem, melhoram significativamente sua cobertura vegetal, sendo os dejetos, como é de conhecimento comum, um importante componente para produção de grãos, destacadamente a produção de milho (MARQUES, 2001).

O tratamento de resíduos orgânicos em biodigestores anaeróbios, além de fornecer o biogás, fornece também o biofertilizante que é rico em nutrientes e com número bastante reduzido de microrganismos patogênicos (XAVIER et al., 2002).

A produção de biofertilizante, após a realização da digestão anaeróbia em biodigestores, é ressaltada como um dos meios mais adequados de tratamento de efluentes com alta concentração de material orgânico e com possibilidades de utilização na produção agrícola, complementando fertilizantes minerais (YANG e NAGANO, 1985; BALASUBRAMANIAM e BAI, 1996).

O adubo ou biofertilizante, resultante da fermentação, contém 1,5% de nitrogênio contra 0,753% do esterco natural e é 13% mais efetivo do que os compostos orgânicos empregados nas culturas. Em K_2O total, o biofertilizante contém 0,70% contra 0,40% do esterco.

A produção de suínos, enquanto grande produtora de dejetos, que é adubo, que é enriquecedora do solo, colabora e melhora a preservação do meio ambiente (MARQUES 2001).

2.5.3. Uso de Inóculo

O início de operação de um biodigestor constitui um aspecto crucial na determinação do sucesso no tratamento de resíduos. O ponto chave na partida do processo está relacionado com a existência de uma população microbiana adaptada ao resíduo em questão, que pode ser suprida por microrganismos presentes no próprio resíduo, ou pode ser introduzida no biodigestor através da utilização de inóculo (STEIL, 2001).

A utilização de inóculo em biodigestores operados com resíduos de frango de corte, resultou em aumento do potencial e antecipação da produção de biogás, independente do teor de sólidos totais (LUCAS JUNIOR, 1994). TORRES CASTILHO et al. (1995) observaram melhor desempenho de biodigestores com a utilização de dejetos de bovinos e de suínos como inóculo.

STEIL et al. (2002), avaliando do uso de inóculo na digestão anaeróbia, concluíram que a biodigestão de substratos de suínos tem melhor desempenho com a utilização de inóculo na proporção de 15% do volume total do substrato.

Segundo MIGUELI (1989), o uso de inóculo não somente antecipa o pico de produção de biogás como pode aumentar o potencial efetivo da biomassa. Por outro lado, uma baixa eficiência do inóculo poderá influir negativamente na produção de biogás, uma vez que ocupará um volume que poderia ser preenchido pelo substrato a ser tratado.

2.6. Fatores de Interferência no Processo de Biodigestão Anaeróbia

A operação de um biodigestor está ligada à seqüência bioquímica das transformações metabólicas do processo, bem como de uma série de fatores que interferem no processo, entre os quais, temperatura, pH, concentrações de sólidos e composição do substrato (XAVIER et al., 2002).

O início da operação de um biodigestor está intimamente ligado à seqüência das transformações metabólicas do processo de biodigestão anaeróbia, que é uma fermentação lenta, implicando na ocorrência de um intervalo de tempo, às vezes muito longo, até que

atinja a estabilidade de funcionamento, isto é, equilíbrio harmônico entre seus diferentes estágios (LUCAS JUNIOR, 1994)

A partida de um biodigestor é tarefa de fundamental importância, haja visto que, se esse processo for mal conduzido, o êxito de funcionamento do reator será prejudicado ou mesmo frustrado (NASCIMENTO, 1995).

O carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P necessária para a degradação da matéria orgânica presente depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI et al., 1999). O enxofre é também considerado um dos nutrientes necessários à metanogênese e evidências preliminares apontam para um elevado requerimento de sulfetos desses microrganismos (SPEECE, 1983).

De acordo com LETINGA et al. (1996), o efeito do pH sobre o processo anaeróbio se manifesta diretamente afetando a atividade de enzimas, como é o caso da alteração de suas estruturas protéicas, que pode ocorrer de maneira drástica como resultado de mudanças no pH.

Dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997). Sendo assim, a temperatura do substrato exerce influência sobre a velocidade do processo de biodigestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos (LUCAS JUNIOR, 1994).

Três faixas de temperatura podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos (LETTINGA et al., 1996):

- faixa psicrófila: entre 0 e aproximadamente 20 °C;
- faixa mesófila: entre 20 e aproximadamente 45 °C;
- faixa termófila: entre 45 e 70 °C, e acima.

A formação microbiana do metano pode ocorrer numa faixa bastante ampla de temperatura (0° a 97 °C). Dois níveis ótimos de temperatura tem sido associados à digestão

anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35 °C) e o outro na faixa termófila (50 a 55 °C). A maioria dos biodigestores anaeróbios tem sido projetados na faixa mesófila, embora também seja possível a operação destes na faixa termófila. Entretanto, a experiência da operação de digestões anaeróbios nesta faixa não tem sido totalmente satisfatória, existindo ainda muitas questões a serem esclarecidas, dentre elas, se os benefícios advindos superam as desvantagens, incluindo o suplemento de energia necessário para aquecer os digestores, a má qualidade do sobrenadante e a instabilidade do processo (CHERNICHARO, 1997).

As várias experiências já realizadas na área de biodigestão anaeróbia indicam uma correlação entre a produtividade do processo e a faixa de temperatura de operação. Sendo o processo eminentemente biológico, os microrganismos participantes devem ser então adaptados ao meio (LUCAS JUNIOR et al., 1997).

Segundo AHN e FORSTER (2002), os organismos termofílicos suportam melhor os efeitos da variação de temperatura em relação aos microrganismos mesofílicos. CASTRO e CORTEZ (1998), estudando a influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino, concluíram que a faixa de temperatura mesofílica (de 30 °C a 40 °C) mostrou-se a mais favorável, não só em relação à produção de biogás, como também em relação à eficiência na degradação de sólidos do esterco bovino.

SOUZA (2001) avaliou a eficiência da digestão anaeróbia no tratamento de resíduos de suínos em terminação, estudando as temperaturas de 25, 35 e 40°C, sob efeito ou não de agitação, com tempos de retenção hidráulica de 30, 25, 15 e 10 dias. Concluiu que o melhor desempenho geral foi verificado na temperatura de 35 °C e, se o objetivo for saneamento, deve-se considerar o emprego de tempos de retenção hidráulica maiores.

SOUZA et al. (2002), avaliando a partida de biodigestores de bancada, alimentados com dejetos de suíno, com 6 dag.L⁻¹ de sólidos totais, submetidos a três temperaturas diferentes (25, 35 e 40 °C) e agitação do substrato, concluíram que as temperaturas de 35 e 40 °C favoreceram a partida dos biodigestores, pois resultaram em maior produção acumulada de biogás.

MASSÉ e MASSE (2001), estudando o efeito das temperaturas de 20° C, 25 °C e 30 °C no tratamento de águas residuárias de abatedouro em biodigestor anaeróbio

seqüencial, concluíram que a produção de metano decai quando o biodigestor é operado na temperatura de 20° C.

Mudanças na temperatura, aumentos ou diminuição, podem afetar o desempenho da digestão adversamente (PARKIN e OWEN, 1986). Uma das causas de mudança súbita da temperatura é um aumento simultâneo na concentração de todos os ácidos graxos voláteis, especialmente nos acético e ácidos de propiônico (DOHANYOS et al., 1985). A extensão do impacto depende de fatores como a magnitude da mudança de temperatura aplicada, o tempo de exposição e a composição bacteriana do substrato (VAN LIER et al., 1990); VAN LIER et al., 1996) e VISSER et al., 1993).

Segundo MASSÉ et al. (2003), o desempenho do biodigestor anaeróbio diminui significativamente quando a temperatura operacional cai de 20° C para 10° C.

Em fazendas, bioreatores podem ser sujeitos a flutuações de temperatura, devido a grandes variações na temperatura do ar ambiente (MASSÉ et al., 2003). Sendo assim, é necessário o aquecimento do substrato em digestão, para uma maior uniformidade na temperatura do substrato e conseqüentemente maior eficiência do biodigestor.

O aquecimento interno pode ser feito por meio da circulação de água em trocador de calor. Monitorando-se a temperatura para que a água não ultrapasse 54,4°C, prediz-se a formação de incrustações do conteúdo do digestor na tubulação (BENINCASA et al., 1991).

Ao se utilizar sistemas de aquecimento num biodigestor, deve-se fazer uma análise de quantidade de energia para elevar-se a temperatura do substrato e a quantidade de gás produzida como resultado dessa elevação de temperatura. Caso o incremento na produção de biogás seja inferior, igual ou levemente inferior à energia gasta no processo, o sistema de aquecimento torna-se inviável (ENERGIAHP, 2003).

AXAOPOULOS e PANAGAKIS (2003), visando obter condições de conforto térmico para leitões em maternidade suinícolas, avaliaram possibilidade de aquecimento feito por biodigestores anaeróbio integrado à aquecimento solar, como apresentado na Figura 2, e concluíram que o sistema pode ser econômico, com alta taxa de utilização do biogás produzido.

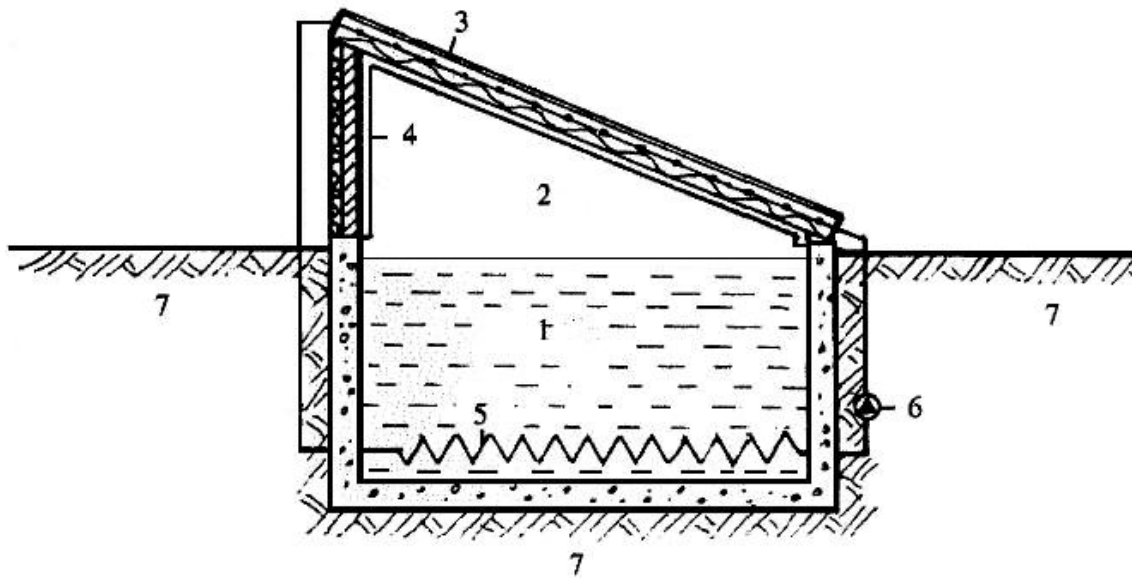


Figura 2. Esquema do biodigestor anaeróbico solar. 1. Dejetos, 2. Gasômetro, 3. Coletor solar, 4. Camada plástica, 5. Trocador de calor, 6. Bomba, 7. Piso (AXAOPOULOS e PANAGAKIS, 2003).

ALKHAMIS et al. (2000), avaliaram o aquecimento de um biodigestor, obtido por meio de um trocador de calor confeccionado com cobre e inserido no interior do substrato. O fluido de aquecimento foi a água e a energia utilizada foi a solar, conforme ilustrado na Figura 3. A eficiência teórica encontrada no sistema foi de 61%, indicando viabilidade de utilização do mesmo.

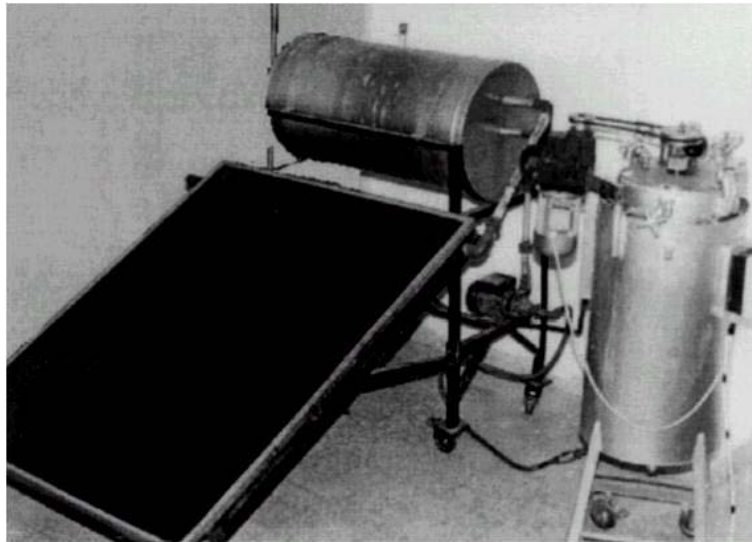


Figura 3. Sistema de biodigestão com aquecimento do substrato via energia solar (ALKHAMIS et al., 2000).

2.7. Transferência de calor no biodigestor

A geração de biogás no interior de um biodigestor é um processo termodinâmico, no qual o balanço de energia deve ser considerado (SOUZA, 2001). A perda total de calor da superfície de interface dos dejetos para os envoltórios do biodigestor, no espaço onde se acumula o biogás produzido, ocorre por processos de condução, convecção e radiação (AXAOPOULOS et al., 2001).

Para manter a temperatura uniforme e garantir a continuidade do processo, em muitas situações é necessário o emprego de sistemas de aquecimento. Um dos sistemas de aquecimento consta de um trocador de calor por onde circula água aquecida. Por meio de processos de transferência de calor, o substrato é aquecido até a temperatura desejada e adequada para a produção do biogás.

O calor gerado pelo sistema de aquecimento, Q_{sa} ($\text{kJ}\cdot\text{s}^{-1}$), pode ser calculado pela equação 1.

$$Q_{sa} = \dot{m} c_{pa} (t_2 - t_1) \times \eta \quad (1)$$

em que,

\dot{m} = Vazão do fluido de aquecimento, $\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$;
 c_{pa} = Calor específico do fluido de aquecimento, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$;
 t_1 = Temperatura inicial do afluente, $^{\circ}\text{C}$;
 t_2 = Temperatura imposta ao substrato, $^{\circ}\text{C}$;
 η = Eficiência.

O calor necessário para aquecimento do afluente à temperatura adequada para a produção do biogás pode ser estimado, considerando-se a temperatura inicial do afluente, usando-se a equação 2 (INCROPERA e DEWITT, 1981).

$$Q = c_p m_a (t_2 - t_1) \quad (2)$$

em que,

Q = Energia requerida para aquecimento do afluente, kJ ;
 c_p = Calor específico do dejetto. $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$;
 m_a = Massa do afluente, kg ;
 t_1 = Temperatura inicial do afluente;
 t_2 = Temperatura imposta ao substrato.

Para estimar o calor específico do afluente, considerando a concentração de sólidos totais no afluente, LO e LIAO (1985) indicaram a utilização da equação 3.

$$c_p = 4,19 - 0,00275 \times \text{ST} \quad (3)$$

em que,

ST = Concentração de sólidos totais do afluente, $\text{dag}\cdot\text{L}^{-1}$.

O calor necessário para manter constante a temperatura no interior do biodigestor é igual ao fluxo de calor radial através das superfícies externas. O fluxo de calor radial, considerando-se biodigestor construído em alvenaria de tijolos, pode ser calculado conforme indicado por RIVERO (1986) e BAËTA e SOUZA (1997), por meio das equações 4 e 5, que levam em conta o material de confecção do biodigestor e respectiva espessura.

$$Q_w = \frac{A(t_i - t_e)}{R} \quad (4)$$

$$R = \frac{2e_1}{k_1} + \frac{e_2}{k_2} \quad (5)$$

em que,

Q_w = Fluxo de calor através das superfícies do biodigestor, W;
 A = Área da superfície lateral do biodigestor ($\pi.D_i.H$), m^2 ;
 D = Diâmetro externo do biodigestor, m;
 H = Altura do biodigestor, m.
 R = Resistência térmica do material, $m^2 \cdot ^\circ C \cdot W^{-1}$;
 t_i = Temperatura interna média, $^\circ C$;
 t_e = Temperatura média do meio externo, $^\circ C$;
 e_1 = Espessura da argamassa de revestimento, m;
 e_2 = Espessura da parede de tijolos maciços, m;
 k_1 = Condutividade térmica da argamassa, $W \cdot m^{-1} \cdot m^{-2} \cdot ^\circ C^{-1}$; e
 k_2 = Condutividade térmica da parede de tijolos maciços, $W \cdot m^{-1} \cdot m^{-2} \cdot ^\circ C^{-1}$.

2.8. Modelo de aquecimento

Para SOUZA (2001), em simulação, a manutenção da temperatura do substrato foi garantida por um sistema de aquecimento idealizado com um trocador de calor, de fluxo contínuo, feito em forma de espiral, conduzindo água com velocidade de $2,7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e vazão de $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, aquecida com utilização de parte do biogás produzido. O aquecimento simulado foi indireto, utilizando-se reservatório de água aquecida, conectado ao biodigestor pela tubulação da serpentina.

De acordo com SILVA et al. (1994), que trabalharam desenvolvendo um aquecedor por acumulação, para elevar a temperatura de 75 L de água em um gradiente de $36,7 \text{ }^\circ C$, consome-se $0,796 \text{ m}^3$ de biogás, no tempo de 72 minutos (1,2 h). Admitindo aquecimento ao longo de 24 horas, foi calculado o volume de biogás consumido para aquecimento da água.

Conforme recomendação feita por SOUZA (2001), o saldo entre a produção estimada e a usada no aquecimento do substrato, nas condições previstas no projeto, para cada temperatura estudada, poderia ser utilizados, por exemplo, no sistema de aquecimento de leitões na maternidade ou mesmo em equipamentos como campânulas, motores, fogões, chuveiros etc.

Segundo a simulação do referido autor com a temperatura de $36 \text{ }^\circ C$, produz-se maior excedente de biogás por dia, com diferença a mais para a temperatura de substrato

em 40 °C, o que indica a viabilidade de aumentar ou não a temperatura para aquecimento do sistema. Entre 35 a 37 °C, a variação na produção líquida de biogás é mínima, e, dessa forma, pode se inferir que pequenas falhas no sistema de aquecimento não comprometerão o funcionamento e o desempenho do biodigestor, o que é muito relevante para o produtor (SOUZA, 2001).

SOUZA (2001) também observou, ainda, que o percentual de energia usada no aquecimento do substrato é muito alto, sendo possível melhorar em muito a eficiência do sistema, de forma que a produção líquida de biogás seja utilizada simultaneamente para outros fins.

SOUZA (2001) observou que, considerando a produção líquida de metano do biodigestor, para atender a 10 animais, não há condições para que se utilize um sistema de aquecimento do substrato, como o que foi idealizado para esse tamanho de rebanho. Para o rebanho de 50 animais, já ocorre excedente de biogás para aquecimento até 29 °C, com o sistema idealizado; para 100 animais, até 37 °C, e para 1.000 animais, foi possível aquecer até 40 °C, com folga no excedente de biogás. Para 100 animais, a produção líquida de biogás foi máxima na temperatura de 29 °C e para 1000 animais, na de 36 °C.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida na Área Experimental de Energia na Agricultura do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, cidade cujas coordenadas geográficas são: latitude de 20° 45' 45" S, longitude de 42° 52' 04" W e altitude de 657 m. A caracterização dos resíduos foi feita no Laboratório de Qualidade da Água do mesmo Departamento.

3.1 O experimento

Foi estudado o aquecimento do substrato em biodigestor anaeróbio, pela queima de biogás.

Foram utilizados no experimento dejetos sólidos, provenientes da Granja de Suínos do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa.

Para o estudo, foram projetados e construídos os sistemas: de digestão (reator, caixa de carga e caixa de descarga), de aquecimento do substrato, de obtenção da temperatura e de coleta e armazenamento do biogás.

A coleta de dados abrangeu o período de 07 de outubro de 2003 a 06 de março de 2004 totalizando 151 dias, sendo os 121 primeiros dias do experimento referentes à fase de partida e os últimos 30 dias referentes à fase de operação contínua. De acordo com o proposto, considerou-se a média aproximada de 6 dag.L⁻¹ de sólidos totais no afluente, concentração considerada adequada a biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos.

3.2 Afluente

O esterco utilizado na carga do biodigestor, na fase de partida, foi coletado durante 12 dias consecutivos nas instalações da granja de suínos do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa, armazenado em 4 reservatórios com capacidade de 200 litros cada, para posterior transporte ao local onde foi construído o biodigestor, onde foi diluído até atingir o percentual de sólidos proposto para a digestão anaeróbia.

A coleta foi realizada antes da limpeza das baias, por meio de raspagem do esterco fresco contido no piso, o qual foi armazenado nos reservatórios de 200 litros de forma seqüencial, seqüência esta que era invertida no intervalo de quatro dias com o objetivo de garantir homogeneidade ao material. Na fase operação contínua o esterco foi raspado e transportado diariamente.

3.3 Sistema de Digestão

Um biodigestor, modelo Indiano, com o reator e o gasômetro dimensionados segundo recomendações de SOUZA (2001), operado com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 15 dias, tendo o volume útil de $2,2 \text{ m}^3$, dotado de parede divisória, construído em alvenaria de um tijolo maciço, de cerâmica, rejuntado com argamassa 1:3 (cimento e areia). O rebôco nas paredes foi feito com o mesmo traço. Optou-se por enterrar o biodigestor visando garantir maior controle das variações térmicas, conforme apresentado na Figura 4.



Figura 4. Vista externa do biodigestor modelo Indiano, caixa de carga e caixa descarga, componentes do sistema de biodigestão anaeróbia utilizado no experimento.

Na Figura 5 está representado o interior do biodigestor, composto por dois tanques, um sobre o outro, sendo o inferior de diâmetro de 1,22 m e 1,38 m de altura e o superior de diâmetro 1,42 m e 0,77 m de altura; uma parede divisória ao centro do tanque inferior com 1,38 m de altura e 0,25 m de espessura, na qual foi instalado o tubo guia, que associado a roldanas instaladas na parte externa superior do biodigestor, teve a finalidade de estabilizar o gasômetro, em canaletas afixadas na parte externa do mesmo.

O gasômetro foi dimensionado para armazenar $1,09 \text{ m}^3$ de biogás, e sua finalidade foi também permitir quantificar o biogás necessário para o aquecimento da água que circularia no trocador de calor. Foi confeccionado de chapa de metal preta nº 14, pintado para garantir maior resistência à corrosão e reforçado com cantoneiras.



Figura 5. Vista do interior do biodigestor, utilizado no experimento.

As caixas de carga e descarga foram ligadas ao interior do biodigestor por meio de tubos de PVC com diâmetro de 0,10 m, inclinados em 30° com relação às paredes do biodigestor. Sendo posicionadas as extremidades dos tubos ao nível das bases das caixas e a 0,30 m do nível inferior do biodigestor, como apresentado na Figura 6.



Figura 6. Vista do tubo de entrada no fundo da caixa de carga (A) e a 0,30 m do fundo do biodigestor (B).

O abastecimento foi feito com partes de inóculo correspondentes a 15% do volume total do biodigestor e 85% de água residuária de suinocultura, preparada como substrato com 6 dag.L⁻¹ de sólidos totais.

Para o carregamento inicial do biodigestor com 2.290 litros de afluente contendo 6 dag.L⁻¹ de sólidos, utilizou-se esterco fresco de suíno, cuja concentração de sólidos totais previamente determinada, foi de 16,6 dag.L⁻¹, e inóculo preparado, cuja concentração de sólidos totais, previamente determinada, foi de 5,02 dag.L⁻¹. Com tais valores chegou-se às proporções de cada constituinte do substrato, sendo 345 litros de inóculo, 720 litros de esterco fresco e 1.225 litros de água para diluição.

Na fase de operação contínua, o abastecimento foi feito com uma carga diária, com 153 litros de dejetos com 6 dag.L⁻¹ de sólidos totais, na temperatura ambiente, sendo a diluição feita com uma parte de dejetos frescos para duas de água. Esse volume é correspondente ao necessário para atender o tempo de retenção hidráulica utilizado de 15 dias.

3.3.1 Inóculo

Foi preparado o volume de inóculo para atender a capacidade de digestão do reator utilizado no experimento, isto é, volume de aproximadamente 345 litros. Para a obtenção do inóculo, foi incubado em reservatório enterrado, como apresentado na Figura 7, por um período de 215 dias, anterior ao da carga inicial, material de características semelhante ao do carregamento, sendo que no 125º dia houve adição de material “in natura”, para manter o processo bacteriano ativado até o dia do carregamento do biodigestor.



Figura 7. Detalhe do reservatório contendo o inóculo utilizado no experimento.

3.3.2 Sistema de aquecimento

Foi utilizado no sistema de aquecimento um trocador de calor em forma de espiral, confeccionado em mangueira de PVC cristal com diâmetro interno de $25,4 \text{ mm} \pm 0,2$ e espessura de $3,0 \text{ mm} \pm 0,2$. O trocador foi posicionado no interior do tanque inferior do biodigestor desde a superfície inferior até o final da parede divisória, conforme pode ser observado na Figura 8.



Figura 8. Vista interna do biodigestor indiano utilizado no experimento com detalhes da instalação do trocador de calor.

O trocador teve o comprimento de 29,9 m, sendo as tubulações de entrada e de saída do fluido de aquecimento semelhantes às do trocador de calor, com adição de material isolante nas partes expostas as condições ambiente, cujo objetivo foi minimizar perdas de calor.

O trocador foi conectado a um reservatório de água posicionado sobre a torre de aquecimento, onde ocorria a queima de parte do biogás produzido, para aquecimento da água utilizada como fonte de calor do trocador, o que pode ser visualizado na Figura 9.



Figura 9. Vista da tubulação condutora do fluido de aquecimento do substrato, com detalhe do reservatório sob o qual se processou a queima de parte do biogás.

Na Figura 10 estão mostrados mecanismos adaptados que compuseram o sistema de aquecimento. O queimador foi uma adaptação do controlador de chama de maçarico com o queimador de campânula, sendo o corta fogo, foi adaptado com uma vasilha plástica com lâmina de água, vedada com borracha de silicone.



Figura 10. Detalhe do queimador (A) adaptado para o aquecimento da água e do corta-fogo (dispositivo de segurança) (B), adotados no experimento.

O aquecimento proposto foi uma adaptação de SOUZA (2001) e consistiu do aquecimento da água no reservatório sobre a torre de aquecimento por durante duas horas ao dia, sendo uma hora das 6:00 às 7:00 horas e a outra das 18:00 às 19:00 horas, proporcionado pela queima de parte do biogás produzido, isto, durante a fase de operação contínua, enquanto que a fase de partida não teve nenhum tipo de aquecimento adicional.

O reservatório tinha ligação direta com o interior do trocador de calor, por meio do qual se processava o aquecimento do substrato por condução e convecção térmica.

3.4 Temperatura

A temperatura do substrato em digestão foi medida por meio de termometria, sendo as leituras feitas em um sistema de aquisição de dados composto por um módulo de medida e controle, modelo CR10X, e um multiplexador, modelo AM25T, marca Campbell, como está demonstrado na Figura 11.



Figura 11. Sistema de leitura de temperatura utilizado no experimento.

O sistema de aquisição de dados foi programado para armazenar os dados horários, com leituras de temperatura realizadas em intervalos regulares de 1 hora, utilizando como elemento sensor termopares de cobre-constantan soldados e isolados com borracha de silicone acético, previamente calibrados.

Foram instalados 12 sensores, sendo cada quatro posicionados a 0,62, a 1,00 e a 1,38 m em relação ao fundo do biodigestor, a 5 cm da superfície das respectivas paredes na qual foram instalados, divisória e externa, formando quatro linhas verticais com três sensores cada, conforme apresentado na Figura 12.

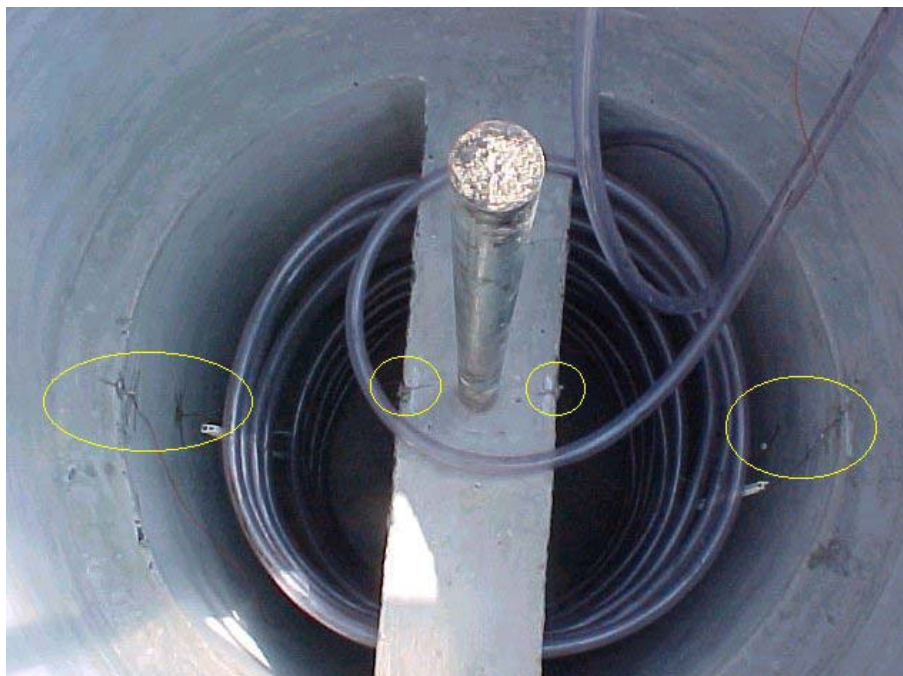


Figura 12. Posicionamento dos sensores de temperatura no interior do biodigestor.

Na Figura 13 estão representados os detalhes de instalação de outros dois sensores, um no interior do interior do gasômetro para medição da temperatura do biogás e outro no interior de um abrigo meteorológico, que foi instalado na área experimental para a medição da temperatura do ar ambiente.



Figura 13. Detalhes dos sensores de temperatura instalados no interior do gasômetro (A) e do abrigo meteorológico (B).

3.5 Produção de biogás

A produção do biogás foi determinada multiplicando-se a seção horizontal do gasômetro pelo seu deslocamento, sendo a mesma corrigida em função da temperatura e pressão.

O volume de biogás foi corrigido para as condições de 1 atm e 20 °C, de acordo com a metodologia empregada por CAETANO (1985), por meio da equação 6.

$$V_0 = P_1 V_1 T_1^{-1} P_0^{-1} T_0 \quad (6)$$

em que,

V_0 = Volume corrigido do biogás, m³;

P_0 = Pressão corrigida do biogás, 10.332,72 mm de coluna de H₂O;

T_0 = Temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

P_1 = Pressão do biogás no gasômetro, mm de coluna de H₂O;

V_1 = Volume do biogás nas condições de leitura, m³;

T_1 = Temperatura do biogás no instante da leitura, K.

Utilizou-se a pressão atmosférica média para Viçosa no período 9.381 mm de coluna de H₂O e a pressão média conferida ao gasômetro de 62 mm de coluna de H₂O, obteve-se, como resultado o fator 267,9077, que multiplicado pela razão $V_1 T_1^{-1}$ permitiu calcular o volume corrigido de biogás, segundo metodologia de CAETANO (1985).

Para medir o deslocamento foram instaladas nas laterais do gasômetro, três réguas graduadas como pode ser observado na Figura 14, defasadas de 120° entre si, objetivando a correção de algum possível desvio no deslocamento do gasômetro, sendo adotado como deslocamento real, a média das leituras feitas nessas três posições.

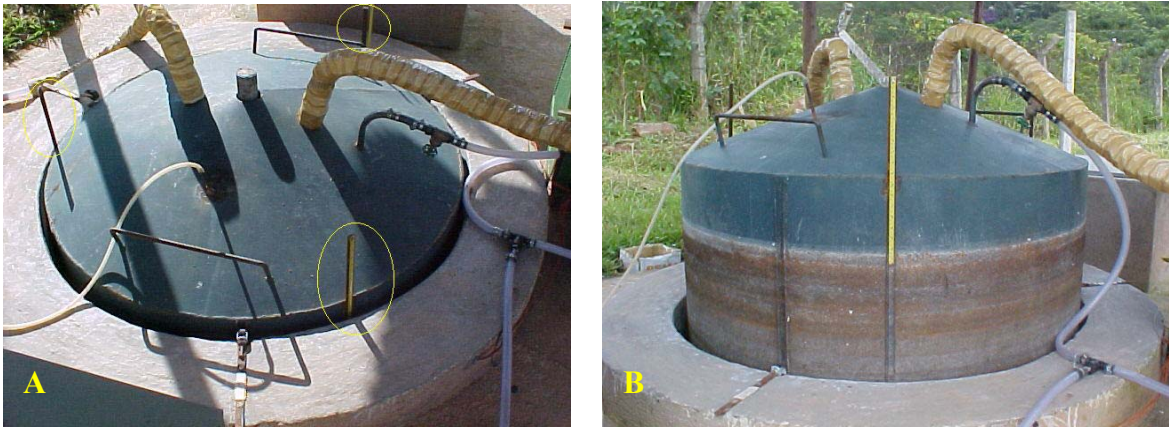


Figura 14. Detalhes das réguas graduadas afixadas nas laterais para medição do deslocamento do gasômetro.

A medida de pressão foi obtida por meio de manômetro vertical do fabricante DWYER modelo MM 400, com medidas em mm de coluna de H_2O e exatidão de 0,1 mm de coluna de H_2O , o qual era acoplado ao gasômetro no momento da leitura do deslocamento, por meio de mangueira ligada a uma torneira, conforme apresentado na Figura 15. Após a abertura da chave da torneira o biogás produzido forçava o deslocamento do fluido indicador, dando a leitura direta da pressão no interior do gasômetro.

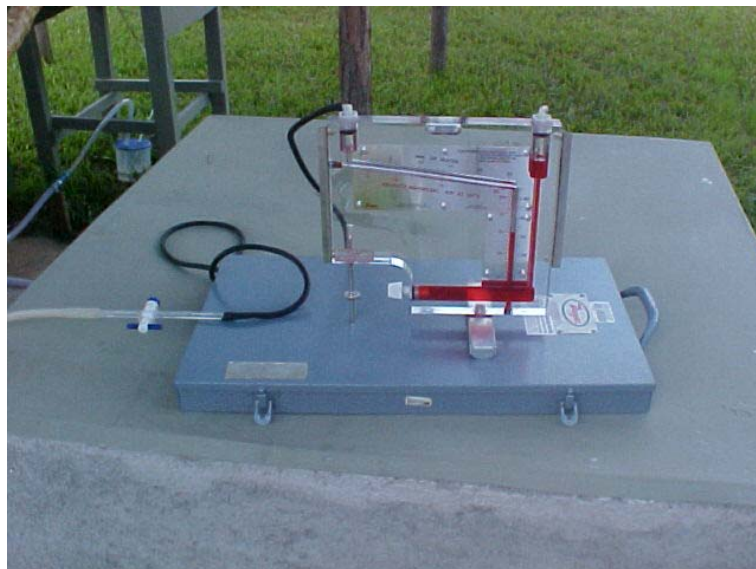


Figura 15. Manômetro usado para leitura da pressão do biogás no interior do gasômetro.

3.6 Obtenção dos Parâmetros Físicos e Bioquímicos

3.6.1 Sólidos

Na fase de operação contínua, que compreendeu os últimos 30 dias do experimento foi feita a análise da concentração de sólidos com base na metodologia APHA (1995).

Para isso, eram retiradas, diariamente, amostras do afluente e efluente de digestão, as quais seguiam imediatamente para análise.

Para determinação dos sólidos totais, levava-se o cadinho com a amostra de 100 mL do afluente e efluente de biodigestão à desidratação visual em banho-maria. Na seqüência, o material era colocado na estufa a 103-105 °C por 4 h, e posteriormente, no dessecador, onde permaneciam até atingir a temperatura ambiente e, por fim, a massa era determinada em balança de precisão.

A concentração de sólidos totais na amostra foi determinada, utilizando-se a equação 7.

$$ST = \frac{(M_s - M_r) \cdot 1000}{V_{am}} \quad (7)$$

em que,

ST = Sólidos Totais, mg.L⁻¹;

M_s = Massa da amostra seca a 103-105 °C + cadinho, mg;

M_r = Massa do cadinho, mg;

V_{am} = Volume da amostra, mL.

Para determinação dos sólidos fixos, os resíduos da secagem (103-105 °C), eram mantidos na mufla (550 – 600°C), por duas horas. Posteriormente, eram conduzidos ao dessecador, onde permaneciam até atingir a temperatura ambiente. Atingido o equilíbrio, determinava-se, em balança de precisão, a massa do cadinho com o resíduo remanescente (cinza).

A concentração de sólidos fixos na amostra foi determinada, utilizando-se a equação 8.

$$SF = \frac{(Mc - Mr) \cdot 1000}{V_{am}} \quad (8)$$

em que,

SF = Sólidos Fixos, mg.L⁻¹;

Mc = Massa da amostra seca a 550-600 °C + cadinho, mg;

Mr = Massa do cadinho, mg;

V_{am} = Volume da amostra, mL.

A determinação dos sólidos voláteis foi feita por meio de diferença entre os sólidos totais e os fixos, utilizando-se a equação 9.

$$SV = ST - SF \quad (9)$$

em que,

SV = Sólidos Voláteis, mg.L⁻¹;

ST = Sólidos Totais, mg.L⁻¹;

SF = Sólidos Fixos, mg.L⁻¹.

3.6.2 Demanda Bioquímica e Química de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram determinadas nos 26^o, 27^o e 29^o dias da fase de operação contínua, onde também foram analisadas amostras do afluente e efluente de digestão diariamente, imediatamente após serem retiradas as amostras.

Fez-se a determinação do OD por meio do método de titulação iodométrica, sendo calculada a concentração de OD para as amostras e o branco, utilizando a equação 10.

$$OD = (V_t \times M \times F \times 8.000) / V_a \quad (10)$$

em que,

OD = Concentração de oxigênio dissolvido, mg.L⁻¹;

V_t = Volume de tiosulfato de sódio gasto na titulação, mL;

M = Normalidade do tiosulfato de sódio mol_c.L⁻¹;

F = Fator de correção da solução de tiosulfato de sódio;

V_a = Volume de amostra, mL.

A DBO foi calculada usando a equação 11.

$$DBO_5 = [(OD_0 - OD_5)]/P \quad (11)$$

em que,

DBO_5 = Demanda Bioquímica de Oxigênio, $mg.L^{-1}$;

OD_0 = OD da amostra diluída imediatamente após o preparo, $mg.L^{-1}$;

OD_5 = OD da amostra diluída após 5 dias de incubação a 20 °C, $mg.L^{-1}$;

P = Fração decimal volumétrica da amostra usada.

E para a determinação da DQO utilizou-se a equação 12.

$$DQO = [(V_{gb} - V_{ga}) \times M_{FAS} \times F \times 8.000] / V_{am} \quad (12)$$

em que,

DQO = Demanda Química de Oxigênio, $mg.L^{-1}$;

V_{gb} = Volume de FAS gasto na titulação do branco, mL;

V_{ga} = Volume de FAS gasto na titulação da amostra, mL;

M_{FAS} = Molaridade da solução de SFA;

F = Fator de correção para o SFA;

V_{am} = Volume da amostra, mL.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Temperatura

O comportamento diário da temperatura do substrato, relacionado com as médias de temperaturas do ar ambiente com maior incidência no período, para a fase de partida está representado na Figura 16.

Temperaturas médias ambientais de 17 °C ocorreram, em vários dias seguidos, simultaneamente à passagem de frentes frias na região, o que proporcionou o abaixamento da temperatura de digestão, média diária, de 20,7 °C. Temperaturas ambientais médias de 18 °C proporcionaram a elevação da temperatura do substrato para valores aproximados de 23,8 °C, o que evidenciou a interferência das temperaturas ambientais elevadas que originaram tal média.

Verificou-se que para as temperaturas ambientais médias de 19 a 24 °C a temperatura do substrato se apresentou aproximadamente igual, em torno de 24,5 °C, possivelmente devido à influência das temperaturas do dia anterior ao dia mensurado, pois quando ocorreram tais temperaturas médias ambientais houve uma alternância nos valores médios dentro desta faixa.

Possivelmente, esta variação na temperatura do substrato no início de operação do biodigestor contribuiu de forma negativa ao processo de biodigestão, evidenciando ainda mais a necessidade do aquecimento do substrato, não apenas na fase de operação contínua bem como em toda a operação, pois segundo STEIL (2001) o início de operação de um

biodigestor constitui um aspecto crucial na determinação do sucesso no tratamento de resíduos.

Quando a temperatura diminui ocorre aumento no valor do pH, porque a concentração de DBO digerida diminui ocasionando uma queda na produção de CO₂ (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

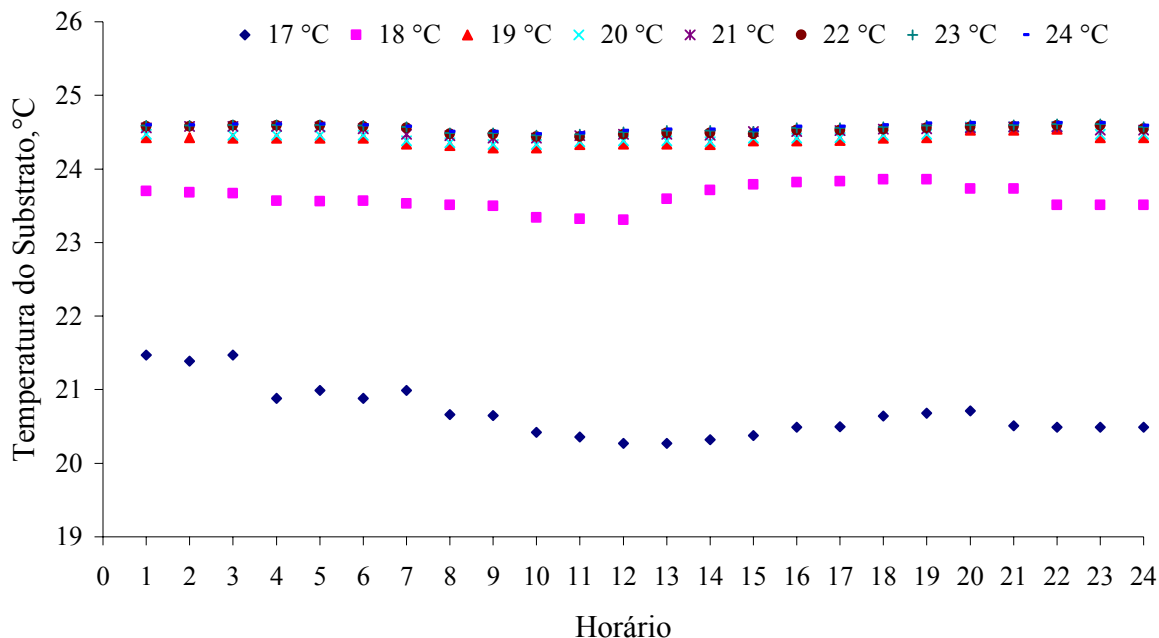


Figura 16. Comportamento diário da temperatura do substrato, relacionado com as médias de temperaturas do ar com maior incidência no período, para a fase de partida.

As curvas da variação diária das temperaturas estão apresentadas na Figura 17, onde pode ser observada a média ao longo do dia das temperaturas do substrato e do ar ambiente para fase de operação contínua.

A temperatura do ar ficou no intervalo de 18,2 °C, para temperatura mínima, e de 28,3 °C para temperatura máxima. Enquanto a temperatura do substrato permaneceu constante por volta dos 24,4 °C, temperatura esta muito abaixo da faixa de temperatura em que o processo de digestão é otimizado, que segundo CHERNICHARO (1997) é entre 30 a 35 °C. O fato da temperatura média diária do substrato ter sido mantida constante, mesmo

que abaixo da desejada, pode ser atribuído ao sistema de aquecimento utilizado durante a referida fase, que permitiu trocas de calor, por processos condutivos e convectivos, entre os meios envolvidos.

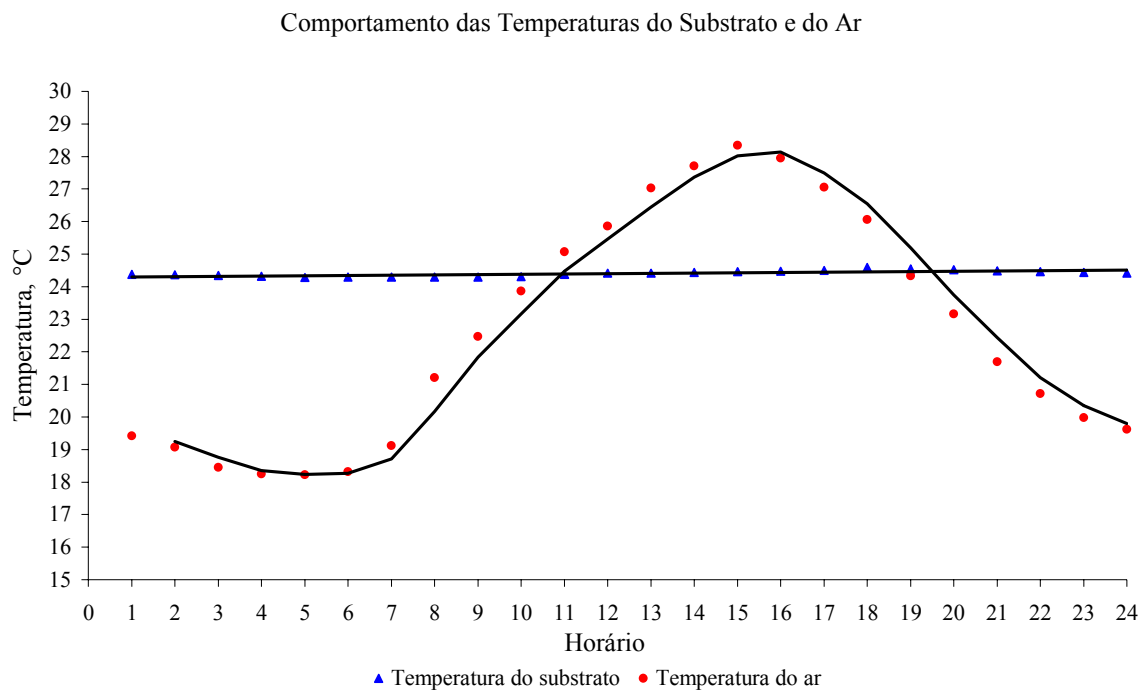


Figura 17. Comportamento diário da temperatura do substrato e do ar, na fase de operação contínua.

4.2 Produção de biogás

Os resultados da produção diária e produção acumulada de biogás para fase de partida estão apresentados na Figura 18 e 19, respectivamente.

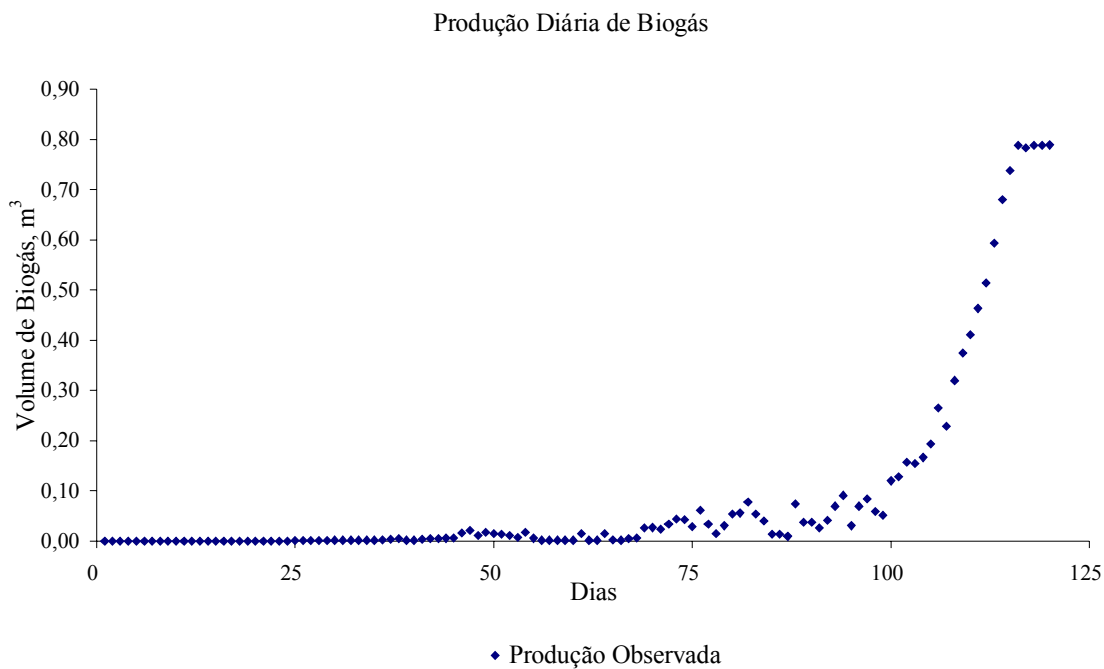


Figura 18. Produção diária de biogás, em m³, observada na fase de partida.

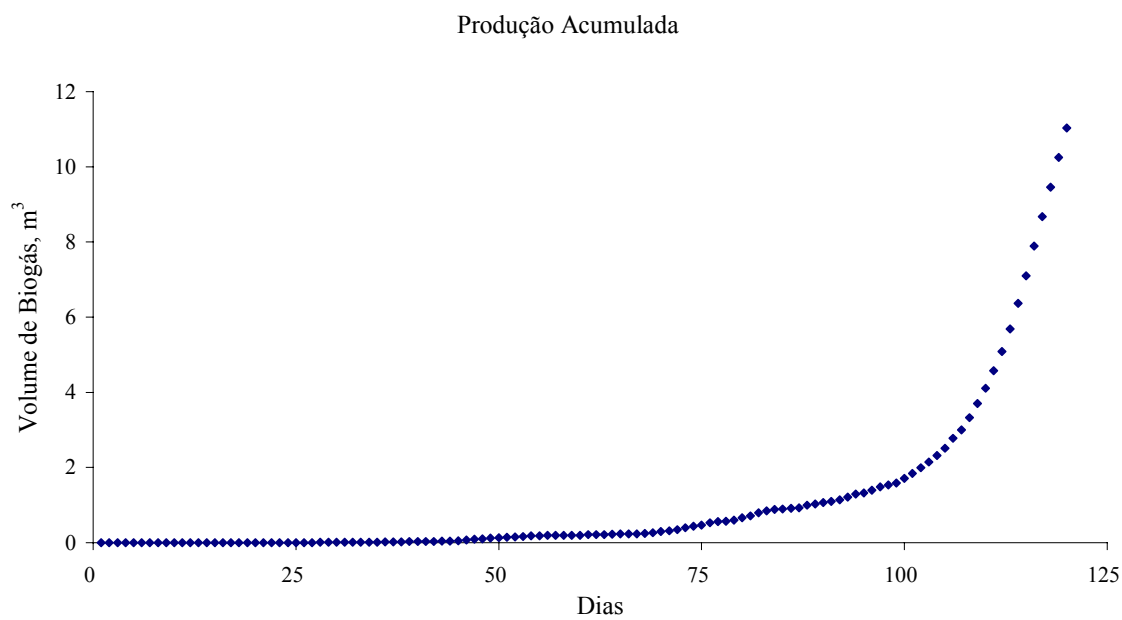


Figura 19. Produção acumulada de biogás, em m³, observada na fase de partida.

A produção de biogás, embora já ocorresse anteriormente, se deu de forma mais efetiva após o quadragésimo sexto dia de digestão, com a produção acumulada de 15,7 litros de biogás. Entre o quadragésimo sexto dia e o centésimo dia, ocorreu grande variação na produção de biogás, entre 1,26 a 90,7 litros.dia⁻¹ de biogás. Após esse período, a produção diária foi crescente, chegando à produção diária ao centésimo vigésimo primeiro dia de 789,4 litros de biogás, época em que estabilizou, marcando o final da fase de partida.

O fato da fase de partida ter sido tão prolongada pode estar relacionado à qualidade do inóculo produzido e às próprias características do substrato.

CHYNOWETH et al. (1999) obtiveram resultados de desempenho inadequado após inocular um biodigestor, devido ao crescimento mais rápido de ácidos fórmicos conduzindo a acumulação de ácidos orgânicos e conseqüente redução de pH.

A produção acumulada de biogás ao centésimo vigésimo primeiro dia, o qual marcou o fim da fase de partida, foi de 11,4 m³ de biogás, resultando em produção acumulada de 4,98 m³ de biogás por m³ de substrato.

SOUZA (2001) encontrou para a temperatura do substrato de 25 °C, a produção acumulada de 22,03 litros de biogás, proporcionando a relação de 2,2 m³ de biogás por m³ de substrato, com aproximadamente 64 dias de digestão.

GORGATI e LUCAS JÚNIOR (1996) avaliando a fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor encontrou o início de produção efetiva de biogás aos 35 dias, constatando-se o pico de produção aos 98 dias.

Os resultados evidenciam, relativamente aos demais, bom desempenho do sistema como um todo, na fase de partida, pelo potencial atingido na produção.

Na Figura 20 está representada a produção de biogás na fase de operação contínua, o consumo de biogás utilizado no sistema de aquecimento proposto e o excedente.

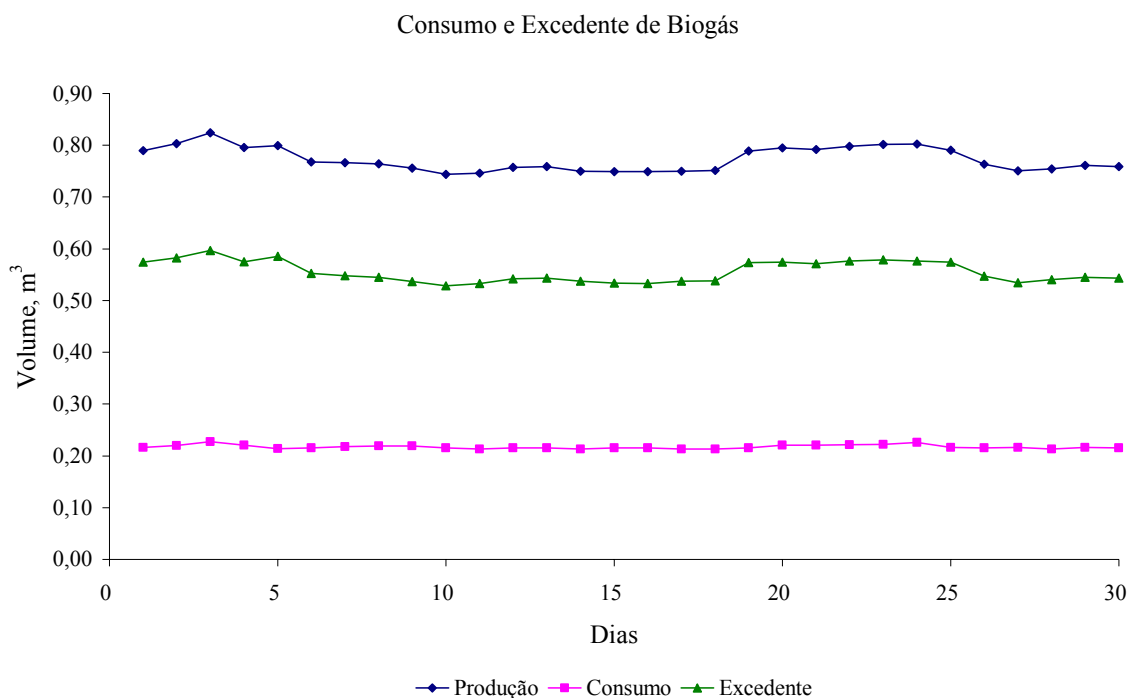


Figura 20. Produção média diária de biogás, consumo médio para aquecimento do substrato e excedente, em m³.

Obteve-se a produção média de 772,62 litros de biogás, o que resultou em potencial de 0,35 m³ de biogás por m³ de substrato em digestão.

Como existe grande variação nos dados de literatura, considera-se que os valores de produção de biogás obtidos no presente trabalho, para a fase de operação contínua, estão em conformidade em literatura.

SOUZA (2001) estudou a biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos em escala laboratorial, utilizando biodigestores de 10 litros de volume, e temperaturas do substrato controladas. Encontrou para a temperatura do substrato em 25 °C, a produção de 6,15 litros de biogás, ou seja, 0,62 m³ de biogás por m³ de substrato.

ZHANG et al. (1997) encontraram para o tratamento anaeróbio de dejetos de suíno com temperatura controlada a 25 ±1 °C, a produção média de 1,21 m³ de biogás por m³ de substrato.

FISCHER et al. (1979), obtiveram para o tratamento de águas residuárias de suínos em digestor anaeróbio para condições mesófila de 35 °C a produção de 2,3 m³ de biogás por m³ de substrato, enquanto CHENG e LIU (2002) obtiveram a produção de 0,03 m³ de biogás por m³ de substrato.

MASSÉ et al. (2003), avaliaram o efeito da variação da temperatura em biodigestor anaeróbio tratando dejetos de suínos, operando na faixa psicrófila encontraram a produção de 0,32, 0,22 e 0,09 m³ de biogás por m³ de substrato para as temperaturas de 20, 15 e 10 °C, respectivamente.

De TOLLEDO e LUCAS JUNIOR (2002) utilizaram biodigestores anaeróbios em seqüência para tratar águas residuárias de suínos em temperatura ambiente média de 20 °C, e obtiveram a produção volumétrica média de 0,42 e 0,133 m³ de biogás por m³ de substrato, para o primeiro e segundo biodigestor, respectivamente.

Novamente, pode-se enfatizar pelos resultados que o sistema proposto permitiu manter o potencial de produção de biogás dentro do normal, esperado para a temperatura constante imposta ao substrato.

O consumo de biogás para aquecimento do substrato foi em média 0,22 m³.dia⁻¹, com excedente médio de 0,56 m³, como pode ser observado na Figura 20.

4.3 Sólidos

As concentrações de sólidos totais (ST), Fixos (SF) e voláteis (SV) presentes no material afluyente ao biodigestor estão apresentadas na Figura 21, para os quinze dias analisados.

A concentração de sólidos totais do afluyente foi de 61.295 mg.L⁻¹, com desvio padrão de 3.783 mg.L⁻¹. A média de sólidos voláteis foi de 48.500 mg.L⁻¹, isto é, 79,2% do total de sólidos, e a média de sólidos fixos foi de 12.796 mg.L⁻¹, correspondente a 20,8% do total de sólidos, concentrações estas que caracterizaram o afluyente como substrato de alta biodegradabilidade.

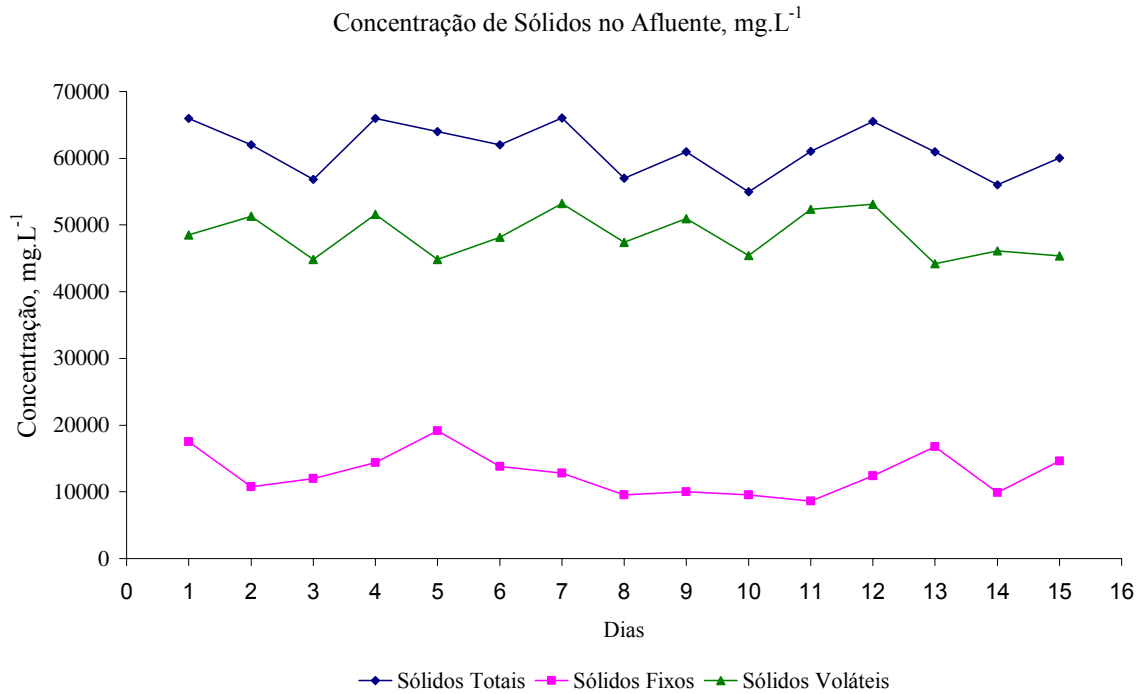


Figura 21. Concentrações de sólidos totais (ST), Fixos (SF) e voláteis (SV) no afluente, em mg.L⁻¹, ao longo do período analisado na fase de operação contínua.

Na Figura 22 estão representadas as concentrações de sólidos totais nos afluentes e efluentes, sendo o intervalo entre as curvas relativo à eficiência de redução de sólidos totais.

Durante a operação contínua do biodigestor, obteve-se redução média de 7.856,25 mg.L⁻¹, isto é, 12,54% do total de sólidos. A redução de sólidos ocorrida foi relativamente baixa, devido provavelmente a entrada de efluente com alta carga das frações que compõem os sólidos. Para a temperatura média constante imposta ao substrato e para o tempo de retenção hidráulica adotados, era esperado essa ocorrência.

MASSÉ et al. (2003), operando biodigestor anaeróbio encontraram redução média de 36,3% na concentração de sólidos totais para a temperatura de 20 °C.

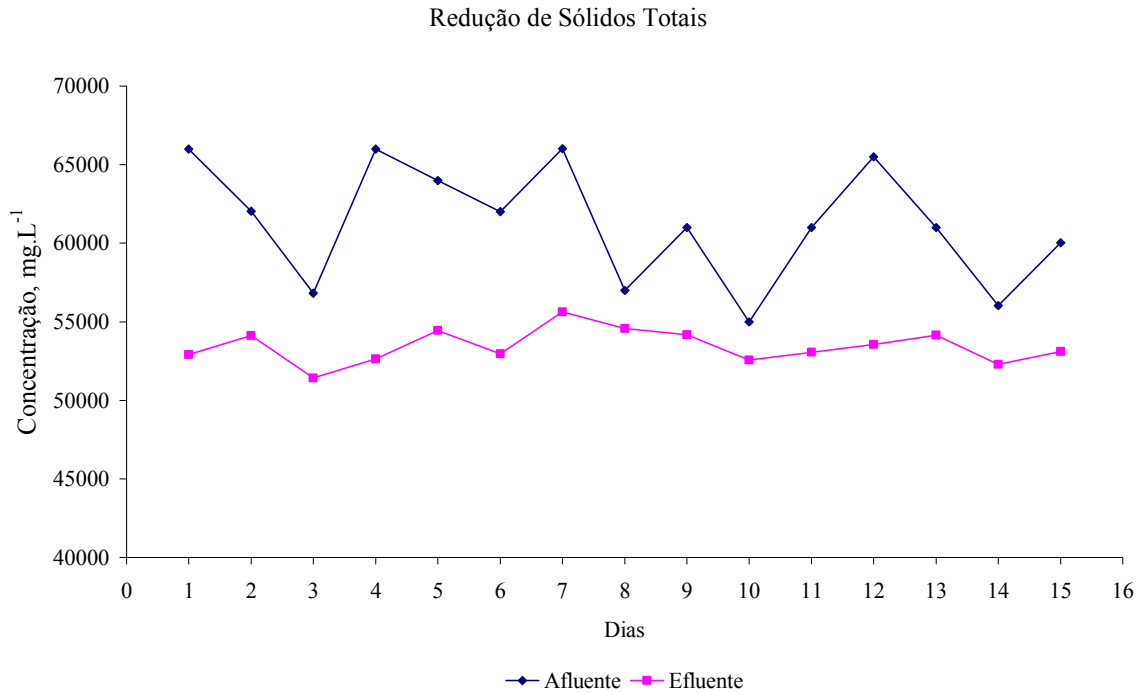


Figura 22. Concentrações de sólidos totais no afluente e efluente durante a fase de operação contínua.

Na Figura 23 estão representadas as concentrações de sólidos voláteis dos afluentes e efluentes, sendo o intervalo entre as curvas relativo à eficiência de redução de sólidos totais. Obteve-se redução média de $8.933,86 \text{ mg.L}^{-1}$, 18,10 % do total de sólidos voláteis.

Considerando o fato da operação do biodigestor ter sido sob os efeitos das variações ambientais, os valores de redução ficaram em conformidade com a literatura, pois PAGILLA et al. (2000) encontraram redução de sólidos voláteis de 46, 54 e 61% para digestão anaeróbia em dejetos de suínos, operando o biodigestor a $37 \text{ }^\circ\text{C}$ nos tempos de retenção de 6, 10 e 15 dias, respectivamente. Enquanto SOUZA (2001) encontrou redução de 15,65% para biodigestor operando na temperatura controlada de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, com tempo de retenção hidráulica de 15 dias.

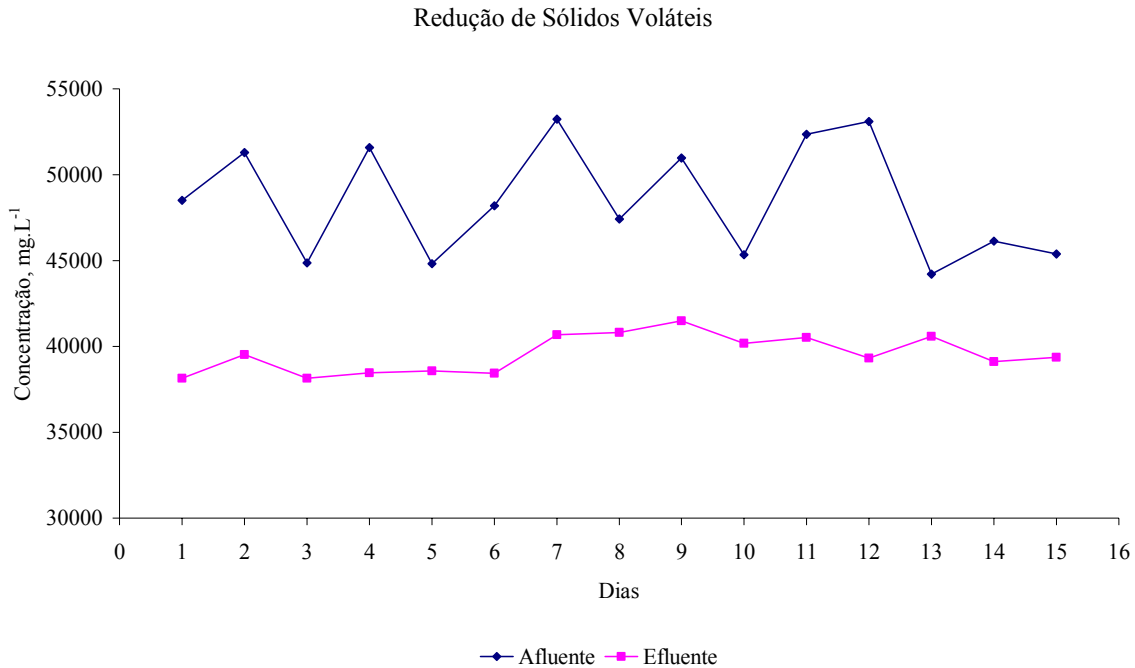


Figura 23. Concentrações de sólidos voláteis no afluente e efluente, durante a fase de operação contínua.

Na Figura 24 pode ser observado a produção de biogás diária, em m³, por massa de sólidos voláteis, em kg, adicionado diariamente ao biodigestor, que foi em média de 0,105 m³ por kg de sólidos voláteis adicionado.

NASCIMENTO e LUCAS JUNIOR (1995) encontraram 0,5381 m³.kg⁻¹ de SV adicionado, em biodigestor operando com estrume de suínos e TRH de 15 dias.

BOOPATHY (2000) encontrou em tratamento de esterco de suíno com temperatura controlada em 40 °C, produção de biogás na faixa de 0,72 e 1,18 m³.kg⁻¹ de SV adicionado.

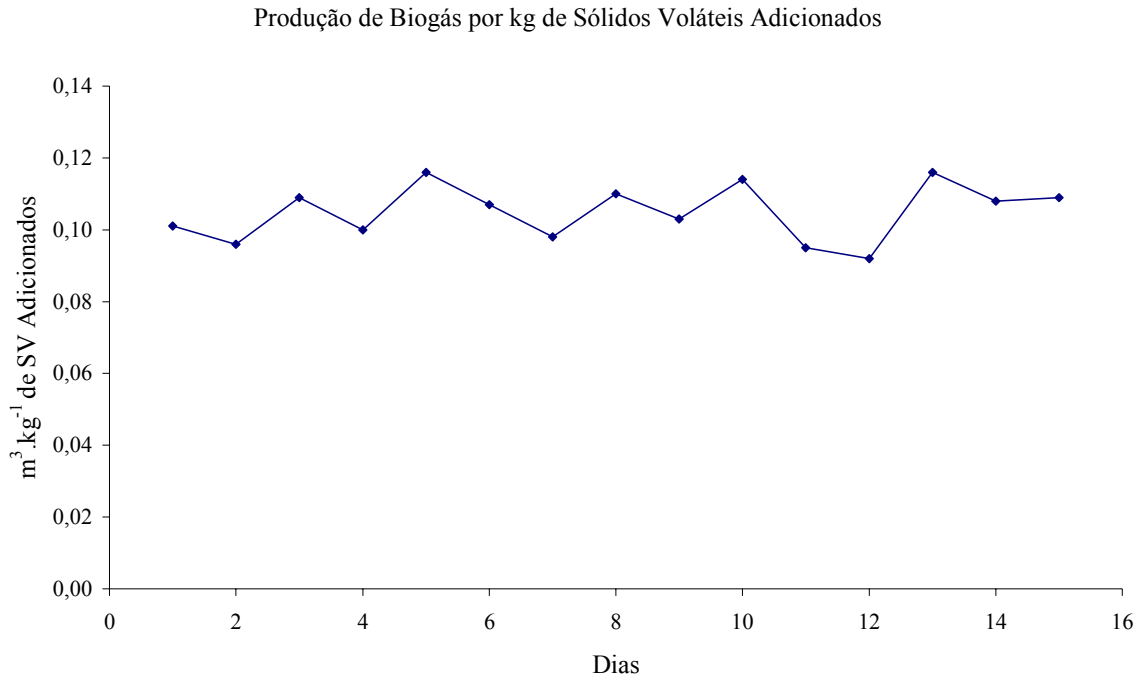


Figura 24. Produção de biogás diária, em m³, por massa de sólidos voláteis, em Kg, adicionado diariamente ao biodigestor.

SOUZA (2001), obteve, para biodigestor operando com dejetos de suínos, a 25 °C, potencial de produção entre 0,129 e 0,234 m³.kg⁻¹ de sólidos voláteis adicionados, para tempos de retenção hidráulica ente 10 e 15 dias, ou seja, o resultado obtido está dentro do esperado.

Na Figura 25 pode ser observada a produção de biogás diária, em m³, por massa de sólidos voláteis, em kg, removidos diariamente pelo biodigestor, que foi em média de 0,65 m³ por kg de sólidos voláteis removidos.

NASCIMENTO e LUCAS JUNIOR (1995) encontraram 1,22 m³.kg⁻¹ de SV removidos, em biodigestor operando com estrume de suínos e TRH de 15 dias.

Produção de Biogás por Kg de Sólidos Voláteis Removidos

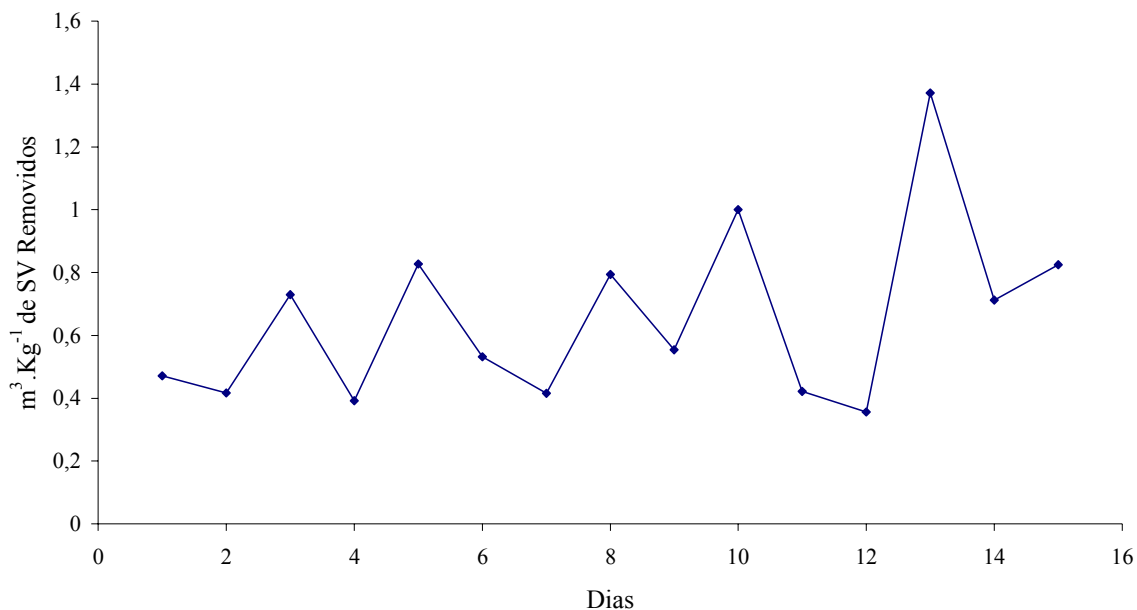


Figura 25. Produção de biogás diária, em m³, por massa de sólidos voláteis, em Kg, removidos diariamente pelo biodigestor.

4.4 Demanda de Oxigênio

As concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) do afluente e efluente estão apresentadas na Figura 26. O afluente teve em média 56.879 e 28.262 mg.L⁻¹ de DQO e DBO, respectivamente.

O processo de biodigestão proporcionou as eficiências na redução das cargas de DQO e DBO, em média de 3,3 e 6,46%, diminuindo as concentrações médias à 54.926 e 27.803 mg.L⁻¹, respectivamente.

As reduções de DQO e DBO foram baixas, segundo SOUZA (2001), para maior eficiência de tratamento do resíduo, para a temperatura imposta ao substrato, seria necessário adotar maiores tempos de retenção hidráulica e reduzir a carga orgânica diária do afluente. E não acompanharam a redução de sólidos voláteis, isto pode ter ocorrido, talvez porque partes dos sólidos voláteis não sejam facilmente degradáveis pelos microorganismos.

LO et al. (1994) encontraram redução de 57% para DQO, para o tratamento anaeróbio de águas residuárias da suinocultura, em temperatura ambiente entre 22-28 °C, com reator UASB híbrido.

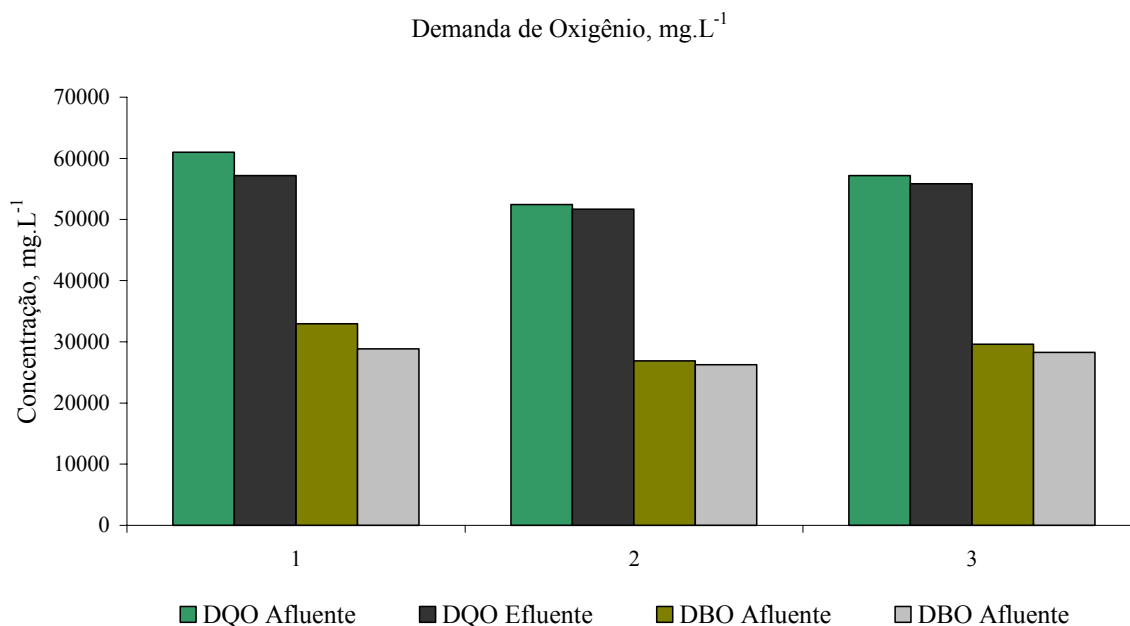


Figura 26. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) do afluente e efluente.

As relações DBO/DQO, em média foram de 1,94 e 1,97 para o afluente e efluente, respectivamente. A DQO apresenta valores normalmente maiores que os da DBO, pois, para sua determinação, além da oxidação do material orgânico, há oxidação de alguns compostos inorgânicos, como gordura e lignina, que se biodegradam muito lentamente, e alguns íons em solução. De acordo com von SPERLING (1997), a relação DBO/DQO fornece uma estimativa da parcela de matéria orgânica contida em uma água residuária que pode ser estabilizada por via biológica.

Von SPERLING (1996) afirma que a relação DQO/DBO tende a aumentar à medida que a água residuária passa pelas diferentes etapas do tratamento, pois ocorre uma redução paulatina da fração biodegradável enquanto a fração inerte permanece aproximadamente inalterada.

5. CONCLUSÕES

Para as condições de condução do experimento e com base nos resultados obtidos pôde-se concluir:

O sistema de aquecimento proposto atingiu o objetivo de manter a temperatura do substrato constante, porém abaixo do considerado ideal na faixa mesofílica.

O biogás produzido pelo reator é insatisfatório para fazer o aquecimento do substrato em digestão.

O biodigestor proporcionou baixa redução na concentração total de sólidos, na concentração de sólidos voláteis, na Demanda Química de Oxigênio e também na Demanda Bioquímica de Oxigênio.

O modelo de reator anaeróbio Indiano não é indicado para o tratamento de dejetos de suínos, com altas cargas orgânicas volumétricas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCS-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS - **Rebanho suíno - Produção e Abate**. Estrela – RS: ABCS, 2003. Disponível Internet via url: www.abcs.com.br/. Arquivo capturado em 06 de fevereiro, 2004.

AHN J. H. e FORSTER C. F. **The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater Process**. *Biochemistry*, 37, 589–594, 2002.

ALKHAMIS T. M., EL-KHAZALI R., KABLAN M. M. e ALHUSEIN M. A. **Heating of a biogas reactor using a solar energy system with temperature control unit**. *Solar Energy* Vol. 69, No. 3, pp. 239–247, 2000

ANDREADAKIS A.D. **Anaerobic digestion of piggery wastes**. *Water Science Technology*, v. 25, n. 1, p. 9-16, 1992.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington, 1995.

AVELLAR L. H. N., COELHO S.T. e ALVES J.W. **Geração de Eletricidade com Biogás de Esgoto: Uma Realidade. Geração de eletricidade a partir do biogás produzido no tratamento de esgotos.** Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento - nº 29, 120-122. 2002.

AXAOPOULOS P. E PANAGAKIS P. **Energy end economic analysis of biogas heated livestock buildings.** Biomass and Bioenergy, 24 (2003) 239-248.

AXAOPOULOS, P.; PANAGAKIS, P.; TSAVDARIS, A. GEORGAKAKIS, D. **Simulation and experimental performance of a solar-heated anaerobic digester.** Solar Energy. v. 70, n. 2, p. 155-164, 2001.

BAÊTA, F. C. e SOUZA, C. F. **Ambiência em edificações rurais – conforto animal.** Viçosa - Minas Gerais: Editora UFV - Imprensa Universitária, 1997, 246 p.

BALASUBRAMANIAN P.R. e BAI R.K. **Biogas plant effluent as organic fertilizer in monosex, monoculture of fish.** Bioresource Technology, 55: 119-124, 1996.

BELLAVER C. **Produção animal e qualidade de vida em sociedades em transição.** 1ª Conferência Internacional Virtual sobre Qualidade de Carne Suína. 16 de novembro a 16 de dezembro de 2000 — 235-248. Concórdia, SC

BELLO-MENDONZA R. e CASTILLO-RIVERA M.F. **Start-up of anaerobic hybrid (UASB/filter) biodigester treating wastewater from a coffee processing plant.** Anaerobic – Environmental Microbiology. 64, 1-6, 1998.

BENINCASA M., ORTOLANI A. F. e JUCAS JUNIOR J. **Biodigestores convencionais?** Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, UNESP, Jaboticabal-SP. 2ª ed., 25p. 1991.

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

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás.** Botucatu, 1985. 75p. (Dissertação - Mestrado - Faculdade de Ciências Agrônômicas).

CASTRO L. R. e CORTEZ L.A.B. **Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.2, n1. p.97-102.1998. Campina grande-PB, DEAg/UFPB. 1998.

CHENG J. e LIU B. **Swine wastewater treatment in anaerobic digester with floating medium.** *TRANSACTIONS of the ASAE*, vol 45(3): 799-805, 2002.

CHERNICHARO C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: biodigestores anaeróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFGM, 1997. v. 5, 246p.

CHYNOWETH D. P., WILKIE A. C., OWENS J. M. **Anaerobic treatment of piggery slurry: Review.** *Asian- Australian Journal of Animal Science*. 1999; 12 (4): 607-628.

COSTA R. H. R., SILVA F. C. M. e OLIVEIRA P. A. V. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: 3rd. IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Waste Stabilization ponds: Technology na Aplications. (1995: João Pessoa, Pb). João Pessoa, Pb: IAWQ, 1995.

DAROLT M. R. **Lixo rural: entraves, estratégias e oportunidades.** <http://www.planetaorganico.com.br>. 2002.

DI BERARDINO S., COSTA S. e CONVERTI A. **Semi-continuos anaerobic digeston of a food industry wastewater in an anaerobic filter.** *Bioresource Technology*, 71, 261-266. 2000.

De TOLEDO A. A. G. F. e LUCAS JÚNIOR J. **Produção de biogás a partir de águas residuárias de pocilgas utilizando reatores UASB sob quatro tempos de retenção hidráulica.** *Energia na Agricultura*. Vol. 12(2):49-55, 1997.

DOHANYOS M., KOSOVA B, ZABRANSKA J. e GRAU P. **Production and utilization of VFA's in various types of anaerobic reactors.** *Water Sci Technol* 1985;17:191–205.

ENERGIAHP. **Biodigestores e o Biogás.** Disponível Internet via url: www.energiahp.hpg.ig.com.br/. Arquivo capturado em 06 de fevereiro, 2003.

FISCHER J. R., IANNOTTI E. L., PORTER J. H. e GARCIA A. **Producing methane gas from swine manure in a pilot-size digester.** TRANSACTIONS of the ASAE, 370-374, 1979.

FORESTI E, FLORÊNCIO L, VAN HAANDEL A, ZAIATT M, CAVALCANT P F F Fundamentos do tratamento anaeróbio. In CAMPOS J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2 p. 29-52.

FREIRE R. S., PELEGRINI R., KUBOTA L. T. e DURÁN N. **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas.** QUÍMICA NOVA, 23 (4), p. 504-511, 2000.

GORGATI C. Q.e LUCAS JÚNIOR J. **Fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor.** Energia na Agricultura. Vol. 14(4):45-54, 1996.

GHOSH S., OMBREGT J.P. e PIPYN P. **Methane production from industrial wastes by two-phase anaerobic digestion.** Wat. Res., v.19, p.1083-1088, 1985.

GUIMARÃES J. R. e NOUR, E. A. A. **A evolução da atmosfera terrestre.** Cadernos Temáticos de Química Nova na escola. n.1. p.41-49, 2001.

HICKEY R. e SWITZENBAUM M.S. **The response and utility of hydrogen and carbon monoxide as process indicators of anaerobic digesters subject to organic and hydraulic overloads.** J. Wat. Poll. Contr. Fed., v.63, p.129-139, 1991.

IMHOFF K. R. **Manual de Tratamento de Águas Residuarias.** São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1986. 301p.

INCROPERA, F. C. e DEWITT, D. P. **Fundamentals of heat and mass transfer.** New York – USA: John Wiley & Sons, 1981. 802 p.

KNOL W., MOST M. M. e WAART J. **Biogas production by anaerobic digestion of fruit and vegetable waste, a preliminary study.** Journal Science of Food Agriculture, 29: 822-830, 1978.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos.** Concórdia-SC: EMBRAPA-CNPSA, 1983. 32 p. (Circular Técnica 6).

LACERDA, T. H. M. **Estudo cinético da fase metanogênica de substrato de manipueira.** Botucatu, 1991, 1991, 91p. Tese (Doutorado em Agronomia) FCA, UNESP.

LASTELLA G., TESTA C., CORNACCHIA G., NOTORNICOLA M., VOLTASIO F. e SHARMA K. V. **Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification.** Energy Conversion and Management, 43: 63-75, 2000.

LETINGA G., HULSHOF POL L. W. e ZEEMANG G. **Biological wastewater treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes.** Wageningen Agricultural University, ed. January 1996.

LIVESTOCK & ENVIRONMENT TOOLBOX HOME, 2002. **Aumento das emissões de gases estufa.** Arquivo capturado em: 24 de fevereiro de 2004 em: <http://lead.virtualcenter.org/pt/dec/toolbox/homepage.htm>

LO, K. V. e LIAO, E. H. **High-rate anaerobic digestion of screened dairy manure.** Journal of Agricultural Engineering, v.32, p. 349-358, 1985.

LO, K. V. e LIAO, P. H; GAO, Y. C. **Anaerobic treatment of swine wastewater using hybrid uasb reactors.** Bioresource Technology, 47 (1994) 153-157.

LOURES, E. G. **Manejo de dejetos suínos: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 27, 1998. Poços de Caldas, MG, Separata. 1998.**

LUCAS JUNIOR J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios: Jaboticabal, 1994. 137p. (Tese - Livre - Docência –Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias).**

MARCHAIN U. e KRAUSE C. **Propionic to acetic acid ratios in overloaded anaerobic digestion.** *Biores. Technol.* V.43, p.195-203, 1993.

MARQUES A. C. **A produção de suíno e a preservação do meio ambiente.** 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 25 a 27 de abril de 2001. 5-7. Gramado-RS. 2001.

MASSÉ D. I., MASSE L. e CROTEAU F. **The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure.** *Bioresource Technology* 89, 57–62, 2003.

MASSÉ D. I. e MASSE L. **The effect of temperature on slaughterhouse wastewater treatment in anaerobic sequencing batch reactors.** *Bioresource Technology* 76, 91-98, 2001.

MASSEY M.L. e POHLAND F.G. **Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls.** *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, v.50, p.2204-2222, 1978.

MATOS A. T., SEDIYAMA M. A. N., FREITAS S. P., VIDIGAL S. M. e GARCIA N. C. **P. Caracterização químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquido de suínos.** *Revista Ceres*, 44(254):399-410, 1997.

MATOS A. T. e SEDIYAMA M. A. N. **Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo.** SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, 1995, Ponte Nova, MG. *Anais...* Ponte Nova, MG: EPAMIG/EMATER/UFV/ASSUVAP, 1995. P.45-54.

MAZUNDAR A. **Biogas handbook. Bombay: Pilot Edition,** TATA Energy Institute, 1982, 247p.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 2nd. ed. New York: McGraw, 1979. 920p.

MIGUELI E.F. **Biodigestão anaeróbia de dois tipos de esterco de suínos fresco pré-fermentado em esterqueira, com e sem adição de inóculo.** 1989. 66 p. (Trabalho de graduação em agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1989.

MOZETO A. A. **A evolução da atmosfera terrestre.** Cadernos Temáticos de Química Nova na escola. n.1. p. 19-30, 2001.

NASCIMENTO E. F. e LUCAS JUNIOR J. **Biodigestão anaeróbia do estrume de suínos: produção de biogás e redução de sólidos em cinco tempos de retenção hidráulica.** Energia na Agricultura. v. 10, n. 14, p. 21-31, 1995.

NASCIMENTO E. F. **Biodigestão anaeróbia: efeito do tempo de retenção hidráulica e recirculação do efluente em substrato com estrume de suínos.** Botucatu, 1995. 86p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

OLIVEIRA P. A. V. Coord. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Ed. EMBRAPA – CNPSA, Documentos No 27-0101/6245, Concórdia, SC, 188p. 1993.

PAGILLA K. R., KIM H. e CHEUNBARN T. **Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste.** Wat. Res. Vol. 34, No. 10, pp. 2747-2753, 2000.

PARKIN G.F. e OWEN W.F. **Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges.** J Environ Eng ASCE 1986;112(5):867–920.

PEETZ V. S. (Coord.), CASTRO JR. F.G., CAMARGO J.C. M., BERSANO J.G., BUENO C.R.F., ALMEIDA J.E. e SILVA L.B. **Cadeia produtiva da carne suína no Estado de São Paulo.** São Paulo: IEA/SAA/SP. 57 p., 1996.

PESSOA C. A. e JORDÃO E. P. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p

REZENDE A.P., PRADO N.J.S. e SANTOS E.P. A energia renovável e o meio ambiente. In: SIMPÓSIO ENERGIA, AUTOMAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO, CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27, 1998, Poços de Caldas-MG. **Trabalhos Publicados...** p.1-17.

RIVERO, R. **Arquitetura e clima: acondicionamento térmico natural**. 2 ed. Porto Alegre: D. C. Luzzatto, 1986. 204 p.

ROPPA L. Situação atual e tendências da suinocultura mundial. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AMBIÊNCIA E QUALIDADE NA PRODUÇÃO INDUSTRIAL DE SUÍNOS, 1, 1999, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: NUPEA/ESALQ/USP, 1999. p. 196-206.

ROSS C.C., DRAKE T.J. e WALSH J.L. **Handbook of biogas utilization**. 2nd. ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996, pag. irreg.

SANTOS, T. M. B. **Balanco energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. Tese de Doutorado em Produção Animal - Universidade Estadual Paulista - JABOTICABAL – SP. 2001

SEVRIN-REYSSAC J. et al. **Le recyc du lisier de porc par lagunage**. Technique & Documentation – Lavoisier, Paris. 11age18p., 1995.

SILVA F. M., LUCAS JR. J. e BENINCASA, M. Adaptação e desempenho de um aquecedor de água a biogás. In: CONGRESO INTERNACIONAL DE INGENIERIA AGRICOLA, 1994, Chillan-Chille. **Trabalhos...** não pag.

SILVA P. R. **Lagoas de estabilização para tratamento de Resíduos de Suínos**. Dissertação de Mestrado, EESC-USP, São Paulo, SP, 76p., 1973.

SOUZA C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás**. 2001. 140 p. Tese (Doutorado em Zootecnia - Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

SOUZA C. F., LUCAS JUNIOR J. e FERREIRA W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato - considerações sobre a partida. In: **XXXI - CONBEA**, 2002, Engenharia Agrícola para o desenvolvimento sustentável: Água, Energia e Meio ambiente. CD-ROM. Salvador-Bahia.

SPEECE R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial waste treatment**. Environmental Science and Technology, v. 17, n. 9, p. 416A-427A, 1983.

STEIL, L. **Avaliação do uso de inóculo na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos**. 108 p. Dissertação (Mestrado em Química - Biotecnologia) – Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

STEIL L. LUCAS JUNIOR J., OLIVEIRA R. A. **Avaliação do uso de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 22, n. 2, p. 146-159, maio 2002.

TAKITANE I. C. e SOUZA M. C. M. **Produção de suínos no Brasil: Impactos ambientais e sustentabilidade**. XXXVIII Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural. 15p. 2000.

TORRES CASTILHO R., LA BRESLUENGO P., MATA ALVAREZ J. **Temperature effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one-phase system at different inoculum concentration**. Agriculture Ecosystems and Environment, v. 54, n. 1 p. 55-66, 1995.

VAN HAANDEL A. C. e LETINGA G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina grande: Epgraf, 1994. 208p.

YANG P.Y. e NAGANO S. **A potential treatment alternative for swine wastewater in tropics**. Water Sci. Tech., 17:819-31, 1985.

VAN LIER J. B., RINTALA J., SANZ MARTIN J. L. e LETINGA G. **Effect of short-term temperature increase on performance of a mesophilic UASB reactor**. Water Sci techonol 1990; 22 (9): 183-190.

VAN LIER J. B., SANZ MARTIN J. L. e LETINGA G. **Effect of temperature on anaerobic thermophilic conversion of volatile fatty acids by and granular sludge.** Water Res 1996: 30:199-207.

VISSER A., GAO Y. e LETINGA G. **Effects of short-term temperature increase on the mesophilic anaerobic breakdown of sulfate containing synthetic wastewater.** Water Res 1993: 27:541-5501.

VON SPERLING M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996, v.1 p. 243

Von SPERLING M **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Vol. 2. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 211 p. 1996.

XAVIER C. A. N., SANTOS T. M. e LUCAS JUNIOR J. **Avaliação de dois níveis de inóculo em substratos para biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura leiteira,** 2002.

ZEIKUS J.G. **Chemical and fuel production by anaerobic bacteria.** Annual Review of Microbiology, v.34, p.423-64, 1980.

ZHANG, R. H.; YIN, Y.; SUNG, S. e DAGUE, R. R. **Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing batch reactor.** Transactions of the asae Vol. 40 93):761-767, 1997.

ZOETEMEYER R.J., Van Den HEUVEL J.C. e COHEN A. **pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anaerobic digester.** Wat. Res., v.16, p.303-311, 1982.