

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

Avaliação de um sistema híbrido de produção de biogás

Paulo Barbosa da Cunha Simões Cardoso
Engenheiro Agropecuário

Jaboticabal
2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

Avaliação de um sistema híbrido de produção de biogás

Aluno: Paulo Barbosa da Cunha Simões Cardoso
Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

**Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP,
Câmpus de Jaboticabal, como parte das
exigências para a obtenção do título de
Mestre em Zootecnia**

Jaboticabal

2013

Cardoso, Paulo Barbosa Da Cunha Simões

C268a Avaliação de um sistema híbrido de produção de biogás / Paulo
Barbosa Da Cunha Simões Cardoso. – – Jaboticabal, 2013
xii, 52 p. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2013
Orientador: Jorge de Lucas Junior
Banca examinadora: Mônica Sarolli Silva Mendonça da Costa,
Mauro Dal Secco de Oliveira
Bibliografia

1. Metano. 2. Cama de frango. 3. Biodigestao Anaeróbia. I. Título.
II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 661.9:636.5

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Paulo Barbosa da Cunha Simões Cardoso – filho de Maria Otília Barbosa da Cunha Simões Cardoso e António Simões Cantante Cardoso Marques, nascido a 23 de Abril de 1979, natural de Coimbra, Portugal. Em 2009 graduou-se em Engenharia Agropecuária, na Escola Superior Agrária de Coimbra. Em 2010 foi aprovado para ingresso no curso de Mestrado em Zootecnia, com início em Março de 2011, pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista – UNESP – Campus de Jaboticabal. Completou o referido programa de Mestrado em Julho de 2013.

DEDICATÓRIA

Aos meus exemplos de vida, os meus pais, António e Maria Otília, que sempre com muito carinho e amor, estão presentes nas minhas conquistas, me ensinando, me ajudando e me apoiando.

Por tudo que significam na minha vida, por toda a confiança na realização do meu sonho e por não medirem esforços para a minha formação pessoal.

Agradeço vos por me terem apoiado nas decisões mais importantes da minha vida isso ajudou a incentivar a minha verdadeira vocação profissional.

Muito Obrigado!!!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, Fé e esperança.

À minha mãe Maria Otilia e em especial ao meu pai Antônio pelo esforço financeiro que me proporcionou a minha manutenção no Brasil durante o meu primeiro ano de mestrado e também aos meus irmãos Maria Teresa, Maria Luisa e Luis por todo o seu apoio e confiança.

Aos meus amigos André, Pedro, Tiago e Pedro Girão, pela sua tremenda amizade, que apesar de longe sempre me apoiaram e motivaram.

Ao Professor Jorge de Lucas Junior pela amizade e pelas valiosas orientações e auxílio que me prestou durante o mestrado.

Aos membros da Banca Examinadora, pela atenção e valiosas sugestões.

À Juliana e Viviane pela sua amizade, apoio e carinho, ao Juan e ao Airon pelos conhecimentos que me passaram e também pela sua amizade.

A todos os meus outros colegas de laboratório, Maria Fernanda, Joseli, Alex, Laura, Lívia, Paula, Ricardo, Max, Lorenzo, Valciney, Aureo, Rose, Cristiane, Cíntia, Gilvânia, Natasha, Alberto, Natália, Mirela, Júlio, Gabriel, Robinho pessoas fantásticas com quem tive o prazer de conviver e trocar conhecimentos.

Aos membros da República Filomena que considero como minha 2ª família.

Um agradecimento especial aos meus companheiros e amigos de casa Eliéder e Tiago pela sua amizade, apoio, atenção, coragem e pelas palavras de estímulo.

À todos os meus amigos e funcionários do Departamento de Engenharia Rural, em especial, Luizinho, Francisco, Ailton, Daví, Marquinho, Luiz Cláudio, Torto, Tião, Cido, Maranhão pela sua amizade e valioso auxílio na concretização do experimento.

Finalmente ao programa de pós-graduação da Zootecnia, em especial, à Professora Izabelle, pela bolsa que me foi atribuída para os últimos 18 meses do mestrado, que foi essencial para concretizar a parte final de todo o trabalho pratico.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE FIGURAS.....	X
RESUMO.....	XI
ABSTRACT.....	XII
1. INTRODUÇÃO.....	13
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	15
2.1. Cama de Frango.....	15
2.2. Dejetos de Bovinos Leiteiros.....	17
2.3. Biodigestão Anaeróbia no Sistema HASL.....	19
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1. Local e descrição do experimento.....	21
3.2. Reatores usados.....	21
3.3. Abastecimento do UASB.....	26
3.4. Carga dos Biodigestores batelada.....	27
3.5. Rotina de funcionamento do sistema.....	28
3.6. Análises Laboratoriais.....	28
3.6.1. Teores de sólidos totais e voláteis.....	28
3.6.2. Determinação do pH.....	29
3.6.3. Determinação da Alcalinidade.....	29
3.6.4. Determinação dos ácidos voláteis.....	30
3.6.5. Determinação da DQO.....	30
3.6.6. Determinação do volume de biogás.....	30
3.6.7. Cálculo do potencial de produção do biogás.....	30
3.6.8. Análise da composição do biogás.....	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
4.1. Biodigestor UASB.....	31
4.2. Biodigestor Batelada.....	40
4.3. Produção total de biogás do HASL.....	43

5. CONCLUSÃO.....	45
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

LISTA DE TABELAS

TABELA		PÁGINA
1	Carga dos reatores batelada, nos quatro ensaios, com os respectivos valores de Sólidos totais e voláteis.....	27
2	Valores médios de pH, alcalinidade, acidez volátil e DQO no ensaio 1 do biodigestor UASB.....	32
3	Valores médios de pH, alcalinidade, acidez volátil e DQO no ensaio 2 do biodigestor UASB.....	33
4	Dados de produção semanal teor de metano do biogás nos dois ensaios do UASB.....	38
5	Valores médios dos potenciais de produção de biogás (m ³) por kg de DQO adicionada, reduzida e por kg de lixiviado do biodigestor UASB.....	39
6	Dados de entrada e saída de sólidos totais e voláteis em porcentagem, quantidade de cama (em kg) nas cargas em matéria natural, no biodigestor batelada, ensaios 1 e 2.....	40
7	Valores médios de produção e teores de metano no biogás nos ensaios 1 e 2.....	41
8	Dados de potencial de produção de biogás do biodigestor batelada m ³ de biogás por kg de cama, por kg de ST adicionado, por Kg de SV adicionado e por kg de SV reduzido.....	43
9	Dados de produção de biogás dos biodigestores UASB e batelada, nos ensaios 1 e 2.....	43

LISTA DE FIGURAS

FIGURA		PÁGINA
1	Vista geral esquemática do sistema HASL.....	21
2	Foto dos reatores usados no sistema HASL.....	22
3	Vista da parte inferior do reator batelada com o registro de descarga.	23
4	Vista da parede lateral superior do reator batelada com o registro de nível do líquido e o registro usado para carga do sistema.....	23
5	Vista da tampa e da aba superior do reator batelada.....	24
6	Foto de gasômetro utilizado no sistema.....	25
7	Vista de esquema transversal de um reator UASB.....	26
8	Gráficos dos valores médios de pH, da entrada e saída do UASB nos ensaios 1 e 2.....	34
9	Gráficos dos valores médios de alcalinidade total de entrada e saída do UASB, ensaios 1 e 2.....	35
10	Gráfico dos valores médios de acidez volátil, de entrada e saída do UASB nos ensaios 1 e 2.....	36
11	Gráfico dos valores médios de DQO total, de entrada e saída do UASB, nos ensaios 1 e 2.....	37
12	Gráfico dos teores semanais de metano, no biogás, do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.....	38
13	Gráfico com as produções diárias de biogás no biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.....	39
14	Gráfico com os teores de metano no biogás do biodigestor batelada nos ensaios 1 e 2.....	42
15	Gráfico das produções diárias de biogás no biodigestor batelada nos ensaios 1 e 2.....	42
16	Gráfico das produções totais de biogás nos ensaios 1 e 2.....	44

RESUMO

Avaliação de um sistema híbrido de produção de biogás

Avaliou-se o tratamento dos resíduos da avicultura de corte, cama de frangos, considerado um dos resíduos em maior quantidade no Brasil e com alto poder de poluição. Para isso utilizou-se a digestão anaeróbia como meio de tratamento e geração de energia renovável, o biogás, através de um sistema de duas fases. O sistema Anaeróbio Híbrido Sólido Líquido (HASL) é constituído por dois reatores batelada com os respectivos gasômetros e por um reator UASB (reator de fluxo ascendente com manta de lodo) com o seu respetivo gasômetro. A recirculação do lixiviado de tratamento é feita por duas bombas peristálticas acopladas ao sistema. O tamanho dos reatores foi mais compacto que o habitual, tentando solucionar o problema do tratamento de resíduos, originados em granjas (de pequena dimensão) de produção de aves de corte. Ao mesmo tempo tentou-se não só reduzir a quantidade de água usada no processo de biodigestão anaeróbia, como também melhorar a eficácia na produção e qualidade do biogás. Obtiveram-se resultados de produção de biogás, em média de 0,27 m³ de biogás produzido por kg cama de frango, sendo esta lavada com um lixiviado à base de dejetos bovino leiteiro diluído (1:9). Com relação à percentagem de metano encontrado no biogás, os valores médios obtidos foram de 76% no biogás.

Palavras-Chave: metano, cama de frango, Biodigestão anaeróbia, resíduos.

ABSTRACT

Hybrid system evaluation for biogas production

The treatment of poultry litter, was the main aim of this assay. Poultry litter, is considered as one the residues with an highlypollution power, in Brazil there are huge amounts of it. Anaerobic digestion was used for that purpose, as a mean of treatment and as renewable energy generator, biogas, witha two phase system. The Hybrid Anaerobic Solid-Liquid system (HASL), consists in two batch reactors, each one with a gasmeter and one reactor UASB (upflow anaerobic sludge blanket reactor) with its gasometer. This system has also two peristaltic pumps, responsible for the recirculation of the treatment leaches. The reactors size will be smaller, than in usual processes, its main aim will be an attempt to solve residues treatment, produced in small broiler farms. At the same time, we tried not just to reduce the amount of water used on anaerobic biodigestion process, but also to improve the quality of the biogas obtained through this process and biogas production efficiency. Results of biogas production obtained, were in the range of 0.27 m³ of biogas, produced perr kg of poultry litter and submitted to a dairy cattle manure (1:9) leachate. It was also found a propitious methane percentage on biogas, average values of 76%.

Keywords: methane, poultry litter, anaerobic biodigestion, residues.

1. INTRODUÇÃO

A situação Mundial e do Brasil, em particular, está diferente daquela que se vivia há uma década. É do conhecimento geral, que a relação entre as mudanças climáticas do globo terrestre e o desenvolvimento sustentável é algo que se deve buscar cada vez mais nos dias de hoje. O desenvolvimento sustentável é a tentativa de conjugação de três pilares fundamentais (econômico, social e ambiental) e uma das respostas mais adequadas à mudança do clima.

Dentre as atividades de produção agrícola com principal destaque no Brasil, estão a avicultura de corte e a bovinocultura de leite.

Em 2011, foram produzidos no Brasil 6,24 bilhões de aves de corte, que resultaram na produção de 12,86 milhões de toneladas de carne, consagrando o Brasil como um dos maiores exportadores mundiais de carne de frango (ABEF, 2012; UBA, 2012). Considerando-se uma produção média de cama de 2,19 kg por frango de corte na matéria natural (MN) (SANTOS e LUCAS JR., 2003) estima-se, portanto que em 2011 foram produzidos cerca de 13,66 bilhões de kg de cama de frango MN.

Relativamente ao rebanho bovino brasileiro, de acordo com o Censo Agropecuário de 2012 do IBGE, o ano de 2011 fechou com um crescimento de 1,6% em relação a 2010 (209,5 milhões). Totalizou um efetivo de cerca de 212,8 milhões de cabeças (os efetivos se referem aos rebanhos existentes em 31 de dezembro de 2011, enquanto as produções são relativas ao ano de 2011). Considerando esses números, a quantidade de dejetos oriundos do rebanho leiteiro brasileiro fica em torno de 10,64 bilhões de kg de dejetos por dia.

Com o aumento da produção nacional, de ambas as atividades, ocorrem também maior geração de resíduos, tornando-se necessário pensar nas possibilidades de manejo e destino adequado para esses resíduos.

A melhor forma de acondicionar e tratar esses resíduos está na Biodigestão Anaeróbia (BA). Este processo reduz o volume dos resíduos, gera biogás (com elevada porcentagem de metano) e produz um resíduo orgânico que pode ser usado como condicionador ou fertilizante de solo (MUROYAMA *et al.* 2001, BORJA *et al.* 2002 e FEHR *et al.* 2002).

O objetivo do estudo foi avaliar a eficácia de um sistema de duas fases, designado por HASL (sistema híbrido anaeróbio sólido líquido), composto por dois reatores batelada e um reator UASB, na produção e qualidade do biogás. Além disso, avaliou-se semanalmente o lixiviado (pH, alcalinidade, acidez volátil e DQO).

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Cama de Frango

De acordo com dados da União Brasileira de Avicultura (UBABEF, em 2013), a avicultura brasileira vem se destacando nos últimos anos como o 3º maior produtor e o maior exportador de carne de frango do mundo. FUKAYAMA (2008) cita que, caminhando lado a lado com esse desempenho, está a evolução técnica dos galpões de criação, os quais necessitam cada vez mais de uma maior demanda de energia elétrica, aumentando os custos da criação.

SISTANI *et al.* (2003), afirmam que os resíduos resultantes da avicultura de corte incluem uma mistura de dejetos, material de cama ou liteira (maravalha, palha de arroz, casca de amendoim e casca de arroz), sílica, restos de dieta, bicos de aves, areia (proveniente do piso do galpão, na época da sua limpeza) e penas. Normalmente, após 8-10 reutilizações da cama (ciclos de crescimento de 47-49 dias), os galpões são limpos por completo.

KELLEHER *et al.* (2002), citam que a cama e os dejetos são habitualmente compostos por: água, carbono (C), pequenas quantidades de nitrogênio (N) e fósforo (P), traços de cloreto (Cl), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e arsênio (As). Durante o ciclo de produção, ocorre uma mistura dos dejetos dos animais com a cama, sendo todos eles removidos no final do ciclo. O dejetos presente na cama, é também conhecido como uma potencial fonte de poluição ambiental (MOZAFFERI e SIMS, 1994; ROBINSON e SHARPLEY, 1995; CODLING *et al.*, 2000).

Segundo KELLEHER *et al.* (2002), o nitrogênio presente na CF pode ser convertido em amônia e nitratos. Estes componentes (cama de frango) são tradicionalmente espalhados sobre o solo como corretivos. Contudo, o uso abusivo e continuado deste material pode, no caso do solo, prejudicar as culturas (devido à altas concentrações de nitrito, nitrato e sais solúveis), podendo levar à uma alta concentração de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e elevadas concentrações de cloretos.

Pode também levar a um enriquecimento desenfreado de nutrientes na água (chuvas fortes podem causar o arraste da cama de frango do solo para represas próximas, lagos e córregos).

Esse efeito pode ter como resultado a eutrofização (crescimento excessivo de algas que consomem nutrientes aquáticos e oxigênio, bloqueando a luz do sol) de corpos de água, morte de peixes e ainda a impactos na saúde humana e animal, na disseminação de patógenos, na produção de substâncias fitotóxicas, poluição do ar e na emissão de gases de efeito de estufa.

A eutrofização tem sido apontada como a maior causa de deficiências de recursos hídricos de superfície, (US EPA, 1996). BITZER e SIMS (1988), afirmaram que a aplicação excessiva de cama de frango em sistemas de culturas pode levar à contaminação de águas subterrâneas por nitrato (NO_3). Segundo STEVENSON (1986), níveis elevados de NO_3 em água potável podem causar metahemoglobinemia (síndrome do bebe azul), cancer, doenças respiratórias em humanos e abortos fetais em animais.

Existem duas opções de tratamento de resíduos de origem agrícola, que têm sido frequentemente consideradas e já implementadas em vários casos: a biodigestão anaeróbia e a compostagem. O fator limitante, em todos estes casos é o custo do transporte da matéria-prima.

Com a utilização de biodigestores, a cama de frango pode tornar-se fonte de geração de energia. Por meio da biodigestão anaeróbia da matéria orgânica, obtém-se o biogás com alto poder energético. O biogás pode ser usado para geração de energia, agregando valor ao dejetos e diminuindo seus custos com o tratamento. O biofertilizante líquido, material estabilizado no interior do biodigestor, pode ser utilizado na agricultura, pois é constituído por vários compostos minerais. Assim, a utilização da biodigestão anaeróbia, propicia que três benefícios ocorram paralelamente, ou seja, saneamento no meio rural, atendimento da demanda energética e a utilização do material decomposto como biofertilizante.

Considerando as estimativas de produção de biogás por AIRES (2009), a quantidade de cama de frango de 13,66 bilhões de kg (estimativa com base na estatística de 2011) tem um potencial de geração energética de 5,01 milhões de m^3 /biogás, o que pode se converter para 18,304 GWh de energia elétrica.

2.2. Dejetos de Bovinos Leiteiros

RICO *et al.* (2011), referem que, a intensificação dos sistemas de produção animal, têm tido um impacto cada vez maior no meio ambiente nos últimos anos. De acordo com dados do Censo Agropecuário de (2012) do IBGE, o Brasil no ano de 2011 ocupava a 2ª posição do mundo com maior rebanho bovino.

JUNQUEIRA (2011), afirma que os dejetos de origem animal são popularmente conhecidos por esterco, podendo ser definidos como uma mistura de fezes, urina e camas, que podem ser constituídas de palhas, folhas secas, serragem, turfa, casca de arroz ou até mesmo terra.

AMORIM (2002) cita que a composição dependerá da espécie animal, se ruminante ou não, da idade e das condições do animal, da natureza e quantidade de alimento que os mesmos recebem, do tipo de manipulação e conservação do esterco e da composição das camas.

Existem vários estudos visando o impacto ambiental causado pelos dejetos de gado leiteiro. Alguns deles focam especificamente em problemas ambientais. Por exemplo, CASEY e HOLDEN (2005), VERGE *et al.* (2007) analisaram as emissões dos gases de efeito de estufa. A avaliação direta dos impactos sobre o meio ambiente do sub-setor agrícola completo, não é fácil, por causa da complexidade do setor, e pela variedade de questões ambientais em jogo.

A aplicação no solo, estratégia tradicional de manejo de dejetos de bovinocultura leiteira, é hoje em dia condicionada, não apenas pelas necessidades nutricionais das culturas (quantidade e temporada), mas também pela vulnerabilidade apresentada por ecossistemas próximos e pela energia gasta na sua aplicação (FLOTATS *et al.*, 2009).

Torna-se necessário a existência de um processo de tratamento dos dejetos, antes da sua correta aplicação no solo.

A separação da Fração Líquida (FL) e da Fração Sólida (FS) do dejetos, é uma operação desejável de fluxo ascendente no processo de tratamento, uma vez que a perda de água da FS, baixa os custos de transporte, facilitando assim a exportação de nutrientes de áreas com excesso de dejetos para outras áreas que tem falta deles (HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009). Antes do seu transporte, a FS tem que ser submetida a biodigestão anaeróbia, via seca e/ou a um processo de compostagem, que representa

uma reserva adicional de carbono orgânico e nitrogênio mais estável para o solo cultivado (ATALLAH *et al.*, 1995).

A FL digerida pode ser usada como fertilizante na agricultura (MORRIS e LATHWELL, 2004; MANTOVI *et al.*, 2010). Adicionalmente, pode ser favorável a peneiração da FL, para se obter fertilizantes concentrados ou para receber pós-tratamentos para se obter água limpa, adequada para reciclagem (HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009). A separação do dejetos fresco de bovino deve ser feita antes da biodigestão anaeróbia.

A principal vantagem da separação antes da biodigestão é a remoção da parte fibrosa, que pode causar problemas de entupimento no reator e nas suas tubulações (WEN *et al.*, 2007). Além disso, metade dos SV, permanecem na FS (MØLLER *et al.*, 2002) o que implica uma menor quantidade de energia recuperável.

Relativamente à quantidade de fezes, FRASER (1980), refere que uma vaca da raça Holandesa pode defecar até 40 kg de fezes por dia.

Tendo em conta que, de uma maneira geral, no Brasil a remoção de dejetos do rebanho confinado, de bovinocultura leiteira é feita com recurso à água, a estimativa de geração de resíduos atrás referida dessa atividade sobe para 112,8 kg, é feita com base no valor apontado no estudo de GAC *et al.* (2007).

Tem-se então que a real estimativa de produção de dejetos de bovinos leiteiros confinados no Brasil está em torno de 379,121 milhões de kg de dejetos por dia.

Segundo LUCAS JR. 1987, o potencial de produção de biogás para o dejetos bovino anda em torno de $0,041\text{m}^3/\text{kg}$, ou seja, estima-se que o Brasil no referente aos dejetos produzidos pela bovinocultura leiteira tenha uma capacidade atual de produção de 15,54 milhões de m^3 por kg por dia de biogás que equivale a aproximadamente 20,83 MWh de energia elétrica.

2.3. Biodigestão Anaeróbia no Sistema HASL

A biodigestão anaeróbia de cama de frango e de dejetos frescos de bovino leiteiro tem se mostrado como um tratamento atrativo, que fornece diversos benefícios, incluindo a melhoria da qualidade dos resíduos como fertilizante; redução de odores, patógenos, recuperação de nutrientes e diminuição de emissão de gases de efeito de estufa; produzindo um combustível renovável, o biogás (HAWKES *et al.*, 1984; KAPARAJU e RINTALA, 2003; HARTMANN e AHRING, 2005; KARIM *et al.*, 2005; ALBERTSON *et al.*, 2006; UMETSU *et al.*, 2006; AMON *et al.*, 2007; CHAE *et al.*, 2008).

A biodigestão anaeróbia é uma técnica amplamente usada para o tratamento de resíduos. Ela é aplicada sob diferentes gamas de temperatura: psicrófilas (<25 °C), mesofílicas (25–40 °C) e termofílicas (>45 °C) (VAN LIER, 1995).

LEITE e POVINELLI (1999) citam que os processos anaeróbios tratam um grande número de substratos, devido ao fato das bactérias anaeróbias apresentarem características especiais. Dessas características, se pode citar a pequena taxa de utilização de energia para conversão em massa celular, sendo que grande parte se destina à formação de biogás.

Devido ao número variado de processos existentes atualmente, a biodigestão anaeróbia (BA), tem adquirido o rótulo de tecnologia de confiança, relativamente à sua capacidade de redução de sólidos e produção de biogás a partir de resíduos orgânicos.

SHAHRIARI *et al.* (2011) afirmam que, existem três categorias relativas à mistura e conteúdo de sólidos: (a) baixo teor de sólidos ou processo úmido com menos de 20% em sólidos totais (ST), (b) alto teor de sólidos ou processo seco com mais de 20% em sólidos totais (ST) e (c) processo semi-seco com aproximadamente 20% de sólidos totais (ST).

A digestão úmida de resíduos orgânicos pode ser realizada num sistema de reatores convencionais. Por meio da incorporação de resíduos orgânicos, diluídos em água fresca ou num lixiviado de recirculação (DE LACLOS *et al.*, 1997; HAMZAVI *et al.*, 1999). Se ainda houver disponibilidade, através de co-digestão com um resíduo mais líquido (BUJOCZEK *et al.*, 2002; AGDAG e SPONZA, 2007). Em alguns casos água da torneira (PAVAN *et al.*, 2000), noutros pode se misturar lixiviado sem tratamento com água purificada. Ambientalmente ou economicamente não é viável ou praticável o uso de

água potável para a diluição. Existem restrições quanto aos limites de utilização de água de reuso, para tal a reciclagem do lixiviado é uma boa solução.

AMON *et al.* 2006, encontraram que, lodo não tratado emite 226.8 g NH_3/m^3 e 92.4 kg $\text{CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$, (emissões de amônia essencialmente de aplicações no campo) e que a biodigestão anaeróbia é uma forma muito eficaz para redução de emissões de gases de efeito de estufa (37.9 kg $\text{CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$).

O sistema híbrido (HASL) é similar a um sistema convencional de duas fases.

Durante a fase inicial, ocorre hidrólise do material, havendo liberação de uma grande quantidade de dióxido de carbono (CO_2). Esta é a fase acidogênica, o pH tem tendência a cair para valores abaixo de 6. Posteriormente, com a redução da produção de CO_2 , ocorre a metanogênese, fase onde há produção de metano e o pH se eleva, sendo esta fase mais estável do que a inicial.

O tratamento anaeróbio dos resíduos em questão envolve dois estádios distintos WILLIAMS, (1999). No primeiro estágio, os componentes complexos, incluindo gorduras, proteínas e polissacarídeos, são hidrolisados e quebrados até aos seus componentes menores. Isto é facilitado por bactérias facultativas e anaeróbias, que depois sujeitam os produtos da hidrólise à fermentação e outros processos metabólicos levando à produção de compostos orgânicos simples. Este primeiro estágio é habitualmente referido como fermentação ácida. Neste estágio, o material orgânico é simplesmente convertido em ácidos orgânicos, álcoois e novas células bacterianas. O segundo estágio, envolve a conversão da hidrólise dos produtos em gases (principalmente metano e CO_2), por variadas espécies diferentes de bactérias estritamente anaeróbias, sendo referida como fermentação metanogênica.

O acúmulo de resíduos de produtos de origem microbiana, de componentes recalcitrantes de resíduos orgânicos tratados, assim como, de componentes intermediários de degradação tais como amônia no lixiviado reutilizado, podem ser responsáveis pela produção de condições inibitórias para a normal ação do consórcio microbiano na digestão. Infelizmente na literatura existente, o conhecimento sobre o uso de água de reuso, na digestão de resíduos orgânicos é muito limitado. NORDBERG *et al.* (1992), relataram que a BA não pode ser mantida, se na diluição só for usado lixiviado, devido a um acúmulo no sistema de concentrações inibitórias de amônia. Nestes procedimentos, as misturas de água/lixiviado não foram criteriosas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local e descrição do experimento

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biomassa e Biodigestão Anaeróbia, do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista, UNESP – Campus de Jaboticabal, cujas coordenadas geográficas são: 21° 15' 22" S. 48° 18' 58" W. A temperatura média anual é de 22,2°C e a altitude média é de 595m.

O experimento foi conduzido no período de Abril de 2012 a Junho de 2013, usando biodigestores construídos e instalados no Departamento de Engenharia Rural, os quais possuem capacidade útil de 82 litros (reator UASB) e 62 litros (reatores batelada) de substrato em fermentação.

3.2. Reatores usados

Na Figura 1, pode-se observar o sistema híbrido anaeróbio sólido-líquido (HASL), o qual é constituído por um reator UASB e dois reatores batelada. Possui ainda três gasômetros para coleta de gás, e duas bombas peristálticas para auxiliar a recirculação do lixiviado.

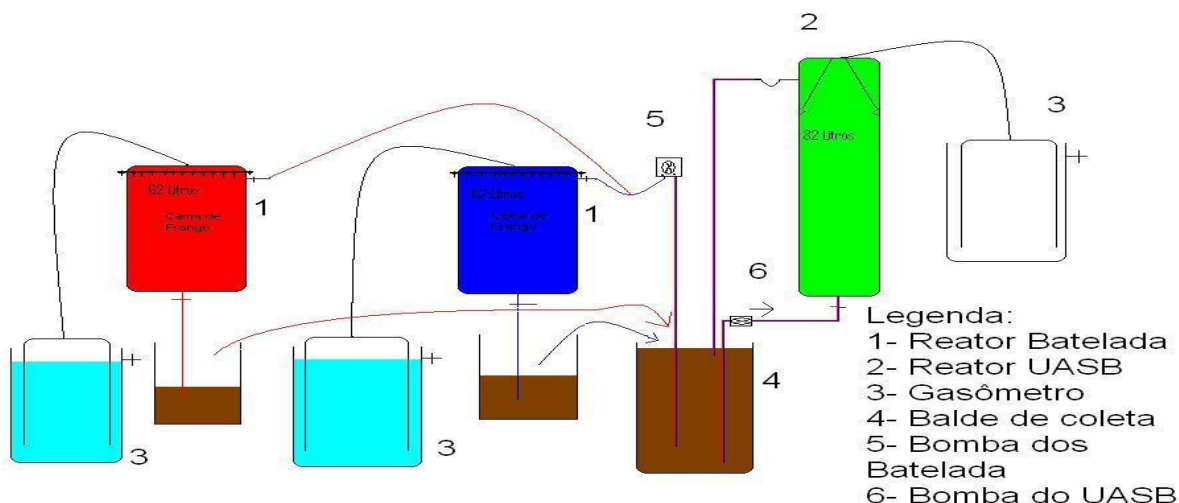


Figura 1. Vista geral esquemática do sistema HASL. Fonte: o autor

Este sistema híbrido (HASL) foi desenvolvido por meio de especificações referidas em diferentes trabalhos (DEMIRER E CHEN 2005; WANG *et al.* 2005; STABNIKOVA *et al.* 2008; SREEKANTH *et al.* 2009; PARAWIRAA *et al.* 2009; CHINELLATO *et al.* 2012), tendo sido modificado neste caso, para permitir o tratamento de cama de frango, e permitir também a obtenção de uma melhor eficácia na produção de biogás.

Na Figura 2, observam-se os reatores utilizados no experimento, dois batelada (A) e um UASB (B).



Figura 2. Reatores utilizados no sistema HASL. Fonte: o autor

O reator batelada é composto por um tubo de PVC de 300 mm, selado na extremidade inferior por um cap. Nesse cap foi instalado um registro de plástico de 25 mm, Figura 3, que recebeu uma mangueira por onde é feita a descarga do reator.



Figura 3. Vista da parte inferior do reator batelada com o registro de descarga. Fonte: o autor

Na parede lateral do reator, próximo a extremidade superior, foram feitos dois furos para instalação de duas flanges de meia polegada, Figura 4. Uma delas recebeu posteriormente um registro de metal, por onde se efetua o enchimento do reator, a outra recebeu também um registro de metal sendo usado para controlar o nível do líquido na operação de carga do reator.



Figura 4. Vista da parede lateral superior do reator batelada com o registro de nível do líquido e o registro usado para carga do sistema. Fonte: o autor

Na extremidade superior, foi colada uma aba externa (em fibra de vidro), para permitir o uso de uma tampa de PVC com espessura de 10 mm.

Foram feitos furos tanto na tampa, quanto na aba, Figura 5, de forma, a que após a carga inicial do reator, o mesmo seja selado com cola resistente à pressão e contra as intempéries, utilizando-se parafusos, arruelas e porcas para maior resistência. Nessa tampa foi ainda feito um furo ao centro para colocação de um flange de 12 mm que serve de suporte a um espigão de metal com mangueira para coleta do gás produzido no interior do reator, dirigindo-o ao gasômetro.



Figura 5. Vista da tampa e da aba superior do reator batelada. Fonte: o autor

O gasômetro, Figura 6, é constituído por dois cilindros de 250 e 300 mm de diâmetro que se encontram inseridos, um no interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a parede interna do cilindro exterior comporte um volume de água (“selo de água”), atingindo profundidade de 500 mm.



Figura 6. Vista de gasômetro utilizado no sistema. Fonte: o autor

O cilindro de 300 mm de diâmetro é fixado sobre um cap com 2,5 cm de espessura, recebendo o cilindro de 250 mm de diâmetro no seu interior.

O cilindro de 250 mm diâmetro tem a extremidade superior (que se encontra em contato com o ar livre) vedada com um cap, que faz a recepção do gás. A outra extremidade encontra-se submergida no selo de água para armazenar o gás produzido.

O reator de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), Figura 7, é constituído por um tanque, que possui um compartimento digestor localizado na base, contendo o leito de lodo biológico, sendo que no topo se localiza um decantador precedido por um sistema de separação de gás (defletor).

O afluente a ser tratado se distribui uniformemente na base do reator, passando pela camada de lodo, através da qual a matéria orgânica é transformada em biogás. O gás produzido é impedido pelos defletores de se dirigir ao sedimentador, entrando apenas em algumas regiões do reator.

A porção de lodo que atinge o decantador é separada, voltando à base do reator, sendo o afluente uniformemente removido da superfície do mesmo.

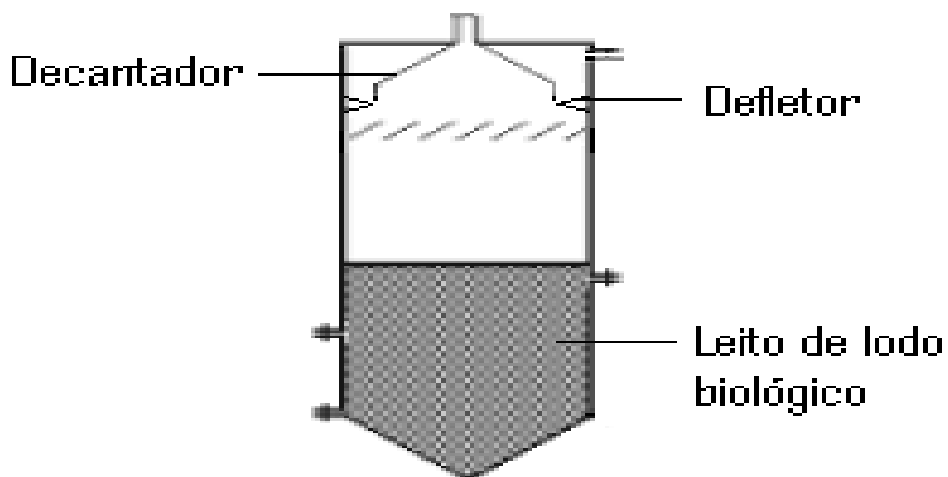


Figura 7. Vista de esquema transversal de um reator UASB. Fonte: o autor

3.3. Abastecimento do UASB

O reator UASB foi abastecido com uma mistura de 5,1 kg de dejetos de bovinos leiteiros, 45,9 kg de água e 9 kg de inóculo, estabelecendo a proporção de 1:9:2. A mistura foi passada por uma peneira estática com malha 1 mm. Foi injetado o volume de 25,5 kg no reator ou equivalente aproximadamente a 1/3 do seu volume total com a mistura, o volume restante foi completado com água.

Os dejetos de bovinos leiteiros usados no experimento foram obtidos na saída da sala de ordenha do setor de bovinocultura de leite, localizado no Campus Jaboticabal, da UNESP. Coletaram-se 16,3 kg dejetos bovinos por meio de raspagem direta do piso de concreto na saída da sala de ordenha, após as vacas terem passado pela ordenha. Os dejetos foram transportados até o laboratório onde foram homogenizados para evitar alguma diferença no padrão de excreção de cada animal.

A segunda carga foi realizada em 22 de outubro de 2012 e a terceira em 05 de fevereiro de 2013. Nestas cargas a mistura feita foi de 10 Kg de dejetos frescos de bovino e inóculo já formado no interior do UASB; a diluição foi de 1:9. A mistura foi de novo submetida à separação da fração líquida por meio de uma peneira com malha de 1 mm. O reator UASB foi abastecido de uma só vez, sendo que o volume do reator é de 82 litros.

A dieta dos bovinos, na época da realização do experimento, foi silagem de milho e concentrado (60:40). O concentrado era composto por 65,4% de milho em grão moído, 30,1% de farelo de soja e 4,5% de mistura mineral (Composição/kg do produto: Ca = 190 g; P = 73 g; Na = 62 g; Cl = 90 g; Mg = 44g; S = 30 g; Zn = 1350 mg; Cu = 340 mg; Mn = 940 mg; Fe = 1064 mg; Co = 3 mg; I = 16 mg; Se = 10 mg; F (máx.) = 730 mg e veículo q. s. p. = 1000 g), conforme informações colhidas junto do Setor de Bovinocultura de Leite da UNESP. Foram coletadas amostras sólida e líquida do dejetos e da mistura para análises.

3.4. Carga dos Biodigestores batelada

Realizou-se um ensaio experimental, utilizando CF reaproveitada de três lotes (aproximadamente 147 dias de criação). A CF foi coletada na granja São José, dos irmãos Canalli no município de Monte Alto-SP e tinha como principal constituinte a casca de amendoim. A cada reutilização a cama é revirada com uma rotativa, o que pode aumentar o teor de sílica na cama.

Para a carga do reator batelada nos dois ensaios foram utilizados 10 kg de cama de frango, contidos em um saco de nylon 100 µm, conforme Tabela 01. O saco foi colocado no interior do reator entre a peneira inferior e a peneira superior. No primeiro ensaio, completou-se o volume remanescente do reator com água até perfazer o volume de 62 litros, no ensaio 2, o líquido usado para a hidrólise da cama foi uma mistura de água com lixiviado de recirculação. Foram coletadas amostras de líquido inicial e da cama de frango, com que se efetuaram a carga no biodigestor para análises futuras.

Tabela 1 Carga dos reatores batelada, nos dois ensaios, com os respectivos valores de Sólidos totais e voláteis

Ensaio	Quantidade de cama de Frango (kg)	Quantidade de Líquido (kg)	ST na cama (%)	SV na cama (%)	ST no líquido (%)	SV no líquido (%)
1	10	52 ^(a)	87,60	77,43	-	-
2	10	28,6 ^(a) + 23,4 ^(b)	87,60	77,43	0,99	95,92

(a) água; (b) inóculo já formado;

3.5. Rotina de funcionamento do sistema

O sistema híbrido é composto por um reator UASB e por dois reatores batelada, duas bombas peristálticas (uma de 10 litros de vazão máxima e ou outra de 15 litros de vazão máxima) um balde coletor de lixiviado, instalado entre o reator UASB e um dos reatores batelada.

A bomba (vazão máxima de 10 l/h) acoplada ao reator UASB, fica em funcionamento contínuo, a uma vazão máxima aproximada de 3,35 litros/hora.

A bomba (vazão máxima de 15 l/h) acoplada aos biodigestores batelada, efetuando carga a cada 48 horas, após esvaziamento do biodigestor batelada que estiver em operação.

O volume útil do biodigestor (30 L) é novamente carregado, demorando essa operação em torno de 1 hora e meia. Após esvaziamento do biodigestor batelada, foi feita uma coleta de amostra do lixiviado para análise de pH, alcalinidade, ácidos voláteis e DQO; foram coletados também no mesmo dia, uma amostra do líquido que sai do reator UASB, realizando-se as mesmas análises já mencionadas.

3.6. Análises Laboratoriais

3.6.1. Teores de sólidos totais e voláteis

As amostras dos dejetos nos ensaios foram submetidas à pré-secagem, em estufa com circulação de ar forçada a 65 °C, durante 72 h. Após a pré-secagem, as amostras foram submetidas às análises de Sólidos Totais corrigidos (STc) em estufa de circulação de ar forçada por 2 h a 110 °C. Os ST resultantes foram para a mufla a 575 °C, durante 2 horas de maneira a que se possa fazer a determinação de Sólidos Voláteis (SV), conforme descrito em APHA (2005).

Para sólidos totais:

$$ST = 100 - U \text{ e } U = (PU - PS) / PU \times 100$$

No qual:

ST = teor de ST, em porcentagem;

U = teor de umidade, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

PS = peso seco da amostra, em g.

Para sólidos voláteis:

$$SV = ST - \text{cinzas e cinzas} = \{1 - [(PU - Pm) / PU]\} \times 100$$

No qual:

SV = teor de SV, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

Pm= peso obtido após queima em mufla, em g.

3.6.2. Determinação do pH

Foram realizadas medições de pH, para se determinar o potencial hidrogênionico, 3 vezes por semana, nos afluentes e efluentes com o auxílio de um pHmetro digital da Marconi. A medida do pH indica a acidez ou basicidade de uma solução. A escala de pH é de 0 a 14. Assim, soluções com pH abaixo de 7 são ditas ácidas e soluções com pH acima de 7 são ditas básicas.

O controle do pH no tratamento do afluente é um dos fatores mais importantes a ser mantido para se obter uma boa eficiência do processo.

3.6.3. Determinação da Alcalinidade

Os parâmetros de alcalinidade total (AT), obtidos com a titulação da amostra até pH 4,30 e a alcalinidade parcial (AP), com titulação até pH 5,75, foram determinados 3 vezes por semana nos afluentes e efluentes obtidos na saída dos reatores em funcionamento, segundo metodologias descritas por JENKINS *et al.* (1991) e APHA, AWWA, WPCF (2000). Esta última com o objetivo de distinguir a contribuição relativa do efeito tampão produzido por bicarbonatos. Por meio desta metodologia determinou-se também o valor da alcalinidade intermédia (AI), entre o pH 5,75 e 4,30, o qual foi calculado pela diferença entre a AT e a AP ($AI = AT - AP$) e indicando por essa via a alcalinidade devido a presença de ácidos voláteis.

3.6.4. Determinação dos ácidos voláteis

A determinação dos ácidos voláteis foi também realizada 3 vezes por semana por titulometria. Inicialmente, extraiu-se da amostra o composto carbônico, reduzindo-se o pH para 3,4 e mantendo-a por 3 minutos em ebulição, conforme descrito por DILALLO & ALBERTSON (1961). O valor de ácidos voláteis presentes na amostra, baseia-se no volume de hidróxido de sódio consumido para elevar o pH da amostra de 4,0 para 7,0.

3.6.5. Determinação da DQO

Segundo APHA (2005), determinação da demanda química de oxigénio (DQO), é um parâmetro que faz a medida do oxigénio necessário à oxidação da matéria orgânica numa amostra. A matéria orgânica é destruída por uma mistura sulfocrômica nela presente. O excesso de dicrómato de potássio é determinado por titulação ou por colorimetria.

Os valores da demanda química de oxigénio (DQO), foram obtidos por método colorimétrico, tendo-se utilizado um espectrofotómetro modelo DR/2000 da HACH e um bloco digestor para a DQO, também da HACH. A metodologia, descrita nos manuais do aparelho, fez uso da digestão ácida no meio a ser analisado com dicrómato de potássio e catalisadores. Usou-se reta padrão existente na memória do aparelho. Esta metodologia é equivalente à descrita no manual da APHA (American Public Health Association) (2005).

3.6.6. Determinação do volume de biogás

O volume de biogás produzido diariamente no biodigestor batelada e no reator UASB, foi determinado pela medição do deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área da secção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura os gasômetros foram levados novamente a zero, utilizando-se o registro de descarga do biogás. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20°C foi efetuada com base no trabalho de CAETANO (1985).

3.6.7. Cálculo do potencial de produção do biogás

O potencial de produção de biogás foi calculado por meio dos dados de produção obtidos nas observações diárias e as quantidades de dejetos “in natura”, de substrato, de sólidos totais e de DQO adicionada nos biodigestores, além das quantidades de sólidos

voláteis reduzidos durante o processo de biodigestão anaeróbia. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de substrato, de dejetos ou de sólidos totais e voláteis.

3.6.8. Análise da composição do biogás

As análises da composição do biogás, produzido nos biodigestores, foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), por meio do cromatógrafo de fase gasosa Finigann GC-2001, equipado com as colunas Porapak Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados, em primeiro lugar os resultados obtidos das análises relativas ao biodigestor UASB, seguidos dos resultados relativos aos biodigestores batelada e dos dados de produção total, percentual de metano e dióxido de carbono, do biogás do sistema HASL em cada um dos ensaios 1 e 2.

4.1. Biodigestor UASB

Nas Tabelas 2 e 3 estão apresentados os valores médios de pH, alcalinidade total, acidez volátil e DQO total do afluente e efluente do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2, respectivamente.

Tabela 2 Valores médios de pH, alcalinidade, acidez volátil e DQO do biodigestor UASB, referente ao ensaio 1.

pH		Alcalinidade total (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)		Acidez Volátil (mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$)		DQO Total (mg L^{-1})	
Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
7,69	8,28	8544	7968	3372	840	15385	8955
7,88	8,20	8264	7792	3852	828	11278	7642
8,15	8,43	8768	7736	2148	960	10941	8484
8,12	8,45	8464	7088	1812	768	11278	7036
8,38	8,55	8280	7216	1392	690	7878	7878
8,14	8,59	8736	8496	1152	744	7305	5555
8,20	8,53	8496	7472	1056	660	9123	6767
8,19	8,47	8784	7816	1020	744	8147	8888
8,48	8,54	8864	7750	888	756	6161	6194
8,32	8,63	8560	7304	972	708	8618	7878
8,60	8,67	8608	7144	912	768	7810	6194
8,61	8,36	7264	8720	888	708	11413	6767
8,50	8,37	8996	8112	852	744	7575	7305
8,59	8,62	7984	7640	756	612	7810	7272
8,76	8,72	8560	8064	648	696	7440	9393
8,75	8,70	8208	7672	780	708	9090	9191
8,86	8,77	8104	7648	792	756	9696	9191
8,70	8,68	8056	7496	804	732	8214	9359
8,60	8,59	8408	7864	756	708	9224	8012
8,62	8,68	8144	7864	696	708	7709	7440
8,88	8,81	6496	6192	672	720	8787	9090
8,39	8,61	6648	6248	780	708	8652	8618
8,58	8,63	6184	6352	684	684	8416	7575
8,79	8,74	7808	7656	744	756	8888	9292
8,61	8,80	7840	7536	672	672	8383	9527
8,69	8,75	7872	7776	648	660	7373	8282
8,61	8,66	7960	7920	624	636	10571	9561
8,87	8,85	7696	7392	636	372	6497	6632

Tabela 3 Valores médios de pH, alcalinidade, acidez volátil e DQO do biodigestor UASB, referente ao ensaio 2.

pH		Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)		Acidez Volátil (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)		DQO	
Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
8,47	8,77	15520	7320	3384	552	22927	7608
8,36	8,50	9888	8440	2112	1032	13534	9898
8,47	8,57	10120	9320	1860	1332	11783	10234
8,43	8,52	9976	8832	1488	1068	11547	7474
8,57	8,51	9688	8304	1620	1692	8854	8753
8,76	8,55	9320	8376	1500	1608	9965	11413
8,46	8,46	9600	8768	1380	1704	9460	11009
8,51	8,37	9392	9016	1416	1548	9696	9797
8,54	8,47	9632	9100	1284	1512	8787	10100
8,49	8,14	9472	9224	1068	1332	9830	10638
8,20	8,56	9880	9280	1056	1008	13264	11312
8,25	8,34	9472	9240	1068	840	8787	8585
8,33	8,30	9440	9176	924	852	9527	10403
8,25	8,35	9280	8904	708	840	10335	10470
8,35	8,49	8728	8416	840	876	9292	9729

Esses valores foram obtidos com análises realizadas ao longo dos ensaios, permitindo assim controlar o funcionamento do sistema e determinar a capacidade de tratamento do biodigestor UASB. Tanto a alcalinidade como os ácidos voláteis derivam primariamente da decomposição da matéria orgânica durante a digestão e estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle e operação adequada dos processos anaeróbios.

Na Figura 8 estão representadas as retas relativas aos valores médios de pH do afluente e efluente com todas as suas variações ao longo do processo de biodigestão anaeróbia, do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.

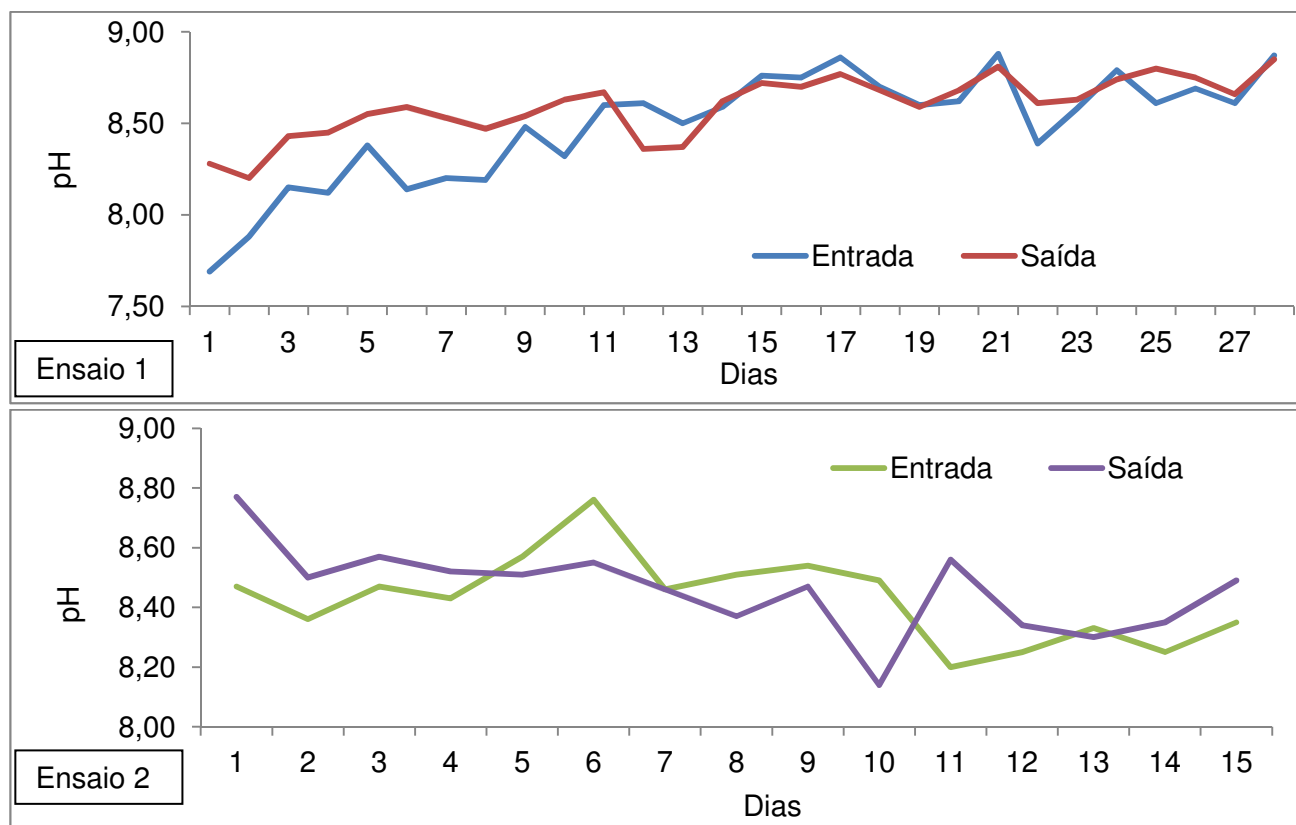


Figura 8. Gráficos dos valores médios de pH do afluente e efluente do UASB nos ensaios 1 e 2.

Com relação aos valores de pH observa-se que os mesmos estiveram superiores àqueles apontados por CHERNICHARO (2007), que sugere valores entre 6,6 e 7,4 como ideais à biodigestão anaeróbia. Observaram-se no ensaio 1 valo de 7,50 a 9,00 e no ensaio 2 entre 8,00 e 9,00. Porém, quando comparados com os valores obtidos por BAONING *et al.* (2010) e MASSACCESI *et al.* (2013), observa-se que, para sistemas híbridos de duas fases, esses valores estão perto do que se espera.

Na Figura 9 estão representadas as retas relativas aos valores médios de alcalinidade total obtidos pela análise do afluente e efluente do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.

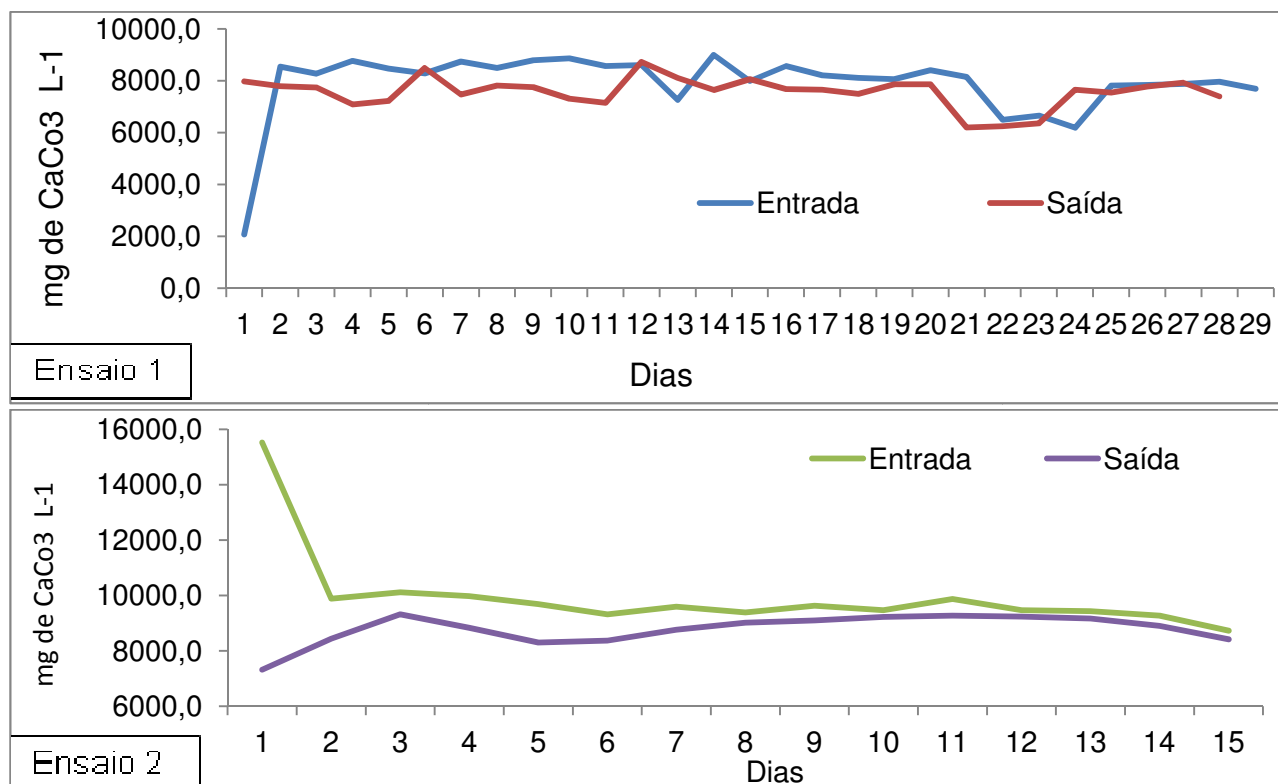


Figura 9. Valores médios de alcalinidade total do afluente e efluente do UASB, ensaios 1 e 2

No início do processo de bioestabilização, os resíduos orgânicos produzem material com baixa alcalinidade a bicarbonato e elevada alcalinidade a ácidos voláteis. Segundo JENKINS (1991), alcalinidade total (AT) está diretamente ligada a todos os compostos capazes de neutralizar ácidos, incluindo, entre outros, os íons CO_3^- (carbonatos), HCO_3^- e ácidos voláteis. A alcalinidade intermediária é calculada pela diferença de alcalinidade parcial (AP) com AT.

No ensaio 1 a alcalinidade total apresentou um valor inicial baixo (início do processo – hidrólise), valores que foram aumentando com o desenvolvimento do processo (metanogênese). Durante a fase de metanogênese, a alcalinidade total do processo se manteve praticamente constante.

No ensaio 2, a alcalinidade total inicial começa com um valor elevado, eventualmente por presença excessiva de amônia no lixiviado de recirculação.

Comparando os valores de alcalinidade total obtidos com os de outros autores, pode-se inferir que os valores obtidos no ensaio 1 são próximos aos valores obtidos por SHAHRIARI *et al.* (2012) e MASSACCESI *et al.* (2013). No ensaio 2, os valores iniciais foram muito elevados, por motivos anteriormente apresentados. Com o desenvolvimento

da atividade no ensaio 2, obtiveram-se valores parecidos aos dos autores anteriormente citados, valores esses praticamente constantes e iguais aos obtidos no final do ensaio 1.

Na Figura 10, estão representadas as retas dos valores médios de acidez volátil, obtidos da análise de amostra do líquido de entrada e saída coletadas ao longo do processo de BA, do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.

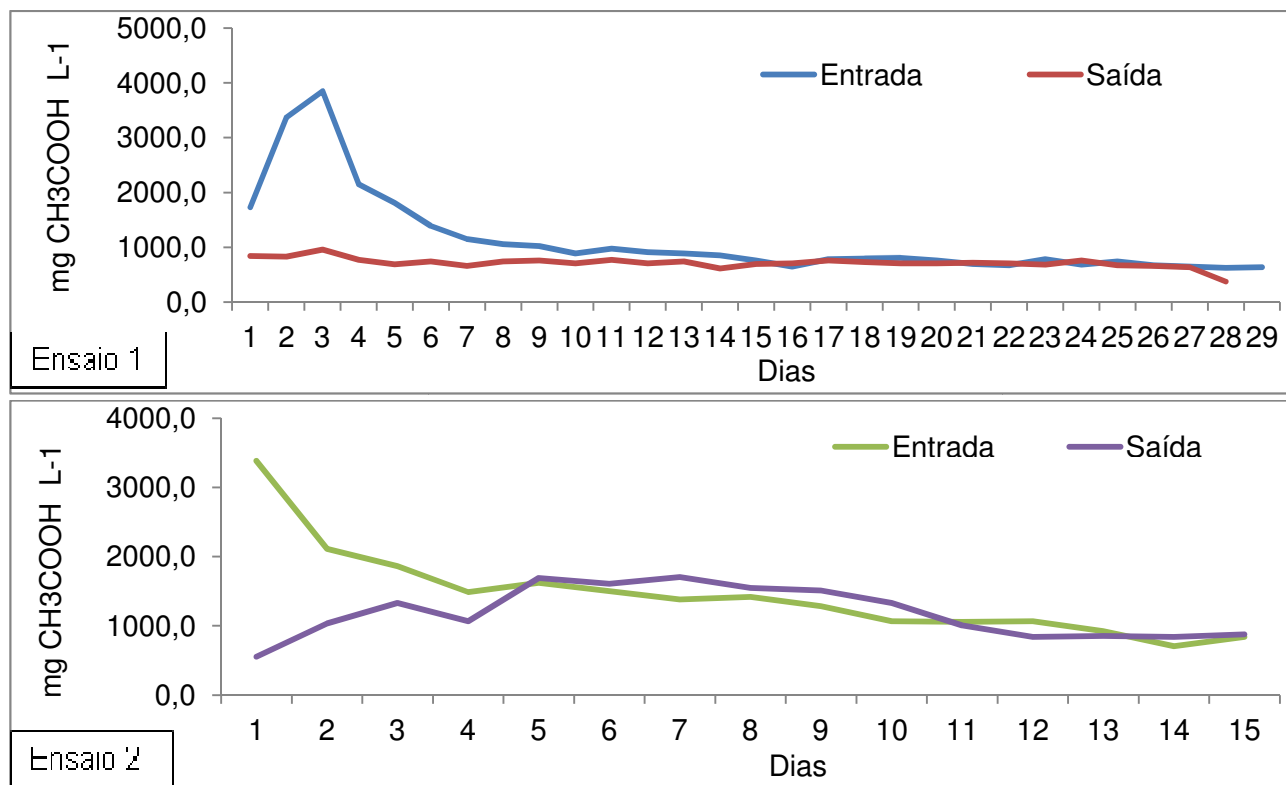


Figura 10. Valores médios de acidez volátil, de entrada e saída do UASB nos ensaios 1 e 2

A geração de grandes concentrações de AVT acelera a atuação de bactérias acidogênicas, porém, é inibitória aos microrganismos metanogênicos, uma vez que não consomem os ácidos resultantes da acidogênese com a mesma rapidez com que são produzidos (LETTINGA, 1985).

Pela observação da Figura 10, podemos afirmar que relativamente ao teor de ácidos voláteis presente no afluente, tanto no ensaio 1 quanto no ensaio 2, os valores encontrados foram muito baixos. Os resultados obtidos em ambos os ensaios, quando comparados com trabalhos de autores como WANG *et al.* (2005), STABNIKOVA *et al.* (2008), BAONING *et al.* (2010) e MASSACCESI *et al.* (2013), são inferiores quando

comparados com a literatura existente. Apesar dos valores encontrados no estudo, com este sistema HASL, houve grande de produção de gás, revelando assim a eficácia do sistema para a produção de gás.

Na Figura 11, estão representadas as retas dos valores médios de DQO total, obtidos da análise do líquido de entrada e saída do biodigestor UASB, nos ensaio

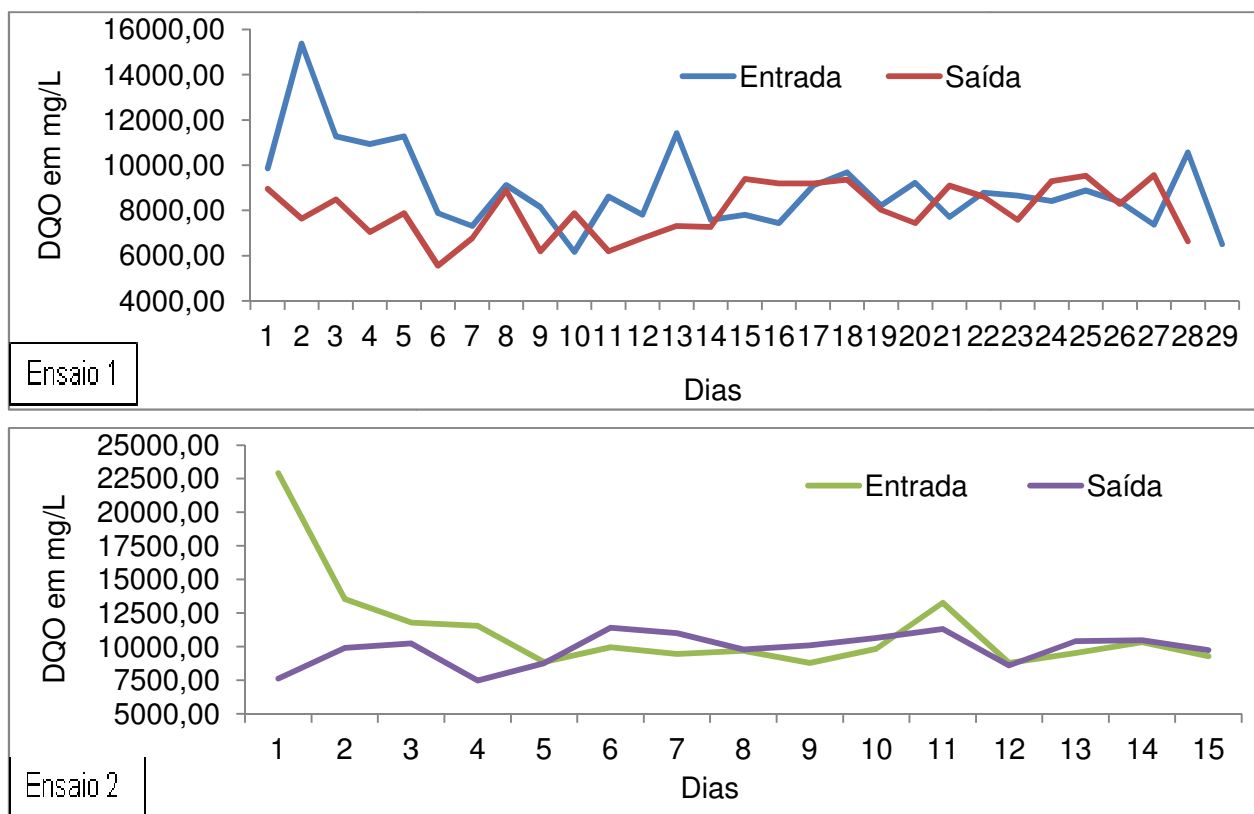


Figura 11. Valores médios de DQO total, de entrada e saída do UASB, nos ensaios 1 e 2

Observa-se que a DQO total dos ensaios 1 e 2, pela análise das Tabelas anteriores e da Figura 11, apresentou uma redução substancial dos valores. Essa redução é semelhante à obtida nos trabalhos de WANG *et al.* (2005) e STABNIKOVA *et al.* (2008), que apesar de terem usado resíduos diferentes, utilizaram um sistema semelhante ao usado nesta pesquisa. Porém, observa-se que, com algumas instabilidades no processo de BA, o efeito de tratamento do UASB sobre o lixiviado do sistema, foi ligeiramente afetado.

Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios da produção semanal de biogás e teor de metano do biodigestor UASB, nos ensaios 1 e 2.

TABELA 4 Dados de produção semanal e teor de metano do biogás nos dois ensaios do biodigestor UASB

Semanas	Ensaio			
	1	2	1	2
	m ³ biogás	m ³ metano	m ³ biogás	m ³ metano
1	0,06179	0,04977	0,02012	0,01678
2	0,07975	0,06900	0,01740	0,01332
3	0,02202	0,02044	0,00515	0,00443
4	0,02377	0,02131	0,00116	0,00104
5	0,01774	0,01649	0,00094	0,00089
6	0,01365	0,01337	-	-
7	0,00799	0,00747	-	-
8	0,00156	0,00153	-	-
9	0,00493	0,00424	-	-

Na Figura 12 estão representadas as retas relativas às análises feitas semanalmente do biogás produzido pelo biodigestor UASB, nos ensaios 1 e 2.

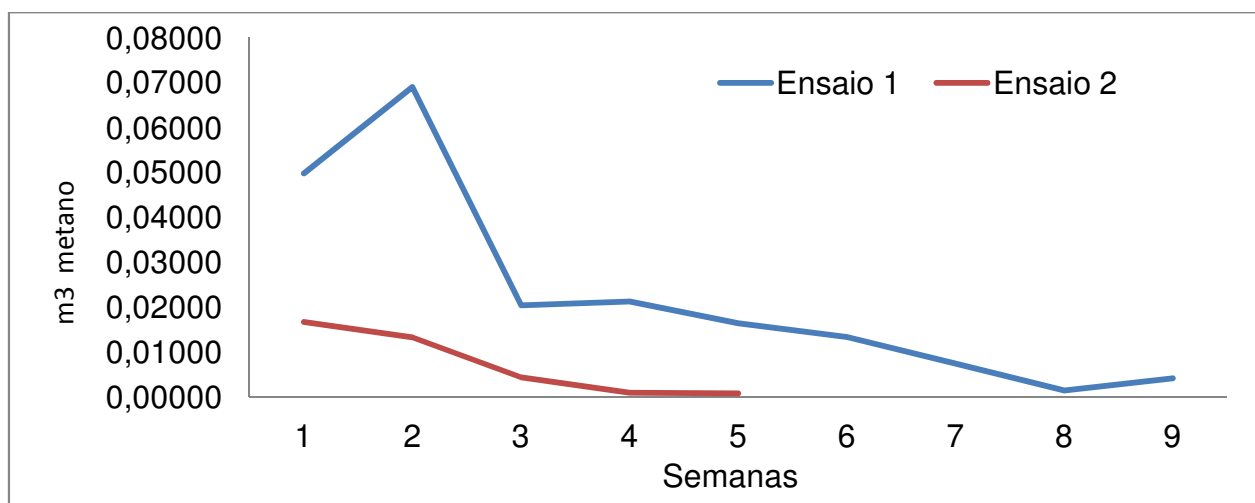


Figura 12. Teores semanais de metano no biogás do biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2.

Os valores semanais de produção de biogás e de metano na Tabela 4 e Figura 12, são relativos ao período em que houve carga no sistema. No ensaio 1, observa-se que até a 6ª semana, o biogás produzido no UASB revelou teores de metano superiores quando comparado com o estudo de WANG *et al.* (2005). A partir da 7ª semana até o fim do ensaio, tanto a quantidade quanto a qualidade do biogás produzido, foram decrescendo substancialmente. No ensaio 2, observa-se que os valores de biogás

produzidos no UASB foram substancialmente inferiores, devendo-se essa fraca produção ao fato de ter ocorrido um elevado acúmulo de amônia no afluente e também à fraca produção de ácidos voláteis.

Na Figura 13 estão representadas as retas relativas à produção diária de biogás no biodigestor UASB, para os ensaios 1 e 2.

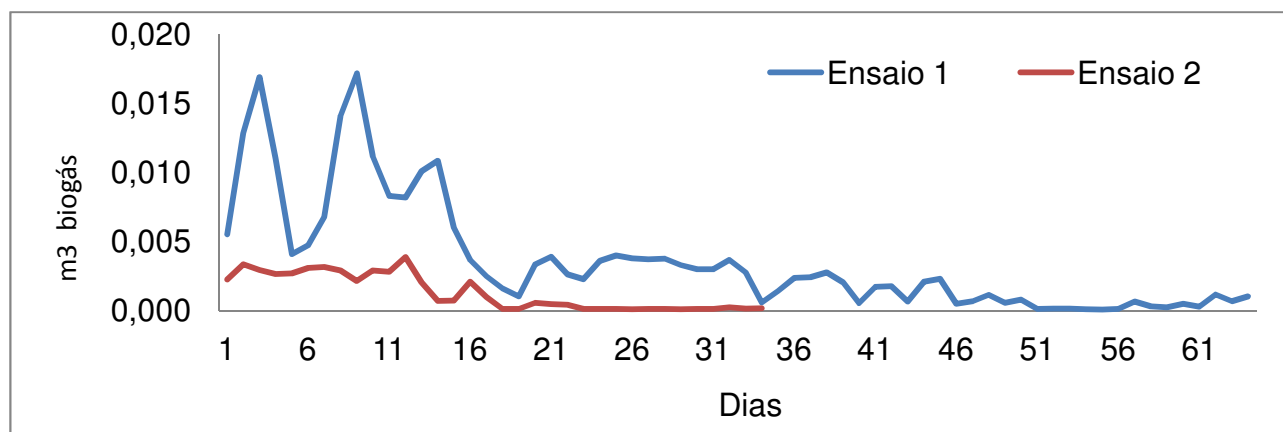


Figura 13. Produções diárias de biogás no biodigestor UASB nos ensaios 1 e 2

Observando-se a Figura 13, pode-se inferir que a presença de substâncias recalcitrantes no afluente terá dado origem a uma baixa produção de biogás no reator UASB, denotando-se claramente a necessidade de operar o sistema em períodos menores (menor número de ciclos de recirculação), impossibilitando assim o acúmulo de substâncias nocivas no afluente. Outra escolha possível é a renovação do afluente por meio de diluição em água ou inclusão de uma fonte de carbono no sistema como forma de impedir a falência do sistema.

Na Tabela 5, estão apresentados os valores de potencial de produção de biogás (m^3) por DQO adicionada e reduzida (kg) e também o potencial de produção de biogás (m^3) por kg de lixiviado do biodigestor UASB, nos ensaios 1 e 2.

TABELA 5 Valor dos potenciais de produção de biogás (m^3) por kg de DQO adicionada, reduzida e por kg de lixiviado do biodigestor UASB

Potencial de produção	Ensaio	
	1	2
m^3 de biogás /kg DQO ad	0,02995	0,00890
m^3 de biogás /kg DQO red	0,29226	0,07400
m^3 de biogás /kg lixiviado	0,00777	0,00149

Analisando-se os valores presentes na Tabela 5, observa-se que a fase de metanogênese no biodigestor UASB foi pouco eficaz, tendo em conta a quantidade de 30 kg de lixiviado, usado nas cargas efetuadas. A quantidade de gás (m^3) produzido por kg de lixiviado foi muito baixa. Quando se compara estes valores com os obtidos por STABNIKOVA *et al.* (2008), constata-se que são substancialmente inferiores aos dos autores, apesar das diferenças óbvias no resíduo usado no sistema.

4.2. Biodigestor Batelada

Na tabela 6 estão apresentados os valores da carga efetuada com cama de frango, de sólidos totais e voláteis, encontrados nas análises das amostras coletadas do líquido do biodigestor batelada nos ensaios 1 e 2.

TABELA 6 Dados de entrada e saída de sólidos totais e voláteis em percentagem, quantidade de cama (em kg) nas cargas em matéria natural, no biodigestor batelada, ensaios 1 e 2

Ensaio	1		2	
	ST	SV	ST	SV
Cama de frango, carga inicial	87,60	77,43	87,60	77,43
Carga inicial, inóculo + água	-(X)	-(X)	0,99	45,91
1ª Saída de líquido do batelada	1,05	46,29	2,95	39,79
Última saída de líquido do batelada	1,62	36,45	1,58	31,22
Cama tratada, fim do ensaio	28,08	74,87	26,41	74,26
Quantidade de cama de frango	10 kg		10 kg	

(X) valores de ST e SV do líquido usado na hidrólise da cama de frango. No ensaio 1, esses valores não constam na tabela, uma vez que o líquido usado foi água.

Em ambos os ensaios 1 e 2, a quantidade de CF utilizada na carga inicial do biodigestor batelada foi 10 kg. Pela análise da Tabela 6, pode-se observar que ocorreu redução considerável nos teores de sólidos totais e sólidos voláteis da cama de frango nos dois ensaios. Em relação ao lixiviado de recirculação no ensaio 1 observa-se um aumento no seu conteúdo em sólidos totais do início para o fim do ensaio, podendo esse aumento eventualmente se dever a um efeito de arraste ocorrido no biodigestor UASB (ocasionado por uma vazão de carga excessiva) ou pelo fato de o líquido usado inicialmente para fazer a hidrólise da cama ser água. No ensaio 2, o líquido usado foi uma

mistura de água com lixiviado, tendo a sua redução de sólidos totais ter decorrido a uma taxa razoável. A redução de ST e SV está relacionada com a estabilização do sistema e com a adaptação dos microrganismos anaeróbios. Os valores médios encontrados nesta pesquisa, são muito próximos dos valores encontrados no trabalho de WANG *et al.* (2005). Ao compararmos com os trabalhos de COSTA (2009) e JUNQUEIRA (2011), eles são superiores aos valores encontrados por estes autores.

Na Tabela 7, são apresentados os valores médios semanais de produção e os teores de metano presentes no biogás, produzido pelo biodigestor batelada, nos ensaios 1 e 2.

TABELA 7 Valores médios de produção de biogás e metano no biogás nos ensaios 1 e 2

Semanas	Ensaio			
	1		2	
	m ³ biogás	m ³ metano	m ³ biogás	m ³ metano
1	0,20012	0,05231	0,15772	0,04459
2	0,17775	0,07882	0,23297	0,13070
3	0,14972	0,07769	0,26307	0,15454
4	0,15057	0,09551	0,24268	0,14841
5	0,15691	0,07289	0,20747	0,09637
6	0,17706	0,12437	0,20007	0,12437
7	0,16571	0,08354	0,18039	0,09094
8	0,17158	0,11280	0,17239	0,10291
9	0,19843	0,14405	0,15431	0,09481
10	0,15493	0,11777	0,13529	0,09516
11	0,14740	0,10728	0,14922	0,10016
12	0,10632	0,07429	0,14332	0,10160
13	0,07721	0,04568	0,12199	0,07217
14	0,06668	0,04972	0,14996	0,10368
15	0,04639	0,03316	0,02261	0,01893
16	0,02959	0,02131	0,06698	0,06024
17	0,03622	0,02785	0,07211	0,06214

Na Figura 14., estão representados os valores médios de metano, no biogás, do biodigestor batelada, nos ensaios 1 e 2.

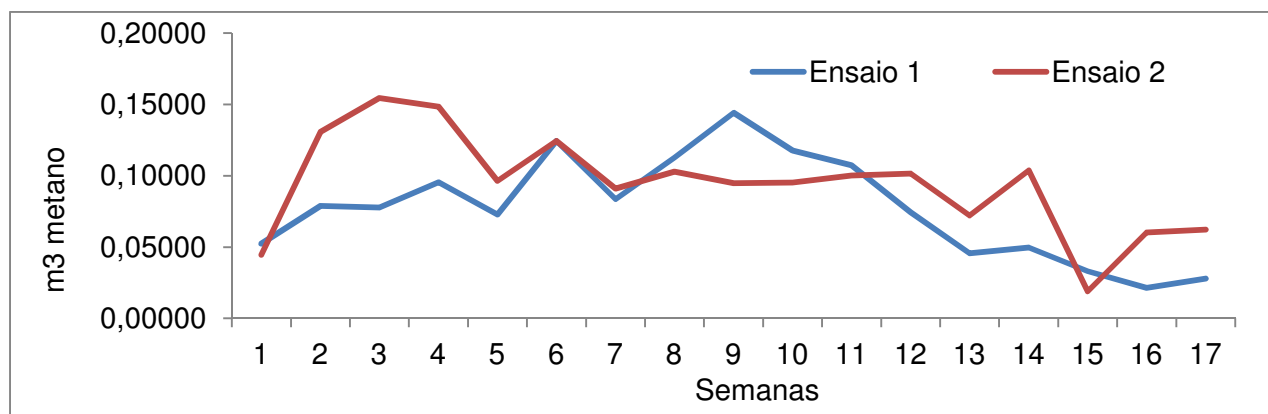


Figura 14. Metano no biogás dos biodigestores batelada nos ensaios 1 e 2

Na Figura 15, estão apresentados os valores médios das produções diárias de biogás, no biodigestor batelada, nos ensaios 1 e 2.

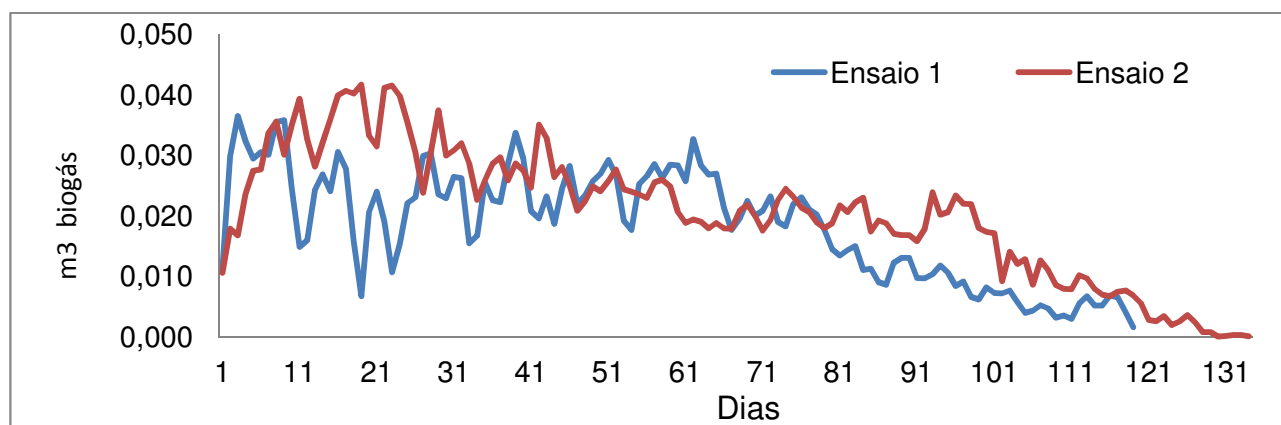


Figura 15. Produções diárias de biogás no biodigestor batelada nos ensaios 1 e 2

Pela observação da Tabela 7 e das Figuras 14 e 15, nota-se que as quantidades de biogás produzidas no biodigestor batelada, nos ensaios 1 e 2, e a porcentagem média de metano encontrada nesse biogás, apresentam teores superiores aos encontrados no trabalho de JUNQUEIRA (2011) em biodigestores batelada. Quando comparadas ao trabalho de WANG *et al.* (2005), os valores são muito próximos, tendo sido usado um sistema de tratamento híbrido anaeróbio de duas fases, em ambos os trabalhos.

Na Tabela 8, são apresentados os valores médios de potencial de produção de biogás por kg de cama, por kg de ST adicionados, por Kg de SV adicionados e por kg de SV reduzidos, presentes nas amostras coletadas no biodigestor batelada, nos ensaios 1 e 2.

TABELA 8 Dados de potencial de produção de biogás do biodigestor batelada m³ de biogás por kg de cama, por kg de ST adicionado, por Kg de SV adicionado e por kg de SV reduzido.

Potencial de produção	Ensaio	
	1	2
m ³ de biogás /kg cama	0,2212	0,2759
m ³ de biogás/kg ST ad	3,3987	1,5089
m ³ de biogás /kg SV ad	0,0771	0,1119
m ³ de biogás /kg SV red	0,3627	0,5194

Os valores do potencial de produção de biogás por kg de cama *in natura* nos ensaios 1 e 2 foram superiores aos valores médios encontrados por SANTOS (2001) em ensaio de biodigestão anaeróbia de cama de frango com 50 dias de retenção hidráulica que foi igual a 0,1001 m³ kg⁻¹ de cama *in natura*. Esse autor realizou um experimento com biodigestores batelada, em que tratou resíduos de cama de frango de pó-de-serra de pinus, os quais apresentaram potenciais de produção de biogás de 0,1418 m³ a 0,3116 m³ kg⁻¹ de ST adicionados. Os valores obtidos nesta pesquisa são superiores, tendo sido usada cama de frango de terceiro lote composta essencialmente de casca de amendoim.

4.3. Produção total de biogás do HASL

Na Tabela 9, são apresentados os dados totais de produção de biogás do sistema HASL (biogás produzido no biodigestor batelada e no biodigestor UASB), a produção de metano e a composição em porcentual de metano e dióxido de carbono presentes no biogás, nos ensaios 1 e 2.

TABELA 9 Dados de produção de biogás dos biodigestores UASB e batelada, nos ensaios 1 e 2

	Ensaio	
	1	2
Produção Total de biogás (m³)	2,4458	2,8045
Produção de metano (m³)	1,8955	2,0529
Porcentual de CH₄ (%)	77,501	73,177
Porcentual de CO₂ (%)	19,216	22,536

Na Figura 16, estão apresentadas as retas representativas dos valores de produção total de biogás no sistema HASL, nos ensaios 1 e 2.

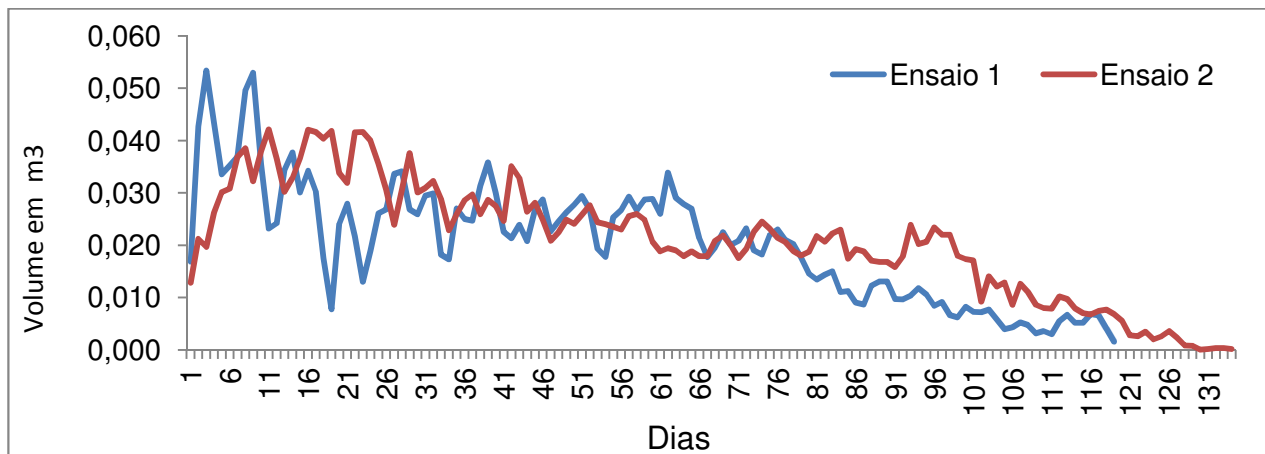


Figura 16. Gráfico das produções totais de biogás nos ensaios 1 e 2

Pela análise da Tabela 9 e da Figura 16, observa-se que apesar do mau controle, da BA durante o processo de tratamento da cama de frango (de terceiro lote) de casca de amendoim, o fato de ser feita a recirculação do mesmo lixiviado ao longo da operação do sistema, leva assim à ocorrência de elevada redução de sólidos voláteis da cama de frango. Essa redução, está na origem da obtenção de grandes quantidades de biogás (ensaio 1 – 2,4458 m³ e ensaio 2 – 2,8045 m³) e do elevado teor de metano presente no biogás (77,5 % no ensaio 1 e 73,2% no ensaio 2), teor esse, semelhante ao obtido por WANG *et al.* (2005).

5. CONCLUSÃO

Como conclusão, da operação do sistema HASL de duas fases, observou-se que é um ótimo sistema de produção de biogás, ensaio 1 – 2,4458 m³ e ensaio 2 – 2,8045 m³, pois permite a obtenção destas quantidades com menores tempos de operação do que os sistemas convencionais de uma só fase. Permite também pela elevada redução de Sólidos voláteis dos resíduos a obtenção de boas porcentagens de metano, 77,5 % no ensaio 1 e 73,2% no ensaio 2. Com relação ao uso de água no processo, permite a redução da quantidade usada quando comparado com sistemas convencionais (de uma fase). A qualidade do lixiviado de recirculação, dependendo do resíduo a ser tratado, pode precisar de cuidados especiais, no sentido de manter a sua qualidade, de forma a permitir um normal desenvolvimento do processo de BA. Nesta pesquisa, no ensaio 2 o lixiviado de recirculação não permitiu o ótimo desempenho do processo de biodigestão anaeróbia, possivelmente devido ao fato de a CF ter liberado grandes quantidades de amônia, na operação do ensaio 1, à falha de tratamento do lixiviado de recirculação, do biodigestor UASB.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEF – Associação Brasileira de Exportadores e Produtores de Frango de Corte. Disponível em: <<http://www.abef.com.br>> Acesso em: 21 de Nov. 2012.

AGDAG, O.N., SPONZA, D.T., 2007. **Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors**. Journal of Hazardous Materials 140 (1–2), p. 75–85.

AIRES, A. M. **Biodigestão anaeróbia da cama de frangos de corte com ou sem separação das frações sólida e líquida**. 2009, 134 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

ALBERTSON, M.L., PRUDEN, A., OLIVER, R.T., 2006. **Enhanced anaerobic digestion of biomass waste for optimized production of renewable energy and solids for compost**. Int. Congress Series 1293, p. 221–229.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st. ed. Washington, DC: APHA, 2005.

AMON, T., AMON, B., KRYVORUCHKO, V., ZOLLITSCH, W., MAYER, K., GRUBER, L., 2007. **Biogas production from maize and dairy cattle manure Influence of biomass composition on the methane yield**. Agric. Ecosyst. Environ. 118, p. 173–182.

AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., 2006. **Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment**. Agriculture, Ecosystems and Environment 112 (2–3), p. 153–162.

AMORIM, A. C. **Caracterização dos dejetos de caprinos: reciclagem energética e de nutrientes**. 2002. 108f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

APHA. AWWA. WPCF. - American Public Health Association **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 2000.

ATALLAH, T., ANDREUX, F., CHONÉ, T., GRAS, F., 1995. **Effect of storage and composting on the properties and degradability of cattle manure**. Agr. Ecosyst. Environ. 54, p. 203–213.

Baoning Z., Ruihong Z., Gikas P., Rapport J., Jenkins B., Li X., 2010. **Biogas production from municipal solid wastes using an integrated rotary drum and anaerobic-phased solids digester system.** Bioresource Technology 101 p. 6374–6380. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/biortech

BITZER, C.C., SIMS, J.T., 1988. **Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies.** J. Environ.Qual. 17, 47–54.

BORJA R., RINCON B., RAPOSO F., ALBA J., MARTIN A.. **A study of anaerobic digestibility of two-phases olive mill solid waste (OMSW) at mesophilic temperature.** Process Biochem 2002; 38:733–42.

BUJOCZEK, G., OLESZKIEWICZ, J.A., DANESH, S., SPARLING, R.R., 2002. **Co-processing of organic fraction of municipal solid waste and primary sludge – stabilization and disinfection.** Environmental Technology 23 (2), p. 227–241.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação debiogás.** 1985. 75f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.

CASEY J.W., HOLDEN N.M., **Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system.** Agric Syst 2005; p. 86:97–114.

Censo Agropecuário de 2012. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em 10 de Jan. 2013.

CHAE, K.J., JANG, A., YIM, S.K., KIM, I.S., 2008. **The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure.** Bioresource Technol. 99, p. 1–6

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores anaeróbios.** Departamento de engenharia sanitária e ambiental – DESA/UFMG, Belo Horizonte, v. 5, 2ª edição, 380 p., 2007.

CHINELLATO G., CAVINATO C., BOLZONELLA D., HEAVEN S., BANKS C.J.. **Biohydrogen production from food waste in batch and semi-continuous conditions: Evaluation of a two-phase approach with digestate recirculation for pH control.** International journal of hydrogen energy 38 (2013) 4351 e 4360. Disponível em: www.sciencedirect.com

CODLING, E.E., CHANEY, R.L., MUCHI, C.L., 2000. **Use of aluminum and iron-rich residues to immobilize phosphorus in poultry litter and litter-amended soils.** J. Environ. Qual. 29, 1924–1931.

COSTA L.V.C.. **BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA CAMA DE FRANGO ASSOCIADA OU NÃO AO BIOFERTILIZANTE OBTIDO COM DEJETOS DE SUÍNOS: PRODUÇÃO DE BIOGÁS E QUALIDADE DO BIOFERTILIZANTE**. 2009. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

DE LACLOS, H.F., DESBOIS, S., SAINT-JOLY, C., 1997. **Anaerobic digestion of municipal solid organic waste: valorga full-scale plant in Tilburg, the Netherlands**. *Water Science and Technology* 36 (6–7), p. 457–462.

DEMIRER G.N., CHEN S.. **Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure**. *Process Biochemistry* 40 (2005) 3542–3549. Disponível online em: < www.elsevier.com/locate/procbio >

DILALLO, R. & ALBERTSON, O E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control federation**, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, abril, 1961.

FEHR M., CALCADO M.D.R., ROMÃO D.C.. **The basis of a policy for minimizing and recycling food waste**. *Environ Sci Policy* 2002; 5:247–53.

FLOTATS, X., BONMATÍ, A., FERNÁNDEZ, B., MAGRÍ, A., 2009. **Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies**. NE Spain as case study. *Bioresour. Technol.* 100, p. 5519–5526.

FRASER, A. F., **Comportamiento de los animales de granja**. Zaragoza (Espana), Editorial Acribia, p. 291, 1980.

FUKAYAMA, E. H. **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante**. 2008.99 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

GAC, A., BÉLINE, F., BIOTEAU, T., MAGUET, K., 2007. **A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a massflow approach**. *Livestock Science* 112 (3), p. 252–260.

HAMZAVI, N., KENNEDY, K.J., MCLEAN, D.D., 1999. **Review of application of high solids anaerobic digestion to solid waste management**. *Journal of Solid Waste Technology and Management* 26 (3), p. 119–132.

HARTMANN, H., AHRING, B.K., 2005. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure**. *Water Res.* 39, p. 1543–1552.

HAWKES, F., ROSSER, B., HAWKES, D., STATHAM, M., 1984. **Mesophilic anaerobic digestion of cattle slurry after passage through a mechanical separator: factors affecting gas yield.** *Agric. Wastes* 10, p. 241–256

HOLM-NIELSEN, J.B., AL SEADI, T., OLESKOWICZ-POPIEL, P., 2009. **The future of anaerobic digestion and biogas utilization.** *Bioresource Technol.* 100, p. 5478– 5484.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; ZHANG, X. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. **Journal WPCF**, Alexandria, v. 63, n. 1, p. 28-34, 1991.

JUNQUEIRA J.B., **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *panicum maximum* jacq., cv tanzânia.** 2011. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

KAPARAJU, P.L.N., RINTALA, J.A., 2003. **Effects of temperature on post methanization of digested dairy cow manure in a farm-scale biogas production system.** *Environ. Technol.* 24, p. 1315–1321.

KARIM, K., KLASSON, K.T., HOFFMAN, R., DRESCHER, S.R., DEPAOLI, D.W., AL DAHHAN, M.H., 2005. **Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mixing.** *Bioresour. Technol.* 96, p. 1607–1612.

KELLEHER B.P., LEAHY J.J., HENIHAN A.M., O'DWYER T.F., SUTTON D., LEAHY M.J., **Advances in poultry litter disposal technology – a review.** In *Bioresource Technology* 83 (2002) p. 27–36.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J. **Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, Paraíba, v. 3, n.2, p. 229-232, 1999.

LETTINGA, G. e RINZEMA, A. **“Anaerobic treatment of sulfate containing wastewater”.** *Bioenvironmental System*.1985.

LUCAS JR., J.; SANTOS, T. M. B. **Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás.** In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. Anais... Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 27-43.

LUCAS JR, J. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês.** 1987. 114 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1987.

MANTOVI, P., FABBRI C., SOLDANO M., PICCININI S., 2010. **Effect of solid/liquid separation on raw and digested slurries**. Proceedings of the 14th International Ramiran Conference.

MASSACCESI L., SORDI A., MICALÈ C., CUCINA M., ZADRA C., DI MARIA F., GIGLIOTTIA G., **Chemical characterisation of percolate and digestate during the hybrid solid anaerobic digestion batch process**. Process Biochemistry (2013). Journal homepage: www.elsevier.com/locate/procbio.

MOLLER, H.B., SOMMER, S.G., AHRING, B.K., 2002. **Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions**. Bioresource Technol. 85, p. 189–196.

MORRIS, D.R., LATHWELL, D.J., 2004. **Anaerobically digested dairy manure as fertilizer for maize in acid and alkaline soils**. Commun. Soil Sci. Plan. 35, p. 1757–1771.

MOZAFFERI, M., SIMS, J.T., 1994. **Phosphorus availability and sorption in Atlantic Coastal Plain wetland dominated by animal based agriculture**. Soil Sci. 157, 97–107.

MUROYAMA K., MOCHIZUKI T., WAKAMURA T.. **Methane fermentation of bean curd refuse**. J Biosci Bioeng 2001;92:208–12.

NORDBERG, A., NILSSON, A., BLOMGREN, A. (1992). **Salt accumulation in a biogas process with liquid recirculation. effect on gas production, vfa concentration and acetate metabolism**. in: Proc. Int. Symp. on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Venice.

PARAWIRAA W., READ J.S., MATTIASSONA B., BJÖRNSSONA L.. **Energy production from agricultural residues: High methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion**. Bioresource Technology 100 (2009) 2534–2539. Disponível em: <www.sciencedirect.com>

PAVAN, P., BATTISTONI, P., MATA-ALVAREZ, J., CECCHI, F., 2000. **Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability**. Water Science and Technology 41 (3), p. 75–81.

Proposta Brasileira para a conferencia Rio +20. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/rio20_propostabr_182.pdf>. Acesso em 20 de Nov. 2012.

RICO C., GARCÍA H., RICO J.L.. **Physical–anaerobic–chemical process for treatment of dairy cattle manure**. Bioresource Technology 102 (2011) p. 2143–2150.

ROBINSON, J.S., SHARPLEY, A.N., 1995. **Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter**. J. Environ. Qual. 24, 62–67.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JUNIOR, J. **Utilização de resíduos da avicultura de corte para a produção de energia**. In: ZOOTECA, 2003; CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECA, 5.; CONGRESSO NACIONAL DE ZOOTECA, 13., 2003, Uberaba, 2003. p. 131-141.

SANTOS, T. M. B. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frango de corte**. 2001. 167f. Tese (Doutorado em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

STEVENSON, F.J., 1986. **Cycles of Soil**. Wiley, New York.

STABNIKOVA O., LIU X.Y., WANG J.Y. **Digestion of frozen/thawed food waste in the hybrid anaerobic solid–liquid system**. Waste Management 28 (2008) 1654–1659 Disponível em: www.sciencedirect.com

SISTANI K.R., BRINK G.E., MCGOWEN S.L., ROWE D.E., OLDHAM J.L.. **Characterization of broiler cake and broiler litter, the by-products of two management practices**. In Bioresource Technology 90 (2003) p. 27–32.

SHAHRIARI, H., WARITH, M., HAMODA, M., KENNEDY, K.J. (2011). **Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide**, Journal of Waste Management, available online 25 September 2011.

SREEKANTH D., SIVARAMAKRISHNA D., HIMABINDU V., ANJANEYULU Y.. **Thermophilic treatment of bulk drug pharmaceutical industrial wastewaters by using hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactor**. Bioresource Technology 100 (2009) 2534–2539. Disponível em: <www.ScienceDirect.com>

UBA – União Brasileira de Avicultura. Disponível em: <<http://www.uba.org.br>> Acesso em: 21 de Nov. 2012

UMETSU, K., YAMAZAKI, S., KISHIMOTO, T., TAKAHASHI, J., SHIBATA, Y., ZHANG, C., 2006. **Anaerobic codigestion of dairy manure and sugar beets**. Int. Congress Series 1293, p. 307–310.

US Environmental Protection Agency, 1996. **Environmental indicators of water quality in the United States**. EPA 841-R-96-002.

VAN LIER, J.B., 1995. **Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability**. Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

VERGE X.P.C., DYER J.A., DESJARDINS R.L., WORTH D.. **Greenhouse gas emissions from the Canadian dairy industry in 2001**. Agric Syst 2007; p. 94:683–93.

WANG, J.Y., ZHANG, H., STABNIKOVA, O., TAY, J.H., 2005. **Comparison of lab-scale and pilot-scale hybrid anaerobic solid–liquid systems operated in batch and semi-continuous modes**. Process Biochemistry 40, p. 3580–3586.

WEN, Z., FREAR, C., CHEN, S., 2007. **Anaerobic digestion of liquid dairy manure using a sequential continuous-stirred tank reactor system**. J. Chem. Technol. Biot. 82, p. 758–766.

WILLIAMS, P.T., 1999. **Waste Treatment and Disposal**. Wiley, New York.