

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS CAMPUS
DE JABOTICABAL

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS
COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

Aluna: Lívia Maria Soares Ferreira

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

JABOTICABAL

Julho, 2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS CAMPUS
DE JABOTICABAL

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS
COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

Aluna: Lívia Maria Soares Ferreira

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das Exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia.

Ferreira, Livia Maria Soares

F383b Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida / Livia Maria Soares Ferreira. – – Jaboticabal, 2013

xiv, 67 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 de Mendonça Costa, Mauro dal Secco Oliveira

Bibliografia

1. Biogás. 2. Biorremediador. 3. Manejo de dejetos. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 636.2:631.862



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE JABOTICABAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS DE JABOTICABAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

AUTORA: LÍVIA MARIA SOARES FERREIRA

ORIENTADOR: Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCELO HENRIQUE OTENIO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM ZOOTECNIA , pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR

Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Prof. Dr. MAURO-DAL SEGCO DE OLIVEIRA

Departamento de Zootecnia / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Profa. Dra. MONICA SABOLLI SILVA MENDONÇA COSTA
Universidade Estadual do Oeste do Paraná / Cascavel/PR

Data da realização: 25 de julho de 2013.

Dados Curriculares

Lívia Maria Soares Ferreira, filha de João Batista Ferreira e Maria Helena Soares Ferreira, nascida em Bebedouro- SP no dia 15 de Março de 1987. Concluiu o ensino médio no ano de 2004, ingressou em 2005 no curso de Zootecnia pela Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP – Campus de Ilha Solteira, e em 2007 foi transferida para Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista – UNESP – Campus de Jaboticabal, onde concluiu o curso. Em 2010 foi aprovada para o ingresso no curso de Mestrado em Zootecnia desta instituição com início em março de 2011.

“E ainda se vierem noites traiçoeiras, se a cruz pesada for, Cristo
estará contigo. O mundo pode até fazer você chorar, Mas Deus te quer
sorrindo.”

(Padre Marcelo Rossi)

“Dedico aos que me ajudaram na realização deste trabalho, Paula e Ricardo, aos meus pais e ao Michael.

Muito Obrigada!”

Agradecimentos

À Deus, por sempre me dar força e coragem pra seguir meu caminho.
Aos meus pais que são o meu espelho e meu orgulho, agradeço demais tudo o que fizeram e fazem por mim, e se eu sou quem eu sou hoje eu devo a vocês. Muito obrigada!

Ao Prof. Dr. Jorge por ter confiado em mim e ter aceitado ser meu orientador. O senhor foi muito mais que um orientador, foi como um pai. Agradeço os conselhos, a amizade, a preocupação e os ensinamentos profissionais e pessoais.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado, sem a qual não seria possível a conclusão do curso.

A EMBRAPA Gado de Leite de Juiz de Fora – MG pela confiança e apoio para realizar este projeto.

Ao Prof. Dr. Marcelo Henrique Otenio pela orientação e atenção.

Aos meus amigos, em especial Paula, Ricardo e Max, sem vocês este trabalho não seria nada. Vocês são como irmãos pra mim. Agradeço demais tudo o que vocês fizeram. Pode ter certeza que estarão sempre no meu coração.

Agradeço também a Maria Fernanda, Juliana, Alex, Laura, Lorenzo, Paulo, Joseli, Natasha, Mirela pelos ensinamentos e amizade. Vocês são maravilhosos, obrigada por fazer parte da minha vida.

À todos os amigos funcionários do Departamento de Engenharia Rural, em especial, Luizinho, Marquinho, Primo, Davi, Ailton, Tiãozinho e Cido pela atenção, carinho e ajuda prestada durante o período experimental.

As meninas de casa Ana Carla, Carol, Camila e Pico obrigada por todos os momentos que passamos juntas, aonde quer que eu vá, vou lembrar de vocês. Saibam que são como irmãs pra mim!

E por último, mas não o menos importante, ao meu namorado Michael, pela eterna compreensão, amor, amizade, dedicação, companheirismo que teve por mim durante estes quase 10 anos que estamos juntos, por todos os momentos felizes que passamos juntos, enfim, muito obrigada por fazer parte da minha vida. Amo você!

SUMÁRIO

	Página
CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS	1
1.1. Introdução.....	1
1.2. Revisão da Literatura.....	2
1.2.1. Bovinocultura Brasileira.....	2
1.2.2. Sistemas de Produção de Leite.....	3
1.2.3. Manejo e Caracterização dos Dejetos de Bovinos Leiteiros.....	5
1.2.4. Potencial de Aproveitamento dos Dejetos.....	9
1.2.5. Biodigestão Anaeróbia de Dejetos de Bovinos Leiteiros.....	10
1.2.6. Separação da Fração Sólida.....	14
1.2.7. Utilização de Biorremediadores.....	16
1.2.7.1. Estratégias Utilizadas em Biorremediação.....	19
CAPÍTULO 2 – BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E COM E SEM ADIÇÃO DE BIORREMEDIADOR EM SISTEMA CONTÍNUO	21
Resumo	21
Abstract	22
2.1. Introdução.....	23
2.2. Material e Métodos.....	24
2.2.1. Descrição do Local.....	24
2.2.2. Definição do Experimento.....	24
2.2.3. Descrição dos Biodigestores Utilizados.....	25
2.2.4. Ensaio de Biodigestão Anaeróbia.....	26
2.2.5. Preparo das Cargas e Coletas dos Efluentes.....	26
2.2.6. Descrição das Análises Realizadas.....	27
2.2.7. Análise Estatística.....	28
2.2.8. Metodologias Empregadas.....	28
2.2.8.1. Teores de Sólidos Totais e Teores de Sólidos Voláteis.....	28
2.2.8.2. Determinação da Alcalinidade.....	29
2.2.8.3. Ácidos Voláteis Totais.....	29
2.2.8.4. Determinação do Volume de Biogás e Cálculo dos Potenciais de Produção.....	29

2.2.8.5. Caracterização Qualitativa do Biogás.....	31
2.3. Resultados e Discussão.....	31
2.3.1. Teores de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis.....	31
2.3.2. Análise de pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis.....	33
2.3.2.1. Análise de pH.....	33
2.3.2.2. Alcalinidade	34
2.3.2.3. Ácidos Voláteis	37
2.3.2.4. Produção e Composição do Biogás.....	38
2.3.2.4.1. Produção Total e Produção Diária de Biogás.....	38
2.3.2.4.2. Potencial de Produção de Biogás.....	40
2.3.2.4.3. Qualidade do Biogás	42
2.4. Conclusão.....	43
CAPÍTULO 3: BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E COM E SEM ADIÇÃO DE BIORREMEDIADOR EM SISTEMA BATELADA.....	44
Resumo	44
Abstract	45
3.1. Introdução.....	46
3.2. Material e Métodos.....	47
3.2.1. Descrição do Local.....	47
3.2.2. Definição do Experimento.....	47
3.2.3. Descrição dos Biodigestores Bateladas.....	47
3.2.4. Ensaio de Biodigestão Anaeróbia.....	48
3.2.5. Preparo das Cargas.....	48
3.2.6. Descrição das Análises Realizadas.....	49
3.2.7. Análises Estatísticas.....	49
3.2.8. Metodologias Empregadas.....	50
3.2.8.1. Teores de Sólidos Totais e Teores de Sólidos Voláteis.....	50
3.2.8.2. Determinação do Volume de Biogás e Cálculo dos Potenciais de Produção.....	51
3.2.8.3. Caracterização Qualitativa do Biogás.....	52
3.3. Resultados e Discussão.....	52
3.3.1. Análise de pH.....	52
3.3.2. Teores de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis.....	53

3.3.3. Produção Total de Biogás	54
3.3.4. Potencial de produção de Biogás	55
3.3.5. Composição do Biogás.....	56
3.4. Conclusão.....	57
REFERÊNCIAS.....	58

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Teores médios de sólidos totais (ST), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.....	31
Tabela 2. Teores médios de sólidos voláteis (SV), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.....	32
Tabela 3. Valores médios e a média total de pH dos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.....	33
Tabela 4. Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT) ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) dos afluentes, de dejetos de bovino leiteiro, durante 63 dias.....	35
Tabela 5. Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT) ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) dos efluentes, de dejetos de bovino leiteiro, durante 63 dias.....	36
Tabela 6. Acidez volátil (ácidos ml L^{-1}) média dos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.....	37
Tabela 7. Média e coeficiente de variação para, produção total de biogás (PT), produção diária de biogás (PD), produção diária de biogás por kg de substrato (PS) e produção diária de biogás por kg de estrume (PE) de dejetos de bovino leiteiro, em 63 dias de produção.....	39
Tabela 8. Média e coeficiente de variação para potencial de produção de biogás para ST adicionados e SV adicionados e reduzidos de dejetos de bovino leiteiro, no período de 63 dias.....	41
Tabela 9. Resultados de pH para afluentes e efluentes de bovino leiteiro, tratados em biodigestores bateladas.....	53
Tabela 10. Teores médios de sólidos totais e sólidos voláteis (ST, SV), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 189 dias.....	53
Tabela 11. Média e coeficiente de variação para, volume total de biogás (VT) e produção total de biogás por kg de estrume (PE) de dejetos de bovino leiteiro, em 189 dias de produção.....	54
Tabela 12. Média e coeficiente de variação para potencial de produção de biogás para ST adicionados e SV adicionados e reduzidos de dejetos de bovino leiteiro, no período de 189 dias.....	56

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Biodigestor Contínuo.....	25
Figura 2: Conjunto de biodigestores expostos às condições ambientais.....	26
Figura 3. Distribuição média dos valores de acidez volátil (ácidos ml L^{-1}) dos efluentes durante o período de 63 dias.....	38
Figura 4. Distribuição da produção diária de biogás (m^3) em 63 dias.....	40
Figura 5. Distribuição do metano em 8 semanas de produção (%).....	42
Figura 6: Modelo de Batelada proposto por ORRICO modificado, (2011).....	48
Figura 7. Distribuição da produção diária de biogás (m^3) em 189 dias.....	55
Figura 8. Gráfico de distribuição do metano em 8 semanas de produção (%).....	57

LISTAS DE ABREVIATURAS

IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

FAO = Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

N = Nitrogênio

P = Fósforo

K = Potássio

CO₂ = Dióxido de Carbono

CH₄ = Metano

NH₃ = Amônia

NH₄ = Amônio

Kw = Quilowatt

m³ = Metros cúbicos

m² = Metros quadrados

PVC = Policloreto de Polivinila

DBO = Demanda Biológica de Oxigênio

DQO = Demanda Química de Oxigênio

ANUALPEC = Anuário da Pecuária Brasileira

ST = Sólidos Totais

SV= Sólidos Voláteis

MN = Matéria Natural

Pu= Peso úmido

Ps = Peso seco

T = tonelada

AGVs = Ácidos Graxos Voláteis

PNDR = Proteína não Degradável no Rúmen

NO₃ = Nitrato

HClO₄ = Ácido perclórico

HNO₃ = Ácido nítrico

H₂SO₄ = Ácido Sulfúrico

Na₂SeO₃ = Selenito de Sódio

CuSO₄5H₂O = Sulfato de Sódio

(NH₄)₂SO₄=Nitrogênio

amoniacal

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1. INTRODUÇÃO

A pecuária leiteira representa uma das maiores cadeias produtivas do Brasil, ocupando, no ranking mundial, a sexta posição entre os maiores produtores, com uma produção de 30 bilhões de litros de leite (FAO, 2008).

Estima-se a existência de aproximadamente 1,3 milhões de produtores, boa parte composta por agricultores familiares, que dependem exclusivamente da renda gerada na atividade. Em termos monetários, a cadeia produtiva do leite movimenta cerca de R\$ 64,78 bilhões/ano (MARTINS & GUILHOTO, 2001).

Essas propriedades produzem elevadas quantidades de dejetos que constituem biomassa passível de uso para geração de energia e adubação, reduzindo o uso de fontes convencionais de energia e fertilizantes comerciais já que os produtores de leite no Brasil têm resistido à custa de pequenas margens de lucro.

Dessa forma, se esses resíduos não forem manejados e distribuídos adequadamente, podem tornar-se uma grande carga poluidora ao ambiente.

Os prejuízos ambientais são ainda maiores quando esses resíduos orgânicos são arrastados para os cursos d' água, pois devido à sua alta DBO, reduz o teor de oxigênio da água, provocando a morte de peixes e micro-organismos. Além disso, os diversos nutrientes contidos nesses resíduos (principalmente N, P e K) podem estimular o crescimento de plantas aquáticas e a eutrofização dos corpos d' água.

A adoção de práticas de manejo que visam minimizar a transferência de contaminantes às pastagens, é de fundamental importância dentro de um sistema de produção, ainda que seja necessário observar as técnicas e os tempos de retenção recomendados (FURLONG & PADILHA, 1996).

Uma prática que está sendo utilizada é a biorremediação, que consiste em um processo que utiliza a biotecnologia na aceleração da transformação dos poluentes em produtos menos tóxicos.

Assim, a biorremediação representa uma alternativa para o tratamento de resíduos, pois recupera de maneira eficiente áreas contaminadas e poluídas e

também permiti a redução ao mínimo do potencial poluidor e dos riscos sanitários dos dejetos.

O presente projeto tem como, avaliar a produção e a qualidade do biogás, bem como o potencial de produção de biogás e a redução dos teores sólidos voláteis (SV), a partir de dejetos da pecuária leiteira, em biodigestores contínuos manejados com 30 dias de retenção e em biodigestores batelada. Para ambos os biodigestores foram realizadas as técnicas de com e sem separação da fração sólida, além da adição de um produto comercial considerado um biorremediador, em concentrações recomendadas pelo fabricante nos afluentes. Este biorremediador utilizado possui os seguintes tipos de bactérias em sua composição: *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus polynya* e *Yarrowia lipolytica* em concentrações não especificadas pelo fabricante.

1.2. REVISÃO DA LITRATURA

1.2.1. Bovinocultura Brasileira

O Anualpec, (2012) identificou a existência de 1,35 milhões de produtores de leite no Brasil, correspondendo a 26% dos 5,2 milhões de estabelecimentos agropecuários. A maior parte está na região Nordeste, mas no Sul se localiza a maioria dos estabelecimentos especificamente leiteiros.

Um grande número de propriedades rurais no Brasil é caracterizado pela baixa produção leiteira. A maior parte da produção nacional provém de um pequeno percentual de produtores.

Segundo os dados do IBGE (2010), a maior produtividade de leite foi na Região Sul do País (2.388 litros/vaca/ano), sendo Santa Catarina o estado com a maior produtividade (2.432 litros/vaca/ano). Outro importante destaque, em termos de produtividade, ocorreu no Estado de Alagoas, uma média de 1.549 litros/vaca/ano, ultrapassando a de Minas Gerais (1.540 litros/vaca/ano), tradicional produtor brasileiro de leite e estado com o maior percentual de vacas ordenhadas (24% do total).

A produtividade de leite no Brasil (em litros/vaca/ano) cresceu 12% no período de 2005 a 2010. Ganhos significativos de produtividade ocorreram em todas as regiões, merecendo destaques os crescimentos observados no Sul (19,1%) e no Norte (12,5%) do País.

A produção nacional cresceu em volume e em valor (5,6% e 14,0% respectivamente), sinalizando uma valorização do produto no mercado, cujo preço médio passou de R\$ 0,63 em 2009, para R\$ 0,72, em 2010.

A produção de leite no Brasil vem sofrendo grandes transformações desde o início da década de 1990 (BERNARDES et al., 2000; BITENCOURT et al., 2000; DÜR, 2000; MARTINS e GOMES, 2000; OLIVEIRA et al., 2000; PEREIRA, 2000; PRIMO, 2000; GOMES e ZOCCAL, 2001; MARTINS et al., 2001; SANTOS, 2001; VILELA, 2004). Vários autores apontam como causas dessas transformações os fatos ocorridos logo após o Plano Real, com o fim do tabelamento de preços, a abertura do mercado, a consolidação do Mercosul e aplicação de tarifas “*antidumping*” que dificultaram a importação de leite de países que praticam subsídios. Houve então, aumentos na produção de leite e no consumo *per capita* e melhoria da qualidade do leite. Os produtores rurais procuraram se especializar e apesar da saída de muitos, houve aumentos na escala de produção.

1.2.2. Sistemas de Produção de Leite

Sabe-se que os sistemas utilizados para produção de leite no Brasil são os mais diversos possíveis, desde os mais rudimentares até os de tecnologias mais modernas. Há uma grande diferença entre os sistemas adotados pelos pequenos, médios e grandes produtores, além dos produtores de subsistência (GOMES & ZOCCAL, 2001). Porém, a maioria se caracteriza por baixo nível de informação dos produtores, produtores não especializados, baixa produtividade e baixos volumes de produção (GOMES & ZOCCAL, 2001; SANTOS, 2001).

Devido a esta diversidade, a classificação de um determinado sistema fica facilitada apenas seguindo alguns critérios como: a) intensivos ou extensivos; b) características genéticas, que estão ligadas às exigências nutricionais e ao

manejo; c) mão-de-obra familiar ou contratada; d) de subsistência ou de mercado e; e) a pasto ou confinado (GOMES & ZOCCAL, 2001).

Vilela (2004), discutindo as tendências e perspectivas da pecuária de leite nacional, citou que os dois caminhos para a intensificação dos sistemas de produção de leite são o confinamento total das vacas e o uso de pastos fertilizados em manejo rotacionado. A viabilidade dos confinamentos depende de elevadas produções por vacas, alta escala de produção e de outros produtos que agreguem valores para compensar os altos custos de produção. Já os sistemas de produção de leite a pasto são mais competitivos, com menores custos de produção, devido a menores custos com mão de obra e alimentação e por exigirem menos investimentos com instalações e equipamentos. O autor também salientou que a preocupação com os transtornos provocados ao ambiente pelos sistemas de produção, em confinamento total, tem levado a reflexões sobre outras formas de produção de leite como uma solução alternativa para o manejo dos dejetos.

De acordo com Roston (2001) apenas 3% do rebanho bovino brasileiro é criado em regime de confinamento, havendo uma predominância do manejo extensivo da criação, embora haja uma tendência ao aumento do número de confinamentos. Segundo o autor, as vacas leiteiras produzem mais dejetos que o gado de corte e mesmo onde não há confinamento, há sempre uma retenção dos animais em estábulos e, portanto há também acúmulos de dejetos nestes locais e ainda resíduos da lavagem dos equipamentos necessários para a retirada do leite.

Em áreas cujos valores da terra são mais elevados, a opção mais viável é algum tipo de confinamento. De acordo com Peixoto (1986) citado por Roston (2001), os confinamentos são classificados em:

a) convencional ou *tie stall* em que os animais permanecem lado a lado, em baias individuais, contidos ou não;

b) estabulação livre, classificado em dois tipos, o *loose housing* e *free stall*. No primeiro, uma área coberta, com piso ou não, com presença de “cama”, servindo para descanso coletivo. No segundo, os animais têm livre acesso às baias que são individuais e contêm “cama”.

De acordo com Battiston (1995) o estábulo deve ter piso com inclinação de 2,0 a 2,5% de modo a facilitar a limpeza e permitir uma boa drenagem do local, além das canaletas.

Para Marques (1976) as instalações devem propiciar abrigo e conforto aos animais, boas condições de higiene, facilitar o manejo diário, serem de construção simples e de material durável. Para tanto, devem ser considerados no projeto das instalações, a área da propriedade, o número de animais, o tipo de clima da região em que ela está inserida, a topografia do terreno, as suas condições de drenagem, as estradas ao redor e as áreas para silos e capineiras. A instalação constitui, portanto, a estrutura básica do ambiente para o confinamento dos bovinos leiteiros, contribuindo diretamente sobre o comportamento animal (VIEIRA, 1993).

1.2.3. Manejo e Caracterização dos Dejetos de Bovinos Leiteiros

A pecuária leiteira tendo o leite como seu principal produto, não diferente de muitas outras atividades, acumula resíduos no seu processo de produção – principalmente os dejetos (fezes, urina), restos de “cama”, restos de alimentos e água residuária da industrialização do leite - que são passíveis de reciclagem.

Para as operações de limpeza, uma propriedade leiteira chega a exigir um volume de água equivalente a 2,5 vezes o volume de leite processado. Essa água residuária apresenta-se rica em nutrientes e matéria orgânica biodegradável (RAMASAMY & ABBASI, 2000; RAMASAMY et al., 2004). Se não for tratada pode causar danos ao ambiente devido à sua alta DBO e DQO. De forma que, para evitar que essa água seja uma fonte poluidora, há a possibilidade de seu uso para a geração de combustível limpo (RAMASAMY et al., 2004).

O conteúdo de água dos dejetos varia muito e contribui para menor ou maior volume dos mesmos. O volume e a composição dos dejetos também são influenciados pelo uso ou não de cama no sistema, o tipo de cama e a sua quantidade nos dejetos; bem como se há sobras ou não de alimentos.

Diferente de muitos outros países em que os animais destinados à produção de leite são criados em grandes rebanhos e grandes confinamentos,

o que predomina no Brasil são as criações extensivas e rebanhos menores, porém com tendência de intensificação. Portanto, é provável que os dejetos se constituam em um problema maior do que o é atualmente (XAVIER, 2005).

Os dejetos como fator de impacto ambiental num sistema de produção de ruminantes devem ser manejados com responsabilidade. Em confinamentos de vacas leiteiras, o manejo dos dejetos geralmente se dá na forma líquida, como observado no levantamento realizado por SMITH et al. (2001). Nessa forma, os dejetos apresentam menos de 5% de sólidos totais (ST) (FULHAGE, 1997).

No Brasil, onde a maior parte das propriedades leiteiras é de pequena e média escala, o que parece predominar é o manejo dos dejetos na forma sólida, por raspagem do piso das instalações. Nesta forma, os dejetos apresentam de 15 a 20% de ST (FULHAGE, 1997). De acordo com este autor, este sistema exige maior mão de obra por unidade de dejetos manejado em relação aos manejos de dejetos semissólidos e líquidos que podem ser manejados por sistemas hidráulicos, com menor exigência de mão de obra.

Adhikari et al., (2005) estimaram produções anuais de dejetos por vaca de peso corporal médio de 636 kg, na matéria natural (MN), em função do teor de umidade neles contidos (frescos e estocados) e encontraram médias de 4 a 21,4 t por animal, com teores de umidade variando de 30 a 87%.

A quantidade de urina compondo a MN dos dejetos também é muito variável. Morse et al. (1994) encontraram média da proporção fezes: urina de 1,6:1 em quatro períodos de colheita de dejetos de 12 vacas da raça Holandesa em lactação mantidas sob temperatura ambiente inferior a 30°C, com uma variação de 1,4:1 a 1,9:1. Os autores afirmaram que em regiões ou períodos com temperaturas mais elevadas, pode-se esperar que a proporção de urina nos dejetos seja maior do que em locais ou períodos com temperaturas inferiores.

Outros fatores que podem influenciar a quantidade de dejetos são o sistema de produção, o clima e o período do ano, o peso corporal dos animais, o estado fisiológico (VAN HORN et al., 1994) e o nível de produção das vacas (WILKERSON et al., 1997).

De acordo com Adhikari et al. (2005) o conteúdo de nutrientes nos dejetos varia com a idade, o tipo e o tamanho dos animais, a composição da dieta que recebem e o consumo. Magalhães et al. (2004) estudaram a substituição da

silagem de milho por cana-de-açúcar para vacas em lactação e verificaram que o consumo de nutrientes foi menor conforme aumentaram a substituição da silagem de milho, exceto para lignina e carboidratos não fibrosos, presentes em maior quantidade na cana.

Para evitar perdas de nutrientes nos dejetos, tem-se realizado esforços na nutrição de ruminantes no sentido de aumentar a eficiência alimentar dos animais pelo fornecimento de dietas que atendam apenas o necessário, pois tão logo os dejetos são produzidos ocorrendo perdas de nutrientes para o meio e, dependendo para o que os dejetos são destinados, implicam em perdas econômicas (XAVIER, 2009).

De acordo com Tamminga (2003) essas perdas são inevitáveis, mas podem ser prevenidas ou controladas. Os aspectos que influenciam as perdas são o tipo do sistema de produção, densidade populacional dos animais, a espécie e o nível de manejo alimentar e dos dejetos, sendo que significativas perdas ocorrem durante a estocagem e aplicação no solo (XAVIER, 2009).

Um cuidado importante a ser tomado com relação aos dejetos é o fato deles conterem agentes biológicos que podem causar prejuízos à saúde humana e animal e, portanto, perdas econômicas (CHADWICK et al., 2008). Deve-se evitar a aplicação direta no solo de dejetos não tratados, pois conforme Barbosa e Langer (2011) um dos principais impactos causados pelo uso inadequado dos dejetos de animais é a contaminação de cursos de água, que ocorre pela disposição imprópria dos dejetos, e também pelo escoamento superficial em pastagens e lavouras adubadas com dejetos.

A contaminação do ambiente por parte da criação de ruminantes não ocorre só por meio de suas fezes e urina. São animais com a característica particular de degradar o alimento que é rico em fibras, por meio da fermentação ruminal. Esse processo leva à formação dos ácidos graxos voláteis (AGV's) aproveitáveis pelos animais e metano (CH_4) não aproveitável que é liberado para a atmosfera por meio da eructação (XAVIER, 2005).

O metano é um dos principais gases causadores do efeito estufa (KOSARIC & VELIKONJA, 1995; MINAMI & TAKATA, 1997; MARTINEZ et al., 2003; PRIMAVESI et al., 2004). Alguns países têm realizado inventários de emissões desse gás que é preocupante principalmente em fazendas com grandes rebanhos. As emissões de metano (CH_4 - composto rico em energia)

são também estudadas nos dejetos animais, pois constituem perda energética daqueles dejetos estocados em condições anaeróbias (GONZÁLES-AVALOS & RUIZ-SUÁREZ, 2001; MARTINEZ et al., 2003). Minami & Takata (1997) sugeriram algumas formas de mitigar a emissão desse gás para algumas atividades, para o caso dos dejetos dos animais, propuseram a recuperação do metano em reatores.

Outro tipo de perda que ocorre nos dejetos dos animais para a atmosfera, não energética, mas não menos importante, é a de amônia (NH_3). Muito se tem estudado sobre esse tipo de emissão (VANDERHOLM, 1979; VAN HORN et al., 1994; DEWES, 1996; DOU et al., 1996; WILKERSON et al., 1997; LENEMAN et al., 1998; JAMES et al., 1999; KUIPERS e MANDERSLOOT, 1999; WANG et al., 1999; SIMAS e NUSSIO, 2001; GALKA, 2004). A emissão de amônia representa perda de nitrogênio dos dejetos. De acordo com Van Horn et al. (1994) o nitrogênio da urina é atacado pela urease, uma enzima bacteriana presente em quase toda microbiota, capaz de converter o nitrogênio em amônia a menos que o ambiente seja ácido. O nitrogênio das fezes é representado por perdas endógenas e perdas por uso ineficiente do nitrogênio absorvido (SIMAS & NUSSIO, 2001). A redução dessas perdas está relacionada com a redução do nitrogênio da dieta, fornecimento de proteína não degradável no rúmen (PNDR) e aumento na eficiência de nitrogênio na síntese microbiana. Porém, tais estratégias se mal conduzidas podem levar à queda do desempenho dos animais.

As perdas de nitrogênio para o solo são importantes e ocorrem logo após a eliminação das fezes e urina, podendo levar à contaminação do solo, de águas superficiais e subterrâneas com compostos como nitrato (NO_3) que são muito prejudiciais à saúde humana e dos animais. O nitrato tem sérias implicações para a qualidade da água, sendo considerado que concentrações acima de $10 \text{ mg.L}^{-1}(\text{N-NO}_3)$ causam problemas para a saúde humana como a síndrome do bebê azul em crianças e câncer gástrico (HOODA et al., 2000).

O nitrogênio e o fósforo são particularmente importantes, pois são relacionados com a eutrofização aquática. Contudo, devido à troca de nitrogênio livre entre o ar e a água e a fixação de nitrogênio atmosférico por algumas bactérias verdes-azuis, o fósforo geralmente é considerado como o nutriente limitante da eutrofização na maioria dos ecossistemas aquáticos

conforme Sharpley & Menzel (1987). A eutrofização e seus efeitos ecológicos resultam em declínio geral da qualidade da água e restringe seu uso para consumo como água potável de acordo com Hooda et al. (2000).

1.2.4. Potencial de Aproveitamento dos Dejetos

Devido às significativas quantidades de matéria orgânica e nutrientes presentes nos dejetos dos bovinos, este material apresenta grande potencial de utilização como substrato para os processos biológicos de reciclagem. Segundo Lucas Jr. (1994), cada kg ou L de dejetos desperdiçados representa grande prejuízo para o ambiente e perda significativa para o produtor.

Segundo Ramachandra et al. (2004), a produção de biogás resultante da fermentação de 1 kg de esterco bovino fica entre 0,036 a 0,042 m³, sendo suficiente para atender a demanda de biogás diária por habitante da zona rural, que está entre 0,023 a 0,043 m³.

A perda do potencial energético dos dejetos na forma de metano implica na redução dos lucros obtidos com a atividade, já que o gás poderia colaborar para a redução do uso de outras fontes de energia no processo produtivo. Segundo Minami & Tanaka (1997), a produção de metano fica em torno de 0,02 a 0,03 toneladas por animal por ano.

Dentre as atividades agropecuárias, a suinocultura e a bovinocultura tem-se destacado como as principais fontes de recuperação de biogás, a primeira por apresentar um elevado potencial de biogás (m³ de biogás/kg de esterco), e a segunda por produzir grande quantidade de esterco (kg de esterco/vaca) (DIAZ, 2006).

A produção diária de esterco fresco (sólidos e líquidos) de vacas leiteiras varia principalmente em função do tipo e idade biológica do animal (vaca leiteira, novilha, boi, bezerro, entre outros) e sua alimentação. Para Generoso (2001) esses dejetos representam de 8 a 11% do peso animal. Já Gaspar (2003) considera um fator de produção de 0,019 kg de esterco por unidade de peso (kg) da vaca. Verastegui & Matero (1979), por sua vez, consideram uma produção de 16 kg por vaca. Independentemente da quantidade exata de esterco produzido, torna-se necessário o seu manejo adequado a fim de evitar

a acumulação e suas consequências (emissões de poluentes, mau cheiro, atração de moscas, entre outras).

A valorização dos produtos dos processos biológicos de reciclagem pode atender algumas das necessidades básicas dos produtores rurais. O biogás apresenta propriedades combustíveis que podem ser aproveitadas na geração de energia e o efluente pode ser utilizado como adubo para os cultivos devido as suas propriedades fertilizantes.

1.2.5. Biodigestão Anaeróbia de Dejetos de Bovinos Leiteiros

A biodigestão anaeróbia é um dos vários processos existentes para tratamento de resíduos e representa um método bastante atrativo, pois promove a geração do biogás, como fonte de energia alternativa, e do biofertilizante, que pode ser utilizado na adubação de culturas vegetais. Tal processo representa importante papel para tratamento inicial dos resíduos provenientes da agropecuária. Segundo Lucas Jr. (1994), além de permitir redução do potencial poluente e recuperação da energia, a transformação do efluente é altamente viável, tendo em vista as unidades de produção se localizarem no meio rural.

A biodigestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de micro-organismos interagem estreitamente para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, resultando, principalmente, nos gases metano e dióxido de carbono (TOERIEN et al., 1969; MOSEY, 1983; NOVAES, 1985; FORESTI et al., 1999).

O dejetos bovino é um bom substrato para o desenvolvimento da biodigestão anaeróbia, por conter carboidratos, proteínas, gorduras (AHRING et al., 2001) e os micro-organismos necessários para dar a partida no processo. Estes constituintes serão hidrolisados e fermentados até que ocorra a produção de ácidos graxos de cadeias curtas (como acetato, propionato, butirato, isobutirato entre outros), álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono, que na sequência serão convertidos em metano e dióxido de carbono. Por se tratar de dejetos de ruminante, o processo geralmente ocorre de forma mais rápida

devido à maior presença de micro-organismos que atuam na biodigestão anaeróbia, uma vez que são comuns no ambiente ruminal (LUCAS JR.,1994).

A digestão anaeróbia pode ocorrer em três faixas de temperatura denominadas de psicrófila (até 25°C), mesófila (de 25 a 40°C) e termófila (acima de 40°C) (EL-MASHAD et al., 2004; BOUALLAGUI et al., 2004). Segundo Bouallagui et al. (2004) a temperatura ótima na faixa mesófila é de 35°C e na faixa termófila, de 55°C. Garba (1996) em seus estudos encontrou uma desprezível produção de biogás em fermentação a 70°C. Esse autor verificou que biodigestores operados em temperatura variando de 50 a 60°C tiveram alta taxa metabólica o que resultou em uma maior taxa de produção de biogás.

O sucesso do processo de biodigestão anaeróbia depende, portanto, de condições ambientais específicas (nutrientes, pH, temperatura, tempo de retenção hidráulica suficiente, e outros) para que as diferentes populações de bactérias possam crescer e se multiplicar (SINGH & SINGH, 1996; HAMMAD et al., 1999; YADVIKA et al., 2004).

A temperatura é um importante fator que pode afetar o desempenho da digestão anaeróbia (RUIZ et al., 1992; HAMMAD et al., 1999; EL-MASHAD et al., 2004; YANG et al., 2004). Segundo Silva (1983) e Garba (1996) os micro-organismos são muito sensíveis às alterações de temperatura, sendo preciso assegurar certa estabilidade da temperatura no meio em que esteja ocorrendo o processo de digestão anaeróbia.

A mudança súbita na temperatura causa um aumento na concentração de todos os ácidos graxos voláteis, especialmente os ácidos acético e propiônico. A extensão do impacto depende da magnitude da variação da temperatura, o tempo de exposição e a composição de bactérias. Ahn & Forster (2002) e Bouallagui et al., (2004) citaram que o sucesso da biodigestão anaeróbia depende da manutenção da temperatura de operação do biodigestor, pois as metanogênicas são muito sensíveis a choques de temperatura. Chae et al., (2008) encontraram redução de 7,2% na produção de biogás (considerada baixa) e afirmaram que as metanogênicas podem se adaptar às mudanças na temperatura, desde que não hajam maiores mudanças na operação. Quando os autores promoveram choque de temperatura de 35 para 30°C, a recuperação da produção de biogás ocorreu apenas 40 horas após o choque.

No entanto, qualquer dispositivo utilizado para aquecer o substrato do biodigestor implica em maiores gastos com a construção e a operação do mesmo.

O pH é outro fator que influencia o desempenho do processo. Alguns autores apontam o pH de 6,0 a 8,0 como sendo a faixa ótima para a digestão anaeróbia (BATISTA, 1981; HESSAMI et al., 1996; YADVIKA et al., 2004). Silva (1983) citou que durante a fase ácida o pH pode chegar a 6,0 devido a produção aumentada de dióxido de carbono, em consequência, há formação de amônia e a seguir, ocorre uma redução da produção de dióxido de carbono e aumento da produção de metano e então o pH se eleva e se mantém em torno de 7,0.

A composição do substrato também é um fator importante para o processo de digestão anaeróbia. Para Lucas Jr. (1994) os nutrientes presentes nos dejetos dos animais não são limitantes para a multiplicação dos micro-organismos, porém isso dependerá da composição do substrato e da concentração dos nutrientes.

Concentrações altas de amônia e do íon amônio (NH_4), por exemplo, podem ser tóxicas para as bactérias metanogênicas ocorrendo principalmente em biodigestores operados com dejetos de suínos e de aves (BATISTA, 1981; RUIZ et al., 1992; HAMMAD et al., 1999; LUCAS JR. & SANTOS 2001; STERLING et al., 2001; GÜNGÖR-DEMIRCE & DEMIRER, 2004; CALLI et al., 2005).

Outras substâncias tóxicas para os micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia são os agentes bactericidas, os inseticidas (BATISTA, 1981), o cobre, o zinco, o sódio, os solventes orgânicos e álcoois, o ácido sulfídrico e ácidos graxos quando presentes em concentrações elevadas (RUIZ et al., 1992).

Alguns elementos como o níquel, o sódio, o cálcio, o potássio, o magnésio, o cádmio, o ferro, o cromo e outros são estimulantes em baixas concentrações, mas tóxicos em altas concentrações (HAMMAD et al., 1999).

As quantidades de carbono e nitrogênio nos substratos são importantes como nutrientes para as bactérias envolvidas na digestão anaeróbia. O carbono presente nos carboidratos do substrato é utilizado como fonte de energia e o nitrogênio presente nas proteínas, nitratos e amônia dos substratos

são utilizados para a formação das estruturas celulares bacterianas. Alguns autores referem que o ideal é que a relação carbono para nitrogênio (relação C:N) esteja em torno de 25 a 30:1, ou seja, 25 a 30 moléculas de carbono para cada molécula de nitrogênio (BATISTA, 1981; SILVA, 1983; HESSAMI et al., 1996; HAMMAD et al., 1999; YADVIKA et al., 2004). Ressalta-se que muito nitrogênio no substrato, em relação ao carbono, pode ocasionar perdas de nitrogênio na forma de amônia, resultando em um biofertilizante pobre em nitrogênio (SILVA, 1983).

Os dejetos de vacas leiteiras como substratos para biodigestores têm alto conteúdo de fibras o que limita o processo de biodigestão anaeróbia devido à difícil decomposição e problemas de entupimento nos biodigestores (WEN et al., 2007). Devido a esse problema, Mooller et al. (2004) estudaram o efeito da separação de sólidos de dejetos de vacas e de suínos na produção de biogás e verificaram que os dejetos de vacas tinham a maior proporção de carboidratos mais dificilmente degradáveis do que os dejetos de suínos e atribuíram ao tipo de alimentação que esses animais recebem, o volumoso, com lignina ligada à celulose. Observaram também que vacas que receberam apenas volumosos tiveram menores produtividades de biogás do que aquelas que receberam volumoso e concentrado na dieta.

De acordo com Singh et al. (2001) a população de micro-organismos se estabelece conforme o substrato, sendo que a eficácia da conversão dos compostos em biogás depende da disponibilidade e da biodegradabilidade do substrato.

Desse modo, a avaliação da biodigestão anaeróbia de substratos cujos dejetos tenham sido produzidos por animais que receberam diferentes dietas se faz interessante, pois as características dos substratos são diferentes. Alimentos de maior qualidade (em energia, nutrientes e degradabilidade) e, conseqüentemente, dando origem a dejetos mais ricos (em energia, nutrientes e degradabilidade) podem reagir diferentemente de dejetos mais pobres quando submetidos à biodigestão anaeróbia.

Os efeitos relacionados poderiam ser na quantidade (volume) e qualidade (percentual de CH₄) do biogás, no início da sua queima, nas condições ótimas de operação do sistema (pH e alcalinidade) e na qualidade do biofertilizante (quantidade e disponibilidade dos nutrientes).

A biodigestão anaeróbia de dejetos, como pôde ser visto, é um processo complexo, porém com uma série de vantagens.

Segundo Werner et al.(1989), a produção de biogás de um biodigestor simples com volume de 8 a 10 m³ é da ordem de 1,5 a 2,0 m³/dia, usando esterco de 3 a 5 cabeças de gado ou 8 a 12 porcos. Essa quantidade é suficiente para que uma família com 6 a 8 membros possa cozinhar de 2 a 3 refeições, ou operar uma geladeira por todo o dia e duas lâmpadas por 3 horas, ou operar um moto-gerador de 3 kW por 1 hora.

Já o biofertilizante apresenta uma alta qualidade para o uso como fertilizante agrícola, pois contém matéria orgânica com teor reduzido de carbono (por conta de sua perda na forma de CH₄ e CO₂) e alto teor de fósforo. Seu grau avançado de decomposição faz com que o solo absorva com maior facilidade os nutrientes.

1.2.6. Separação da Fração Sólida

Concomitante à produção de leite, as granjas leiteiras produzem elevadas quantidades de dejetos que constituem biomassa passível de uso para geração de energia e adubação orgânica em culturas vegetais, já que a produção de leite no Brasil tem resistido às custas de pequenas margens de lucro, fazendo-se necessária a otimização dos recursos disponíveis no sistema para a redução dos custos de produção.

Segundo Lucas Jr. et al. (1993), há biomassas que apenas diluídas podem apresentar bons resultados no processo de digestão anaeróbia, com relativa facilidade de degradação, porém outras são mais difíceis de serem degradadas pelos micro-organismos envolvidos no processo, apresentando degradação lenta e, nesses casos, se faz necessária não apenas a diluição como também a utilização de outros tratamentos, como por exemplo, a inoculação ou a separação de sólidos.

Existem várias formas de separar frações mais degradáveis de frações menos degradáveis. Em se tratando de água residuária, uma das formas mais comuns é a separação da fração sólida da fração líquida, por meio de peneiras de separação, tambores rotativos, centrifugação e decantação. A fração líquida possui maior quantidade de nutrientes solúveis, já na fração sólida maiores

quantidades de frações insolúveis menos degradáveis como celulose, hemicelulose e lignina (AYRES, 2009).

A separação de fases consiste em separar as partículas maiores contidas nos dejetos da fração líquida e conduzir a obtenção de dois produtos: uma fração líquida mais fluída, mas conservando a mesma concentração em elementos fertilizantes solúveis que os dejetos brutos e uma fração sólida, resíduo da peneira, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um composto.

O conteúdo de sólidos totais do resíduo líquido do efluente pode ser separado, em termos gerais, entre aquele dissolvido e o presente como matéria suspensa. De acordo com este fato, um fracionamento útil do material suspenso pode ser realizado para refletir o desempenho dos principais grupos de equipamentos de separação disponíveis. Estas frações são constituídas por sólidos dissolvidos, partícula coloidal, sólidos finos, grossos e fibras (BURTON, 2007).

Mooller et al. (2004) estudaram as formas de separação das frações sólidas dos efluentes de suinocultura e encontraram valores de biodegradabilidade de 30, 48 e 93% para a fração sólida dos dejetos resultante da centrifugação, fração sólida dos dejetos resultante da precipitação química e fração líquida dos dejetos resultante da centrifugação, respectivamente.

A separação de fases é uma alternativa para aumentar a eficiência do processo de degradação dos efluentes. Alguns autores recomendam a separação desta fração do restante do resíduo a ser destinado ao tratamento anaeróbio, com isso o processo se torna mais eficiente (maior produção de biogás por kg de sólido), rápido (menor tempo de retenção hidráulica) e mais econômico, pois necessita de biodigestores com menor tamanho para um mesmo número de animais.

No entanto, para otimização do processo de biodigestão anaeróbia, a fração líquida poderá precisar de ajustes em suas características de sólidos totais e diluições visando o melhor desempenho do biodigestor com a menor diluição possível (JUNQUEIRA, 2011).

O fato de a fração sólida possuir menor potencial de produção de biogás não implica que essa fração deva ser descartada do processo, a decisão vai depender da eficiência e a rapidez que se necessita para tratar os dejetos.

Caso a decisão seja favorável à separação de sólidos é necessário ter em mente que essa fração ainda tem poder poluente elevado e necessita de tratamento adequado antes de ser aplicado no ambiente.

O sistema de estabilização dos dejetos deverá ser o mais eficiente possível em permitir a reciclagem energética e de nutrientes, resultando em menores custos de produção.

1.2.7. Utilização de Biorremediadores

O crescimento exacerbado da população acarretou o estabelecimento de conglomerados de alta densidade populacional, o que contribui significativamente para o fenômeno de contaminação ambiental, em função do aumento da quantidade de resíduos produzidos. Por sua vez, a atividade industrial que cresce assustadoramente satisfazendo o consumismo que caracteriza nossa sociedade, contribui com grandes volumes de resíduo de natureza diversa, os quais, geralmente, carregam espécies químicas de caráter tóxico (BRITO et al., 2004).

Ao longo de décadas, a atividade industrial tem produzido rejeitos gasosos, líquidos e sólidos nocivos ao ambiente. Substâncias químicas xenobióticas (produzidas pelo homem) têm alterado consideravelmente a qualidade dos ecossistemas. Da mesma forma, processos industriais que utilizam grandes volumes de água contribuem significativamente com a contaminação dos corpos d'água, principalmente pela ausência de sistemas de tratamento para os grandes volumes de efluentes líquidos produzidos (FREIRE et al., 2000).

A contaminação de águas naturais tem sido um dos grandes problemas da sociedade moderna (PEREIRA & FREITAS, 2012).

O lançamento de matéria orgânica em corpos d'água produz uma série de efeitos, como o consumo de O₂ e eutrofização dos mananciais, além de gosto e odor nas fontes de abastecimento de água. Os metais pesados que se encontram adsorvidos a esta matéria orgânica, podem se bioacumular ao longo da cadeia trófica e atingir a saúde humana. A alteração da cor e turbidez e a presença de óleos e materiais flutuantes provocam uma série de inconvenientes para a estação de tratamento de água (ETA) e alteração da

estética do manancial. Os materiais sedimentáveis podem provocar o assoreamento de rios e represas e a queda de velocidade dos cursos d'água (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo).

A poluição do solo também tem despertado o interesse dos especialistas, das autoridades e da sociedade. A preservação do mesmo é importante não só sob o aspecto ambiental, mas também de saúde pública. Por tradição, o solo tem sido utilizado como receptor de substâncias resultantes das atividades humanas, principalmente para a disposição final de resíduos, o que pode agravar os problemas do solo, como a erosão e o esgotamento dos minerais (GUNTHER, 2005).

A introdução de contaminantes no solo pode resultar na perda de algumas ou várias funções do mesmo e provocar a contaminação das águas subterrâneas.

A presença de contaminantes no solo, originados de várias fontes, acima de certos níveis, provoca uma série de consequências negativas para a cadeia alimentar, podendo atingir os diversos ecossistemas e o homem (RODRIGUES; DUARTE, 2003).

Quanto à poluição do ar, sabe-se que o avanço da tecnologia vem acompanhado de gastos de energia, fato que impulsiona uma série de pesquisas relacionadas a fontes renováveis deste recurso. Produzir energia geralmente é o principal motivo da poluição do ar, pois automóveis, fábricas e usinas termoelétricas espalhadas pelo mundo utilizam, na maioria das vezes, a energia dos combustíveis fósseis. Os principais poluentes atmosféricos são os gases tóxicos lançados pelas indústrias e pelos veículos movidos a combustíveis derivados do petróleo e os compostos tóxicos formados no ar a partir da reação desses gases na atmosfera (DEL PINO; KRÜGER; SCHROEDER, 1995).

O estabelecimento de leis internacionais que regulam a questão do gerenciamento ambiental, aliado à pressão por parte de governos e opinião pública, fez com que grandes esforços tenham sido dedicados ao desenvolvimento de tecnologias mais limpas para o tratamento de resíduos e a remediação de ambientes contaminados (BRITO et al., 2004).

Embora existam diversas tecnologias que utilizam processos físicos e/ou químicos para a descontaminação de ambientes poluídos, o processo biológico

de biorremediação é uma alternativa ecologicamente mais adequada e eficaz para o tratamento de ambientes contaminados com moléculas orgânicas de difícil degradação e metais tóxicos (GAYLARD; BELLINASSO; MANFIO, 2005).

Os estudos de degradação de compostos químicos têm mostrado vários micro-organismos extremamente versáteis em catabolizar moléculas recalcitrantes. Trabalhos em biotecnologia indicam fungos e bactérias como principais micro-organismos eficientes na degradação de poluentes, possuindo alto potencial de ação na recuperação de ambientes contaminados (BALAN, 2002).

Vários organismos podem ser utilizados na degradação, como bactérias, fungos ou plantas (biodegradação), e a eficiência de um ou outro depende, em muitos casos, da estrutura da molécula e da presença de enzimas hábeis em degradar o produto, as quais apresentam especificidade para a maioria dos substratos (MEYER, 1978). É por meio deste mecanismo que a biorremediação é efetivada. Este processo é mais provável quando a estrutura química do xenobiótico é semelhante à estrutura de moléculas naturais (PEREIRA & FREITAS, 2012).

Biorremediação é um processo no qual organismos vivos, normalmente plantas, micro-organismos ou suas enzimas, são utilizados tecnologicamente para remover (remediar) ou reduzir poluentes no ambiente. O processo metabólico que tem se mostrado mais apto em biodegradar moléculas xenobióticas (moléculas estranhas ao ambiente natural) recalcitrantes (moléculas de difícil degradação) nos processos de biorremediação, é o microbiano, uma vez que os micro-organismos desempenham a tarefa de reciclar a maior parte das moléculas da biosfera, participando dos principais ciclos biogeoquímicos e representando, portanto, o suporte de manutenção da vida na Terra (GAYLARD; BELLINASSO; MANFIO, 2005).

Segundo Yakubu, (2007), o termo biorremediação pode ser definido como um processo biotecnológico no qual se utiliza o metabolismo de micro-organismos para a eliminação rápida de poluentes, com o objetivo de reduzir sua concentração a níveis aceitáveis, transformando-os em compostos de baixa toxicidade.

Assim, a degradação do poluente é baseada em processos nos quais ocorrem reações bioquímicas mediadas por micro-organismos. Em geral, um

composto orgânico, quando é oxidado, perde elétrons para um acceptor final de elétrons, que é reduzido (ganha elétrons). O oxigênio atua comumente como acceptor final de elétrons, sendo que a oxidação de compostos orgânicos com a redução do oxigênio molecular é chamada de respiração aeróbia heterotrófica. No entanto, quando o oxigênio não está presente, os micro-organismos podem usar compostos orgânicos ou íons inorgânicos como aceptores finais de elétrons, condições estas chamadas de anaeróbias. A biodegradação anaeróbia pode ocorrer por desnitrificação, redução do ferro, redução do sulfato ou condições metanogênicas (CORDAZZO, 2000).

1.2.7.1. Estratégias Utilizadas em Biorremediação

Biorremediação *in situ*

A biorremediação *in situ* é realizada no próprio local, sem que haja remoção de material contaminado. Isto evita custos e distúrbios ambientais associados com o movimento de solos e águas de um local contaminado para outros locais destinados ao tratamento. Os produtos finais de uma biorremediação efetiva são água e gás carbônico (processo denominado mineralização), compostos estes, que não apresentam toxicidade e que podem ser incorporados ao ambiente sem prejuízo aos organismos vivos (MARIANO, 2006).

Biorremediação *ex situ*

Quando há a necessidade de retirada de solo ou efluente do local contaminado para que os mesmos sejam tratados em outro local, o processo é chamado de biorremediação *ex situ*. A remoção pode ser necessária quando há possibilidade contaminação de pessoas e do ambiente próximo do solo a ser biorremediado, ou quando a presença de altas concentrações de contaminantes demanda a utilização de técnicas como compostagem, biorreatores, entre outras (JACQUES et al., 2007).

Outro processo de tratamento muito utilizado no processo de remediação *ex situ* é o emprego de reatores biológicos. Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e anaeróbios. Dentre os reatores utilizados, os mais comuns são os filtros biológicos anaeróbios ou aeróbios, o sistema de

lodos ativados e suas variações e os digestores anaeróbios de fluxo ascendente (PHILIPPI JÚNIOR; ROMERO; BRUNA, 2004).

Lagoas de estabilização aeradas, facultativas ou anaeróbias, também são alternativas de tratamento *ex situ* de poluentes. As lagoas de estabilização são grandes tanques escavados no solo, nos quais as águas residuárias são tratadas por processos naturais controlados unicamente pela vazão dos efluentes, além da eventual dosagem de produtos químicos para ajuste de pH ou de nutrientes. As lagoas anaeróbias são dimensionadas para receber elevadas cargas orgânicas e funcionam sem oxigênio dissolvido. As facultativas possuem uma camada superior, com o desenvolvimento de algas e microrganismos aeróbios que se encontram numa simbiose. Enquanto as algas realizam a fotossíntese, consumindo o gás carbônico e liberando o oxigênio, os micro-organismos oxidam a matéria orgânica, utilizando o oxigênio e liberando o gás carbônico. Na camada do fundo, o processo se comporta como na lagoa anaeróbica. As aeróbias são semelhantes às facultativas, entretanto, são bem rasas, e assim, não há depreciação de oxigênio no fundo da lagoa, e, conseqüentemente, de micro-organismos anaeróbios (PEREIRA & FREITAS, 2012).

A utilização de micro-organismos nativos ou introduzidos no ambiente, em reatores biológicos, é realizada com sucesso em refinarias de petróleo, indústrias têxteis, de celulose e farmacêutica, dentre outras. Entretanto, nem sempre os indivíduos fundamentais para os processos de biorremediação estão presentes, ou encontram-se em número reduzido. A solução para este problema é procurar no ambiente aqueles que possuam os dispositivos metabólicos apropriados para mineralizar (degradar totalmente), iniciar a degradação ou diminuir o efeito tóxico de determinados compostos (SPAIN; PRITCHARD; BOURQUIN, 1980) e inseri-los nestes biorreatores.

CAPÍTULO 2 – BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINO LEITEIROS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E COM E SEM ADIÇÃO DE BIORREMEIADOR EM SISTEMA CONTÍNUO

RESUMO - Objetivou-se avaliar a produção e a qualidade do biogás, bem como o potencial de produção de biogás e a redução dos teores de sólidos voláteis (SV), a partir de dejetos da pecuária leiteira com a adição de um biorremediador em concentrações recomendadas pelo fabricante nos afluentes, em biodigestores contínuos manejados com 30 dias de retenção. Foram utilizados 16 biodigestores com os seguintes tratamentos: com separação (CS), com separação + B (CS+B), sem separação (SS), sem separação + B (SS+B). O experimento teve duração de 63 dias. O volume de biogás para o tratamento CS+B foi de 0,6653 e para o CS foi de 0,6266 m³, já os tratamentos SS e SS+B foram respectivamente, 0,7733 e 0,8852 m³. Os potenciais de produção por quilograma de ST e SV adicionados e reduzidos foram superiores para os tratamentos em que houve a separação da fração sólida, indicando a melhor eficiência do processo de biodigestão anaeróbia quando a fração sólida foi separada. A concentração de metano no biogás para o tratamento CS foi maior em relação ao SS, isso pode ser atribuído a presença de nutrientes solúveis no afluente. A produção total, produção diária, produção por quilograma de estrume e produção por quilograma de substrato de biogás, foram maiores nos tratamentos em que houve a adição do biorremediador, indicando que as bactérias presentes, principalmente o *Bacillus subtilis*, produzem enzimas, dentre elas, as amilases, proteases e lipases, que atuaram nas primeiras etapas da biodigestão anaeróbia (hidrólise e na acidogênese) degradando os amidos, proteínas e lipídeos, aumentando assim a produção de biogás.

Palavras – chaves: biogás; biorremediador; manejo de dejetos.

CHAPTER 2 – ANAEROBIC DIGESTION OF DAIRY CATTLE MANURE WITH AND WITHOUT SEPARATION OF THE SOLID FRACTION AND WITH AND WITHOUT ADDITION OF BIORREMIATOR SISTEM IN CONTINUOUS

Abstract - This study aimed to evaluate the production and quality of biogas, as well as the potential for biogas production and reduced levels of volatile solids (VS) from dairy cattle manure with the addition of a biorremediator at concentrations recommended by the manufacturer in tributaries in continuous digesters managed 30 days in detention. Sixteen digesters were used with the following treatments: with separation (CS), with B + separation (CS + B), without separation (SS), without separation + B (B + SS). The experiment lasted 63 days. The amount of biogas for the treatment CS + B was 0.6653 and the CS was 0.6266 m³, since the treatments SS and SS + B were respectively 0.7733 and 0.8852 m³. The potential production per kilogram of TS and VS added and reduced were higher for treatments where there was the separation of the solid fraction, indicating the best efficiency of anaerobic digestion when the solid fraction was separated. The concentration of methane in the biogas in the treatment CS was higher compared to the SS, this can be attributed to the presence of soluble nutrients in the influent. Total production, daily production, production per kilogram of manure and production per kilogram of substrate for biogas were higher in treatments where there was the addition of biorremediator, indicating that the bacteria, especially *Bacillus subtilis*, produce enzymes, among them, amylases, proteases and lipases, which acted in the early stages of anaerobic digestion (hydrolysis and acidogenesis) degrading starches, proteins and lipids, thereby increasing biogas production.

Keywords - biogas; biorremediator; manure management.

2.1. INTRODUÇÃO

A modernização e crescimento das atividades agropecuárias visando atender a demanda de alimentos tornam acentuados os impactos ambientais advindos destas atividades. Visando aumentar a produtividade, as atividades relacionadas à produção de leite vêm passando por grandes transformações, as quais afetam de modo significativo o setor produtivo. Entre essas alterações, além da adoção de técnicas que melhoram as condições de nutrição e melhoramento genético dos animais, observa-se que os produtores vêm adotando sistemas intensivos de produção, caracterizados pelo confinamento de um grande número de animais em áreas cada vez menores, resultando em consideráveis aumentos no volume de dejetos.

O manejo inadequado desses dejetos pode ser responsável pela poluição de águas superficiais e subterrâneas, pela maior emissão de gases com alto potencial de efeito estufa e pelo acúmulo nos solos, devido ao alto teor de matéria orgânica e agentes patogênicos do dejetos.

No estado de São Paulo a produção é afetada por sérias limitações de recursos hídricos de boa qualidade e são nessas condições que o tratamento dos dejetos se torna de grande importância para a permanência da atividade nessas áreas.

A opção pela alternativa mais econômica de manejo de dejetos nem sempre leva em consideração os fatores ambientais envolvidos. O destino final dos dejetos, na maior parte dos casos, é a aplicação direta no campo, não seguindo qualquer critério técnico para esta operação, que além de contaminar águas superficiais, proporciona a infiltração de águas residuárias no lençol freático, o desenvolvimento de moscas e gases malcheirosos, que provocam desconforto, tanto animal quanto humano, além de contribuírem para o efeito estufa.

Além de todos os problemas ambientais, vale ressaltar que o uso de energia no meio rural é crescente, pois o investimento em tecnologia fica cada vez mais acessível aos produtores e assim a substituição de fontes de energia convencionais por fontes alternativas de energia renovável pode suprir esse aumento no uso de energia no campo, diminuindo os custos de produção.

Entre as possibilidades viáveis para o tratamento de dejetos a biodigestão anaeróbia representa uma alternativa, pois permite redução do potencial poluidor, geração de energia e reciclagem do efluente para fertilização de culturas comerciais.

De acordo com o exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de biodigestão anaeróbia (produção e qualidade do biogás), em biodigestores contínuos utilizando como substrato dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida e também com e sem adição do biorremediador (B).

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Descrição do Local

O trabalho foi realizado no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural, utilizando-se dejetos gerados no Setor de Bovinocultura Leiteira do Departamento de Zootecnia, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista - Campus de Jaboticabal - SP, situado nas coordenadas geográficas: 21°14' 05" S; 48° 17'09" W e altitude média de 613,68 metros.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw com transição para Cwa. De acordo com as normas (1971- 2000) observadas em Jaboticabal, o clima caracteriza-se por ser tropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.426,6 mm, temperatura média anual de 22,2° e umidade relativa média anual de 70.8%.

2.2.2. Definição do Experimento

Para o ensaio de biodigestão anaeróbia foram utilizados 16 biodigestores contínuos com os seguintes tratamentos:

- Com separação de sólidos - CS;
- Com separação de sólidos + Biorremediador - CS + B;
- Sem separação de sólidos - SS;
- Sem separação de sólidos + Biorremediador - SS + B.

Os dejetos utilizados neste experimento foram colhidos do Setor de Bovinocultura de Leite com a ajuda de uma pá, duas vezes por semana no período da manhã, e mantidos em baldes plásticos com capacidade de 60 kg cada.

2.2.3. Descrição dos Biodigestores Utilizados

Foram utilizados 16 biodigestores contínuos tubulares de bancada com capacidade para 60 litros, constituídos de duas partes distintas; sendo uma delas o recipiente com o material em fermentação e a outra o gasômetro.

O recipiente com o material em fermentação é composto por um tubo de PVC com diâmetro de 300 mm e com 1 m de comprimento tendo as extremidades fixadas com dois capes de PVC. Em uma das extremidades foi acoplado um cano de entrada do afluente de 50 mm e na extremidade oposta um cano de 50 mm com registro de 50 mm para saída do efluente (Figura 1).



Figura 1: Biodigestor Contínuo

Os gases gerados nos biodigestores foram armazenados em gasômetros de 250 mm de diâmetros e 60 cm de comprimento ligado aos biodigestores por meio de mangueiras plásticas para condução do gás (Figura 2). Os biodigestores foram dispostos sobre um cavalete de madeira, em condições naturais de temperatura e ambiente.



Figura 2: Conjunto de biodigestores expostos às condições ambientais.

2.2.4. Ensaio de Biodigestão Anaeróbia

O experimento teve duração de 208 dias sendo que o delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, com 4 tratamentos e 4 repetições.

Inicialmente os biodigestores contínuos foram abastecidos com 60 kg de uma mistura de dejetos de bovinos de leite e água, diluídos na proporção 1:5. A mistura foi homogeneizada manualmente com o auxílio de pás e introduzida nos biodigestores contínuos.

2.2.5. Preparo das Cargas e Coletas dos Efluentes

Após 74 dias do abastecimento, iniciaram-se as cargas diárias nos biodigestores, este início ocorreu após realização do teste de queima em cada biodigestor contínuo.

Para as cargas diárias, os dejetos foram coletados duas vezes por semana e sempre no período da manhã, por meio de raspagem do piso concretado com auxílio de uma pá no setor de Bovinocultura de Leite. Os dejetos foram provenientes de vacas leiteiras raça Holandesa alimentadas com uma dieta composta de 60% de volumoso (silagem de milho) e 40% de

concentrado Em cada abastecimento a mistura (dejetos + água) foi preparada para ter um teor de sólidos totais próximo a 3,0%.

O volume diário abastecido nos biodigestores foi de dois litros da mistura, composta de 350 gramas de dejetos bovinos e 1,650 litro de água. Esta mistura foi a base para todos os tratamentos.

O tratamento descrito como sem separação da fração sólida levava apenas a mistura dejetos + água, já o tratamento com separação da fração sólida fazia-se a mistura e passava-a em uma peneira com malha de 1 mm e assim, o que atravessava a peneira era abastecido nos biodigestores.

Para o tratamento em que se adicionava o biorremediador pesava-se 0,01 g deste produto e colocava-o na mistura dejetos + água, sendo que no tratamento em que utilizava a peneira esse produto era adicionado após o peneiramento, esperava-se 20 minutos para o abastecimento nos biodigestores. Essa quantidade foi fixada de acordo com as recomendações do fabricante para serem adicionadas nos afluentes.

2.2.6. Descrição das Análises Realizadas

A temperatura ambiente e do biogás foi aferida diariamente na ocasião da leitura da produção de gás com o auxílio de um termômetro digital portátil momentos antes de dar início ao abastecimento dos biodigestores.

Durante o ensaio de biodigestão anaeróbia foram avaliadas as produções de biogás, qualidade do biogás, reduções dos teores de sólidos voláteis, pH, alcalinidade e acidez volátil.

Realizou-se uma coleta de uma amostra da mistura dejetos + água antes de colocá-la no biodigestor para a realização das análises de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, alcalinidade e acidez volátil .

Com o início do abastecimento diário, a coleta das amostras passou a ser feita assim que o dejetos era substituído por novo, ou seja, a cada duas vezes por semana, já que cada vez que coletava os dejetos no setor de bovinocultura eram armazenados em baldes plásticos e a cada três dias esses dejetos eram substituídos. As análises de ST e SV foram feitas duas vezes por semana e as análises de pH, alcalinidade e acidez volátil uma vez por semana.

2.2.7. Análise Estatística

Os dados foram analisados pelo programa SAS[®] (SAS, 2002), os resultados gerados no experimento foram comparados pelo teste de Student a 5% de probabilidade.

2.2.8. Metodologias Empregadas

2.2.8.1. Teores de Sólidos Totais e Teores de Sólidos Voláteis

Para determinação de sólidos totais as amostras dos afluentes e efluentes foram acondicionadas em triplicata em recipientes de alumínio, previamente tarados, pesados para obtenção do peso úmido (Pu) do material. Após a pesagem foram levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65° C até atingirem peso constante, sendo a seguir resfriadas em dessecador e novamente pesadas em balança com precisão de 0,01g, obtendo-se então o peso seco (Ps). O teor de sólidos totais foi determinado duas vezes por semana segundo metodologia descrita por APHA (2005).

Onde:

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

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 a determinação dos sólidos voláteis, o material já seco em estufa resultante da determinação dos sólidos totais, foi levado a mufla, em cadinhos de porcelana previamente tarados, e mantidos a uma temperatura de 575° C por um período de 2 horas e 30 minutos. Após o término da queima, os cadinhos foram retirados da mufla e levados ao resfriamento em dessecadores. O material resultante foi pesado em balança analítica com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso das cinzas ou matéria mineral. Os teores de sólidos voláteis

foram determinados duas vezes por semana e expressos em porcentagem de matéria seca segundo metodologia descrita por APHA (2005).

Onde:

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

No qual:

SV = teor de SV, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

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

2.2.8.2. Determinação da Alcalinidade

Os parâmetros alcalinidade total (AT), obtidos com a titulação da amostra até pH 4,30; e alcalinidade parcial (AP), com titulação até pH 5,75, foram determinados semanalmente a partir dos afluentes e efluentes obtidos dos biodigestores contínuos segundo metodologias descritas por APHA, AWWA, WPCF (2000) e JENKINS et al. (1991). 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 intermediária (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 indicava a alcalinidade devido a presença de ácidos voláteis.

2.2.8.3. Ácidos Voláteis Totais

A determinação de ácidos realizadas semanalmente por titulometria foi baseada no volume de hidróxido de sódio consumido para elevar o pH da amostra de 4,0 para 7,0. Inicialmente, extraiu-se da amostra o sistema carbônico, reduzindo-se o pH para 3,4 e mantendo-a por 3 minutos em ebulição, conforme descrito por Dilallo & Albertson (1961).

2.2.8.4. Determinação do Volume de Biogás e Cálculo dos Potenciais de Produção

Diariamente foi mensurada a produção de biogás de cada biodigestor contínuo. Para a determinação dos volumes de biogás produzidos diariamente, mediu-se o deslocamento vertical dos gasômetros, multiplicando-se pela área da seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, 0,0507 m².

Após cada leitura, os gasômetros foram zerados 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).

Conforme descrito por Santos (2001), para a correção do volume de biogás, utilizou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac.

Onde:

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1}$$

No qual:

V₀ = volume de biogás corrigido, m³;

P₀ = pressão corrigida do biogás, 10322,72 mm de água;

T₀ = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V₁ = volume do gás no gasômetro;

P₁ = pressão do biogás no instante da leitura, 9652,10 mm de água;

T₁ = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica média de Jaboticabal-SP igual a 9641,77 mm de água e pressão conferida pelos gasômetros de 10,33 mm de água, obteve-se como resultado a seguinte expressão, para correção do volume de biogás:

Expressão:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 273,84575$$

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de substrato de ST e SV adicionados nos biodigestores, além das quantidades de SV reduzidos durante

o processo de biodigestão anaeróbia. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de substrato, de dejetos ou de ST e SV.

2.2.8.5. Caracterização Qualitativa do Biogás

As análises da composição do biogás produzido nos biodigestores foram realizadas semanalmente, a partir do início das cargas diárias, para determinação dos teores de metano, gás carbônico e óxido nitroso em cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapack Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados serão de 63 dias de experimento.

2.3.1. Teores de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

A Tabela 1 apresenta os valores semanais dos teores de ST nos afluentes e nos efluentes.

Tabela 1. Teores médios de sólidos totais (ST), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.

Semanas	Teores de ST (%)							
	CS		CS + B		SS		SS + B	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	1,21	0,59	1,27	0,62	1,96	2,12	1,54	1,30
2	1,37	0,69	1,34	0,52	2,23	1,84	2,26	1,44
3	1,45	0,45	1,91	0,47	2,48	2,30	2,96	1,89
4	1,05	0,56	1,15	0,49	2,14	1,53	2,22	1,18
5	1,4	0,47	1,23	0,47	3,18	1,77	2,31	1,50
6	1,04	0,41	1,25	0,41	2,04	2,06	2,24	1,24
7	1,4	0,39	1,29	0,46	2,13	2,10	1,98	1,31
8	1,52	0,38	1,39	0,41	3,7	1,52	2,5	1,56
9	1,13	0,44	1,0	0,40	2,54	1,56	2,66	1,36

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Com base nos dados apresentados na Tabela 1 é possível notar que quando são comparados os afluentes e efluentes, para todos os tratamentos,

os valores dos afluentes são inferiores aos valores dos efluentes, comprovando o poder de redução de sólidos totais do sistema de biodigestão anaeróbia pelos micro-organismos presentes no sistema.

Quando comparados os tratamentos em que houve a separação da fração sólida com os tratamentos em que essa técnica não foi empregada, nota-se que, tanto nos afluentes, quanto nos efluentes, os tratamentos CS e CS + B apresentaram teores de sólidos totais inferiores aos tratamentos SS e SS + B. Este fato é atribuído à separação da fração sólida, na qual uma boa quantidade de matéria orgânica ficou retida na peneira.

Esse parâmetro é importante para o abastecimento de biodigestores anaeróbios, pois têm relação com a produção de biogás (Itodo e Awulu, 1999). Se os teores de ST são demasiado altos ou baixos pode ocorrer inibição do processo (Yadvika et al., 2004).

Os teores semanais de sólidos voláteis estão apresentados na Tabela 2, estes dados são tanto dos afluentes quanto dos efluentes.

Tabela 2. Teores médios de sólidos voláteis (SV), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.

Semanas	Teores de SV (%)							
	CS		CS + B		SS		SS + B	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	0,98	0,38	1,02	0,42	1,67	1,71	1,30	1,06
2	1,12	0,46	1,10	0,33	1,94	1,46	1,95	1,26
3	1,20	0,28	1,53	0,29	2,18	1,88	2,61	1,54
4	0,84	0,30	0,95	0,32	1,87	1,19	1,95	0,94
5	1,12	0,24	1,02	0,30	2,78	1,38	2,03	1,24
6	0,85	0,22	1,04	0,24	1,80	1,66	2,00	0,99
7	1,13	0,21	1,11	0,27	1,84	1,72	1,72	1,05
8	1,22	0,25	1,13	0,25	3,30	1,20	2,20	1,27
9	0,97	0,28	0,85	0,23	2,36	1,24	2,42	1,29

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Nota-se que os teores de SV, para ambos os tratamentos, tiveram o mesmo comportamento que os teores de ST, sendo que os tratamentos em que houve a separação da fração sólida apresentaram um menor teor de SV quando comparados aos tratamentos em que não houve essa separação.

Estes resultados corroboram com Orrico (2007), que trabalhando com dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida, em diferentes

tempos de retenção, encontrou um menor teor de ST e SV, nos afluentes e efluentes, nos tratamentos em que houve separação da fração sólida.

2.3.2. Análise de pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

2.3.2.1. Análise de pH

A Tabela 3 apresenta os valores médios e a média total de pH dos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.

Tabela 3. Valores médios e a média total de pH dos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.

Quinzena	CS		CS + B		SS		SS + B	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	5,25	7,45	5,41	7,47	5,33	7,05	5,35	6,89
2	5,54	7,19	5,54	7,27	5,29	6,67	5,31	6,93
3	5,82	7,59	5,70	7,66	5,82	6,96	6,03	7,09
4	6,27	7,54	5,94	7,58	5,30	7,31	5,36	7,34
Média	5,72	7,44	5,65	7,49	5,44	7,00	5,51	7,06

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

De acordo com a Tabela 3 verifica-se que os valores de pH dos afluentes ficaram sempre abaixo em comparação com os efluentes, indicando uma capacidade de tamponamento do processo de biodigestão anaeróbia, devido a capacidade de neutralização dos ácidos graxos voláteis produzidos na etapa de acidogênese por meio da alcalinidade de bicarbonatos.

Para os efluentes em que adicionou o biorremediador tanto o tratamento CS quanto o SS não houve grandes variações dos valores de pH. O mesmo aconteceu para os tratamentos que não levaram a adição do biorremediador, ficando sempre os valores entre 6,67 e 7,59.

Já para os afluentes, verificou-se que para todos os tratamentos, até nos que foram adicionados o biorremediador, ficaram entre 5,0 e 6,5. Este fato indica que biodigestores abastecidos somente com dejetos bovinos não sofrem efeito de acidificação, permanecendo seu pH praticamente estável e a níveis considerados ótimos para uma estabilização e biodigestão anaeróbia. Para a

grande maioria das bactérias o pH ótimo localiza-se entre 6,5 e 7,5 e as variações máximas e mínimas para a maior parte delas estão entre 6 e 8 (Campos et al., 2006).

Os autores Anderson & Yang (1992) recomendaram pH entre 6,40 a 7,60 (afluente e efluente respectivamente) e afirmaram que em condições normais, o pH permanece próximo ao neutro sendo que o sistema funciona com equilíbrio de bicarbonatos e AGV. Os valores de pH também estiveram na faixa recomendada por Batista (1981), Hessami et al. (1996) e Yadvika et al. (2004).

2.3.2.2. Alcalinidade

As Tabelas 4 e 5 apresentam os valores de alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) (em mg CaCO₃ L⁻¹) dos afluentes e dos efluentes, no período de 63 dias de experimento.

De acordo com a Tabela 4, os valores de alcalinidade parcial (AP), para todos os tratamentos, foram zero devido ao valor do pH dos afluentes ser inferior a 5,75 (valor este indicado na metodologia utilizada para alcalinidade parcial). O mesmo acontece com a relação alcalinidade intermediária sobre a alcalinidade parcial (AI/AP), o valor foi zero devido a alcalinidade parcial (AP) ser zero.

Observando-se os valores do afluente e do efluente, para todos os tratamentos, pode-se notar que os efluentes apresentam maiores valores de alcalinidade do que os afluentes, indicando que o processo de biodigestão anaeróbia é responsável pela produção de substâncias alcalinizantes, principalmente bicarbonatos que são responsáveis por neutralizar os ácidos produzidos, elevar a resistência a queda de pH e manter os níveis apropriados para um melhor desempenho do sistema.

Tabela 4. Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT) ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) dos afluentes, de dejetos de bovino leiteiro, durante 63 dias.

Tratamento	Afluentes				
	Quinzena	AP	AI	AT	AI/AP
CS	1	0,0	576	576	0,0
	2	0,0	1336	1336	0,0
	3	0,0	812	812	0,0
	4	192,0	704	896	3,7
	Média	48,0	857,0	905,0	0,9
CS+ B	1	0,0	656	656	0,0
	2	0,0	1064	1064	0,0
	3	0,0	788	788	0,0
	4	72,0	760	832	10,6
	Média	18,0	817,0	835,0	2,6
SS	1	0,0	760	760	0,0
	2	0,0	952	952	0,0
	3	0,0	904	904	0,0
	4	0,0	768	768	0,0
	Média	0,0	846,0	846,0	0,0
SS+ B	1	0,0	752	752	0,0
	2	0,0	960	960	0,0
	3	80,0	840	920	10,5
	4	0,0	800	800	0,0
	Média	20,0	838,0	858,0	2,6

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Na Tabela 5, nota-se que a relação AI:AP para os tratamentos CS e CS+B ficou entre 0,2 a 0,3. E para os tratamentos SS e SS+B foram superiores a este valor variando, assim, entre 0,7 a 1,1. Este fato deve-se a maior quantidade de material orgânico nos tratamentos sem separação, comparado com o tratamento em que houve a separação da fração sólida.

Tabela 5. Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT) ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) dos efluentes, de dejetos de bovino leiteiro, durante 63 dias.

Tratamento	Efluentes				
	Quinzena	AP	AI	AT	AI/AP
CS	1	1514,7	466,7	1981,3	0,3
	2	1656,0	525,3	2181,3	0,3
	3	1930,7	504,0	2434,7	0,3
	4	1659,3	482,7	2142,0	0,3
	Média	1690,2	494,7	2184,8	0,3
CS+ B	1	1696,0	410,7	2106,7	0,2
	2	2128,0	520,0	2648,0	0,2
	3	2066,7	365,3	2432,0	0,2
	4	1876,0	421,3	2297,3	0,2
	Média	1941,7	429,3	2371,0	0,2
SS	1	1461,3	1344,0	2805,3	0,9
	2	1653,3	1373,3	3026,7	0,8
	3	1304,0	1162,7	2466,7	0,9
	4	1474,7	1088,0	2562,7	0,7
	Média	1473,3	1242,0	2715,3	0,8
SS+ B	1	1458,7	1653,3	3112,0	1,1
	2	1378,7	1565,3	2944,0	1,1
	3	1586,7	1365,3	2952,0	0,8
	4	1481,3	1262,0	2743,3	0,8
	Média	1476,3	1461,5	2937,8	1,0

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

De acordo com Ripley et al. (1986) a alcalinidade parcial (AP) é associada à bicarbonatos, enquanto a intermediária (AI), à ácidos voláteis; a relação AI:AP é análoga a ácidos voláteis: alcalinidade. De acordo com trabalho citado por esses autores, para biodigestores operados com esgoto doméstico, a relação AI: AP ótima deve estar entre 0,10 a 0,35, sendo que em situações de estresse no sistema, essa relação variou de 0,28 a 0,80, enquanto a estabilidade do sistema apresentou valores dessa relação em torno de 0,37. Os mesmos também recomendaram que para dejetos de aves, a melhor relação AI: AP é de 0,30.

Segundo Xavier (2009), estudos são necessários para definir a melhor relação AI: AP para os dejetos de vacas leiteiras com diferentes concentrações de SV e TRH (tempo de retenção hidráulica).

2.3.2.3. Ácidos Voláteis

O equilíbrio dos ácidos voláteis totais é importante no estudo dos biodigestores anaeróbios. Altas concentrações podem afetar o processo bioquímico e, eventualmente, causar distúrbios no tratamento anaeróbio, podendo levar até mesmo a falência do sistema. A geração de grandes concentrações de ácidos voláteis acelera a atuação de bactérias acidogênicas, porém é inibitória aos micro-organismos metanogênicos, uma vez que não consomem os ácidos resultantes da acidogênese com a mesma velocidade em que são produzidos (LETTINGA, 1985).

Os ácidos voláteis procedem da fermentação do material orgânico e passam a ser substratos ou material tóxico para determinadas bactérias responsáveis pela bioestabilização. Segundo Kroeker (1979) os ácidos voláteis são tóxicos para bactérias metanogênicas a concentração em torno de 2000 mgHCl⁻¹.

Os valores de ácidos voláteis recomendados por Gerardi (2003) estão na faixa de 50 a 500 mg L⁻¹, para que exista estabilidade no processo. Observou-se que para todos os tratamentos os valores médios estiveram dentro da faixa recomendada (Tabela 6).

Tabela 6. Acidez volátil (ácidos ml L⁻¹) média dos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 63 dias.

Quinzenas	CS		CS + B		SS		SS + B	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	1620,00	598,00	1464,00	506,00	2184,00	2000,00	1824,00	1876,00
2	672,00	300,00	744,00	272,00	756,00	896,00	888,00	1020,00
3	1716,00	532,00	1536,00	488,00	1800,00	1240,00	1884,00	1340,00
4	1428,00	368,00	1464,00	412,00	1776,00	1340,00	1812,00	1220,00
Média	1359,00	449,50	1302,00	419,50	1629,00	1369,00	1602,00	1364,00

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Nota-se que os tratamentos CS e CS + B tiveram uma menor concentração de ácidos voláteis, nos seus efluentes, comparado com os tratamentos SS e SS + B, isso se deve a menor quantidade de sólidos (material orgânico) presentes nos tratamentos com separação (Figura 3).

Observando as diferenças entre a quantidade de ácidos nos afluentes e nos seus respectivos efluentes, os valores mostram uma maior quantidade de ácidos nos afluentes indicando que o sistema tem a capacidade de utilizar os ácidos produzidos pelas fases acidogênica e metanogênica e transformá-los em biogás.

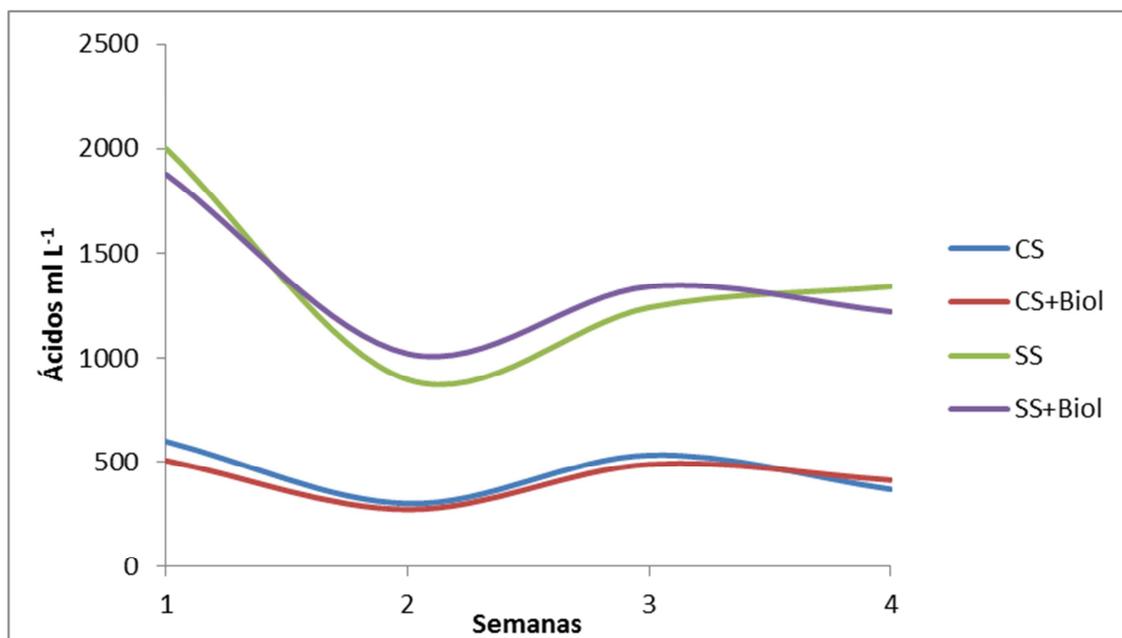


Figura 3. Distribuição média dos valores de acidez volátil (ácidos ml L⁻¹) dos efluentes durante o período de 63 dias. CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

2.3.2.4. Produção e Composição do Biogás

2.3.2.4.1. Produção Total e Produção Diária de Biogás

Na Tabela 7 estão apresentados as média e o coeficiente de variação para, produção total de biogás (PT), produção diária de biogás (PD), produção diária de biogás por kg de substrato (PS) e produção diária de biogás por kg de estrume (PE) e na Figura 4 está apresentado a distribuição da produção diária de biogás (m³) de dejetos de bovino leiteiro, em 63 dias de produção.

Tabela 7. Média e coeficiente de variação para, produção total de biogás (PT), produção diária de biogás (PD), produção diária de biogás por kg de substrato (PS) e produção diária de biogás por kg de estrume (PE) de dejetos de bovino leiteiro, em 63 dias de produção.

Tratamento	PT (m³)	PD (m³)	PS (m³/kg)	PE (m³/kg)
CS	0,6266 ^C	0,0099 ^C	0,0050 ^C	0,0284 ^C
CS+B	0,6653 ^{BC}	0,0105 ^{BC}	0,0053 ^{BC}	0,0301 ^{BC}
SS	0,7733 ^{AB}	0,0123 ^{AB}	0,0061 ^{AB}	0,0351 ^{AB}
SS+B	0,8852 ^A	0,0140 ^A	0,0070 ^A	0,0401 ^A
CV(%)	8,86	8,85	8,86	8,86

CV=coeficiente de variação; Médias com letras diferentes na mesma coluna são estatisticamente diferentes CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Ao analisar os dados verifica-se que houve efeito significativo para todos os tratamentos. As médias obtidas para volume total de biogás durante os 63 dias foram de 0,6266 para o tratamento CS, 0,6653 para CS+B, 0,7733 para SS e 0,8852 para SS+B.

O fato de o tratamento CS apresentar um resultado inferior ao SS pode estar associado a maior quantidade de sólidos solúveis (material orgânico) no afluente, pois a hidrólise desse material acontece mais rápida, favorecendo a acidificação do meio e afetando a ação das bactérias metanogênicas, influenciando na produção de biogás. O mesmo pode ter ocorrido entre os tratamentos CS+B e SS+B.

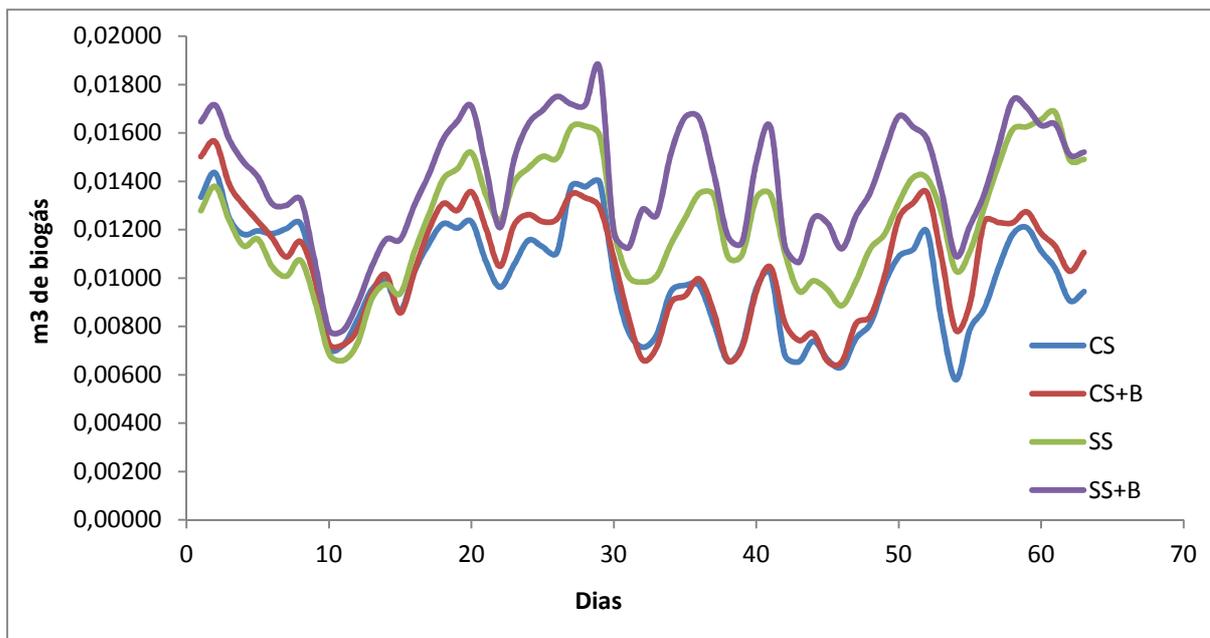


Figura 4. Distribuição da produção diária de biogás (m^3) em 63 dias. CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Já o tratamento CS apresentou uma menor produção quando comparado com o tratamento CS+B, fato este pode estar associado à adição do biorremediador que fez com que as bactérias presentes no produto, principalmente o *Bacillus subtilis*, aumentassem a produção de biogás, já que esta produz várias enzimas entre as quais amilase, protease e lipase, e são utilizadas para a degradação do amido, proteínas e lipídios, interferindo, portanto na fase inicial da biodigestão anaeróbia, a hidrólise, e também na acidogênese. O mesmo ocorreu para o tratamento SS+B e o SS.

2.3.2.4.2. Potencial de Produção de Biogás

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de ST e SV adicionados e reduzidos nos biodigestores (Tabela 8). Os valores foram expressos em m^3 de biogás por kg de ST e SV adicionados e reduzidos.

Analisando os dados de volume total de biogás (63 dias) e os potenciais de produção de biogás por ST e SV adicionados e reduzidos, foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos.

Tabela 8. Média e coeficiente de variação para potencial de produção de biogás para ST adicionados e SV adicionados e reduzidos de dejetos de bovino leiteiro, no período de 63 dias.

Tratamentos	ST (m ³ /kg)		SV (m ³ /kg)	
	Adicionados	Adicionados	Adicionados	Reduzidos
CS	0,4079 ^A	0,5004 ^A	0,5004 ^A	0,6689 ^A
CS+B	0,4027 ^A	0,4938 ^A	0,4938 ^A	0,6781 ^{AB}
SS	0,2453 ^C	0,2780 ^C	0,2780 ^C	0,7914 ^B
SS+B	0,3020 ^B	0,3429 ^B	0,3429 ^B	0,7406 ^{AB}
CV (%)	6,72	6,66	6,66	7,1

CV=coeficiente de variação; Médias com letras diferentes na mesma coluna são estatisticamente diferentes; CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

O potencial de produção de biogás por kg de ST e SV adicionados foram superiores ($P < 0,05$) nos tratamentos CS e CS+B, este melhor desempenho pode ser atribuído a maior quantidade de nutrientes solúveis (de acordo com os valores apresentados na Tabela 7), ou seja, mais facilmente degradados e convertidos em biogás pelos micro-organismos no interior dos biodigestores.

Os valores estão de acordo com Orrico (2007), que trabalhando com dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida, mas em diferentes TRH (tempo de retenção hidráulica), encontrou valores maiores de potencial de produção para o tratamento com separação em relação ao sem separação.

O potencial de produção de biogás por kg de SV reduzidos foi maior para os tratamentos em que houve a separação da fração sólida, indicando a melhor eficiência do processo de biodigestão anaeróbia quando a fração sólida foi separada.

O potencial de produção de biogás é de grande importância, pois além de permitir estimar a quantidade de energia, biogás, disponível em determinado resíduo, possibilita saber o volume útil do biodigestor e as cargas necessárias para o suprimento da demanda energética diária (ORTOLANI *et al.*, 1986).

Junqueira (2011), trabalhando com biodigestores bateladas abastecidos com dejetos de bovino de corte utilizando tratamentos com e sem separação da fração sólida, encontrou dados semelhantes, sendo que o tratamento com separação apresentou um potencial de produção por kg de SV reduzidos de 0,42 m³/kg de biogás e o tratamento sem separação de 0,36 m³/kg de biogás.

2.3.2.4.3. Qualidade do Biogás

Na Figura 5 está o gráfico de produção de metano (%), no período de 63 dias (8 semanas), utilizando dejetos de bovinos leiteiros.

De acordo com a figura, a concentração de metano no biogás produzido para o tratamento CS foi maior em relação ao SS, uma possível explicação para esta maior concentração é que a presença de nutrientes solúveis no afluente foi maior no tratamento CS do que no SS, onde a presença de matéria orgânica ocupou a maior parte do volume.

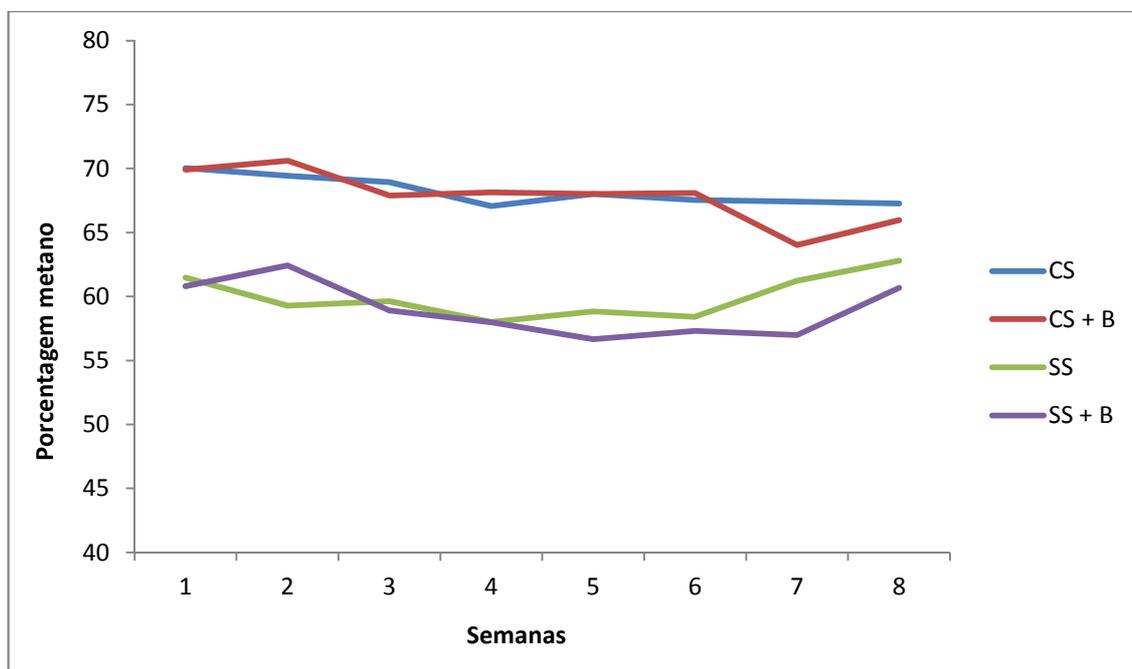


Figura 5. Gráfico de distribuição do metano em 8 semanas de produção (%). CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Corroborando com estes resultados, Orrico (2007) também encontrou resultados semelhantes a este, em que o tratamento em que houve a separação da fração sólida apresentou uma maior concentração de metano, quando comparado ao tratamento sem separação, utilizando dejetos de suínos em diferentes tempos de retenção.

O mesmo aconteceu com Junqueira (2011), que trabalhando com e sem separação da fração sólida, em biodigestores operados com dejetos de bovino de corte, encontrou resultados em que o tratamento com separação apresentou uma maior concentração de metano comparado com o sem separação.

2.4. CONCLUSÃO

A separação da fração sólida dos dejetos da bovinocultura leiteira foi importante para aumentar a eficiência dos biodigestores, proporcionando um maior potencial de produção de biogás e uma maior produção de metano. Sendo desta forma indicada para baratear o custo de implantação de sistemas de biodigestão.

É necessária a realização de mais experimentos utilizando esse tipo de biorremediador, para que possa analisar se este interferirá no potencial de produção de biogás, já que este parâmetro é de fundamental importância para estimar a quantidade de energia, biogás, disponível em determinado resíduo.

CAPÍTULO 3: BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE BOVINOS LEITEIROS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E COM E SEM ADIÇÃO DE BIORREMEDIADOR EM SISTEMA BATELADA

Resumo - Objetivou-se avaliar a produção e a qualidade do biogás, bem como o potencial de produção de biogás, a partir de dejetos da pecuária leiteira com a adição de um biorremediador, em concentrações recomendadas pelo fabricante nos afluentes, em biodigestores batelada. Foram utilizados 16 biodigestores com os seguintes tratamentos: com separação (CS), com separação + B (CS+B), sem separação (SS), sem separação + B (SS+B). O experimento teve duração de 189 dias. A maior produção total de biogás foi obtida no tratamento SS+ B que produziu 0,010 m³ de biogás. Já os tratamentos CS e CS+ B não houve diferença estatística para a produção total de biogás, sendo que o pico de produção aconteceu aos 128 dias para o tratamento CS e para o tratamento SS foi aos 132 dias. Este resultado pode ser atribuído a maior quantidade de sólidos solúveis no tratamento CS, pois a hidrólise acontece mais rápida, influenciando na produção de biogás. O potencial de produção foi maior para o tratamento sem separação, sendo que a adição ou não do biorremediador não interferiu estatisticamente nos tratamentos em que foi adicionado, quando comparados com os mesmos tratamentos em que não houve sua adição. A porcentagem semanal de metano foi maior para os tratamentos CS (84,41%) e CS+ B (86,34%) comparando com os tratamentos SS (80,85%) e SS+ B (75,63%), essa maior concentração na fração peneirada pode ser explicada pela maior presença de nutrientes solúveis no afluente do que na fração não peneirada, onde a presença de matéria orgânica ocupou parte do volume.

Palavras – chaves: biogás, biorremediador, manejo de dejetos.

CHAPTER 3: BIODIGESTION ANAEROBIC WASTE OF DAIRY CATTLE WITH AND WITHOUT SEPARATION OF SOLID FRACTION AND WITH AND WITHOUT ADDED BIORREMIANIATOR SYSTEM IN BATCH

Abstract - This study aimed to evaluate the production and quality of biogas, as well as the potential for biogas production from manure of dairy farming with the addition of a biorremediator at concentrations recommended by the manufacturer in tributaries in batch digesters. Sixteen digesters were used with the following treatments: with separation (CS), with B + separation (CS + B), without separation (SS), without separation + B (B + SS). The experiment lasted 189 days. The highest total yield of biogas was obtained in the treatment SS + B 0.010 m³ biogas produced. Already treatments CS and CS + B no statistical difference for the total production of biogas, with peak production occurred at 128 days for the treatment CS and SS treatment was at 132 days. This result can be attributed to the greater quantity of soluble solids in CS treatment, as hydrolysis occurs more rapidly, influencing the production of biogas. The potential production was greater for the separation without treatment, with the addition or not of biorremediator statistically not interfere in the treatments was added, compared to the same treatments as their addition no. The weekly percentage of methane was higher for treatments CS (84.41%) and CS + B (86.34%) compared to the SS treatments (80.85%) and SS + B (75.63%), the highest concentration the screened fraction can be explained by the greater presence of soluble nutrients in the affluent than in non-sifted fraction, where the organic matter of the volume occupied.

Keywords: biogas, biorremediator, manure management.

3.1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da população mundial, acompanhado do rápido desenvolvimento das nações com crescente tecnologia empregada nos diversos setores de produção tem levado à exaustão das fontes energéticas convencionais.

Matérias variadas encontradas na natureza podem servir como potencial fonte de energia renovável. Os resíduos da produção animal, enquanto biomassa podem ser uma fonte alternativa de energia (XAVIER. et al., 2006).

Tais resíduos têm aumentado consideravelmente devido à expansão dos rebanhos e aos aumentos de produtividade. Um dos processos de conversão energética da biomassa é a biodigestão anaeróbia que é um processo natural de fermentação no qual bactérias anaeróbias produzem metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) a partir de matéria orgânica complexa.

A energia gerada a partir dos dejetos obtidos em um sistema de produção animal pode suprir a demanda de energia do mesmo. De acordo com Corson (1996) algumas criações animais apresentam demasiado gasto de energia e tais gastos aumentam os custos finais dos produtos, sendo que, se substituídos por fontes energéticas mais baratas, podem aumentar significativamente os lucros da produção dos animais.

No Brasil existe abundância de fontes de biomassa e inúmeros processos de transformação, o que faz com que ela seja valorizada e ocorra a produção de energia para o consumidor final. O clima brasileiro oferece condições para a exploração desta enorme fonte energética, pela qual poderá ocorrer a produção de biogás e fertilizantes.

A geração de biogás e fertilizantes possuem inúmeras vantagens, principalmente em relação ao ambiente, transformando dejetos causadores de poluição em energia útil a ser aproveitada, através da biodigestão. Resíduos animais, domiciliares ou industriais podem ser aproveitados, gerando economia e controle da poluição ambiental (MOURA & PANNIR SELVAM, 2006).

Diante deste problema, o objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de biodigestão anaeróbia (produção e qualidade do biogás), em biodigestores batelada utilizando como substrato dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida e também com e sem adição do biorremediador (B).

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Descrição do Local

O trabalho foi realizado no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural, utilizando - se dejetos gerados no Setor de Bovinocultura Leiteira do Departamento de Zootecnia, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista - Campus de Jaboticabal, situado nas coordenadas geográficas: 21°14' 05" S; 48° 17'09" W e altitude média de 613,68 metros.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw com transição para Cwa. De acordo com as normas (1971- 2000) observadas em Jaboticabal, o clima caracteriza-se por ser tropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.426,6 mm, temperatura média anual de 22,2° e umidade relativa média anual de 70,8%.

3.2.2. Definição do Experimento

Para o ensaio de biodigestão anaeróbia foram utilizados 16 biodigestores bateladas com os seguintes tratamentos:

- Com separação de sólidos - CS;
- Com separação de sólidos + Biorremediador - CS + B;
- Sem separação de sólidos - SS;
- Sem separação de sólidos + Biorremediador - SS + B.

Os dejetos foram colhidos no Setor de Bovinocultura de Leite utilizando um balde plástico com capacidade de 60 kg.

Foram avaliadas as pH, teores de ST e SV, produções de biogás, os potenciais de produção de biogás e qualidade do biogás.

3.2.3. Descrição dos Biodigestores Bateladas

Foram construídos 16 biodigestores batelada constituídos por três tubos de PVC com diâmetros de 75, 100 e 150 mm, acoplados sobre um cap de PVC. A capacidade operacional dos reatores é de 1,8 litro de substrato em

fermentação, cada. Os tubos de 75 e 150 mm encontram-se inseridos um no interior do outro, tendo em uma das extremidades acoplada um cap. O tubo de 100 mm tem uma das extremidades vedadas, também por um cap, conservando-se apenas uma abertura para descarga do biogás, proporcionando assim, condições anaeróbias e armazenamento do gás produzido (Figura 5).

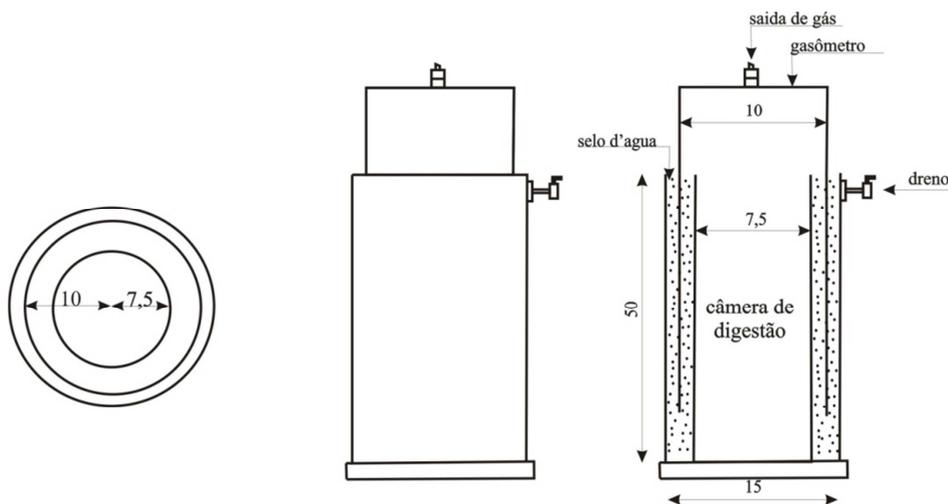


Figura 6: Modelo de Batelada proposto por ORRICO modificado (2011).

3.2.4. Ensaio de Biodigestão Anaeróbia

O experimento teve duração de 189 dias e o delineamento foi inteiramente casualizado com 4 tratamentos e 4 repetições.

3.2.5. Preparo das Cargas

Para realizar o preparo das cargas, utilizou-se dejetos coletados manualmente por meio de raspagem do piso concretado com auxílio de enxada no setor de Bovinocultura de Leite. Os dejetos eram provenientes de vacas leiteiras raça Holandesa alimentadas com uma dieta composta de 60% de concentrado e 40% de volumoso (silagem de milho). Em cada abastecimento a mistura (dejetos + água) foi preparada para ter um teor de sólidos totais próximo a 3,0%.

O volume dos biodigestores bateladas era de 1,8 litros, portanto preparou-se uma mistura composta de 300 gramas de dejetos bovinos e 1,5 litros de água. Essa mistura foi a base para todos os tratamentos.

O tratamento descrito como sem separação da fração sólida levava apenas essa mistura de dejetos + água, já o tratamento com separação da fração sólida fez-se essa mistura e passou-a em uma peneira com malha de 1 mm e assim, o líquido que atravessava a peneira foi o afluente dos biodigestores, de forma que não alterasse o teor de ST em ambos os tratamentos.

Para o tratamento em que se adicionou o bioremediador pesou-se 0,01 grama deste produto e colocou-o na mistura dejetos + água, sendo que no tratamento em que utilizava a separação esse produto foi adicionado após o peneiramento, e esperou-se 20 minutos para o abastecimento dos biodigestores batelada. Essa quantidade foi fixada de acordo com as recomendações do fabricante.

3.2.6. Descrição das Análises Realizadas

A temperatura ambiente foi aferida semanalmente na ocasião da leitura da produção de gás com o auxílio de um termômetro digital portátil.

Durante o ensaio de biodigestão anaeróbia foram avaliadas pH, teores de ST e SV, produções de biogás, potenciais de produção e a qualidade do biogás.

Foi coletada uma amostra do afluente de todos os tratamentos antes de colocá-la no biodigestor e após os 189 dias de experimento, novamente foi coletada uma amostra de todos os biodigestores para a realização das análises descritas anteriormente.

3.2.7. Análise Estatística

Os dados foram analisados pelo programa SAS[®] (SAS, 2002), os resultados gerados no experimento foram comparados pelo teste de Student a 5% de probabilidade.

3.2.8. Metodologias Empregadas

3.2.8.1. Teores de Sólidos Totais e Teores de Sólidos Voláteis

Para determinação de sólidos totais as amostras dos afluentes e efluentes foram acondicionadas em triplicata em recipientes de alumínio, previamente tarados, pesados para obtenção do peso úmido (Pu) do material. Após a pesagem foram levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65° C até atingirem peso constante, sendo a seguir resfriadas em dessecador e novamente pesadas em balança com precisão de 0,01g, obtendo-se então o peso seco (Ps). O teor de sólidos totais foi determinado no início e no final do experimento segundo metodologia descrita por APHA (2005).

Onde:

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

No qual:

ST = teor de ST, em percentagem;

U = teor de umidade, em percentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

PS = peso seco da amostra, em g.

Para a determinação dos sólidos voláteis, o material já seco em estufa resultante da determinação dos sólidos totais, foi levado a mufla, em cadinhos de porcelana previamente tarados, e mantidos a uma temperatura de 575° C por um período de 2 horas e 30 minutos. Após o término da queima, os cadinhos foram retirados da mufla e levados ao resfriamento em dessecadores. O material resultante foi pesado em balança analítica com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso das cinzas ou matéria mineral. Os teores de sólidos voláteis foram determinados no início e no término do experimento e expressos em percentagem de matéria seca segundo metodologia descrita por APHA (2005).

Onde:

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

No qual:

SV = teor de SV, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

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

3.2.8.2. Determinação do Volume de Biogás e Cálculo dos Potenciais de Produção

Após 47 dias de início de experimento, foi mensurada semanalmente a produção de biogás de cada biodigestor batelada. Para a determinação dos volumes de biogás produzidos semanalmente, mediu-se o deslocamento vertical dos gasômetros, multiplicando-se pela área da seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, 0,00785 m². Após cada leitura, os gasômetros foram zerados utilizando-se o registro de descarga do biogás. A correção do volume de biogás para as condições de 1atm e 20° C foi efetuada com base no trabalho de Caetano (1985). Conforme descrito por Santos (2001), para a correção do volume de biogás, utilizou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac.

Onde:

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1}$$

No qual:

V₀ = volume de biogás corrigido, m³;

P₀ = pressão corrigida do biogás, 10322,72 mm de água;

T₀ = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V₁ = volume do gás no gasômetro;

P₁ = pressão do biogás no instante da leitura, 9652,10 mm de água;

T₁ = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica média de Jaboticabal igual a 9641,77 mm de água e pressão conferida pelos gasômetros de 10,33 mm de

água, obteve-se como resultado a seguinte expressão, para correção do volume de biogás:

Expressão:

$$V_o = \frac{V_1}{T_1} \times 273,84575$$

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção semanal e as quantidades de substrato de ST e SV adicionados nos biodigestores, além das quantidades de SV reduzidos durante o processo de biodigestão anaeróbia. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de substrato, de dejetos ou de ST e SV.

3.2.8.3. Caracterização qualitativa do biogás

As análises da composição do biogás produzido nos biodigestores foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano, gás carbônico e óxido nítrico em cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapak Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados os dados de pH, teores de ST e SV, produção de biogás, potenciais de produção e a qualidade do biogás durante o período de 189 dias do experimento.

3.3.1. Análise de pH

Na análise de pH, pode-se notar uma redução após o tratamento dos afluentes de dejetos de bovino leiteiro, quando submetidos ao processo de biodigestão anaeróbia em biodigestores batelada (Tabela 9).

Tabela 9. Resultados de pH para afluentes e efluentes de bovino leiteiro, tratados em biodigestores bateladas.

Tratamentos	Características	
	pH Afluente	pH Efluente
CS	7,60	7,53
CS+B	8,03	7,5
SS	7,61	7,42
SS+B	7,68	7,35

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Verificou-se durante o processo de biodigestão uma diminuição do pH dos efluentes, que variaram de 8,03 nos afluentes a 7,35 nos efluentes coletados na saída do biodigestor. Tais valores, apresentados na Tabela 9, estão dentro da faixa considerada de pH ideal para que a biodigestão anaeróbia aconteça, sendo que esta faixa varia de 6,0 a 8,0, tendo como ponto ideal pH 7,0 (QUADROS et al., 2010).

Essa redução de pH se deve ao processo de decomposição anaeróbia da matéria orgânica, que devido às reações de hidrólise levam a uma grande produção de ácidos, o que promove uma diminuição do pH.

3.3.2. Teores de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

A Tabela 10 apresenta os resultados dos teores de sólidos totais e sólidos voláteis, em porcentagem, durante o período de 189 dias.

Tabela 10. Teores médios de sólidos totais e sólidos voláteis (ST, SV), em porcentagem, nos afluentes e efluentes, de dejetos de bovinos leiteiros, durante o período de 189 dias.

Características	Teores de ST e SV (%)							
	CS		CS + B		SS		SS + B	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
ST (%)	0,99	0,89	0,99	0,88	0,99	0,97	0,98	0,96
SV (%)	0,91	0,61	0,81	0,60	0,76	0,70	0,89	0,69

CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Nota-se que os teores de ST foram menores, para todos os tratamentos, nos efluentes quando comparados com seus afluentes. Nota-se também que, em todos os tratamentos, o teor de ST dos afluentes não variou, ficando na faixa de 0,99%. O mesmo não ocorreu nos efluentes, em que o menor teor de ST foi no tratamento em que houve a separação da fração sólida, em torno de 89%, comparado com 97% no tratamento sem separação.

Já para os teores de SV, pode-se observar que houve uma diminuição nos efluentes, comparando-se com os afluentes.

O tratamento que apresentou o menor teor de SV foi ao qual houve a separação da fração sólida.

3.3.3. Produção Total de Biogás

De acordo com a Tabela 11, estão apresentados os dados de produção de biogás em 189 dias nos diferentes tratamentos, para biodigestores batelada contendo dejetos de bovino leiteiro. O cálculo para determinar a produção de biogás por quilograma de estrume foi obtido através da divisão do volume total, de cada tratamento, pela quantidade de dejetos adicionado nas cargas iniciais, sendo que este valor foi de 300g de dejetos.

Tabela 11. Média e coeficiente de variação para, volume total de biogás (VT) e produção total de biogás por kg de estrume (PE) de dejetos de bovino leiteiro, em 189 dias de produção.

Tratamentos	VT	PE
CS	0,0030 ^C	0,010 ^C
CS+B	0,0032 ^C	0,011 ^C
SS	0,0087 ^B	0,030 ^B
SS+B	0,0101 ^A	0,035 ^A
CV (%)	8,36	8,35

CV=coeficiente de variação; Médias com letras diferentes na mesma coluna são estatisticamente diferentes; CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Ao analisar a tabela pode-se observar que houve efeito significativo para produção de biogás, sendo que o tratamento SS+ B foi o que apresentou uma

maior produção de biogás comparado com os demais tratamentos. Pode-se observar que não houve diferença significativa entre os tratamentos CS e CS+B, tanto para a característica volume total de biogás, quanto para a produção total por quilograma de estrume de biogás.

Pode-se afirmar, de acordo com a Figura 7, que o tratamento CS obteve menor produção se comparado com o SS, sendo que o pico de produção foi aos 128 dias com $0,00005 \text{ m}^3$ e o tratamento SS foi aos 132 dias com uma produção de $0,00011 \text{ m}^3$.

Este resultado pode ser atribuído a maior quantidade de sólidos solúveis no tratamento CS, pois a hidrólise desse material acontece mais rápido, favorecendo assim a ação das bactérias metanogênicas, influenciando na produção de biogás.

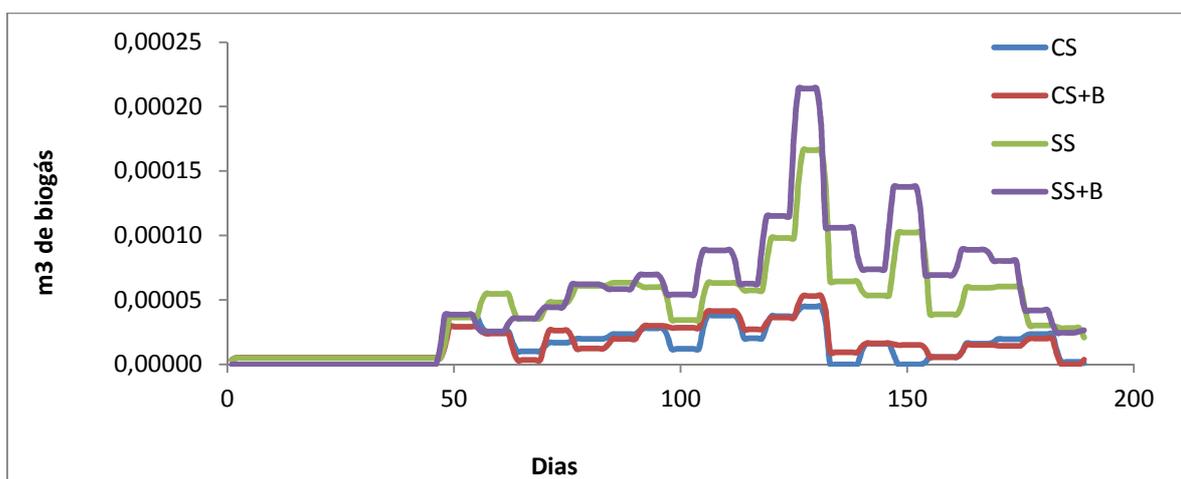


Figura 7. Distribuição da produção diária de biogás (m^3) em 189 dias. CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

3.3.4. Potencial de Produção de Biogás

Na Tabela 12 está apresentado a média e o coeficiente de variação para potencial de produção de biogás para ST adicionados e SV adicionados e reduzidos de dejetos de bovino leiteiro, no período de 189 dias.

Tabela 12. Média e coeficiente de variação para potencial de produção de biogás para ST adicionados e SV adicionados e reduzidos de dejetos de bovino leiteiro, no período de 189 dias.

Tratamentos	ST (m ³ /kg)	SV (m ³ /kg)	
	Adicionados	Adicionados	Reduzidos
CS	0,170 ^C	0,186 ^{NS}	0,571 ^B
CS+B	0,181 ^C	0,223 ^{NS}	0,890 ^B
SS	0,491 ^B	0,640 ^{NS}	9,612 ^A
SS+B	0,600 ^A	0,493 ^B	2,927 ^B
CV (%)	8,34	42,81	58,56

CV=coeficiente de variação; Médias com letras diferentes na mesma coluna são estatisticamente diferentes; CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS= Sem Separação + Biorremediador.

Observa-se que houve diferenças significativas apenas para ST adicionados e SV reduzidos nos potenciais de produção de biogás de dejetos de bovino leiteiro.

Para os tratamentos SS e SS+ B houve diferença estatística, o que não aconteceu com os tratamentos CS e CS+ B. Mas entre os tratamentos CS e SS houve diferença estatística.

Nota-se que nos tratamentos CS os teores de SV reduzidos foram menores quando comparados com os tratamentos SS.

Junqueira (2011) trabalhando com dejetos de bovino de corte utilizando também os tratamentos com e sem separação da fração sólida, encontrou resultados diferentes dos apresentados na tabela acima. O tratamento em que houve a separação da fração sólida apresentou um maior potencial de produção de biogás indicando que este tratamento apresenta melhor eficiência do processo de biodigestão anaeróbia.

3.3.5. Composição do biogás

Na composição de gases, foram analisadas as porcentagens semanais de metano produzido dos 47 dias, início do experimento, aos 189 dias. Estes dados estão apresentados na Figura 8.

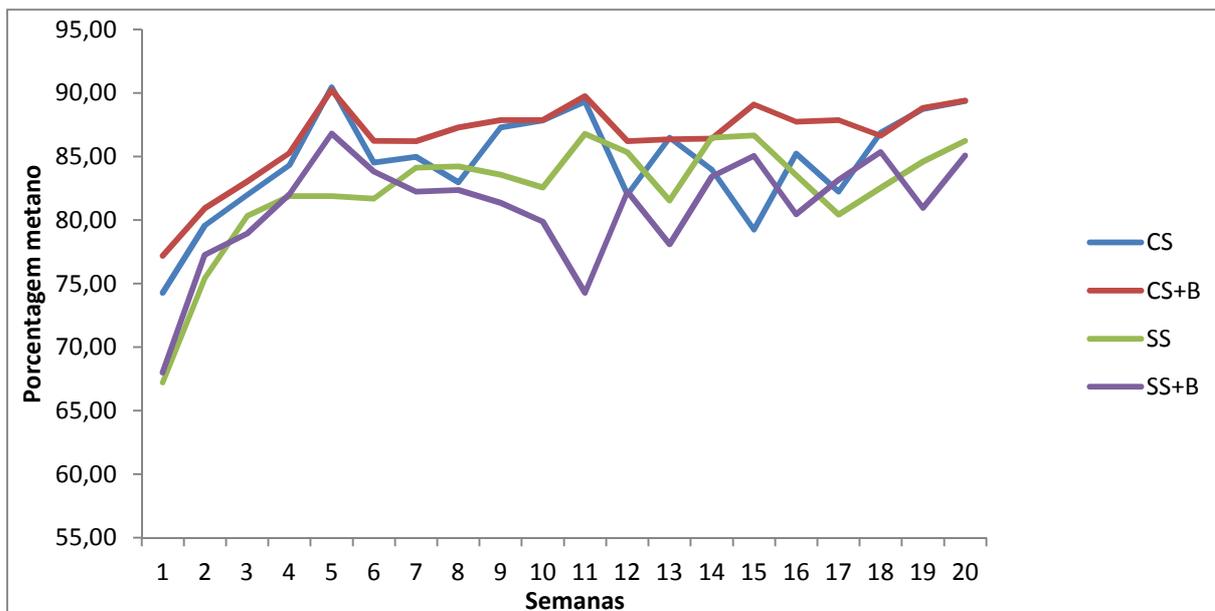


Figura 8. Gráfico de distribuição do metano em 8 semanas de produção (%). CS=Com Separação; CS+B=Com Separação + Biorremediador; SS= Sem Separação; SS+B= Sem Separação + Biorremediador.

Ao analisar os dados verifica - se que, para o tratamento CS a porcentagem média de metano foi de 84,41%, para CS+B foi de 86,34%, para SS foi de 80,85% e para SS+B foi de 75,63%. A concentração de metano no biogás produzido foi maior para o tratamento CS e CS+ B em relação aos tratamentos SS e SS+ B, uma possível explicação para essa maior concentração na fração peneirada é que a presença de nutrientes solúveis (N, P K, Mg, Ca) no afluente foi maior do que na fração não peneirada, onde a presença de matéria orgânica ocupou maior parte do volume.

3.4. CONCLUSÃO

A separação da fração sólida dejetos da bovinocultura leiteira foi importante, pois proporcionou uma maior produção de metano, porém um menor potencial de produção.

A inclusão do biorremediador não interferiu no potencial de produção, sendo que este parâmetro é de fundamental importância, pois estima a quantidade de energia, biogás, disponível em um determinado resíduo, sendo então necessário o desenvolvimento de mais pesquisas utilizando o biorremediador.

REFERÊNCIAS

ADHIKARI, M.; PAUDEL, K. P.; MARTIN JR. N. R.; GAUTHIER, W. M. Economics of dairy waste use as fertilizer in central Texas. **Waste Management**, v. 25, 2005 p. 1067-1074.

AHN, J. H.; FORSTER, C. F. The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater. **Process Biochemistry**, Rickmansworth, v. 37, n. 6, p. 589-594, jan. 2002.

AHRING, B. K.; IBRAHIM, A. A.; MLADENOVSKA. Effect of temperature increase from 55 to 65° C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure. *Water Research*, v 35, n. 10, p. 2246-2452, 2001.

AIRES, A. M. **Biodigestão anaeróbia da cama de frangos de corte com ou sem separação das frações sólida e líquida**. 2009. 160f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

ANDERSON, G. K.; YANG, G. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 64, n.1, p. 53-59, 1992.

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. Agra FNP Pesquisas Ltda. 224p. 2012.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, DC, 1998.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and waste water**. 18th. Washington, 2005.

BALAN, D. S. L.; MONTEIRO, R. T. R. Decolorization of textile índigo dye by ligninolytic fungi. **Journal of Biotechnology**, Amsterdam, v. 89, n. 2-3, p. 141-145, Aug. 2001.

BATAGLIA, O. G. et.al. Métodos de análises químicas de plantas. **Boletim Técnico**, Campinas: Instituto Agrônômico, 1983. 48p.

BATTISTON, W. C. **Gado leiteiro**. 2 ed. Campinas: ICEA, 1995. 404 p.

BERNARDES, P. R.; NETTO, V. N.; MUSTEFAGA, P. S. 2000 é o ano da virada para a pecuária de leite. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora. **Perspectivas e avanços em laticínios**: anais. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 29-53.

BITENCOURT, D.; XAVIER, S. S.; BRIZOLA, R. M. O. Rio Grande do Sul “uma reflexão sobre a década de 90 e perspectivas do setor lácteo no ano 2000”. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora.

Perspectivas e avanços em laticínios: anais. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 215-244.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; BEN CHEIKH, R.; MAROUANI, L.; HANDI, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, London, v. 39, n. 12, p. 2143-

BRITO, N. N. et al. Utilização de fungos na remediação de efluentes industriais. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 4., 2004, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro: Faculdades Integradas Claretianas, 2004.

BURTON, C.H. Manure management: treatment and strategies for sustainable agriculture. West Park: Silsoe research Institute, 2007, p.181.

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

CALLI, B. et al. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, Rickmansworth, v. 40, n. 4, p. 1285-1292, mar. 2005.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Development and operation of the up flow anaerobic sludge blanked reactor treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Revista Ciências e Agroecologia**, v. 30, p. 140-147, 2006.

CHADWICK, D.; FISH, R.; OLIVER, D.M.; HEATHWAITE, L.; HODGSON, C.; WINTER, M. Management of livestock and their manure to reduce the risk of microbial transfers to water – the case for an interdisciplinary approach. **Trends on Food Science & Technology**, v. 20, n. 5, p. 240-247, 2008

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

CORDAZZO, J. **Modelagem e simulação numérica do derramamento de gasolina acrescida de álcool em águas subterrâneas.** 120 f. 2000. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DEL PINO, J. C.; KRÜGER, V.; SCHROEDER, E. O. Relações entre química e educação. **Utopia e Ação:** revista da pró reitoria de extensão, Rio Grande do Sul, v. 2, p. 141-153, 1995.

DEWES, T. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. **Journal of Agricultural Science**, Loughborough, v. 127, n. 4, p. 501-509, dec. 1996.

DIAZ, G.O. **Análise de sistemas para o resfriamento de leite em fazendas com o uso de biogás gerado em projetos MDL.** 2006. 162f. . Tese (Mestrado

em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

DILALLO, R. & ALBERTSON, O E. **Volatile acids by direct titration**. Journal

DOU, Z. et al. Managing nitrogen on dairy farms: an integrated approach 1. model description. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 79, n. 11, p. 2071-2080, nov. 1996

DOWNEY, N. E.; MOORE, J. F. Trichostrongylid contamination of pasture fertilized with cattle slurry. **Veterinary Record**, London, v.101, n.24, p.487-488, 1977.

DÜRR, J. W. Preservação do leite cru nas propriedades, contagem microbiana, contagem de células somáticas e qualidade do leite. In: SIMPÓSIO SOBRE SUSTENTABILIDADE DA PECUÁRIA DE LEITE NO BRASIL, 2, 2000, Juiz de Fora. **Sustentabilidade da pecuária de leite no Brasil: anais**. Juiz de Fora: CNPGL, 2000. p. 29-56.

EL-MASHAD, H. M.; van LOON, W. K. P.; ZEEMAN, G.; BOT, G. P. A.; LETTINGA, G. Effect of inoculum addition modes and leachate recirculation on anaerobic digestion of solid cattle manure in an accumulation system. **Biosystems Engineering**, London, v. 95, n. 2, p. 245–254, 2004.

FAO – Organizações das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. Disponível em: <https://www.fao.org.br/ultimosRelatoriosFao.asp>. Acesso em: Janeiro 2013

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

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

FULHAGE, C. D. Manure management considerations for expanding dairy herds. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 80, n. 8, p. 1872-1879, 1997.

FURLONG, J.; PADILHA, T.. Viabilidade de ovos de nematódeos gastrintestinais de bovinos após passagem em biodigestor anaeróbio. **Ciência Rural**, v.26, n.2, p.269- 271, 1996.

GALKA, A. Using a cleaner production preventive strategy for the reduction of the negative environmental impacts of agricultural production – using cattle husbandry as a case study. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 12, n. 5, p. 513-516, jun. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 29 julho de 2012.

GARBA, B. Effect of temperature and retention period on biogás production from lingo cellulosic material. **Renewable Energy**, Oxford, v. 9, n. 1-4, p. 938-941, sep/dec. 1996.

GARCIA-VAQUERO, E. Projeto e construção de alojamento para animais. 2.ed. Lisboa: Litexa Portugal, 1981. 237p.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo - PR.** 2003. 106 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Estratégia Organizacional) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GASPAR, R.B.L. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo –PR. Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Produção e Sistemas. Florianópolis, 2003.

GAYLARD, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. Aspectos biológicos e técnicas da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, Brasília, v. 8, n. 34, jan./jun. 2005. Disponível em: <<http://www.biotecnologia.com.br/edicoes/ed34.php>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

GENEROSO, F. B. Quantificação e caracterização de dejetos produzidos em propriedade com exploração leiteira para uso em biodigestores e reciclagem de nutrientes. 2001. 66p. (Trabalho apresentado para obtenção de graduação em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

GOMES, A. T.; ZOCCAL, R. Caracterização da produção de leite nas principais regiões produtoras do país. In: MARTINS, C. E.; ALENCAR, C. A. B.; BRESSAN, M. **Sustentabilidade na produção de leite no leste mineiro.** Juiz de Fora: CNPGL, 2001.p. 7-17.

GONZÁLEZ-AVALOS, E.; RUIZ-SUÁREZ, L. G. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. **Bioresource Technology**, Essex, v. 80, n. 1, p. 63-71, oct. 2001. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 outubro de 2012.

GÜNGÖR-DEMIRCE, G.; DEMIRER, G. N. Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 93, n. 2, p. 109-117, jun. 2004.

GUNTHER, W. M. R. Poluição dos solos. In: PHILIPPI JÚNIOR, A.; PELICIONI, M. C. (Org.). **Educação ambiental e sustentabilidade.** São Paulo: Manole, 2005. p. 195-215.

HAMMAD, M.; BADARNEH, D.; TAHBOUB, K. Evaluating variable organic waste to produce methane. **Energy Conversion and Management**, Oxford, v. 40, n. 13, p. 1463-1475, sep. 1999.

HESSAMI, M. A.; CHRISTENSEN, S.; GANI, R. Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogás. **Renewable Energy**, Oxford, v. 9, n. 1-4, p. 954-957, sep/dec. 1996.

HOODA, P. S. et al. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 250, n. 3, p.

143-167, apr. 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 17 de janeiro de 2013.

IBGE. **Censo agropecuário**: resultados preliminares. Rio de Janeiro, 2006.

ITODO, I. N.; AWULU, J. O. Effects of total solids concentrations of poultry, cattle and piggery waste slurries on biogas yield. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 42, n. 6, p. 1853-1855, dec. 1999.

JACQUES, R. J. S. et al. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1192-1201, 2007.

JAMES, T. et al. Effects of dietary nitrogen manipulation on ammonia volatilization from manure from holstein heifers. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 82, n. 11, p. 2430-2439, nov. 1999.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; ZHANG, X. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. **Journal WPCF**, 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. 103f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

KOSARIC, N.; VELIKONJA, J. Liquid and gaseous fuels from biotechnology: challenge and opportunities. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v. 16, n. 2, p. 111-142, feb. 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 04 janeiro de 2013.

KUIPERS, A.; MANDERSLOOT, F. Reducing nutrient losses on dairy farms in the Netherlands. **Livestock Production Science**, Amsterdam, n. 61, p. 139-144, oct. 1999. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 29 julho de 2012.

LENEMAN, H. et al. Focus on emission factors: a sensitivity analysis of ammonia emission modelling in the Netherlands. **Environmental Pollution**, Barking, v. 102, n. 1, p. 205-210, aug. 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 10 outubro 2012.

LIMA, Luiz Mário Queiroz. Lixo – **Tratamento e Biorremediação**. 3ª Edição. Editora Hemus, 2004. 265 p.

LUCAS JR., J. Algumas considerações sobre o uso do dejetos de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios. 1994. 137f. Tese (Livre-Docência em Construções Rurais) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994..

LUCAS JR., J. et al. Avaliação do uso de inóculo no desempenho de biodigestores abastecidos com estrume de frangos de corte com cama de maravalha. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22, 1993, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: SBEA/CEPLAC, 1993. p. 915-930.

MAGALHÃES, A. L. R.; CAMPOS, J. M. S.; VALADARES FILHO, S. C.; TORRES, R. A.; NETO, J. M.; ASSIS, A. J. Cana-de-açúcar em substituição à silagem de milho em dietas para vacas em lactação: desempenho e viabilidade econômica. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.33, n.5, p.1292-1302, 2004.

MALAVOLTA, E. et al. Micronutrientes, uma visão geral. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. **Micronutrientes na Agricultura**. Piracicaba: POTAFOS / CNPq, 1991. p. 1-33.

MARIANO, A. P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. 147 f. 2006. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

MARQUES, D. C. **Criação de bovinos**. 3 ed. São Paulo: Nobel, 1976. 650 p.

MARTINEZ, J. et al. Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. **Bio systems Engineering**, London, v. 85, n. 3, p. 347-354, jul. 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 06 outubro de 2012.

MARTINS, P. C. e GUILHOTO, J. J. M. Leite e derivados e a geração de emprego, renda e ICMS no contexto da economia brasileira. In: GOMES, A. T., LEITE, J. L. B. & CARNEIRO, A. V. (eds.) **O agronegócio do leite no Brasil. Embrapa Gado de Leite**. Juiz de Fora, MG. 2001. p. 181-205.

MARTINS, P. C.; GOMES, A. T. Mudança institucional: o grande desafio. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora. **Perspectivas e avanços em laticínios: anais**. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 79-103.

MARTINS, P. C.; YAMAGUCHI, L. C. T.; CARNEIRO, A. V. Avaliação sócio-econômica dos sistemas atuais de produção de leite. In: MARTINS, C. E.; ALENCAR, C. A. B.; BRESSAN, M. **Sustentabilidade na produção de leite no leste mineiro**. Juiz de Fora: CNPGL, 2001. p. 39-52.

MEYER, U. Biodegradation of synthetic organic colorants. In: BROWN, A. W. A. **Ecology of pesticides**. New York: Jhon Willey, 1978.

MILLIOLI, Valéria Souza; SANTOS, Leticia Cotia Dos. **Avaliação da Potencialidade do uso de Biossurfactante na Biorremediação de Solo Contaminado por óleo cru**. p. 1-13, 2001.

MINAMI, K.; TAKATA, K. Atmospheric methane: sources, sinks, and strategies for reducing agricultural emissions. **Water Science Technology**, Oxford, v. 36, n. 6-7, p. 509-516, jul. 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 10 novembro de 2012.

MINAMI, K.; TANAKA, K. Atmospheric methane: sources, sinks and strategies for reducing agricultural emission. **Water Science Technology**, v. 36, n. 6-7, p. 509-516, 1997.

MOOLLER, H.B.; SOMMER, S.G.; AHRING, B.K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 26, n. 5, p. 485-495. 2004.

MORSE, D. et al. Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 37, n. 1, p. 275-279, jan/feb. 1994.

MORSE, D. et al. Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 37, n. 1, p. 275-279, jan/feb. 1994.

NOVAES, L. P. Confinamento de bovinos leiteiros. Piracicaba: FEALQ, 1985. 178p.

OLIVEIRA, L. C.; GOMES, M. F.; VELLOSO, C. R. V. Modernização da legislação sanitária federal sobre leite e derivados. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora. **Perspectivas e avanços em laticínios: anais**. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 107-191.

ORRICO JR, M. A. P.J. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos suínos, com e sem separação de sólidos**. 2007. 93f. Tese (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

ORTOLANI, A. F. et al. Bateria de mini-biodigestores: Estudo, projeto, construção e desempenho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 15, 1986, São Paulo. **Anais...** Botucatu: FCA/UNESP, 1986. p. 229-239.

PEREIRA & FREITAS. Uso de micro-organismos para a biorremediação de ambientes Impactados. *Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 6, p. 975-1006, 2012.

PEREIRA, S. Ações do governo federal para o desafio da modernização da pecuária de leite no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE SUSTENTABILIDADE DA PECUÁRIA DE LEITE NO BRASIL, 2, 2000, Juiz de Fora. **Sustentabilidade da pecuária de leite no Brasil: anais**. Juiz de Fora: CNPGL, 2000. p. 203-206.

PHILIPPI JÚNIOR, A.; ROMERO, M. A.; BRUNA, G. C. (Ed.). **Curso de gestão ambiental**. Brueri,: Manole, 2004.

PRIMAVESI, O. et al. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 3, p. 277-283, mar. 2004.

PRIMO, W. M. Impactos da década de 90 para a indústria de laticínios. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora. **Perspectivas e avanços em laticínios: anais**. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 195-211.

QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; SOUZA, P.H.F; FERREIRA, E.J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.326-332, 2010.

RAMACHANDRA, T. V.; KAMAKSHI, G.; SHRUTHI, B. V. Bioresource status in Karnataka. **Renewable and Sustainable Energy Review's**, v 8, p. 1-47, 2004.

RAMASAMY, E. V. et al. Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Bioresource Technology**, Essex, v. 93, n. 2, p. 209-212, jun. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 22 de janeiro de 2013.

RAMASAMY, E. V.; ABBASI, S. A. Energy recovery from dairy waste-waters: impacts of biofilm support systems on anaerobic CST reactors. **Applied Energy**, London, v. 65, n. 1, p. 91-98, apr. 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 22 de janeiro de 2013.

RODRIGUES, S.; DUARTE, A. C. Poluição do solo: revisão generalista dos principais problemas. In: CASTRO, A.; DUARTE, A.; SANTOS, T. (Ed.). **O ambiente e a saúde**. Lisboa: Instituto Piaget, 2003. p. 136-176.

ROSTON, D. M. Manejo e disposição de resíduos gerados pela bovinocultura leiteira. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38, 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: SBZ, 2001. 1 CD-ROM.

RUIZ, R. L. et al. Microbiologia do rúmem e do biodigestor. In: RUIZ, R. L. **Microbiologia zootécnica**. São Paulo: Roca, 1992. p. 124-167.

SANTOS, F. A. P. Sistemas de produção de leite utilizando pastagens. In: MARTINS, C. E.; ALENCAR, C. A. B.; BRESSAN, M. **Sustentabilidade na produção de leite no leste mineiro**. Juiz de Fora: CNPGL, 2001.p. 53-67.

SANTOS, T. M. B. dos. **Balanco energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 179p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal, 2001.

SANTOS, T.M.B. dos. Balanco energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte. Jaboticabal. Tese (Doutorado em Zootecnia/ Produção Animal). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Universidade Estadual Paulista. 2001. 171p.

SAS. **INSTITUTE SAS® user' guide**: statistics. Cary, NC, 2002.

SCHENERG, Ana Clara Guerrini. **Biotechnologia e desenvolvimento sustentável**. Estudos Avançados, 24 (70), 2010.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SAO PAULO. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 03 jan 2013.

Sharpley, A.N., and R.G. Menzel. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Adv. Agron.* 41:297_ 324.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** Viçosa: Editora Universitária, 1981. 166p.

SILVA, N. A. **Construção e operação de biodigestor modelo chinês.** 3 ed. Brasília: EMBRATER, 1983. 89 p.

SIMAS, J. M.; NUSSIO, C. M. B. Reciclagem de nutrientes do esterco tendo em vista o controle da poluição do meio ambiente. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38, 2001, Piracicaba: SBZ, 2001. 1 CD-ROM.

SINGH, S. et al. Increased biogas production using microbial stimulants. **Bioresource Technology**, Essex, v. 78, n. 3, p. 313-316, jul. 2001.

SINGH, S.; SINGH, S. K. Effect of cupric nitrate on acceleration of biogas production. **Energy Conversion and Management**, Oxford, v. 37, n. 4, p. 417-419, apr. 1996.

SMITH, K. A.; BREWER, A. J.; CRABB, J.; DAWVEN, A.A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. III. Cattle manures. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 17, p. 77-87, 2001.

SPAIN, J. C.; PRITCHARD, P. H.; BOURQUIN, A. W. Effects of adaptation on biodegradation rates in sediment/water cores from estuarine and freshwater environments. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 40, n. 4, p.726-734, Apr. 1980.

STERLING JR., M. C. et al. Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 77, n. 1, p. 9-18, mar. 2001.

TAMMINGA, S. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. **Livestock Production Science**, Amsterdam, v. 84, p. 101-111, 2003.

TORRES-CASTILLO, R.; LLABRÉS-LUENGO, 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, jun. 1995

VAN HORN, H. H. et al. Components of dairy manure management systems. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 77, n. 7, p. 2008-2030, jul. 1994.

VANDERHOLM, D. H. Handling of manure from different livestock and management systems. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 48, n. 1, p. 113-120, jan. 1979.

VERÁSTEGUI, J. MATERO, M. Producción de biogás a partir de desechos orgânicos: estudio de casos de manejo ambiental. Lima, 1979. Disponível em:

<http://www.oas.org/usde/publications/unit/oea27s/begin.htm#Contents>. Acesso em: 10 de janeiro de 2013.

VILELA, D. Cadeia produtiva de bovinos de leite e estratégias para a produção sustentável. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 41, 2004, Campo Grande. **A produção animal e a segurança alimentar**: anais. Campo Grande: CNPGC/SBZ, 2004. p. 213-227.

WANG, S. J. et al. Impact of dairy farming on well water nitrate level and soil content of phosphorus and potassium. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 82, n. 10, p. 2164-2169, oct. 1999.

Water Pollution Control federation, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, abril, 1961.

WEN, Z.; FREAR, C.; CHEN, S. Anaerobic digestion of liquid dairy manure using a sequential continuous-stirred tank reactor system. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Oxford, v. 82, p. 758–766, 2007.

WERNER, U.; STOHR, U.; HEES, N. **Biogas plants in animal Husbandry**. A Publication of the DeutschesZentrum fur Entwicklungstechnologien _ GATE, a division of the DeutscheGesellschaft fur TechnischeZusammenarbeit (GTZ) GmbH, 1989.

WIECHETECK, F. V. B.; BISCAIA, I.; SCHERER, M. L.; GELINSK, R.; BUENO, T.; OLIVEIRA, Z. C. Z.; PILEGGI, M. **Análise de resíduo suíno para avaliação de biorremediação e biodiversidade**. Publicações UEPG Ciências, Biologia e Saúde, Ponta Grossa, v. 10 n. 1, p. 47-51, mar. 2004.

WILKERSON, V. A.; MERTENS, D. R.; CASPER, D. P. Prediction of excretion of manure and nitrogen by holstein dairy cattle. **Journal Dairy Science**, Champaign, v. 80, n. 12, p. 3193-3204, dec. 1997.

XAVIER, C.A.N. **Biodigestão anaeróbia de dejetos em sistema de produção de leite: obtenção de parâmetros e dimensionamento**. 2005. 90f. . Tese (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

XAVIER, C.A.N. **Caldo de cana-de-açúcar na biodigestão anaeróbia com dejetos de vacas em lactação sob diferentes dietas**. 2009. 104f. . Dissertação (Doutorado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

YADVIKA, S. et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 95, n. 1, p. 1-10, oct. 2004.

YAKUBU, M. B. Biological approach to oil spills remediation in the soil. **African Journal of Biotechnology**, Nigeria, v. 6, n. 24, p. 2735-2739, Dec. 2007.

