UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ

CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

CO-DIGESTÃO DE RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO DE AVES E ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

JULIANA MARIA MATTER

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

Fevereiro 2011

JULIANA MARIA MATTER

CO-DIGESTÃO DE RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO DE AVES E ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola para exame de qualificação, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadora: Profa. Dra Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

Fevereiro 2011

.

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central do Campus de Cascavel – Unioeste
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

M387c Matter, Juliana Maria

Co-digestão de resíduos de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais/ Juliana Maria Matter — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2011.

56 f. ; 30 cm.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.

Bibliografia.

1. Agroindústria – Águas residuárias. 2. Biogás. 3. Biofertilizante. 4. Patógenos. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21ed. 631.86

JULIANA MARIA MATTER

"Co-Digestão de resíduos de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais"

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *"Stricto Sensu"* em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Profª. Drª. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior
Departamento de Engenharia Rural, UNESP

Profª. Drª. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 15 de fevereiro de 2011.

BIOGRAFIA

Juliana Maria Matter, nascida em 16/09/1983, natural de Realeza – PR, concluiu o ensino médio em 2000 e em 2001 ingressou na Universidade Paranaense – UNIPAR, cursando Ciências Biológicas com ênfase em Biotecnologia (Licenciatura Plena e Bacharelado). Concluiu a graduação em 2005 e no ano de 2006 iniciou especialização em Biotecnologia aplicada à qualidade ambiental na Universidade Paranaense – UNIPAR onde concluiu a mesma em 2007. No mesmo ano iniciou suas atividades docentes como professora de Ciências e Biologia no Estado do Paraná, interrompendo as mesmas para ingressar no Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no ano de 2009, como bolsista do PTI (Parque Tecnológico de Itaipu) no qual desenvolve projeto de dissertação de Mestrado na área de Biodigestão anaeróbia de resíduos agroindustriais - Incubátorio.

Ao meu Pai Nelson e
minha mãe Neusa pelo incentivo
e paciência durante este capítulo de minha vida.
DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me dar forças de seguir sempre em frente e não desistir dos objetivos.

À Professora Orientadora Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa por quem tenho grande admiração e respeito, por sua orientação, seus ensinamentos, por sua paciência, sua confiança, obrigada.

Professor Luiz Antônio de Mendonça Costa por ter contribuído para que esse trabalho se realizasse.

Ao Professor Jorge de Lucas Júnior por ser tão humilde e generoso em compartilhar seus conhecimentos. Por sua amizade, obrigada.

À Professora Simone Damaceno Gomes pela ajuda no laboratório de cromatografia e por sua importante contribuição para a conclusão deste trabalho.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola pela oportunidade concedida.

Ao PTI – Parque Tecnológico de Itaipu pela bolsa de Mestrado, sem a mesma não seria possível a execução do trabalho.

À COPACOL pela parceria no desenvolvimento da pesquisa.

Aos demais Professores do PGEAGRI, que de alguma forma contribuíram para meu aprendizado.

Ao Edison do laboratório de Saneamento, que tenho grande admiração por ser sempre tão prestativo, meu muito obrigada.

A todos os colegas, docentes, funcionários do curso de Pós Graduação em Engenharia Agrícola pela agradável convivência.

Aos meus familiares que sempre torceram por mim.

Meus amigos fiéis: Gabriela Bonissoni Liberali, Francielly Torres, Diana Formentini, Dinéia Tessaro, Dércio Pereira, Julie Fank Thayná dos Santos, Lu da academia Universitária, que sempre estavam do meu lado passando energia positiva.

Ao Chicão pelos momentos de distração no laboratório.

Aos Alunos da Graduação que ajudaram nos momentos mais difíceis de abastecimento e descarga dos biodigestores.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

OBRIGADA!

SUMÁRIO

		Página
	LISTA DE TABELAS	vii
	LISTA FIGURAS	viii
	LISTA DE ABREVIATURAS	ix
	RESUMO	x
	ABSTRACT	xi
1	**INTRODUÇÃO**	12
2	**OBJETIVOS**	14
2.1	**Objetivo Geral**	14
2.2	**Objetivos Específicos**	14
3	**REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**	15
3.1	**Biodigestão anaeróbia**	15
3.2	**Biogás**	20
3.3	**Biofertilizante**	23
4	**MATERIAL E MÉTODOS**	24
4.1	**Descrição do local**	24
4.2	**Sistema de Biodigestão**	24
4.3	**Descrição dos resíduos**	25
4.3.1	**Resíduo de incubatório de aves**	25
4.3.2	**Inóculo**	26
4.3.3	**Água residuária da primeira lagoa de tratamento anaeróbio do incubatório de aves**	27
4.3.4	**Água residuária do tanque de equalização do abate de aves**	27
4.3.5	**Água residuária da primeira lagoa de tratamento anaeróbio do abate de aves**	27
4.3.6	**Água residuária da suinocultura**	28
4.4	**Definição dos tratamentos**	28
4.5	**Definição dos ensaios: fase batelada e contínua**	29
4.6	**Coleta e caracterização físico-química dos resíduos e cargas dos biodigestores**	30
4.7	**Análise da produção e da qualidade do biogás**	31
4.8	**Calculo dos potencias de produção de biogás e metano**	32
4.9	**Delineamento experimental e análise estatística**	32
5	**RESULTADOS E DISCUSSÃO**	33
5.1	**Ensaio de co-digestão anaeróbia fase batelada**	33
5.1.1	**Valores de Carbono orgânico total, DQO, pH, condutividade elétrica e teores de ST e SV no afluente e efluente**	33
5.1.2	**Distribuição da produção de biogás**	34
5.1.3	**Porcentagem de metano e dióxido de carbono no biogás**	36

5.1.4 Produção e potenciais médios de produção de biogás e metano..... 37
5.1.5 Nutrientes no Afluente e Efluente..... 39
5.2 Ensaio de co-digestão anaeróbia Fase Contínua 40
5.2.1 Teores de ST e SV, redução de DQO e valores de Carbono orgânico total, pH e condutividade elétrica..... 40
5.2.2 Distribuição da produção de biogás..... 44
5.2.3 Porcentagem de Metano e Dióxido de Carbono no Biogás..... 45
5.2.4 Potenciais médios de produção de biogás e metano..... 45
5.2.5 Nutrientes no Afluente, Efluente e Retido..... 47
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS 49
7 CONCLUSÕES..... 50
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 51

LISTA DE TABELAS

Página

TABELA 1 Valores de carbono orgânico total, DQO, pH, Condutividade elétrica, sólidos totais e voláteis em biodigestores abastecidos com 4% de ST fase batelada..... 33

TABELA 2 Potenciais médios de produção de biogás e metano por kg de substrato, kg de resíduo de incubatório, kg de ST adicionados e kg de SV adicionados..... 37

TABELA 3 Teores de macro e micronutrientes avaliados no afluente e efluente dos biodigestores na fase batelada..... 40

TABELA 4 Porcentagem média de ST e SV no efluente dos biodigestores abastecidos na fase contínua..... 41

TABELA 5 Valores em $mg.L^{-1}$ de DQO efluente semanal e porcentagem de redução da DQO..... 41

TABELA 6 Caracterização Carbono, DQO, pH e Condutividade elétrica fase contínua..... 43

TABELA 7 Potencias médios de produção de biogás e metano por kg de substrato, kg de resíduo, ST adicionados e SV adicionados..... 46

TABELA 8 Minerais em $mg.L^{-1}$ presentes no Afluente, Efluente e material retido nos biodigestores..... 47

LISTA DE FIGURAS

Página

FIGURA 1 Sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas..... 17

FIGURAS 2 (A e B) Bateria de biodigestores com gasômetros de PVC..... 24

FIGURA 3 Aspecto do resíduo de incubatório de aves drenado..... 26

FIGURA 4 Resíduo de incubatório e Inóculo de esterco de bovino de corte, utilizado na porcentagem de 15% em massa seca..... 26

FIGURA 5 Mistura de resíduo de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais com sedimentação de cascas de ovos..... 29

FIGURA 6 Distribuição média da produção (m^3) de biogás, em biodigestores batelada, abastecidos com resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais, determinando data de início da queima contínua do biogás..... 35

FIGURA 7 Teores médios de CH_4 presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais após 60 dias..... 36

FIGURA 8 Valores de DQO distribuídos semanalmente em biodigestores abastecido em fase contínua..... 42

FIGURA 9 produção de biogás em m^3 semanal na fase contínua..... 44

FIGURA 10 Porcentagem de Metano e Dióxido de Carbono presentes no biogás na fase contínua..... 45

LISTA DE ABREVIATURAS

pH = Potencial hidrogeniônico

ST = sólidos totais

SV = sólidos voláteis

TRH = tempo de retenção hidráulica

AGV = ácidos graxos voláteis

DBO = demanda bioquímica de oxigênio

DQO = demanda química de oxigênio

CO-DIGESTÃO DE RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO DE AVES E ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

RESUMO

O crescimento do setor avícola, tanto para atendimento ao mercado interno como para exportação, tem movimentado o agronegócio brasileiro. A cadeia produtiva do frango de corte gera uma variedade e quantidade considerável de resíduos com as mais distintas características. No caso dos resíduos de incubatório, tem-se um volume considerável de material produzido, com grande potencial poluidor. Considerando a problemática este projeto teve por objetivo o estudo da viabilidade de aproveitamento dos resíduos de incubatório por meio da co-digestão anaeróbia. Para o ensaio de co-digestão foi utilizada uma bateria de 20 biodigestores, confeccionados com tubos de PVC, com capacidade para aproximadamente 60L cada, simulando um biodigestor tubular horizontal. Os resíduos foram cedidos pela Cooperativa Agroindustrial Consolata – Copacol e são provenientes das unidades de Cafelândia – PR (Abate de aves), Nova Aurora – PR (Incubatório de Aves) e Formosa – PR (Unidade Produtora de Leitões – UPL). Cinco misturas foram avaliadas, sendo elas: Tratamento 1: Resíduo de incubatório drenado + água do tanque de equalização da agroindústria. Tratamento 2: Resíduo de incubatório drenado + água da primeira lagoa anaeróbia da agroindústria. Tratamento 3: Resíduo de incubatório fresco + água da primeira lagoa anaeróbia do incubatório. Tratamento 4: Resíduo de incubatório fresco + água residuária da suinocultura. Tratamento 5 (Misto): Resíduos de incubatório fresco + água da primeira lagoa anaeróbia do incubatório + água residuária da suinocultura. Cada mistura compôs um tratamento, o qual foi repetido quatro vezes. Todas as misturas foram processadas em liquidificador. As diferentes misturas foram calculadas de maneira a obter um substrato com 4% de sólidos totais no início do processo - fase batelada, e com 2% de sólidos totais para fase contínua. Além dos materiais avaliados, todos os tratamentos receberam uma porcentagem de 15% de inóculo (resíduo de gado de corte) na fase batelada e fase de adaptação do sistema na alimentação contínua. Primeiramente foi realizado o ensaio em batelada, o que possibilitou definir o ponto de queima do biogás nos diferentes tratamentos, bem como a curva de produção de gás, definindo assim, o tempo de retenção hidráulica (TRH) do substrato nos biodigestores. Para a fase contínua os biodigestores foram descarregados no final da fase batelada onde o efluente foi peneirado. Após a fração líquida foi novamente disposta nos biodigestores. A partir desta fase iniciou-se o abastecimento continuo onde durante um mês os biodigestores além de sua carga diária também receberam uma porcentagem de inóculo para que houvesse uma adaptação do sistema. As análises de caracterização foram realizadas no afluente e efluente dos biodigestores na fase batelada, nos resíduos separadamente, no afluente e efluente da fase contínua como também no resíduo retido no biodigestor após fase de abastecimento contínuo. Foram utilizadas metodologias específicas para as análises, tais como: ST, SV, carbono orgânico total, nitrogênio (NTK), minerais, pH, condutividade elétrica, DQO, bem como o potencial médio de produção de biogás e metano, porcentagem de metano e dióxido de carbono no mesmo. T4 apresentou os melhores desempenhos em produção de biogás. Maiores porcentagens de CH_4 na fase batelada foram apresentadas pelo tratamento T_2. Para fase contínua as maiores porcentagens foram apresentadas pelos tratamentos T_2, T_4 e T_5. A maior redução nos valores de DQO foi observada no tratamento contendo água residuária da lagoa anaeróbia do frigorifico - T_2. A concentração de minerais no efluente dos biodigestores, para todos os tratamentos, agregou ao biofertilizante valor agronômico.

PALAVRAS – CHAVE: agroindústria; biogás; biofertilizante; metano; redução de DQO.

CO-DIGESTION OF POULTRY HATCHERY RESIDUES AND AGROINDUSTRIAL WASTE WATER1

ABSTRACT

The growth of the poultry sector, both to supply the internal market and for export, has moved the Brazilian agribusiness. The productive chain of the broiler generates a considerable variety and quantity of waste with the most distinct characteristics. In the case of hatchery waste, has been a considerable volume of material produced, with high pollution potential. Considering the problems this project aimed to study the feasibility of use of hatchery waste by anaerobic co-digestion. To test the co-digestion was used a battery of 20 digesters made with PVC pipes, with a capacity of about 60L each, simulating a horizontal tubular digester. The wastes were disposed of by Cooperativa Agroindustrial Consolata - Copacol and are from the units of Cafelândia - PR (Slaughter of poultry), Nova Aurora - PR (Poultry Hatchery) and Formosa - PR (Unit Production of Piglets - UPL). Five mixtures were evaluated, as follows: Treatment 1: Residue hatchery drained + Waste water tank agribusiness. Treatment 2: Residue hatchery drained + water from the first anaerobic pond agribusiness. Treatment 3: Residue hatchery fresh + water the first anaerobic pond of the hatchery. Treatment 4: Residue hatchery fresh + swine wastewater. Treatment 5 (Mixed): Residue hatchery fresh + water the first anaerobic pond of the hatchery + swine wastewater. Each composed a mixture treatment, which was repeated four times. All blends were processed in the blender. The different mixtures were calculated to obtain a substrate with 4% total solids early in the process - batch phase, and 2% total solids for solid phase. Besides the materials evaluated, all treatments received a percentage of 15% of inoculum (cattle waste) during batch and adaptation phase of the system in continuous feeding. First test was performed in batch, making it possible to define the point of burning the biogas in the different treatments, and the curve of gas production, thus setting the hydraulic retention time (TRH) substrate in the digesters. For the continuous phase digesters were unloaded at the end of the batch phase where the effluent was screened. After, the liquid fraction was again prepared in the digesters. From this phase, began one where supplies still over a month the digesters beyond their daily load also received a percentage of inoculum for there was an adaptation of the system. Analyses were performed to characterize the influent and effluent of the digesters in the batch phase, the waste separately, in the influent and effluent of the continuous phase as well in residue retained in the digester after stage continuous water supply. Specific methodologies were used for analysis, such as: ST, SV, total organic carbon, nitrogen (TKN), minerals, pH, conductivity, COD, and the average potential of biogas production and methane content of methane and carbon dioxide carbon in it. T_4 showed the best performance in biogas production. Higher percentages of CH_4 in the batch phase were presented by the T_2. For the continuous phase, the highest percentages were presented by the T_2, T_4 and T_5. The largest reduction in COD values was observed in plants containing wastewater from the anaerobic pond the fridge - T_2. The concentration of minerals in the effluent of the digesters, all treatments, added to biofertilizer agronomic value.

KEY - WORDS: agribusiness; biogas, biofertilizer; methane; reduction of COD.

‘

1 INTRODUÇÃO

A avicultura é uma atividade muito desenvolvida no setor agropecuário brasileiro e o Estado do Paraná vem se destacando na produção e exportação de frangos de corte. Segundo dados do Sindicato das Indústrias de Produtos Avícolas do Estado do Paraná (Sindiavipar, 2010), o Paraná respondeu por 26,30% de toda a exportação de frango do país, com um rendimento de 1.472.708.922 de dólares no ano de 2009, e no primeiro trimestre de 2010 o Estado já exportou, aproximadamente, 215 milhões de aves, obtendo um rendimento de mais de 300 milhões de dólares.

No mercado mundial de carne de frango, o Brasil encontra-se em terceiro lugar, com uma produção anual superior a 10 mil toneladas/ano, perdendo apenas para a China e os EUA e aparece em primeiro lugar como exportador mundial, com mais de 3 mil toneladas de carne de frango exportadas por ano (ABEF, 2009).

Os produtos gerados e os sistemas de produção do agronegócio brasileiro são respeitados internacionalmente e a competitividade e a eficiência da indústria avícola são reconhecidas como pontos de referência no mundo todo. Atualmente, o Brasil é responsável por mais de 15% do volume de produção mundial de carne de frango (ABEF, 2009) e por 2,5% do volume de produção mundial de ovos (SOUZA-SOARES; SIEWERDT, 2005).

Com o setor em franco desenvolvimento, toda a cadeia produtiva tende a aumentar, desde a produção de ovos até o abate das aves para comercialização. Nesse contexto, apesar da importância econômica que vem sendo promovida pelo agronegócio brasileiro, em todas as etapas de transformação da matéria-prima, gera-se uma quantidade significativa de resíduos, e estes podem ser a diferença entre uma produção sustentável ou não. É inquestionável a necessidade da busca por um crescimento com bases sustentáveis, nas quais, além da questão econômica e social, está a preocupação com a conservação dos recursos naturais.

Entretanto, o desenvolvimento e o crescimento do setor trazem como consequência um aumento na geração de resíduos sólidos orgânicos. Nesse sentido, somente se espera atingir esse grau de desenvolvimento se houver uma parceria entre os setores produtivos e a pesquisa, na qual o principal objeto seja manter a qualidade do meio ambiente.

Com a problemática em questão, observa-se a preocupação com o meio ambiente e vem se estudando formas de destinação dos mesmos, nas quais se reduza/minimize os impactos negativos ao meio ambiente. Órgãos fiscalizadores, com resoluções ligadas a resíduos como RCD 306/04, Resolução da ANVISA (Brasil, 2004) e Resolução 388/05 do CONAMA (Brasil, 2005), estabelecem tratamentos, formas de manejo e destinação final desses resíduos, classificados como resíduos de serviço de saúde. Mesmo assim, as legislações apresentam um enfoque pouco detalhado para o tratamento de resíduos gerados na incubação de ovos.

O incubatório é a unidade produtiva na avicultura responsável pela incubação, ou seja, onde ocorre o desenvolvimento embrionário dos ovos férteis. No processo de incubação ocorrem perdas, estas constituem os resíduos de incubatório, que são compostos por cascas de ovos, ovos não eclodidos, pintainhos mal-formados e natimortos.

Atualmente, de acordo com as informações levantadas com as empresas da região oeste, o resíduo apresenta destinações distintas: secagem seguida de disposição no solo; compostagem, usando cama de matrizeiro ou outros resíduos sólidos, sendo o composto produzido comercializado aos produtores. Segundo Nunes *et al.* (2005), outra forma de aproveitamento desses resíduos é o seu processamento, que origina subprodutos, como as farinhas de vísceras, de penas, de carne e ossos, e de resíduo de incubatório, que podem ser utilizados na alimentação animal. Porém, as legislações internacionais já não aceitam esse processo pelo risco de surgimento de novas doenças. Mediante a problemática, outras formas de destinar essa grande quantidade de resíduo, que também não causem danos ao meio ambiente, devem ser estudadas.

A presença de carbonato de cálcio nas cascas de ovos e a dificuldade de degradação desse material são os principais entraves do processo de descarte. Assim, a mistura desse material com outros, igualmente disponíveis na região, poderá transformá-lo em um substrato passível de ser aproveitado pelo processo de biodigestão anaeróbia. A biodigestão anaeróbia pode tornar-se uma alternativa viável, pois garante, além do tratamento dos resíduos, uma fonte de energia, que pode vir a substituir o uso de combustíveis não renováveis. É uma alternativa promissora para o tratamento de materiais oriundos da cadeia produtiva avícola, uma vez que o processo combina a valorização do resíduo gerado e a produção de energia limpa, além de apresentar como produto final um efluente mineralizado, que pode vir a ser utilizado como biofertilizante.

Até o momento, não foram encontrados estudos relacionados à co-digestão de resíduos provenientes da incubação de ovos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Submeter os resíduos de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais a ensaios de biodigestão anaeróbia, avaliando a produção de biogás, porcentagem de metano e o valor agronômico do biofertilizante.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar o potencial de produção de biogás pela co-digestão de resíduos de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais em ensaios batelada e contínuo;
- Determinar a porcentagem de metano contido no biogás em cada tratamento e seu potencial de produção;
- Observar a redução da DQO no efluente do biodigestor;
- Analisar as características físico-químicas do biofertilizante.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Biodigestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de estabilização biológica complexa, no qual um consórcio de diferentes microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como o metano e o dióxido de carbono (PROSAB, 2003).

A digestão anaeróbia tem sido proposta como uma alternativa para os métodos convencionais de disposição como o enterramento, a incineração, o processamento e a compostagem (CHEN *et al*., 2005).

Para águas residuárias a digestão anaeróbia tem sido aplicada como forma de tratamento durante décadas. É uma tecnologia bem conhecida, eficiente e ambientalmente sustentável, que permite a produção de energia como calor, eletricidade e/ou combustível, bem como a estabilização e redução do volume de lodos (LUOSTARINEN *et al*., 2009).

Chowdhury *et al.* (2010), afirmam que o tratamento anaeróbio de águas residuárias converte os poluentes orgânicos em uma pequena quantidade de lodo e uma grande quantidade de biogás, resolvendo um problema de poluição ambiental, no qual suas principais vantagens, especialmente para indústrias maiores são: (I) baixos custos operacionais, (II) requerem espaços reduzidos, (III) produção de biogás valioso e (IV) baixa produção de lodo.

Para Lucas Jr. (1994), a biodigestão anaeróbia representa importante papel para o tratamento inicial, pois, além de permitir a redução do potencial poluente e a recuperação da energia, a reciclagem do efluente é altamente viável, tendo em vista as unidades de produção localizarem-se no meio rural. Outro aspecto favorável, diz respeito aos diversos modelos de biodigestores disponíveis, cada um adequando-se a um tipo de resíduo, no que se relaciona à diluição.

Biodigestores são câmaras construídas para a produção de um meio anaeróbio ideal ao desenvolvimento dos microorganismos digestores de matéria orgânica, que é metabolizada, resultando em uma mistura de gases que inclui, principalmente, o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2), com pequenas quantidades de amônia (NH_3), gás sulfídrico (H_2S) e uma série de compostos reduzidos (AUGUSTO, 2005).

O processamento de resíduos pode ocorrer de diversas formas, dentre elas, destaca-se a digestão anaeróbia, devido à sua capacidade de despoluir, permitindo a valorização do biogás (CH_4 e CO_2) e, ainda, obter um fertilizante por meio de um complexo de cultura mista de microorganismos, capazes de metabolizar materiais orgânicos complexos, tais como: carboidratos, lipídios e proteínas (LUCAS JUNIOR, 1994; SANTOS, 2001).

A utilização de biodigestores contribui para a integração e a sustentabilidade das atividades agropecuárias, aproveitando o dejeto, ao qual, normalmente, é dado pouco ou nenhum valor comercial, convertendo-o em duas grandes fontes de desenvolvimento: energia renovável (metano) e adubo (biofertilizante). Com isso, permite o aumento da produção agrícola e a transformação dos produtos tradicionais rurais, agregando valor, organizando a produção, aumentando o tempo de conservação e melhorando a logística de comercialização (QUADROS *et al.,* 2009).

Os biodigestores também estão presentes nas agroindústrias e vem se destacando como equipamentos que permitem a estabilização das águas residuárias geradas durante a transformação da matéria-prima, com vantagens sobre o sistema de lagoas.

Dentre essas agroindústrias, a cadeia produtiva do frango destaca-se pela elevada quantidade de águas residuárias, geradas nas diferentes etapas do processo.

Segundo Del Nery *et al.* (2008), o abatedouro de aves é uma das atividades industriais que utilizam a tecnologia anaeróbia para tratar seus efluentes líquidos. A indústria de abate de aves é de grande importância para o Estado de São Paulo e para parte do sul do Brasil.

Dentro da cadeia produtiva da avicultura existem diversos resíduos, os quais são gerados em grandes quantidades diariamente. As agroindústrias devem apresentar uma destinação desses resíduos de forma coerente à legislação e viável economicamente para a mesma. Recentemente, no caso da biodigestão anaeróbia, na qual utiliza-se mais de um resíduo para obter a mistura da carga, emprega-se outro termo dito como co-digestão.

Segundo Álvarez *et al.* (2010), co-digestão é definida como o tratamento anaeróbio de uma mistura de pelo menos dois tipos de resíduos diferentes, com o objetivo de melhorar a eficiência do processo de digestão anaeróbia. Portanto, é muito importante para estabelecer a melhor combinação para maximizar a produção de metano, evitar processos de inibição e tornar rentável a unidade de biogás. A ideia de co-digestão oferece várias vantagens ecológicas, tecnológicas e econômicas possíveis, para que possa melhorar o tratamento de resíduos orgânicos através da digestão anaeróbia.

A co-digestão anaeróbia oferece várias vantagens sobre a digestão de materiais distintos, como o aumento da relação custo-eficácia (uma fábrica de materiais diversos); o aumento da degradação dos materiais tratados, devido a efeitos sinérgicos; a umidade ideal; maior teor de nutrientes; e diluição dos compostos inibidores, como amônia e produtos de degradação de lipídios, o que acarreta o aumento da produção de biogás (MATA-ALVAREZ *et al*., 2000).

A utilização de resíduos gerados no tratamento de águas residuais de uma indústria é considerada uma opção interessante para o tratamento de resíduos orgânicos complexos, nesse caso, gerados no mesmo setor, pois é econômico. Dessa forma, os custos com

transporte e tratamentos químicos podem ser reduzidos, melhorando o balanço energético da fábrica (BUENDÍA *et al*., 2009).

As muitas formas de produção de energia, a partir de resíduos agroindustriais, são particularmente atraentes, principalmente, as que tem base na sustentabilidade, utilizam recursos biológicos de tratamento, garantem a qualidade ambiental e, além disso, são econômicas (TSAI *et al*., 2004).

Sistemas anaeróbios foram estudados para o tratamento de efluentes do processo de industrialização da carne, devido à alta eficiência de remoção da carga orgânica, com reduzidos custos, quando comparados com os sistemas aeróbios. De acordo com o aumento do conhecimento na área de sistemas de tratamento para esgoto doméstico, os processos anaeróbios ocupam a primeira posição em vários países do mundo, principalmente, nos países com clima tropical como o Brasil, no qual as condições ambientais são favoráveis para esse tipo de processo (CHERNICHARO, 1997).

O processo de digestão anaeróbia desenvolve-se em quatro estágios principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (STEIL, 2001; PEREIRA, 2004). Em cada etapa da degradação anaeróbia existe a participação de um consórcio de bactérias, que interagem sinergicamente, degradando substratos complexos.

A Figura 1, segundo Foresti *et al.* (1999), representa o processo de biodigestão anaeróbia em seus estágios principais.

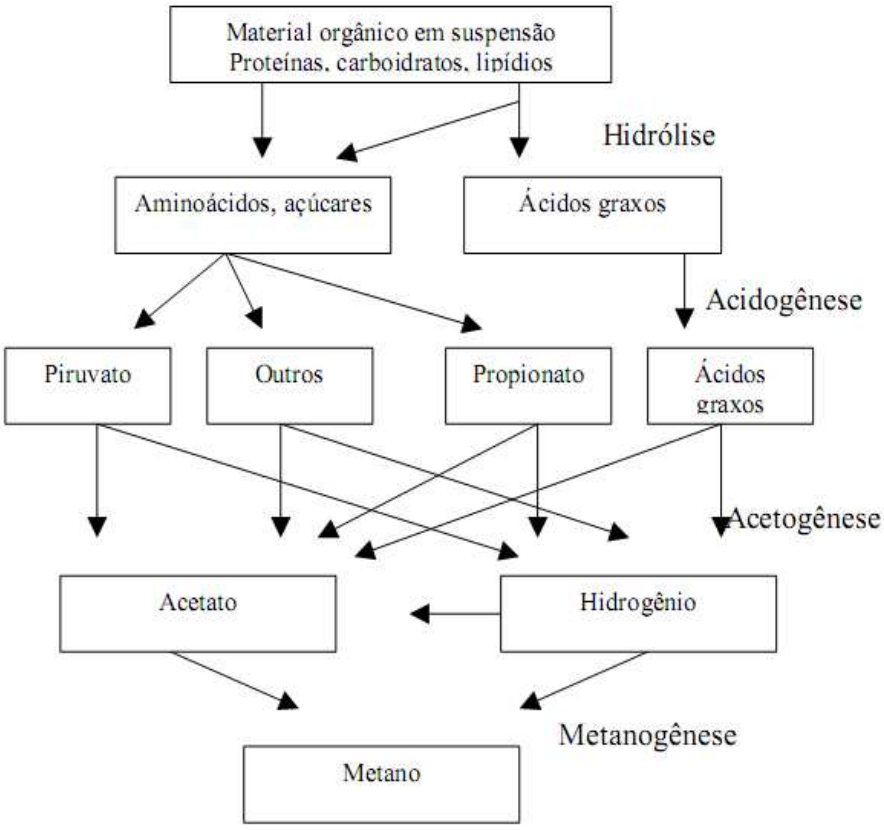

FIGURA 1 Sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (FONTE: FORESTI *et al*., 1999).

O processo é catalisado por um consórcio de microorganismos, que converte macromoléculas complexas em compostos de baixo peso molecular (metano, dióxido de carbono, água e amônia) (FANTOZZI; BURATTI, 2009).

O processo de digestão anaeróbia inicia-se com a hidrólise da matéria orgânica, na qual há a conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos mais simples, compostos menores que possam ser utilizados como fonte de energia e carbono pelos microrganismos, excretados pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Na sequência das etapas está a acidogênese, na qual ocorre a metabolização dos produtos da hidrólise no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e ácido sulfídrico. A próxima etapa é a acetogênese, na qual as bactérias acetogênicas, facultativas, são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acidogências são sais ácidos e ácidos de cadeia curta (principalmente: ácido acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e novas células bacterianas. Na última fase dessa série de reações ocorre a metanogênese, realizada pelas bactérias metanogênicas. Essas bactérias utilizam apenas um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio / dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. As bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias e sensíveis às variações das condições ambientais como pH, temperatura e compostos inibidores (HONÓRIO, 2009).

Vários fatores tem influência nas populações bacterianas, a saber: temperatura, pH, composição orgânica do substrato, composição inorgânica, taxa de alimentação, etc. Dessa forma, fatores de importante controle no processo de biodigestão são: pH, alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis, temperatura, teores de C, N e P, regulados por condições operacionais de carga orgânica, (concentração da alimentação), vazão de alimentação do reator, tempo de detenção hidráulica e outros (PEREZ, 2007).

Além da necessidade de substrato disponível e as populações microbianas, fatores ambientais que mais influenciam nas condições anaeróbicas do processo microbiano de metanogênese, inclui diferenças de pH, temperatura, nutrientes e substâncias tóxicas ou inibidoras (MALINA; POHLAND, 1992).

A viabilidade técnica e econômica de um projeto de digestão anaeróbia industrial depende da quantidade e da pureza de metano que é produzido, no qual as variáveis do processo são as características das águas residuais, devido à composição da biomassa e sua composição química (FANTOZZI; BURATTI, 2009).

Honório (2009), afirma que para ocorrer o máximo de conversão possível da matéria orgânica presente, o meio deve ser favorável às condições requeridas pelos

microorganismos. Para isso, os principais parâmetros devem ser controlados, tais como: temperatura, pH, nutrientes, toxicidade, pois as bactérias metanogênicas são, comumente, consideradas as mais sensíveis à toxicidade entre todos os microorganismos envolvidos no tratamento anaeróbio de efluentes orgânicos.

O melhor desempenho do processo de biodigestão anaeróbia com substrato com 8% de sólidos totais (ST), especificamente para cama de frango, foi obtido por Lucas Jr. *et al.* (1993, 1996). Sendo assim, para o bom desempenho de um biodigestor, deve-se estudar as características do substrato utilizado, visto que em sua maioria necessita de diluição, para que não ocorram danos ao equipamento como entupimento do mesmo, aumento no tempo necessário para que o material seja degradado (TRH) e até mesmo perda do material por não ocorrer a degradação de forma adequada. Além disso, para que se tenha bom crescimento de biomassa celular das bactérias responsáveis pela metanização e, resultando bom desenvolvimento no processo de biodigestão anaeróbia, é necessário que haja disponibilidade de alguns nutrientes, sendo os mais importantes: nitrogênio, fósforo, carbono e enxofre, além de micronutrientes (MORALES, 2006).

Os teores limitantes de minerais, como: ferro, níquel, cobalto e molibdênio, além de vitaminas e aminoácidos, tem efeitos mais evidentes no início da operação do biodigestor, isto é, apresentam influência na formação da biomassa celular (LUCAS JR., 1987).

A temperatura exerce influência sobre a maior ou a menor velocidade do processo e a velocidade de conversão do material orgânico complexo em biogás (STEIL, 2002). A temperatura ótima para o desenvolvimento das bactérias metanogênicas está na faixa mesofílica (25 a 35º C), na qual observa-se maiores valores de produção de biogás (COSTA, 2005).

Os ácidos graxos voláteis (AGV) contribuem para a redução do pH, enquanto íons NH_4^+ e Na^+ contribuem para o aumento do pH. Como microorganismos diferentes atuam nas diferentes fases da digestão anaeróbia, suas necessidades em termos de pH também diferem. O pH ideal na acidogênese fica entre 5,8 – 6,0; metanogênese entre 6,8 – 7,2. Portanto, no reator o pH deve ser mantido na faixa de 6,6 – 7,6 (SOARES *et al*., 2007).

Mudanças no pH do meio afetam sensivelmente as bactérias envolvidas no processo de digestão. A faixa de pH na operação dos biodigestores é de 6,0 a 8,0, tendo como ponto ideal pH 7,0, que ocorre normalmente quando o reator está funcionando bem (QUADROS *et al.*, 2009).

Degradação de ácidos graxos de cadeia longa pode ser o passo limitante na degradação anaeróbia dos resíduos, devido ao lento crescimento de bactérias consumidoras destes ácidos graxos. A acumulação de ácidos graxos voláteis pode facilmente causar problemas na digestão anaeróbia dos resíduos sólidos, pois eles são tóxicos para os microrganismos anaeróbios, particularmente, acetogênicos e metanogêncios (SALMINEN *et al*., 2002).

A alcalinidade mostra o nível da capacidade tampão, sendo importante para a prevenção de quedas de pH. Existem diversas espécies químicas que conferem alcalinidade ao meio: bicarbonato, sais de ácidos voláteis e outros (SOARES; ZAIAT, 2005).

A relação C/N do material orgânico de abastecimento deve ser aproximadamente 16:1; pois biodigestores, operando com substrato de baixa relação C/N, exibem menores produções de biogás, bem como tornam-se altamente tamponáveis e mais estáveis (LUCAS JR, 1987). Wu *et al.* (2010), concluíram que a relação C / N de 20 / 1 foi a melhor encontrada em termos de produtividade de biogás, com aumentos de até 11 vezes na produção de biogás total cumulativo e 16 vezes no volume de metano líquido acumulado.

Uma das principais características da biodigestão anaeróbia é que o efluente tem teor de ST de cinco a dez vezes menor que o afluente (LETTINGA *et al*., 1997). Lucas Jr. (1997), verificou que, de modo geral, o estrume suíno, quando fermentado em biodigestores batelada, sofre reduções nos teores de sólidos voláteis acima de 70%, diminuindo, consequentemente, a carga poluidora do resíduo.

Em estudo realizado por Satyawali (2009), a biodigestão anaeróbia apresentou eficiência na redução de poluentes, tais como: DBO, DQO e ST e concluiu que esse sistema de tratamento é mais econômico em relação aos sistemas aeróbios por produzir energia e ter menos custos com operação e manutenção.

Além de apresentar alta eficiência na redução do potencial poluente de forma físico-química, a biodigestão anaeróbia também contribui para a redução de patógenos. Para Augusto (2007), os números mais prováveis de coliformes totais e fecais nos materiais orgânicos, no início do processo de biodigestão anaeróbia, alcançaram valores que representam um alto risco de poluição se dispostos no meio ambiente sem tratamento. A partir da 5ª semana iniciou a queda até sua total eliminação na 12ª semana de experimento. Conforme a autora, isso deve-se ao fato de que nos dejetos frescos a etapa inicial do processo (hidrólise) ocorre mais intensa, devido à presença de compostos de mais fácil degradação, gerando maior quantidade de ácidos, o que contribui para a maior redução no número de coliformes.

Ressalta-se a importância da biodigestão anaeróbia na remoção de microrganismos indicadores de poluição fecal, assegurando a qualidade do biofertilizante. Deve-se evidenciar também a importância do período de retenção hidráulica sobre a redução destes microrganismos (AMORIN, 2005).

3.2 Biogás

A preocupação com a elevação do consumo de combustíveis fósseis na atividade agrícola tem estimulado o desenvolvimento de técnicas para aprimorar a utilização de energia produzida através do tratamento de resíduos.

A produção de metano nos últimos anos tem tomado uma grande importância na produção animal, devido aos seus efeitos negativos sobre o ambiente (CARMONA *et al*., 2005). Mesmo sendo um material altamente poluidor e participante ativo do efeito estufa, o gás metano tem um poder energético significativo, podendo ser utilizado como combustível.

Segundo Augusto (2007), a mistura de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e de outros gases é denominada de biogás e pode ser coletada e usada como energia em substituição aos combustíveis fósseis, diminuindo o impacto ambiental causado tanto pela utilização dos combustíveis fósseis quanto pela emissão do CH_4 e CO_2 na atmosfera.

O biogás é um gás leve e de baixa densidade, sendo mais leve que o ar, apresentando menor risco de explosões, na medida em que sua acumulação torna-se mais difícil. Por esse motivo, há necessidade de maior espaço para armazenamento e maior dificuldade para liquefazê-lo, apresenta algumas desvantagens em termos de transporte e de utilização (CEZAR *et al*., 2007).

A utilização dos biodigestores no meio rural tem merecido destaque, devido aos aspectos de saneamento e energia, além de estimular a reciclagem orgânica e de nutrientes. O biogás produzido pode ter o seu conteúdo energético aproveitado na própria atividade, em aquecimento, refrigeração, iluminação, incubadores, misturadores de ração, geradores de energia elétrica, etc. (LUCAS JR *et al.,* 2000).

A biodigestão de qualquer efluente ou resíduo deve ser vista como um processo que tem como objetivo o saneamento ambiental e a produção de energia (PEREZ, 2007).

A produção de metano, a partir de substratos orgânicos, depende, principalmente, do teor de substâncias que podem ser degradados em CH_4 e CO_2. A composição e a biodegradabilidade de fontes energéticas provenientes de culturas e animais são fatores fundamentais para a produção de metano e de adubo (AMON *et al*., 2007).

O biogás possui como composição típica, 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de hidrogênio, nitrogênio, amônia, ácido sulfídrico, monóxido de carbono, aminas voláteis e oxigênio (SOUZA *et al*., 2005; COELHO *et al*., 2006). Portanto, o conteúdo energético existente no biogás, pode ser usado em substituição a combustíveis fósseis, reduzindo o consumo destes (CETESB, 2006).

O biogás é, devido à presença do metano, um gás combustível, sendo seu poder calorífico inferior quando a proporção de metano é em torno de 60% (CEZAR *et al*., 2007).

A utilização de biomassa como fonte renovável e sustentável de energia, utilizando-se os resíduos (sólidos urbanos, industriais ou comerciais e resíduos rurais), permite a diversificação da matriz energética nacional, além de possibilitar a redução de emissão de gases efeito estufa (HONÓRIO, 2009).

A utilização do processo de biodigestão anaeróbia na produção animal mostrou-se viável, não apenas por produzir gás combustível, o biogás (rico em metano), bem como fornecer ao meio, adubo estabilizado e biofertilizante, contribuindo dessa forma, para a

diminuição da poluição no meio rural, como emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera, contaminação de solos, água subterrânea e de superfície (MORALES, 2006).

O biogás pode representar um perigo para o meio ambiente local, caso não sejam tomadas as devidas medidas para evitar emissões descontroladas. O gás sulfídrico (H_2S), presente em baixas concentrações no biogás, pode causar danos à vegetação e odores desagradáveis. O gás metano, em altas concentrações, pode provocar misturas explosivas (CETESB, 2006).

O biogás, gerado a partir da digestão anaeróbia das águas residuárias, é considerado desde a criação do Protocolo de Kyoto, uma *''commodity''*, ou seja, é uma mercadoria, que através da elaboração de Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL, certificados pela ONU – Organização das Nações Unidas, podem ser comercializados, pois a produção de metano e o consequente aproveitamento do biogás para a geração de energia em lugar do uso de energias tradicionais e, principalmente, o não lançamento desse para a atmosfera, gera os créditos de carbono.

O biogás é um combustível com um conteúdo energético elevado. Em virtude disso, com o passar do tempo, o biogás deixou de ser visto, simplesmente, como um subproduto, obtido da decomposição anaeróbia de lixo urbano, de resíduos animais e de lamas provenientes de estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais, pois sua utilização para a geração de energia elétrica, térmica ou mecânica em uma propriedade rural, contribui para a redução de gases de efeito estufa, tornando possível a conversão em créditos de carbono (HONÓRIO, 2009).

Segundo Barrera (1993), é a porcentagem de metano que confere ao biogás um alto poder calorífico, que varia de 5.000 a 7.000 kcal/m^3. Esta variação decorre de sua maior ou menor pureza, ou seja, maior ou menor quantidade de metano. Assim, um metro cúbico de biogás equivale, aproximadamente: 0,613 L de gasolina; 0,579 L de querosene; 0,553 L de óleo diesel; 0,454 L de gás de cozinha; 0,790 L de álcool hidratado; 1,536 Kg de lenha e 1,428 kw de energia elétrica.

A empresa que faz uso do biogás deixa de gerar gás do efeito estufa, elimina esse problema e, ainda, aproveita para suprir parte de sua necessidade energética. Além disso, acaba promovendo sustentabilidade e preservação ambiental.

Dependendo da eficiência do processo, influenciado por fatores como carga orgânica, pressão e temperatura durante a fermentação, o biogás pode conter entre 40% e 80% de metano (COELHO *et al*., 2006).

Como a metanização leva à redução do teor de matéria orgânica e à produção de biogás, este torna-se uma fonte renovável de energia e pode ser uma alternativa adequada para ser utilizado na incineração de resíduos (BATTIMELLI *et al*., 2010).

3.3 Biofertilizante

No Brasil, estudos envolvendo o uso de biodigestores tem sido utilizados em duas principais vertentes: tratamento de efluente e uso energético do biogás. Existe uma terceira vertente importante, relacionada ao uso do efluente para melhorar a fertilidade de solo e, com isso, aumentar a sustentabilidade do sistema produtivo (CEZAR *et al*., 2007).

O efluente do processo de biodigestão recebe o nome de biofertilizante e apresenta qualidade igual ou superior ao produto produzido pelo sistema de tratamento aeróbio. A realidade é que tanto as características químicas do biofertilizante quanto a composição do biogás produzido dependem da composição e degradabilidade do dejeto tratado, da população de bactérias, da sua condição de crescimento e temperatura do processo (SPEECE, 1983).

A utilização da biodigestão anaeróbia permite saneamento, atendimento de uma demanda energética, utilização do material biodegradado (que é uma substância com aspecto de lodo que, quando diluída, pode ser utilizada como fertilizante agrícola); e apresenta grande quantidade de nitrogênio e fósforo, principais componentes dos adubos industriais (HONÓRIO, 2009).

No processo de biodigestão anaeróbia, devido ao aumento no processo de degradação, os nutrientes encontram-se muito mais disponíveis no biofertilizante. Além disso, a matéria orgânica ainda presente, exerce importantes efeitos benéficos nas propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas do solo, contribuindo para o crescimento e o desenvolvimento dos vegetais (COSTA, 2005).

O biofertilizante tem sido usado na agricultura orgânica em substituição aos fertilizantes minerais (FERNANDES *et al*., 2000; LUNA *et al*., 2009), como forma de manter o equilíbrio nutricional de plantas e torná-las menos suscetíveis ao ataque de pragas e de patógenos (GALBIATTI *et al*., 2010).

Kuroki *et al*. (2009), afirmam que a principal vantagem na utilização de efluentes provenientes de biodigestão anaeróbia é a recuperação de um recurso de grande importância para a agricultura – a água; além disso, os constituintes desses efluentes são produtos que podem aumentar a fertilidade dos solos por conter nutrientes essenciais às plantas, melhorando, assim, a aptidão agrícola dos solos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição do local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Tratamento de Resíduos Agroindustriais, na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. O clima da região, segundo Köppen, é do tipo Cfa, com temperatura e precipitação média anual de 19,5℃ e 1.950mm, respectivamente, e a média da pressão atmosférica anual é de 936,34 hPa.

4.2 Sistema de biodigestão

Para o ensaio de biodigestão anaeróbia foi utilizada uma bateria de 20 biodigestores, confeccionados com tubos de PVC, com capacidade para aproximadamente 60L cada. Durante todo o experimento os mesmos ficaram apoiados em estruturas de madeira na posição horizontal, simulando um biodigestor tubular horizontal (Figuras 2 e 3). Na parte posterior do biodigestor foi acoplado um tubo de PVC, onde ocorria o abastecimento e em sua face anterior outro tubo de PVC, com válvula para descarga do efluente tratado. Todos foram alimentados no sistema batelada e contínuo.

Os gasômetros foram confeccionados com tubo de PVC em que um tubo de 300 mm foi preenchido com água e outro tubo de 250 mm foi emborcado de forma que sua extremidade superior ficasse fechada e tivesse apenas uma válvula de escape para o biogás. No tubo interno foi fixada uma régua de 30 cm, que permitiu a medida do deslocamento do mesmo para a obtenção do total de biogás produzido no tempo.

FIGURA 2 (A e B) Bateria de biodigestores com gasômetros de PVC.

4.3 Descrição dos Resíduos

Os resíduos foram cedidos pela Cooperativa Agroindustrial Consolata – Copacol e são provenientes das unidades de Cafelândia – PR (Abate de Aves), Nova Aurora – PR (Incubatório de Aves) e Formosa – PR (Unidade Produtora de Leitões – UPL). A caracterização físico-química dos resíduos, inóculo e águas residuárias é apresentada nos itens a seguir.

4.3.1 Resíduo de incubatório de aves

A unidade onde encontra-se o incubatório de aves está localizada em Nova Aurora – PR. Esse setor produz diariamente o equivalente a quatro toneladas de resíduo de incubatório, que é constituído de casca de ovos, pintainhos natimortos, ovos galados, ovos inférteis e papel, utilizado nas bandejas onde ficam acondicionados os ovos durante a incubação. Esse material é recolhido por uma esteira e passa por um processador que tritura o material e o transforma em uma massa semi-sólida com um odor característico. Após essa mistura o resíduo é transferido para um caminhão tanque e transportado para a unidade de abate de frangos, localizada em Cafelândia. Na unidade de abate, o resíduo é disposto em um tanque de concreto, com declividade no fundo, para que ocorra a drenagem do material para facilitar o procedimento de secagem do mesmo.

A caracterização química do resíduo fresco de incubatório, em mg/kg é: Nitrogênio (N): 15.271,67; Potássio (K): 2,98; Cálcio (Ca): 371.427,93; Magnésio (Mg): 6.359,5; Fósforo (P): 1.191; Enxofre (S): 3,05; Ferro (Fe): 65,2; Zinco (Zn): 22,01; Cobre (Cu): 18,81; Carbono (C): 60.833,33; pH: 7,95; Condutividade elétrica: 3.400 µS/cm a 25℃; DQO: 1.621,82 mg/kg^{-1}, ST: 73,86%; SV: 17,07%.

Caracterização do resíduo de incubatório drenado em mg/kg: Nitrogênio (N): 15.971,67; Potássio (K): 1,74; Cálcio (Ca): 400.420,51; Magnésio (Mg): 8.443,6; Fósforo (P):1.153; Enxofre (S): 4,5; Ferro (Fe): 54,62; Zinco (Zn): 33,42; Cobre (Cu): 19,95; Carbono (C): 45.666,67; pH: 6,92; Condutividade elétrica: 486,7 µS/cm a 25℃, DQO: 1.217,47 mg/kg^{-1}; ST: 90,83%; %SV: 16,88%.

FIGURA 3 Aspecto do resíduo de incubatório de aves drenado.

4.3.2 Inóculo

O inóculo utilizado foi esterco de bovino de corte confinado, apresentando as seguintes características, em mg/kg: Nitrogênio (N): 15.528,67; Potássio (K): 66,97; Cálcio (Ca): 8,022,34; Magnésio (Mg): 12.080,06; Fósforo (P): 2.752; Enxofre (S): 2,10; Ferro (Fe):23.689; Manganês (Mn): 15,01; Zinco (Zn): 73,07; Cobre (Cu): 79,39; Carbono (C): 232.366,67; pH: 6,81; Condutividade elétrica: 1.336,33 µS/cm a 25℃, DQO: 6.194,90 mg/kg^{-1}; ST: 32,17%; %SV: 78,75%. Na Figura 5 está apresentada a composição (parte sólida) dos substratos, com detalhe para o inóculo, que compôs 15% (matéria seca) da mistura.

FIGURA 4 Resíduo de incubatório e Inóculo de esterco de bovino de corte, utilizado na porcentagem de 15% em massa seca.

4.3.3 Água residuária da primeira lagoa de tratamento anaeróbio do incubatório de aves

O incubatório de aves, localizado em Nova Aurora, conta com um sistema de tratamento de águas residuárias constituído de lagoas anaeróbias. A água que chega às lagoas é proveniente da lavagem das instalações do incubatório. Essa água tem uma carga orgânica baixa e apresenta alguns produtos químicos utilizados na limpeza como, por exemplo, desinfetantes. Caracterização em mg/L: Nitrogênio (N): 1.500; Potássio (K): 93,61; Cálcio (Ca): 23,97; Magnésio (Mg): 1,99; Sódio (Na): 232,76; Fósforo (P): <0,01; Enxofre (S): 431,83; Ferro (Fe): 7,60; Zinco (Zn): 0,69; Cobre (Cu): <0,01; Carbono (C): <1.000; pH: 7,41; Condutividade elétrica: 668,17 µS/cm a 25℃, DQO: 850,75 mg/L^{-1}; ST: 0,10%; SV: 86,87%.

4.3.4 Água residuária do tanque de equalização do abate de aves

A unidade de abate de aves está localizada na cidade de Cafelândia – PR, onde são abatidos, diariamente, 290 mil frangos, o que gera um volume aproximado de sete milhões de litros de água residuária/dia. Toda a água utilizada no processo de abate é direcionada através de calhas até um tanque de equalização, que realiza a mistura da mesma. Após, ela passa por um processo de retirada do excesso de gordura em flotadores e segue para as lagoas de estabilização. Caracterização em mg/L: Nitrogênio (N): 3.780; Potássio (K): 67,39; Cálcio (Ca): <0,01; Magnésio (Mg): 3,26; Sódio (Na): 288,87 Fósforo (P):11,05; Enxofre (S): 452,6; Ferro (Fe): <0,01; Zinco (Zn): 0,96; Cobre (Cu): <0,01; Carbono (C): <1.000; pH: 6,12; Condutividade elétrica: 1.278,67 µS/cm a 25℃, DQO: 3.087,5 mg/L^{-1}; ST: 0,16%; SV: 77,33%.

4.3.5 Água residuária da primeira lagoa de tratamento anaeróbio do abate de aves

A água que passa pelo processo de flotação segue para uma lagoa anaeróbia localizada na unidade de abate de aves. Nessa lagoa juntam-se todas as águas residuárias provenientes do processo de abate, da lavagem dos caminhões na chegada ao frigorífico, inclusive todas as atividades da unidade (sanitários, restaurante, etc). Caracterização em mg/L: Nitrogênio (N): 1.500; Potássio (K): 59,74; Cálcio (Ca): 9,59; Magnésio (Mg): <0,01; Sódio (Na): 198,79 Fósforo (P):<0,01; Enxofre (S): 386,85; Ferro (Fe): <4,5; Zinco (Zn): 1,18; Cobre (Cu): <0,01; Carbono (C): <1.000; pH: 6,37; Condutividade elétrica: 1.085,33 µS/cm a 25℃, DQO: 837,5 mg/L^{-1}; ST: 0,09%; SV: 30,17%.

4.3.6 Água residuária da suinocultura

A água residuária da suinocultura é produzida na Unidade Produtora de Leitões – ULP, localizada em Formosa – PR, com 3 mil matrizes, que geram, aproximadamente, 600 mil litros de água residuária/dia. Essa água percorre canaletas, atingindo uma peneira rotativa, que tem por objetivo separar a fração sólida da água residuária. Em seguida, a água residuária é enviada a um tanque de equalização e prossegue para o sistema de tratamento, composto por tanques de flotação e lagoa aerada. A água utilizada no experimento foi proveniente do tanque de equalização. Caracterização em mg/L: Nitrogênio (N): 44.690; Potássio (K): 528,32; Cálcio (Ca): 588,13; Magnésio (Mg): 321,43; Sódio (Na): 460,48 Fósforo (P): 500,38; Enxofre (S): 1.559,86; Ferro (Fe): 76,66; Zinco (Zn): 17,23; Manganês (Mn): 17,23; Cobre (Cu): 34,06; Carbono (C): 4.050; pH: 7,24; Condutividade elétrica: 7.450 µS/cm a 25℃, DQO: 7.813,28 mg/L $^{-1}$; ST: 0,55%; SV: 49%.

4.4 Definição dos tratamentos

Cinco misturas foram avaliadas de acordo com a sua disponibilidade no local onde encontravam-se. Resíduos de incubatório + águas residuárias da agroindústria foram misturadas para compor os tratamentos de co-digestão, sendo eles:

- Tratamento 1 (RID+ATEQ): Resíduo de incubatório drenado + água do tanque de equalização da agroindústria.

- Tratamento 2 (RID+ALAA): Resíduo de incubatório drenado + água da primeira lagoa anaeróbia da agroindústria.

- Tratamento 3 (RIF+ALAI): Resíduo de incubatório fresco + água da primeira lagoa anaeróbia do incubatório.

- Tratamento 4 (RIF+ARS): Resíduo de incubatório fresco + água residuária da suinocultura.

- Tratamento 5 (RIF+ALAI+ARS): Resíduos de incubatório fresco + água da primeira lagoa anaeróbia do incubatório + água residuária da suinocultura.

Cada mistura compôs um tratamento, o qual foi repetido quatro vezes, totalizando 20 parcelas (unidades) experimentais.

Todas as misturas foram processadas em liquidificador para a homogeneização e a redução do tamanho das partículas, principalmente, as cascas de ovos, que sedimentam rapidamente e dificultam o abastecimento dos biodigestores. Na Figura 5, pode-se observar uma das misturas prontas.

FIGURA 5 Mistura de resíduo de incubatório de aves e águas residuárias agroindustriais com sedimentação de cascas de ovos.

4.5 Definição dos ensaios: fase batelada e contínua

As diferentes misturas foram calculadas de maneira a obter um substrato com 4% de sólidos totais no início do processo de biodigestão anaeróbia - fase batelada, e com 2% de sólidos totais para fase contínua.

Além dos materiais avaliados, todos os tratamentos receberam uma porcentagem de 15% de inóculo (esterco bovino de corte – massa seca) na fase batelada e fase de adaptação do sistema na alimentação contínua.

Primeiramente, foi realizado o ensaio em batelada, o que possibilitou definir o ponto de queima do biogás nos diferentes tratamentos, bem como a curva de produção de gás, os potencias de produção, definindo, assim, o tempo de retenção hidráulica (TRH) do substrato nos biodigestores. O período de duração do ensaio foi de 176 dias, de fevereiro a agosto de 2010.

Para a fase contínua os biodigestores foram descarregados no final da fase batelada, sendo o efluente peneirado, para retirar a fração sólida, as cascas de ovos sedimentadas. Após, a fração líquida foi novamente disposta nos biodigestores. A partir dessa fase, iniciou-se o abastecimento contínuo, durante um mês os biodigestores receberam uma carga de 1 L/dia, sendo o substrato composto pelas misturas mais inóculo (15% massa seca de esterco de bovino de corte), para que houvesse adaptação do sistema. No restante do período, os biodigestores foram abastecidos com cargas diárias de 1 L, porém, sem inóculo. O tempo de ensaio contínuo total foi de 88 dias, de agosto a novembro de 2010.

4.6 Coleta e caracterização físico-química dos resíduos e cargas dos biodigestores

As análises de caracterização foram realizadas nos resíduos separadamente (resíduo incubatório fresco, resíduo incubatório drenado e inóculo), nas águas residuárias, no afluente e efluente dos biodigestores na fase batelada, no afluente e efluente da fase contínua, como também no resíduo retido no biodigestor após fase de abastecimento contínuo.

Para as análises da fase batelada, os resíduos foram secos em estufa de circulação forçada, com temperatura de 50^0C e após foram moídos em moinho de facas. Já para a fase contínua, o resíduo foi caracterizado na fase líquida.

A caracterização química das amostras foi realizada determinando-se pH através de medidor de pH de bancada; Carbono (C) por Walkley e Black (1944) citados por Kiehl (1985); Nitrogênio (N) utilizado-se do Destilador de Kjedahl, e Fósforo (P) por espectrofotometria, segundo metodologia proposta por Malavolta *et al*. (1989); Enxofre (S) por espectrometria, segundo Vitti (1989) e Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn) em absorção atômica após digestão em ácido nitro-perclórico (EMBRAPA, 2009).

Após a instalação dos biodigestores foram iniciadas análises que permitiram avaliar o seu desempenho. Tais análises referem-se à determinação de Sólidos Totais e Voláteis, do afluente e do efluente do biodigestor, cujos resultados expressam uma estimativa da quantidade de C passível de ser digerido pelas bactérias e transformado em gás metano (CH_4), como também a quantidade de minerais (cinzas). As amostras coletadas foram acondicionadas em cadinhos de porcelana, previamente tarados, para a obtenção do peso úmido (Pu) e, em seguida, levados à estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 105º C por 5 horas até obter massa constante. A seguir, foram resfriados em dessecador e pesados novamente em balança com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso seco (Ps). O teor de sólidos totais foi determinado segundo metodologia descrita por APHA (1992). Para a determinação do teor de sólidos voláteis, os materiais secos obtidos após a determinação do teor de sólidos totais, foram levados à mufla em cadinhos de porcelana, os mesmos utilizados para determinar os sólidos totais, a uma temperatura de 575^o C, durante um período de 2 horas, sendo a primeira 1 hora e trinta minutos com porta fechada e, após, meia hora com a mufla parcialmente aberta. Em seguida, após resfriamento em dessecadores, os materiais foram pesados em balança com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso de cinzas. O teor de sólidos voláteis foi determinado a partir de metodologia descrita por APHA (1992).

Na fase batelada, a caracterização física foi realizada no abastecimento (afluente) e na descarga dos biodigestores no final do processo (efluente). No ensaio contínuo as

análises de ST e SV foram conduzidas após período de adaptação por 30 dias, diariamente. A caracterização física também foi realizada no material retido após abertura dos reatores.

Realizaram-se análises de DQO no afluente, bem como no efluente do biodigestor (biofertilizante) na fase batelada, por meio de equação descrita por Kiehl (1985).

Para o sistema de abastecimento contínuo foram realizadas análises semanais de DQO em amostras compostas do efluente durante 40 dias, para determinar a eficiência na remoção da mesma. Nessa fase, os valores da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram obtidos por método colorimétrico, empregando-se espectrofotômetro e bloco digestor para DQO. A metodologia faz uso de digestão ácida em meio com Dicromato de potássio e catalisadores, utilizando-se reta padrão. Essa metodologia se equivale à descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (APHA, 1992).

4.7 Análise da produção e da qualidade do biogás

A produção diária de biogás nos biodigestores foi monitorada através da leitura em régua afixada no gasômetro por seu deslocamento vertical, sendo o valor submetido a uma equação de transformação e o resultado dado em m^3/dia, segundo CAETANO (1985), onde:

$$V_0 P_0 / T_0 = V_1 P_1 / T_1$$

V_0 = volume de biogás corrigido, m^3;
P_0 = pressão corrigida do biogás, 10322,72 mm de H_2O;
T_0= temperatura corrigida do biogás, 293,15 ºK;
V_1 = volume do gás no gasômetro;
P_1 = P1 = pressão do biogás no instante da leitura, 9393,49mm de H_2O na fase batelada e 9380,9mm de H_2O na fase de abastecimento contínuo;
T_1 = temperatura do biogás, em ºK, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica de Cascavel (Simepar, 2010) igual a 9373,4mm de coluna d'água na fase batelada e 9360,99mm de coluna d'água na fase de abastecimento contínuo mais a pressão conferida pelos gasômetros (20,00mm de coluna d'água), obtém-se como resultado as seguintes expressões, para correção do volume de biogás:

$$\textit{Fase Batelada: } V_0 = V_1/T_1 \times 272{,}03229$$
$$\textit{Fase Contínua: } V_0 = V_1/T_1 \times 271{,}620$$

Com relação às análises de composição do biogás, essas foram realizadas aos 60 dias na fase batelada e na fase contínua aos 45 e 53 dias, após a fase de estabilização. A análise da qualidade do biogás constituiu-se na determinação, por cromatografia gasosa, da concentração de gás metano e de dióxido de carbono presente no biogás produzido no volume livre (*headspace*).

As coletas do biogás foram feitas com o auxílio de seringa especial para cromatografia gasosa, e as leituras foram realizadas em tempo real para que não houvesse interferência de gases atmosféricos. As amostras coletadas foram, posteriormente, analisadas em cromatógrafo de fase gasosa da marca GC – 2010 / Gas Chromatgraph SHIMADZU – TCD com coluna da marca SUPELQ PLOT (30X0,53 mm) de sílica fundida.

4.8 Cálculo dos potencias de produção de biogás e metano

Os potenciais de produção de biogás e metano foram calculados, utilizando os dados de produção diária de biogás e as quantidades de substrato, do resíduo de incubatório fresco e drenado, dos sólidos totais e dos sólidos voláteis adicionados nos biodigestores, bem como as porcentagens de metano analisadas no biogás na fase batelada e contínua.

Os valores calculados são expressos em L de biogás e L de metano por kg de substrato adicionado, kg de resíduo de incubatório adicionado, kg de ST adicionados e kg de SV adicionados.

4.9 Delineamento experimental e análise estatística

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, composto por cinco tratamentos e quatro repetições.

As análises estatísticas foram realizadas para a porcentagem de produção de metano e dióxido de carbono no biogás e para os potenciais de produção de biogás e metano, utilizando o programa SISVAR.

Os resultados obtidos foram analisados, aplicando-se o teste de Tuckey para comparação das médias a 5% de probabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaio de co-digestão anaeróbia fase batelada

5.1.1 Valores de Carbono orgânico total, DQO, pH, condutividade elétrica e teores de ST e SV no afluente e efluente.

Na Tabela 1 são apresentados os valores de C e DQO em $mg.L^{-1}$, pH e condutividade elétrica, sólidos totais e sólidos voláteis no afluente e efluente dos biodigestores fase batelada.

TABELA 1 Valores de carbono orgânico total, DQO, pH, Condutividade elétrica, sólidos totais e voláteis em biodigestores abastecidos com 4% de ST fase batelada.

	C mg/Kg	DQO mg/L^{-1}	pH	Cond. elétrica uS/cm a 25°C	%ST	%SV
			Afluente			
T1	126.500	3.372	6,62	1.631	4	38,20
T2	188.170	3.742	7,07	1.379	4	44,42
T3	154.680	3.191	7,71	2.580	4	23,28
T4	140.360	5.017	7,37	8.000	4	25,78
T5	119.690	4.124	7,49	5.450	4	19,01
			Efluente			
T1	88.300	2.354	7,20	5.550	0,70	34,30
T2	68.380	1.823	7,19	5.070	0,71	37,70
T3	66.580	1.775	7,40	9.500	1,32	28,94
T4	89.000	2.372	7,77	15.600	1,80	38,90
T5	67.760	1.806	7,66	13.370	1,45	36,79

Analisando valores encontrados para C no afluente e efluente dos biodigestores, observa-se uma redução significativa desse elemento, em média 47,9%. Esse decréscimo já era esperado, visto que, a redução da matéria orgânica mediada por microrganismos produziu biogás, com concentrações significativas de gás metano e dióxido de carbono.

Para os valores de DQO também é possível observar reduções entre os tratamentos. Os mesmos apresentaram reduções de T_1: 30,2%, T_2: 51,3%, T_3: 44,4%, T_4: 52,7%, T_5: 56,2%.

Estercos bovino e caprino, submetidos a dois diferentes sistemas de manejo alimentar, foram submetidos a tratamento de biodigestão anaeróbia em escala laboratorial em que todos os tratamentos apresentaram reduções significativas na demanda química de oxigênio (DQO), indicando a decomposição da matéria orgânica para a produção de biogás pelas bactérias no processo. Os valores médios de reduções foram: 48,7, 50,3, 46,1 e 22,7%, para os diferentes tratamentos (SILVA *et al.*, 2010).

Em experimento piloto, com sistema de recuperação de bioenergia a partir de dejetos de suínos e de lixo, Feng (2007), encontrou porcentagens de redução de DQO entre 73-74%. Afirmando que a co-digestão é um método promissor para a recuperação da bioenergia de resíduos de suínos e lixo, além disso, esses resultados podem fornecer informações fundamentais para dimensionar e tratar resíduos.

Com relação ao pH, observou-se ligeiro aumento após o processo de biodigestão anaeróbia, estando os valores encontrados na faixa da neutralidade, a exemplo de outros efluentes de biodigestor, provenientes de diferentes resíduos. Quadros *et al*. (2009), trabalhando com resíduos de bovinos e caprinos observaram aumento do pH de 6,13 para 7,50, após o processo de biodigestão; Costa (2009), observou aumento de 6,97 para 7,06 no biofertilizante oriundo da biodigestão anaeróbia da cama de frangos, associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos de suínos.

Observando-se os resultados referentes à condutividade elétrica, verifica-se que a mesma apresentou um aumento significativo. Isso pode ter ocorrido em função da concentração de sais no efluente.

SILVA *et al*., (2010), observaram em seus valores médios de condutividade elétrica um aumento significativo em relação aos valores iniciais de substrato submetido a biodigestão anaeróbia em biodigestor de bancada para tratamentos que receberam esterco bovino confinado, esterco bovino em pastoreio e esterco caprino confinado, com aumentos de 63,72 %, 58,13 %, 41,95 %, respectivamente. Os autores relatam que o aumento da CE no processo indica a quantidade de sais dissolvidos no meio durante a biodigestão anaeróbia.

A condutividade elétrica caracteriza certo grau de salinidade presente no efluente, o que limita sua utilização em irrigação agrícola, mas não o seu uso como fertilizante, desde que controlado (KUROKI *et al*., 2009).

Em relação aos teores de redução de ST e SV, observa-se, na maioria das vezes, redução, entretanto, em função das características do substrato pela presença de casca de ovos, não foi possível obter uma amostra homogênea, o que dificulta a interpretação para esses resultados obtidos. Orrico Júnior (2007), também relatou dificuldade em seu experimento com dejetos de suínos com e sem separação de fases em obter diferenças significativas para redução de ST e SV em função da produção de biogás, por seu substrato ter sofrido possível sedimentação no interior do biodigestor, que acabou influenciando na massa de ST e SV e consequentemente influenciou no cálculo de seus dados.

5.1.2 Distribuição da produção de biogás

A distribuição da produção de biogás, gerado nos diferentes tratamentos, pode ser melhor visualizada na Figura 6.

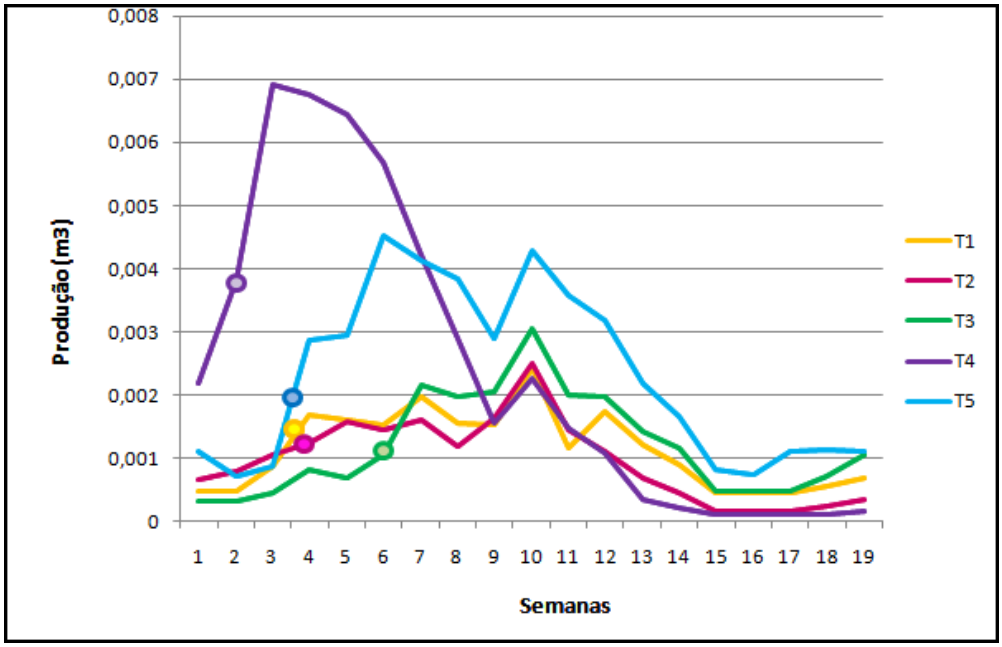

FIGURA 6 Distribuição média da produção (m^3) de biogás, em biodigestores batelada, abastecidos com resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais, determinando data de início da queima contínua do biogás.

O início da queima do biogás é um parâmetro que pode ser útil na escolha do substrato a ser reutilizado para fermentação, pois está relacionado com quantidade de metano suficiente para a realização da combustão. Por meio dele também é possível fazer a programação dos sistemas de biodigestão anaeróbia para o fornecimento contínuo de biogás, sem que haja intervalos sem produção de biogás (FUKAYAMA, 2008). A mesma autora observou início de queima de 11 dias em ensaio de biodigestão anaeróbia para cama de aviário com 1° lote, 21 dias para 2° lotes, 14 d ias para 3° lotes e, também, 14 dias para substrato com cama de aviário com 4° lotes. A autor a justifica que os tratamentos com cama de 1° lote, apresentaram menor tempo, em dias, para início da queima do biogás porque mesmo que todos os tratamentos possuíam 15% de inóculo (biofertilizante de estrume de bovinos) a quantidade em kg foi diferente de acordo com a MS apresentada.

Neste trabalho, o ponto de queima do biogás foi distinto para cada tratamento, T_1 apresentou queima contínua a partir do 19° dia, T_2 – 20° dia, T_3 – 40° dia, T_4 – 11° dia e T_5 – 20° dia. O tratamento T_4, além de receber 15% de inóculo de esterco bovino, apresenta em sua mistura água residuária da suinocultura, que tem grande potencial para conversão de material orgânico em gás metano.

Steil (2001), obteve início de queima do biogás em biodigestores fase batelada em diferentes momentos. Para o resíduo de aves de postura sem inóculo - 41 dias, com 10% de inóculo – 8 dias, com 15% de inóculo – 6 dias. Para os resíduos de frango de corte sem inóculo - 13 dias, com 10% de inóculo – 8 dias, com 15% de inóculo – 7 dias. Já para resíduos de suínos sem e com inóculo ocorreu queima em 8 e 7 dias.

5.1.3 Porcentagem de metano e dióxido de carbono no biogás

O biogás produzido nos biodigestores batelada foi avaliado quanto ao seu conteúdo de gás carbônico e metano aos 60 dias de experimento. Os resultados médios em porcentagem de CH_4 são apresentados na Figura 7.

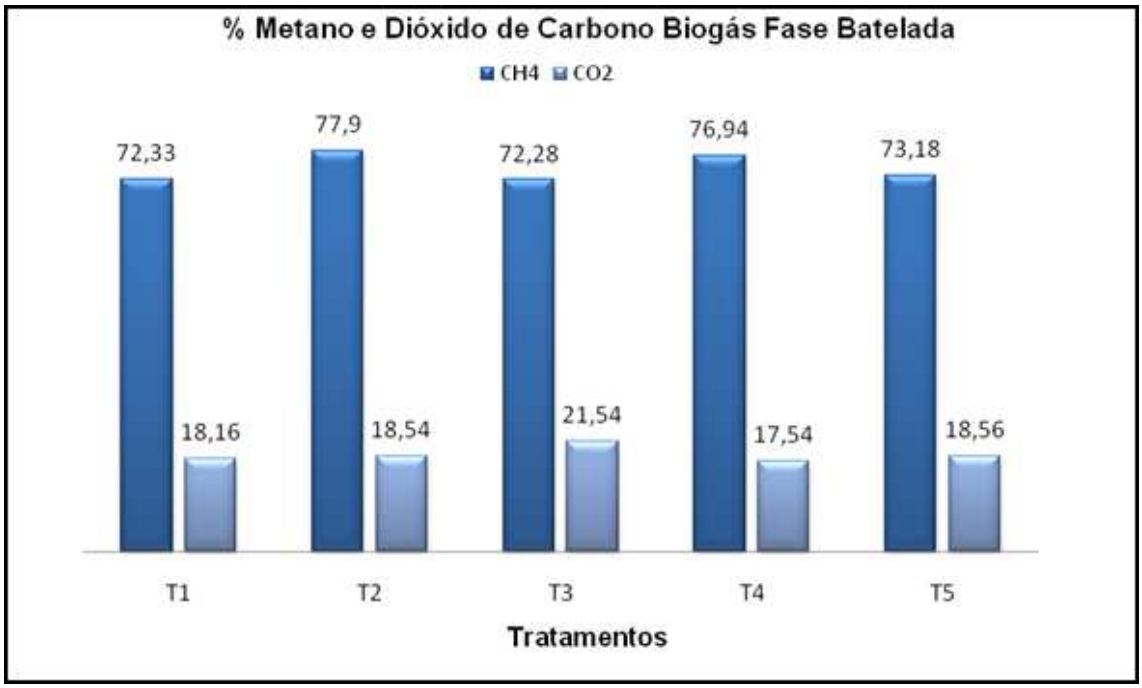

FIGURA 7 Teores médios de CH_4 presentes no biogás produzido nos biodigestores operados com resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais após 60 dias.

Steil (2001), alcançou teores de metano de 80 % a partir de 83 e 97 dias de operação dos biodigestores, que receberam substratos contendo resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos com diferentes porcentagens de inóculo, permanecendo, assim, até o final do período de digestão anaeróbia, indicando que a utilização de inóculo, proporciona melhor estabilidade do processo em relação ao inóculo natural presente no resíduo.

Segundo Fukayama (2008), no início da biodigestão anaeróbia, observa-se que uma maior concentração (%) de CO_2, devido ao estágio que envolve as bactérias fermentativas, compreendendo microrganismos anaeróbios e facultativos. Em seu experimento, a autora observou que a produção semanal de CO_2 diminuiu com o tempo de fermentação e de CH_4 (%) aumentou, devido aos estágios de produção do processo.

Amorin (2005), observou em experimento com biodigestores, operandos em fase batelada, com resíduos de cabras adultas alimentadas com três dietas durante 29 semanas, que houve variações quanto aos teores de metano na composição do biogás produzido, sendo mais elevados nas primeiras semanas de produção, decaindo nas semanas intermediárias e elevando-se novamente nas últimas semanas de produção, sendo os

teores finais de: 77,97%, 77,87%, 80,23%, 79,01%, 82,87% e 78,49% de CH_4 no biogás produzido por substratos preparados com os dejetos de cabras Saanen e F1 alimentadas com dietas distintas.

5.1.4 Produção e potenciais médios de produção de biogás e metano

A Tabela 2 apresenta os valores de produção e os potenciais médios de produção de biogás e metano por kg de substrato adicionado, kg de resíduo de incubatório de aves adicionado, kg de ST e SV adicionados.

TABELA 2 Potenciais médios de produção de biogás e metano por kg de substrato, kg de resíduo de incubatório, kg de ST adicionados e kg de SV adicionados.

Potenciais de produção de biogás fase batelada					
	L de Biogás acumulado	L biogás/Kg Substrato	L biogás/Kg Resíduo	L biogás/Kg ST Adicionados	L biogás/Kg SV Adicionados
T1	153,7 b	3,06 b	55,73 a	87,5 ab	112,5 c
T2	129,5 b	2,59 b	47,09 a	100 a	112,5 c
T3	160,5 b	3,21 b	27,20 b	65 b	140 bc
T4	333,5 a	6,67 a	56,53 a	97,5 a	192,5 ab
T5	310,2 a	6,20 a	52,58 a	82,5 ab	205 a
CV%	15,87	15,87	14,57	13,76	16,52

Potenciais de produção de metano fase batelada					
	L CH_4 acumulado	L CH_4/ Kg Substrato	L CH_4/ Kg Resíduo	L CH_4/ Kg ST Adicionados	L CH_4/ Kg SV Adicionados
T1	110,4 b	2,21 b	40,17 a	61,01 ab	80,05 b
T2	101,1 b	2,02 b	36,77 a	77,79 a	87,95 b
T3	116,6 b	2,34 b	19,80 b	47,88 b	103,3 b
T4	254,8 a	5,11 a	43,31 a	75,16 a	146 a
T5	226,5 a	4,53 a	38,39 a	60,77 ab	149,9 a
CV%	14,77	14,58	13,8	15,66	16,63

Os tratamentos T_4 e T_5 apresentaram os maiores valores de produção de biogás e de metano em suas produções acumuladas. Os resultados também demonstram que estes dois tratamentos tiveram valores superiores para os potenciais de produção de biogás e metano por kg de substrato. Esses tratamentos receberam resíduos de incubatório fresco e água residuária de suinocultura, resíduos com alta carga orgânica, importante para a produção de biogás. Isso, provavelmente, influenciou no melhor desempenho dos mesmos. Esse resultado pode estar relacionado ao grande potencial para geração de biogás da água residuária de suinocultura.

Steil (2001), avaliou substratos, contendo resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos com diferentes porcentagens de inóculo e observou um aumento considerável no valor total de biogás produzido no substrato, contendo resíduos de suínos

com 15% de inóculo.

Entretanto, segundo Amorim (2002) e Orrico Jr. (2007), o melhor e o mais indicado parâmetro para refletir o potencial de determinada biomassa para se utilizar em projetos de biodigestores, é aquele que expressa a produção de biogás por kg de ST adicionados nos biodigestores, pois elimina a interferência do teor de água presente na biomassa.

Para ST adicionados, o maior potencial de produção de biogás e metano foi apresentado pelos tratamentos T_2 e T_4, os quais estatisticamente não diferiram de T_1 e T_5. Apenas o tratamento T_3 foi diferente de T_2 e T_4. Considerando o tratamento T_2, que apresentou os maiores valores absolutos de produção de biogás e metano por kg de ST adicionados, este pode ter sido influenciado pelas características da água residuária utilizada na co-digestão, ou seja, água da primeira lagoa anaeróbia do abate de aves. Esta por sua vez, provavelmente, já apresentava uma microbiota, com bactérias metanogênicas, que se adaptaram facilmente ao substrato. Este fato, aliado ao longo período de retenção do material, proporcionou maiores valores de biogás e metano.

Como não se encontram referências de potenciais de produção de biogás/metano, considerando as misturas realizadas nesta pesquisa, os valores serão comparados com os potenciais de outros materiais obtidos por diferentes autores. Orrico *et al*., (2007), utilizando biodigestores em fase batelada, com três tipos de dejeto de caprinos, encontraram potenciais de produção de biogás de 234 L de biogás/kg de ST adicionados. Steil (2001), também obteve valores superiores aos encontrados neste trabalho, avaliando resíduos de aves de postura em diferentes condições de inoculação, sem inóculo, 10% inóculo e 15% inóculo, obteve potenciais de produção de biogás por kg de ST adicionados de 382 L de biogás/kg ST, 440 L de biogás/kg de ST e 392 L de biogás/kg de ST adicionados, respectivamente. Porém, os valores obtidos estão entre os valores encontrados por Costa (2005), avaliando os potenciais de produção de biogás com dejetos de novilhos superprecoces, alimentados com duas dietas distintas diferenciadas pelos teores de concentrado e volumoso. A autora observou potencias de 41,2 L de biogás/kg de ST adicionados com substrato, contendo dieta1 sem inóculo, 121 L de biogás/kg ST para dieta 2 sem inóculo, 100 L de biogás/kg de ST para dieta 1 com inóculo e 254 L de biogás/kg ST para dieta 2 com inóculo, considerando uma temperatura de 35^0 C.

Para os resultados de potencial de produção de biogás por kg de SV, destacam-se os tratamentos T_4 e T_5 que não se diferenciaram estatisticamente e apresentaram potenciais de 192,5 e 205,0 L biogás por kg SV adicionados e 146,0 e 149,9 L metano por kg SV adicionados. Considerando a presença de água residuária de suinocultura na composição do substrato em T_4 e T_5, serão apresentados alguns resultados de pesquisa com esse material, apenas para fins de comparação. Orrico Jr; Orrico; Lucas Jr. (2009a), avaliaram os potenciais de produção de biogás e metano em biodigestores semicontínuos, com diferentes tempos de retenção hidráulica com e sem separação da fração sólida de dejetos de suínos.

Os autores encontraram valores variando de 664 L biogás por kg SV (sem separação da fração sólida e 15 dias de tempo de retenção) até 1287 L biogás por kg SV (com separação da fração sólida e 36 dias de tempo de retenção). Com relação ao potencial de metano, os autores encontraram valores que variaram de 469 L metano por kg SV (sem separação da fração sólida e 15 dias de tempo de retenção) até 1134 L metano por kg SV (com separação da fração sólida e 36 dias de tempo de retenção). Considerando como substrato os efluentes dos biodigestores utilizados no experimento anterior citado, Orrico Jr.; Orrico; Lucas Jr. (2009b), avaliaram o potencial de produção de biogás e metano remanescentes. Os autores encontraram valores que variaram de 24 L de biogás por kg SV adicionados (com separação da fração sólida e tempo de retenção de 36 dias) até 501 L biogás por kg de SV adicionados (sem separação da fração sólida e 15 dias de tempo de retenção). Para o potencial de metano os autores encontraram valores variando de 18 L de metano por kg SV adicionados (com separação da fração sólida e tempo de retenção de 36 dias) até 385 L metano por kg de SV adicionados (sem separação da fração sólida e 15 dias de tempo de retenção.

5.1.5 Nutrientes no Afluente e Efluente

Orrico Jr. *et al*., (2005), ressaltam a importância do processo de biodigestão anaeróbia, no que se refere à concentração dos nutrientes no efluente quando comparados com o afluente. Esse aumento deve-se à redução de ST que foi convertido em biogás, ocasionando, assim, a concentração da fração mineral. Em estudo realizado pelos autores com biodigestores abastecidos com resíduos de avicultura de corte, os mesmos encontraram valores superiores para o efluente comparado com os do afluente.

Na Tabela 3 são apresentados os teores de macro e micro nutrientes avaliados no afluente e efluente dos biodigestores na fase batelada.

TABELA 3 Teores de macro e micronutrientes avaliados no afluente e efluente dos biodigestores na fase batelada.

Minerais fase Batelada										
	N	K	Ca	Mg	P	S	Fe	Mn	Zn	Cu
			g/kg					*mg*/kg		
					Afluente					
T1	19,72	7,11	277,80	14,90	16,89	7,97	1529,65	0,24	31,92	28,51
T2	22,97	7,20	387,41	11,51	15,85	8,23	1220,45	0,43	41,61	28,99
T3	11,39	4,24	476,07	13,86	12,95	8,92	973,74	0	30,08	32,58
T4	20,51	15,02	516,83	16,04	20,97	9,59	549,70	0	26,96	34,45
T5	10,59	92,45	479,47	16,60	20,29	8,15	671,54	0	36,79	36,59
					Efluente					
T1	28,13	12,89	168,89	4,63	17,10	29,41	7056,97	162,75	103,56	41,98
T2	24,35	8,05	263,72	4,30	10,50	18,56	6162,68	123,32	66,96	27,09
T3	14,15	6,15	250,86	4,29	9,42	19,79	3680,67	81,87	69,62	8,23
T4	24,06	16,38	212,08	6,84	30,74	21,22	3823,56	200,17	271,99	332,28
T5	16,75	10,32	337,13	4,84	9,87	12,56	1278,05	91,76	127,80	57,07

Analisando os resultados apresentados, pode-se observar que com exceção dos teores de Ca, Mg e P, houve acréscimo na concentração dos demais minerais no efluente. Isso pode estar relacionado à rápida sedimentação e pouco, ou nenhuma, degradação do $CaCO_3$ presente nas cascas de ovos e das carcaças dos pintinhos (ossos e cartilagens).

Com relação ao aumento significativo dos demais constituintes, isso está relacionado à mineralização do afluente. Segundo Orrico Junior (2007), esse fato é esperado, visto que, em função da redução da fração orgânica, por meio da produção de biogás, ocorre uma concentração dos constituintes inorgânicos.

Não se estabeleceu comparação entre os dados obtidos por não existirem resultados com esse tipo de resíduo.

SANTOS (1997), observou valores médios de 24,5, 15,2, 61,2, 40,2 e 9,8 g / kg de N, P, K, Ca e Mg em efluentes resultantes da biodigestão anaeróbia de camas de frangos de *1* ciclo de criação e valores de 25,5, 16,2, 71,9, 40,3 e 9,8 g / kg de N, P, K, Ca e Mg em efluentes da biodigestão anaeróbia em cama de frangos resultantes de *2* ciclos de criação.

5.2 Ensaio de co-digestão anaeróbia Fase Contínua

5.2.1 Teores de ST e SV, redução de DQO e valores de Carbono orgânico total, pH e condutividade elétrica.

São apresentados os valores de ST e SV encontrados no efluente dos biodigestores na fase contínua na Tabela 4. Para a redução de ST e SV foram observados resultados que podem não caracterizar valores reais, pois a amostragem do material foi dificultada pela presença de cascas de ovos. Esse material sedimenta rapidamente, fazendo com que a

amostragem não seja homogênea e, por fim, não represente a realidade da redução dos valores de ST e SV, pois uma parte do material fica retida no biodigestor.

TABELA 4 Porcentagem média de ST e SV no efluente dos biodigestores abastecidos na fase contínua.

	% ST				% SV			
	1° Semana	2° Semana	3° Semana	4° Semana	1° Semana	2° Semana	3° Semana	4° Semana
T1	0,17	0,16	0,15	0,16	46,33	51,15	45,39	49,68
T2	0,15	0,14	0,13	0,14	43,04	47,76	46,07	48,05
T3	0,25	0,24	0,22	0,23	57,88	59,41	57,02	60,07
T4	0,52	0,51	0,52	0,58	49,08	52,77	49,50	52,60
T5	0,40	0,36	0,37	0,37	50,38	48,52	49,74	49,28

Já para os valores de DQO foram observadas reduções significativas entre os diferentes tratamentos, sendo que o tratamento T_2, abastecido com resíduo de incubatório drenado e água da primeira lagoa anaeróbia do abate, apresentou maior redução 97,21%, seguido por 87,87% - T_4, 86,28% - T_1, 83,27% - T_5 e 52,45% – T_3. Os resultados podem ser melhores visualizados na Tabela 5.

TABELA 5 Valores em $mg.L^{-1}$ de DQO efluente semanal e porcentagem de redução da DQO.

	DQO SEMANAL $mg.L^{-1}$										
	Afluente	*1°* Semana	*2°* Semana	*3°* Semana	*4°* Semana	*5°* Semana	*6°* Semana	*7°* Semana	*8°* Semana	*MÉDIA*	*% Redução*
T1	962,5	165,63	103,43	147,24	109,02	96,06	121,88	125,31	187,81	132,05	**86,28**
T2	2525	90,00	59,62	104,14	101,17	39,21	70,63	43,75	54,06	70,32	**97,21**
T3	662,5	430,63	277,71	264,38	270,81	288,67	336,56	294,06	357,19	315,00	**52,45**
T4	4025	545,63	552,48	438,67	490,81	484,38	515,00	411,25	468,13	488,29	**87,87**
T5	2075	498,44	394,62	232,71	320,57	298,67	365,31	305,31	360,94	347,07	**83,27**

Observando-se os valores de DQO reduzida, o tratamento T_2 apresentou maior porcentagem de redução: 97,21%, sendo que a DQO desse tratamento atingiu valor médios de 70,32 $mg.L^{-1}$. Esse efluente, com baixa carga orgânica, para o parâmetro de DQO, pode ser utilizado como água de reúso na própria agroindústria, fertirrigação ou ser disposto em um corpo hídrico receptor, segundo determinação do Conama nº 357/2005 o valor máximo de DQO para este fim é de 150 $mg.L^{-1}$.

Lansing *et al*. (2010), utilizando sistema biodigestor para quantificar a produção de eletricidade de baixo custo, a partir de resíduos gerados em uma fazenda com suinocultura e outra com gado de corte na Costa Rica, observou uma redução da matéria orgânica (DQO) de 86% e 92% para resíduos de gado de corte e suínos, respectivamente.

Quadros *et al*. (2009), observaram que houve redução de 84% na DQO no efluente obtido em experimento com biodigestores de PVC flexível, abastecidos com dejetos de caprinos e ovinos.

Torres (2009), buscando testar a eficiência da utilização dos meios suporte em relação às remoções de carga orgânica em biodigestores abastecidos com manipueira, observou redução de DQO em média de 98% entre seus tratamentos.

Kuroki *et al*. (2009), segundo os parâmetros estabelecidos pelo Conama nº 357/2005, obteve uma redução bastante expressiva para a taxa de DQO de, aproximadamente, 97% em experimento com sistema biodigestor anaeróbio, utilizando dejetos de suínos e humanos.

Na Figura 8 são apresentados valores de DQO semanais do efluente.

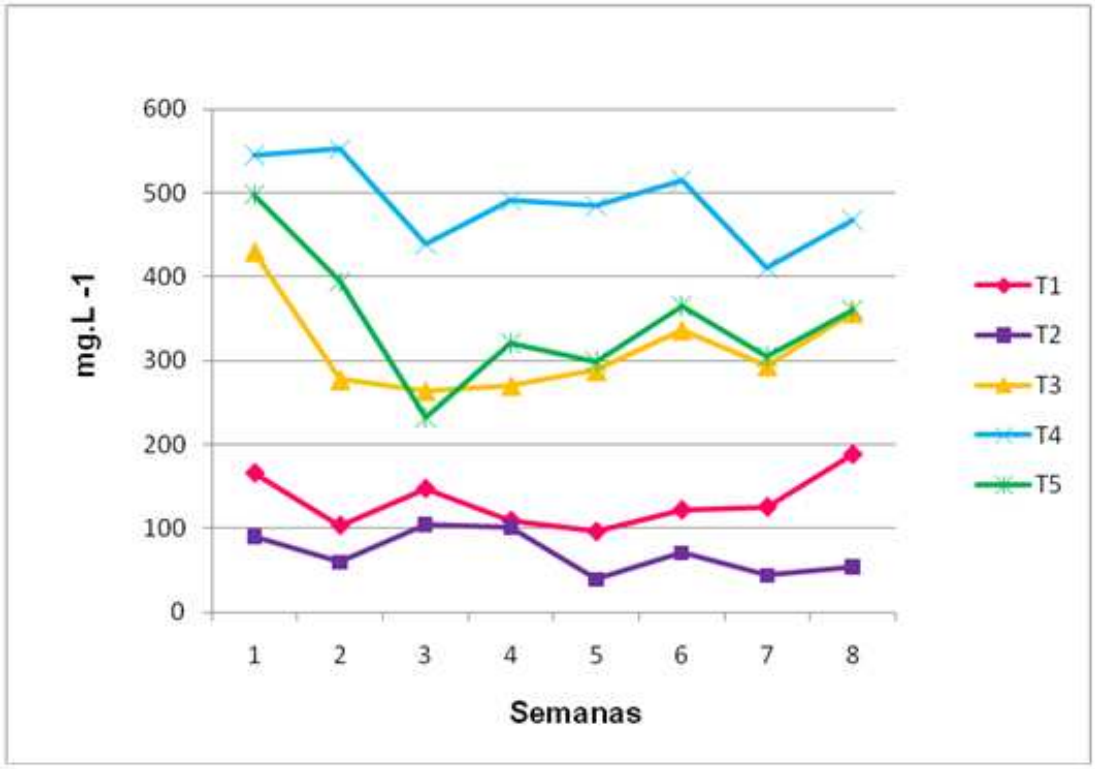

FIGURA 8 Valores de DQO distribuídos semanalmente em biodigestores abastecido em fase contínua.

Na tabela 6 são observados os valores de C, DQO, pH e Condutividade elétrica no afluente, efluente e no material que ficou retido no biodigestor.

TABELA 6 Caracterização Carbono, DQO, pH e Condutividade elétrica fase contínua.

Caracterização Fase Contínua				
	C mg/L	DQO mg/L^{-1}	pH	CE mS/cm a 25^{0}C
		Afluente		
T1	1.250	962,5	6,97	4,19
T2	1.250	2525	7,05	3,46
T3	1.090	662,5	7,12	6,29
T4	3.420	4025	7,47	14,19
T5	2.490	2075	7,37	11,01
		Efluente		
T1	<10	187,81	6,93	4,84
T2	<10	54,06	7,06	4,54
T3	<10	357,19	6,93	6,35
T4	98,00	468,13	7,56	16,48
T5	63,00	360,94	7,27	12,04
		Retido		
T1	1.170	306,46	6,95	5,01
T2	640	75,21	7,02	4,93
T3	1.360	352,71	6,77	7,57
T4	3.090	501,88	7,54	17,03
T5	1.230	318,75	7,15	13,11

Observando os teores de C no afluente, efluente e retido, pode-se afirmar que, apesar de ter ficado retido uma parte do elemento no biodigestor, é visível a redução, sendo fato que através da biodigestão anaeróbia em abastecimento contínuo ocorreu a degradação do substrato.

Em função do pH, o mesmo apresentou estabilidade e manteve em média faixa da neutralidade, mesmo no lodo retido no biodigestor. Quadros *et al*. (2009), em produção de biogás e caracterização do biofertilizante, usando dejetos de caprinos e ovinos em biodigestores de PVC flexível, observaram que o pH aumentou cerca de 20% com a passagem dos dejetos pelo reator, o afluente apresentou pH 6,13 e o efluente atingiu pH 7,5. Porém, os valores encontrados pelos autores estavam dentro da faixa de pH para operação dos biodigestores que é de 6,0 a 8,0, tendo como ponto ideal pH 7,0, sendo o funcionamento do reator descrito como normal.

A condutividade elétrica mostrou um leve aumento no efluente e no retido comparado com o afluente. Esse fato pode estar ligado ao aumento na concentração de sais como K e Na durante a digestão do resíduo.

5.2.2 Distribuição da produção de biogás

Na Figura 9 estão apresentados os dados de produção semanal de biogás ao longo do tempo em que os biodigestores foram mantidos em abastecimento contínuo.

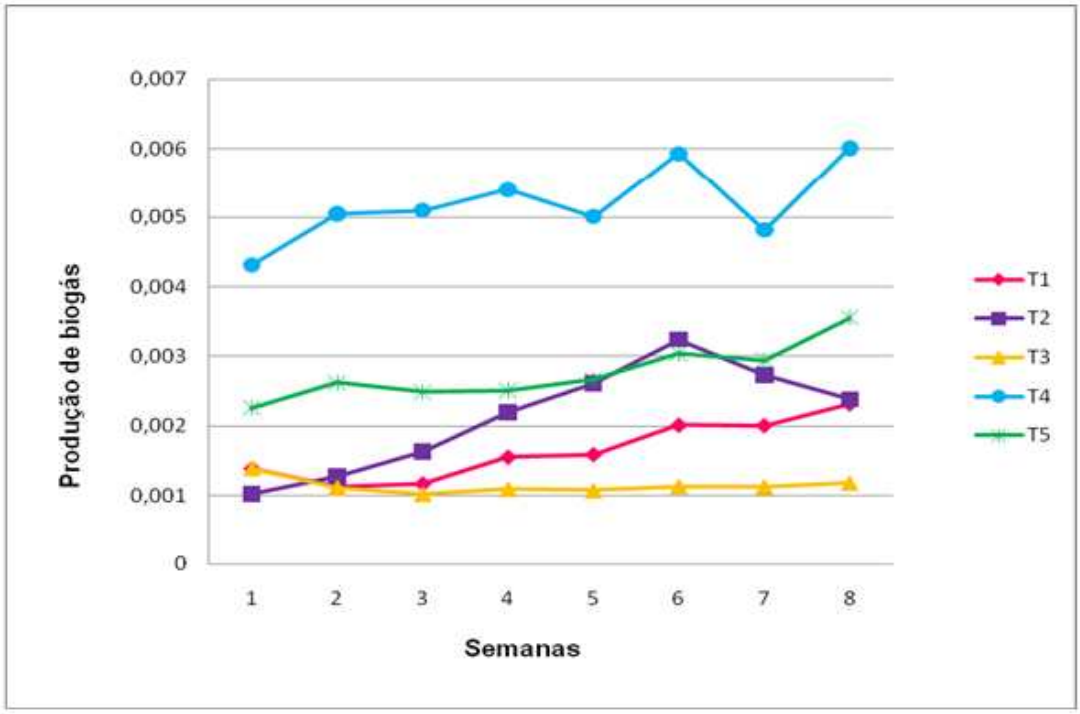

FIGURA 9 produção de biogás em m^3 semanal na fase contínua.

Os resultados gerados nesta pesquisa são importantes e úteis para o aproveitamento dos resíduos produzidos na agroindústria. Os resíduos submetidos ao processo de co-digestão estudados, apresentaram um potencial de produção de biogás e metano satisfatório e podem vir a ser utilizados como fonte energética. No caso do tratamento T_4, composto por resíduo de incubatório fresco e água residuária da suinocultura, apresentou um potencial de produção de biogás por kg de substrato de 5,23 L biogás e 3,54 L de metano.

Apenas para fins de exercício, se considerada a produção de resíduo de incubatório de aves de 4.000 kg/dia, seriam necessários 53.971 L de água residuária de suinocultura/dia, o que resultaria num total de 57.971 L de substrato/dia. Ainda, se considerada uma porcentagem de 2% de ST na carga diária, tem-se 1.159,42 kg de ST adicionados diariamente, o que geraria um equivalente a 305,75 m^3 de biogás/dia ou 205,1 m^3 de CH_4/dia.

Relacionando o potencial de produção de biogás com a produção de energia elétrica e considerando que para cada m^3 de biogás gera-se 1,8 KWh de energia a produção estimada gerada, diariamente, na empresa seria de 550,35 KWh.

5.2.3 Porcentagem de Metano e Dióxido de Carbono no Biogás

A porcentagem de metano (CH_4) no biogás para todos os tratamentos mostrou-se satisfatória, pois em média apresentou percentual acima de 63%, o que confere ao biogás um alto poder calorífico.

Costa (2009), encontrou porcentagens acentuadas de metano durante abastecimento contínuo com resíduo de cama de frango, associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos suínos. Já a partir da primeira semana após o início das cargas diárias a porcentagem foi de 69,90% e a partir da segunda semana a porcentagem foi superior a 70%. A média dos teores de metano de 77,73% evidenciou que o biogás produzido nessas condições pode ser utilizado para geração de energia. A autora também observou que embora os substratos tenham sido formulados para que contivessem 2% de ST, este teor não foi fator limitante para a produção de metano.

Na Figura 10 pode-se visualizar as porcentagens de metano e dióxido de carbono em todos os tratamentos.

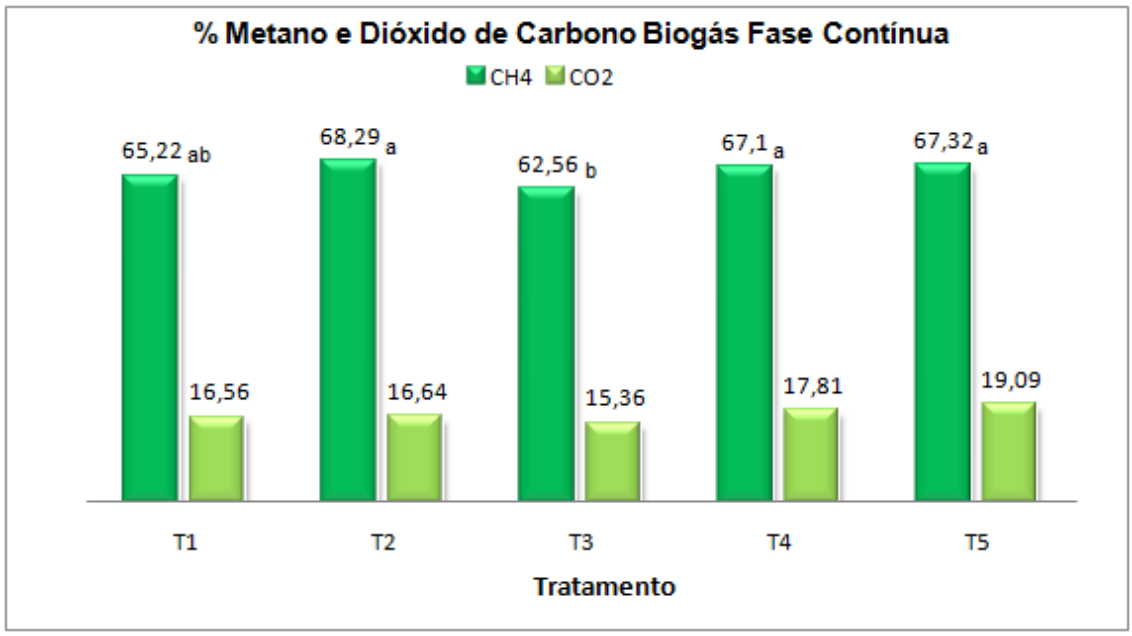

FIGURA 10 Porcentagem de Metano e Dióxido de Carbono presentes no biogás na fase contínua.

5.2.4 Potenciais médios de produção de biogás e metano

A maior produção de biogás acumulada no decorrer da fase contínua foi no tratamento T_4, que recebeu água residuária da suinocultura e resíduo de incubatório fresco. Esse mesmo tratamento apresentou maiores potencias de produção de biogás e metano por Kg de substrato adicionado, kg de ST adicionados e SV adicionados, não diferenciando do

tratamento T_2 apenas para potencial de produção de biogás por kg de resíduo adicionado. Na Tabela 7, pode-se observar os valores encontrados para os potencias.

Tabela 7 Potencias médios de produção de biogás e metano por kg de substrato, kg de resíduo, ST adicionados e SV adicionados.

	Potenciais Produção de Biogás/L Fase contínua				
	Biogás acumulado	L/Kg Substrato	L/Kg Resíduo	L/Kg ST Adicionados	L/Kg SV Adicionados
T1	89,95 cd	1,65 cd	51,25 b	83,28 cd	196,89 cd
T2	117,18 bc	2,17 bc	66,77 a	108,50 bc	256,49 bc
T3	62,93 d	1,15 d	35,86 b	58,26 d	137,74 d
T4	284,81 a	5,27 a	76,44 a	263,71 a	671,71 a
T5	150,88 b	2,77 b	40,49 b	139,70 b	355,84 b
CV%	16,1	16,59	13,07	16,1	16,44
	Potenciais Produção de Metano/L Fase contínua				
	L CH4/Biogás acumulado	L CH4/Substrato	L CH4/Resíduo	L CH4/ST Adicionados	L CH4/SV Adicionados
T1	58,69 d	1,09 d	33,44 b	54,34 d	128,46 cd
T2	80,02 c	1,48 c	45,60 a	74,09 c	175,15 c
T3	39,49 d	0,73 d	22,50 c	36,57 d	86,45 d
T4	191,05 a	3,54 a	51,27 a	176,90 a	450,58 a
T5	101,53 b	1,88 b	27,25 bc	94,00 b	239,44 b
CV%	15,51	15,53	12,67	15,51	15,83

Valores significativos foram observados por Steil (2001), utilizando resíduos de suínos em todas as formas, nas quais se expressaram os potenciais de produção de biogás, onde os mais elevados foram para aqueles com 10% de inóculo e 15% de inóculo. Esse substrato, em média, obteve valores de 39,2 L /kg de substrato, 446 L /kg de ST adicionados e 550 L /kg de SV adicionados.

Comparando-se os potenciais de produção de biogás por kg de ST adicionados, observa-se que os resultados obtidos para o tratamento T_4, apresentaram um valor de 263,71 L de biogás /kg de ST adicionados, os quais foram superiores aos obtidos para os dejetos de vacas leiteiras, 101 L; 123 L e 123 L de biogás, em tempos de retenção hidráulica de 40, 30 e 20 dias em biodigestores contínuos modelo chinês (Amaral et al., 2004); foram inferiores aos obtidos para os dejetos de suínos, 405 L de biogás/ kg ST adicionados, após um tempo de retenção de 50 dias (Lucas Jr., 1994) e aos dejetos de suínos, considerando a água de lavagem, 380 L de biogás, e os dejetos raspados, 250 L de biogás /kg ST adicionados (Xavier, 2005).

Costa (2005), com diferentes tipos substratos, preparados com estrumes de animais alimentados com três dietas, variando a proporção de volumoso e concentrado, obteve potenciais de produção de biogás/kg ST adicionados em temperatura mesofílica entre 394 L e 518 L /Kg ST adicionados.

5.2.5 Nutrientes no Afluente, Efluente e Retido

Os teores de nutrientes do efluente não podem ser considerados absolutos em virtude da grande porção sólida depositada no fundo do reator. Assim, ao serem somados os valores encontrados para o efluente e retido, observa-se que houve aumentos significativos de minerais pela degradação do resíduo, consequente da perda de C e produção de biogás. Com isso, pode-se afirmar que os minerais encontram-se mais solúveis após o processo de biodigestão.

Segundo Orrico Jr. (2007), o melhor desempenho de um material que passou por processo de biodigestão anaeróbia pode ser atribuído a maior quantidade de nutrientes solúveis presentes no final do processo, ou seja, o material foi mais facilmente degradado e convertido em biogás pelos microrganismos.

É importante considerar que o aumento da concentração de nutrientes em resíduo da suinocultura com separação de fases, pode ter contribuído para melhorias nas produções de biogás, pois pode ter caracterizado um meio mais propício ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, bem como permitido a obtenção de efluente com maior concentração de elementos fertilizantes (Orrico *et al*., 2009).

Na Tabela 8 são apresentados os valores em mg/L dos minerais presentes no afluente, efluente e na carga retida nos biodigestores.

TABELA 8 Minerais em mg/L presentes no Afluente, Efluente e material retido nos biodigestores.

Minerais Fase Contínua mg/L											
	N	**K**	**Ca**	**Na**	**Mg**	**P**	**S**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**Cu**
					Afluente						
T1	674,80	100,21	429,91	324,81	12,32	3,89	0,69	2,97	0	1,44	0
T2	849,80	73,81	658,45	353,74	14,40	3,61	0,7[illegible]	[illegible]7	0	1,78	0
T3	616,00	107,33	255,71	280,43	8,33	2,78	0,72	5,60	0	1,13	0
T4	1.829,80	516,16	799,09	417,52	234,48	[illegible]	[illegible]01	61,87	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]60	292,12	587,33	468,81	140,79	19,09	1,14	29,25	3,95	7,48	10,43
					Efluente						
T1	364,00	116,19	71,92	283,61	16,62	1,52	0,89	4,05	0	1,11	0
T2	357,00	114,67	63,92	277,39	15,92	1,38	0,46	5,08	0	0,93	0
T3	567,00	114,11	109,87	303,01	23,31	0,86	0,47	5,40	0	1,37	0
T4	1.524,60	523,28	184,19	450,84	50,94	6,02	0,56	8,39	0,48	3,17	2,77
T5	1.033,20	351,69	103,88	416,18	46,66	5,04	0,54	4,95	0,04	1,87	1,07
					Retido						
T1	561,40	131,60	568,55	288,68	30,35	2,88	0,64	33,96	0,75	1,93	0,48
T2	418,60	108,37	202,17	289,44	20,43	1,28	0,50	23,03	0,52	1,19	0,33
T3	711,20	110,94	417,52	279,31	30,42	1,70	0,55	21,24	0,41	1,44	0,33
T4	1.813,00	571,49	1.036,42	496,89	259,96	31,74	1,50	61,39	8,42	12,60	22,54
T5	1.139,60	340,36	451,08	439,33	63,05	6,93	0,71	34,01	1,56	4,28	4,04

Oliveira; Duda (2009), avaliando o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio, operado em batelada sequencial, observaram que as concentrações de minerais no afluente foram em média maiores para nitrogênio (N): 940 $mg.L^{-1}$, fósforo (P): 412 $mg.L^{-1}$, ferro (Fe) 23,9 mg L^{-1}; zinco (Zn), 9,12 mg L^{-1}; cobre (Cu), 6,83 mg L^{-1}; manganês (Mn), 3,22 mg L^{-1}. As concentrações médias de nitrogênio (NTK) no efluente do biodigestor, durante quatro ensaios, foi, em média, de: 591,25 $mg.L^{-1}$, fósforo (P): 279 $mg.L^{-1}$, ferro (Fe): 7,81 mg L^{-1}; de Zn, de 2,45 mg L^{-1}; de Cu, de 1,7 mg L^{-1}; de Mn, de 1,25 mg L^{-1}, observando redução dos valores dos nutrientes. Já para o lodo retido no biodigestor o N, P, Fe e Ca foram os nutrientes encontrados em maiores concentrações. As concentrações médias de Cu e Zn foram de 490 a 1.250; 600 a 1370 mg $(kg\ base\ seca)^{-1}$, respectivamente, e as concentrações de Mg, Na e K variaram de 40 a 450 mg $(kg\ base\ seca)^{-1}$de lodo. Isso caracteriza processo de sedimentação, que ocorre no interior do biodigestor.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos com a realização desta pesquisa, demonstraram ser a biodigestão anaeróbia, considerando o resíduo fresco de incubatório e a água residuária da suinocultura, uma alternativa viável, tanto do ponto de vista da promoção do saneamento ambiental (redução de DQO) como da obtenção do biofertilizante com alto valor agronômico agregado, bem como uma fonte de energia renovável expressiva.

Entretanto, para a viabilização do processo são necessárias algumas adequações nas características físicas do resíduo de incubatório que vai compor o substrato.

Durante a pesquisa foi possível observar que o resíduo de incubatório de aves apresentou difícil manuseio, pelo fato de a massa semi-sólida produzida no incubatório não apresentar homogeneidade e dificultar a análise de ST e SV. Uma alternativa para diminuir os problemas encontrados com a heterogeneidade do resíduo de incubatório, seria promover uma trituração no material "*in natura*" antes de fazer as misturas, impedindo, assim, que pedaços distintos de carcaça compusessem a carga diária, em detrimento da presença de cascas de ovos.

A mesma dificuldade encontrada para compor a carga diária no laboratório também é problemática para a viabilização da biodigestão em escala real. Por esse motivo, seria necessário que houvesse o desenvolvimento de uma pesquisa relacionada à elaboração de maquinário, capaz de triturar o resíduo em partículas menores, permitindo o abastecimento diário homogêneo, o que garantiria a estabilidade na produção do biogás.

Por outro lado, mesmo com partículas muito pequenas, observou-se que não ocorreu a dissolução das cascas de ovos ($CaCO_3$) na presença das águas residuárias, como era esperado. Esse fato ocasionou acúmulo de sedimentos no leito do biodigestor, que com o tempo ocasionou o entupimento e a perda do espaço útil. Nesse sentido, talvez, a separação da fração sólida (casca de ovos) antes de submeter à biodigestão anaeróbia, poderia sanar esse problema, embora as cascas de ovos ainda constituiriam um resíduo, que precisaria ser destinado a um segundo processo de tratamento.

7 CONCLUSÕES

T4 apresentou os melhores desempenhos em produção de biogás, tanto na fase batelada quanto na fase contínua.

Maiores porcentagens de CH_4 na fase batelada foram apresentadas pelo tratamento T_2. Já para fase contínua as maiores porcentagens foram apresentadas pelos tratamentos T_2, T_4 e T_5.

A maior redução nos valores de DQO foi observada no tratamento contendo água residuária da lagoa anaeróbia do frigorífico - T_2.

A concentração de minerais no efluente dos biodigestores, para todos os tratamentos, agregou ao biofertilizante valor agronômico.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEF – Associação Brasileira dos Produtores e Exportadores de Frango. Brasil, 2009. Disponível em: http://www.abef.com.br/default.php

ÁLVAREZ, J. A.; OTERO, L.; LEMA, J. M. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**. 2010.

AMARAL, C.M.C.; AMARAL, L.A.; LUCAS JR., J., NASCIMENTO, Q. Q., FERRERIA, D. S., MACHADO, M. R. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, v.34, n.6, p.1897-1902. Santa Maria – RS.2004.

AMON, T.; AMON, B.; KRYVORUCHKO, V.; ZOLLITSCH, W.; MAYER, K.; GRUBER, L. Biogas production from maize and dairy cattle manure - Influence of biomass composition on the methane yield. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. 2007.

AMORIM, A. C. Caracterização dos dejetos e caprinos: reciclagem energética e de nutrientes. **Dissertação**. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias / Unesp – *Campus* Jaboticabal - SP. 2002.

AMORIM, A. C. Avaliação do potencial de impacto ambiental e do uso da compostagem e biodigestão anaeróbia na produção de caprinos. **Tese**. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, *Campus* de Jaboticabal. 129p. Jaboticabal, SP. 2005.

AUGUSTO, K. V. Z. Caracterização quantitativa e qualitativas dos resíduos em sistemas de produção de ovos: compostagem e biodigestão anaeróbia. **Dissertação.** Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, *Campus* de Jaboticabal. Jaboticabal – São Paulo. 2007.

AUGUSTO, K. V. Z. Manejo de dejetos em granjas de postura comercial. *In*: CONFERÊNCIA APINCO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLA, 2005, Santos. **Anais**... Campinas/SP, 2005. p. 211-216.

APHA - American Public Health Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 18 ed. Washington, 1992.

BATTIMELLI, A.; TORRIJOS, M.; MOLETTA, R.; DELGENÉS, J. P. Slaughterhouse fatty waste saponification to increase biogas yield. **Bioresource Technology**. 2010.

BARBIERI, J. C. **Desenvolvimento e meio ambiente: as estratégias de mudanças da agenda 21**. Petrópolis: Vozes, 1997, p.23-45.

BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural.** São Paulo: Icone. 2 ed. 106 pg, 1993.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 1993. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 358 de 29 de abril de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2005. Diário Oficial da União. Brasília, 04 de maio de 2005. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5046.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - ANVISA. RDC nº 306, de 07 de dezembro de 2004. Diário Oficial da União. Brasília, 10 de dezembro de 2004. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/arq/normas.htm.

BUENDÍA, I. M.; FERNÁNDEZ, F.; VILLASEÑOR, J.; RODRÍGUEZ, L. Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. **Bioresource Technology**. 2009.

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

CARMONA, J. C.; BOLÍVAR, D.M.; GIRALDO L. A. El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. **Revista Colombiana de Ciências Pecuárias.** 2005.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases do efeito estufa – relatórios de referência de emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos. 2006.

CEZAR, V. R. S., SANTIAGO, A. D., BARBOZA, M. G., SILVA, J. L., ASSUNÇÃO, V. R. Potencial de uso da manipueira gerada em nove municípios Alagoanos para a obtenção de biogás e fertilizante. 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTALl. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG. 2007.

CHEN, T.; HUANG, J. Anaerobic treatment of poultry mortality in a temperature-phased leachbed–UASB system. **Bioresource Technology** 97. Taiwan. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 1ª Ed. Volume 5, SEGRAC, Belo Horizonte – MG. 1997.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Technology**. 2010.

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. G.; PECORA, V.; ABREU, F. C. de. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto. XI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA. Rio de Janeiro. Agosto, 2006.

COSTA, M. S. S. de M. Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes. **Tese**. Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp – *Campus* de Botucatu. Botucatu – SP. 2005.

DEL NERY, V.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DOMINGUES, M. R.; ZAIAT, M.Granules characteristics in the vertical profile of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. **Bioresource Technology**. 2008.

EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2ª edição. Brasília, DF. 2009.

FANTOZZI, F.; BURATTI, C. Biogas production from different substrates in an experimental Continuously Stirred Tank Reactor anaerobic digester. **Bioresource Technology**. 2009.

FERNANDES, M. C. A.; LEAL, M. A. A.; RIBEIRO, R. L. D.; ARAÚJO, M. L.; ALMEIDA, D. L. Cultivo protegido do tomateiro sob manejo orgânico. A Lavoura, v.103, n.634, p.44-45, 2000.

FENG, C., SHIMADA, S., ZHANG, Z., MAEKAWA, T. A pilot plant two-phase anaerobic digestion system for bioenergy recovery from swine wastes and garbage. **Waste Management**. 2007.

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, Cap. 2, p. 29-52. 1999.

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

GALBIATTI, J. A.; CARAMWLO, A. D.; SILVA, F. G.; GERARDI, E. A. B.; CHICONATO, D. A. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.**Vol.14, n.4, pp. 432-437. Campina Grande – PB. 2010.

HONÓRIO, M. O. Estimativa de crédito de carbono da produção e queima do biogás proveniente de dejetos suínos: estudo de caso. **Dissertação**. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 2009.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba: Ceres. São Paulo. 1985.

KUROKI, V., ALMEIDA, L. F., NOVAES, A.P., MAGNONI Jr, L., NOGUEIRA, A. R. A., SOUZA, G. B., SILVA, W. T. L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio visando aplicação como fertilizante agrícola. I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Uso dos Resíduos da Produção Animal como Fertilizante – Florianópolis, SC – Brasil. 2009.

LANSING, S., VÍQUEZB, J., MARTÍNEZC, H., BOTEROD, R., MARTIN, J. Quantifying electricity generation and waste transformations in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system. **Ecological Engineering**. 2008.

LETTINGA, A. G.; FIELD, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HULSHOFF POL, L. W. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. **Water Science Technology**, v.35, n.10, p. 5-12, 1997.

LUOSTARINEM, S.; LUSTE, S.; SILLANPää, M. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. **Bioresource Technology**. 2009.

LUCAS JR. Jorge. Estudo Comparativo de Biodigestores Modelo Indiano e Chinês. 1987. 114f. **Tese de Doutorado** – Energia na Agricultura. UNESP – Botucatu – SP.

LUCAS JUNIOR, J. de; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. Simpósio sobre resíduos da produção avícola - Concórdia, SC, 2000.

LUCAS JR., J.; ORTOLANI, A.F.; BENINCASA, M. & IMADA, R.Y. 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.

LUCAS JR., J. Sistemas de manejo de dejetos - ISO 14000. *In:* ENCONTRO NACIONAL DE TÉCNICOS, PESQUISADORES E EDUCADORES DE CONSTRUÇÕES RURAIS, 2, 1996, Campinas. **Anais**...Campinas:ABCP, 1996.

LUCAS JR., J. Algumas considerações sobre o uso do estrume 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.

LUNA, M. L. D.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, v.29, n.1, p.113-121, Jaboticabal – SP. 2009.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989.

MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wasts. **Water Quality Managemet Library**. Vol 7. Florida, USA. 1992.

MATA-ALVAREZ, J.; MACE, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**. 2000.

MORALES, M. M. Avaliação dos resíduos sólidos e líquidos num sistema de abate de bovinos. **Dissertação** de Mestrado em Agronomia – Área de concentração em Energia na Agricultura. UNESP – Botucatu – SP, 2006.

NUNES, R. V.; POZZA, P. C.; NUNES, C. G. V.; CAMPESTRINI, E.; KÜHL, E.; ROCHA, L. D. da; PERAZZO, C. Valores Energéticos de Subprodutos de Origem Animal para Aves. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.34, n.4, p.1217-1224, 2005.

ORRICO, A. C., LUCAS JR., J., ORRICO JR., A. A.P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal. V. 27, n.3, p.639-647. 2007.

ORRICO JR., M. A. P., AMORIM, A. C., LUCAS JR., J. Biodigestão anaeróbia de cama de frangos e carcaças de aves: produção de biogás e qualidade do biofetilizante. Anais... ZOOTEC. Campo Grande – MS. 2005.

ORRICO JR., M. A. P., Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos. **Dissertação** de Mestrado em Zootecnia. UNESP – Jaboticabal – SP. 2007.

ORRICO JR., M. A. P. Potencial de produção de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores abastecidos com dejetos suínos, com e sem separação da fração solida, e conduzidos sob diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.29, n.4, p.679-686. 2009.

PEREIRA, E. B. Tratamento Enzimático para remoção de gorduras dos resíduos gerados por indústrias de produtos avícolas. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. 2004.

PEREZ, C. S. Tratamento da Vinhaça: Biodigestão Anaeróbia. "Workshop Tecnológico sobre VINHAÇA". Projeto Programa de Pesquisa em Políticas Públicas. Jaboticabal, SP. 2007.

PROSAB. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rede Cooperativa de Pesquisas. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 201 p. 2003.

QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U. *et al*. Análise econômica de biodigestores de PVC flexível para aproveitamento de dejetos da caprino-ovinocultura na agricultura familiar. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 4, Curitiba, 2009. Anais... Curitiba:UFPR. 2009.

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

QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U. et al. Produção de biogás e caracterização do biofertilizante usando dejetos de caprinos e ovinos em biodigestor de PVC flexível. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, Anais... 4, Curitiba, 2009.

ROSA, C. S. da; HOELZEL, V. B. V.; BARRETO, P. M.; BEIRÃO, L. H. Antioxidant activity of hyaluronic acid extracted from chicken crest. **Ciência Rural**, vol.38, n.9, Santa Maria – RS, 2008.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**. 2002.

SATYAWALI, Y.; PANT, D.; SINGH, A.; SRIVASTAVA, R. K. Treatment of rayon grade pulp drain effluent by upflow anaerobic fixed packed bed reactor (UAFPBR) **Journal of Environmental Biology**. 2009.

SARRUGE, J.R,; HAAG, H.P. **Análises Químicas em Plantas***.* Piracicaba: Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', 1974, 56p.

SILVA, G. B. M. S. S., DUTRA, E. D., MENEZES, R. S C, SANTOS, D. C, RODRIGUES, T R. Qualidade de biogás oriundo da biodigestão anaeróbia de esterco de animais no seminário. X Jornada de ensino, pesquisa e extensão – JEPEX – UFRPE. Recife. 2010.

SINDIAVIAPAR. Sindicato das Indústrias de Produtos Avícolas do Estado do Paraná. Estatísticas. Disponível em: http://www.sindiavipar.com.br. 2010.

SOARES, H.M; SCMIDELL, W; ETCHEBEHERE, C; MENES, R.J. BERTOLA, N.C;CONTRERAS,E.M.; Tratamento biológico de águas residuárias. Florianópolis. 2007.

SOUZA, C. de F.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. R.; BRESSAN, W. S.; MOGAMI, C. A. Produção volumétrica de metano: dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras – MG.vol.32, n.1., 2008.

SOUZA-SOARES, L. A.; SIEWERDT, F. Aves e Ovos. Ed. Universidade UFPEL. 138P. Pelotas – RS, 2005.

SPEECE, R.E. Review: environmental requirements for anaerobic of biomass. **Advances in Solar Energy**, 1983. 69p.

STEIL, L.; LUCAS JUNIOR, J. de; OLIVERIA, R. A.; Avaliação no uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola.** Vol. 22, n.2, Jaboticabal, 2002.

STEIL, L. Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Dissertação** (Mestrado em Biotecnologia). Instituto de Química. Universidade Estadual Paulista. Araraquara, 2001.

STEIL, L.; LUCAS JUNIOR, J. de; OLIVERIA, R. A.; Avaliação no uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola.** Vol. 22, n.2, Jaboticabal, 2002.

TINOCO, IFF. Avicultura Industrial: Novos Conceitos de Materiais, Concepções e Técnicas Construtivas Disponíveis para Galpões Avícolas Brasileiros. **Revista Brasileira Ciência Avícola**, Campinas, v. 3, n. 1, Jan. 2001.

TORRES, D. G. B. Meios suporte no tratamento anaeróbio da manipueira. **Dissertação**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. UNIOESTE. Cascavel – PR. 2009.

TSAI, W. T., CHOU, Y.H., CHANG, Y.H. Progress in energy utilization from agrowastes in Taiwan. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 2004.

VITTI, G.C. Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta. Jaboticabal: FUNEP, 1989. (Boletim Técnico).

XAVIER, C.A.N. Biodigestão anaeróbia de dejetos em sistemas de produção de leite: obtenção de parâmetros e dimensionamento. Jaboticabal. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia/Produção Animal). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Universidade Estadual Paulista. 2005.

WU, X.; YAO, W.; ZHU, J.; MILLER, C. Biogas and CH4 productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**. 2010.