



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA E AERÓBIA EM DIFERENTES
PROPORÇÕES DE RESÍDUO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE
OVINOS**

WALTER RENATO TEIXEIRA LOPES

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados-UFGD como parte das exigências para obtenção do título de Mestre do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia

Dourados – MS

Março – 2017



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA E AERÓBIA EM DIFERENTES
PROPORÇÕES DE RESÍDUO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE
OVINOS**

WALTER RENATO TEIXEIRA LOPES

Zootecnista

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Amorim Orrico

Co-orientadora: Dra. Michely Thomazi

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados-UFGD como parte das exigências para obtenção do título de Mestre do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia.

Dourados – MS

Março – 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

L864c Lopes, Walter Renato Teixeira

Co-digestão anaeróbia e aeróbia em diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos / Walter Renato Teixeira Lopes -- Dourados: UFGD, 2017.

58f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Ana Carolina Amorim Orrico

Co-orientadora: Michely Thomazi

Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados.

Inclui bibliografia

1. Avicultura. 2. Biogás. 3. Composto. 4. Metano. 5. Ovinocultura. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

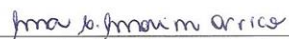
**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA E AERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE
RESÍDUO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS**

por

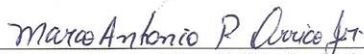
WALTER RENATO TEIXEIRA LOPES

Dissertação apresentada como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título
de MESTRE EM ZOOTECNIA

Aprovada em: 03/03/2017



Dra. Ana Carolina Amorim Orrico
Orientadora – UFGD/FCA



Dr. Marco Antonio Previdelli Orrico Junior
UFGD/FCA



Dra. Tânia Mara Baptista dos Santos
UEMS/Aquidauana

BIOGRAFIA DO AUTOR

Walter Renato Teixeira Lopes, filho de José Amaro Gonçalves Lopes e Maria Ivonete Barbosa Teixeira, nasceu em Campo Grande no Mato Grosso do Sul. Mudou-se para a cidade de Macapá no estado do Amapá aos 6 meses de vida. Concluiu o ensino fundamental em 2004 e o ensino médio em 2007. Ingressou no curso de graduação em Zootecnia da Universidade Federal da Grande Dourados no primeiro semestre de 2010, concluindo o curso em 2014. Em 2015 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal da Grande Dourados na área de concentração em Produção Animal, foi bolsista CAPES de Março de 2015 a Fevereiro de 2017.

“Jamais desista das pessoas que ama. Jamais desista de ser feliz. Lute sempre pelos seus sonhos. Seja profundamente apaixonado pela vida. Pois a vida é um espetáculo imperdível.”

Augusto Cury

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente à Deus como forma de agradecimento por tudo que tem proporcionado em minha vida. À minha mãe que mesmo de longe nunca deixou de ser meu porto seguro e minha força. Ao meu irmão por toda a parceria e ajuda em todos os momentos. À minha namorada por todo amor, paciência e compreensão.

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida, pela minha fé e por tudo o que tem proporcionado em minha vida.

À minha mãe Maria Ivonete, por ser exemplo de mulher, professora, mãe e amiga, meu amor maior e meu irmão José Roberto, que nunca mediu esforços pra me ajudar e permitir que eu conseguisse cumprir mais esta etapa na minha vida.

À Edilaine, por toda a paciência e parceria, sempre disposta a me ajudar e torcendo pelo meu sucesso.

À minha orientadora Prof. Dra. Ana Carolina, que muito mais do que orientadora é um exemplo de mãe para mim, tendo sempre a palavra certa na hora certa, ensinando pelo exemplo e pela experiência com o único objetivo de me tornar um ser humano melhor.

Ao meu co-orientador, Dr. Marco Antonio pela amizade e todo ensinamento, sempre muito sábio e paciente, sempre esteve presente na minha trajetória e também é responsável pela minha formação e crescimento.

Ao professor Dr. Fernando Miranda e a Dra. Michely Tomazi, pela disponibilidade e ajuda.

Aos professores, Dr. Rodrigo Garófallo, Dr. Leonardo Seno, Dr. Alexandre Fernandes pelos ensinamentos e contribuição na minha formação profissional e pessoal.

Ao amigos do grupo de Manejo de Resíduos Agropecuários, Débora Manarelli, Natália Sunada, Alice Schwingel, Andressa Genezini, Aline Torres, Aldo Fava, Juliana Dias, Luana Pael, Gislaine Paganucci e Thiago Silvério, por toda a contribuição de forma ativa, sem vocês nada disso seria possível.

Ao Dr. Rusbel Raul Borquis, Dr. Marcelo Corrêa e Dr. Rodrigo Borille pela contribuição e apoio.

À BRF Brasil Foods, pela contribuição

Aos amigos do grupo de pesquisa Ovinotecnia, Karine Cansian e Maíza Longo, e Márcio Souza por contribuírem muito com o desenvolvimento da fase experimental desta dissertação.

Ao secretário do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Ronaldo Pasquim pelo exemplo de profissional, sempre dedicado e esforçado para solucionar os problemas de alunos e professores da melhor maneira possível.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão de bolsa durante o mestrado.

Ao programa de Pós Graduação em Zootecnia da UFGD,

Muito obrigado!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE FIGURAS	XI
RESUMO	1
ABSTRACT	2
CONSIDERAÇÕES INICIAIS	3
CAPÍTULO 1 - REVISÃO DE LITERATURA.....	5
<i>Dejetos de ovinos</i>	5
<i>Resíduos de incubatório</i>	6
<i>Biodigestão anaeróbia</i>	8
<i>Compostagem</i>	9
<i>Co-digestão</i>	10
OBJETIVO GERAL.....	12
<i>Objetivos específicos</i>	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	13
CAPÍTULO 2.	18
CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO LÍQUIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS	19
RESUMO.....	19
ABSTRACT	20
INTRODUÇÃO.....	21
MATERIAL E MÉTODOS.....	22
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
CONCLUSÕES.....	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	29
CAPÍTULO 3.....	32
CO-DIGESTÃO AERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO SÓLIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS	33
RESUMO.....	33
ABSTRACT	34
INTRODUÇÃO.....	35
MATERIAL E MÉTODOS.....	36
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
CONCLUSÕES.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	44
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	47

LISTA DE TABELAS**CAPÍTULO 2. CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO LÍQUIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS 19**

Tabela 1. Composição dos afluentes utilizados na co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 22

Tabela 2. Reduções de ST e SV, produções específicas de biogás e metano, teor de metano no biogás e modelos de predição obtidos em co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 24

CAPÍTULO 3. CO-DIGESTÃO AERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO SÓLIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS..... 32

Tabela 1. Composição química dos substratos e pH inicial e final dos tratamentos utilizados na co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão resíduo sólido de incubatório 37

Tabela 2. Número mais provável (NMP/100 g de material) de coliformes totais e termotolerantes e reduções duraten a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório 40

Tabela 3. Modelos de predição dos parâmetros avaliados em co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório 40

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2. CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO LÍQUIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS..... 19

- Figura 1. Reduções de sólidos totais e sólidos voláteis durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório..... 25
- Figura 2. Produções específicas de biogás por kg de sólidos totais e sólidos voláteis adicionados em co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 26
- Figura 3. Produções específicas de metano por kg de sólidos totais e sólidos voláteis adicionados em co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 27
- Figura 4. Teor de metano no biogás durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 28
- Figura 5. Produções de metano distribuídas no tempo durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório 28

CAPÍTULO 3. CO-DIGESTÃO AERÓBIA EM DIFERENTES PROPORÇÕES DE RESÍDUO SÓLIDO DE INCUBATÓRIO E DEJETOS DE OVINOS 32

- Figura 1. Temperaturas médias semanais durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório..... 39
- Figura 2. Reduções de sólidos totais e sólidos voláteis durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório 41
- Figura 3. Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) e hemicelulose durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório 42
- Figura 4. Reduções de N durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório 43

RESUMO

LOPES, W.R.T. **Co-digestão anaeróbia e aeróbia em diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados, 2017.

Este trabalho foi elaborado com o objetivo de avaliar os efeitos da inclusão de resíduo líquido de incubatório (RLI) em co-digestão anaeróbia com dejetos de ovinos e da inclusão de resíduo sólido de incubatório (RSI) sobre a eficiência da co-compostagem com dejetos ovinos. Foram utilizados o delineamento inteiramente casualizado. Na co-digestão foram avaliadas as proporções de 0:100, 10:90, 20:80 e 30:70% de RLI e dejetos de ovinos em relação ao teor de sólidos totais (ST) adicionados e na co-compostagem avaliaram-se as proporções de 0:100, 10:90, 20:80, 30:70, 40:60 e 50:50 de RSI e dejetos de ovinos em relação a massa fresca enleirada. Na co-digestão anaeróbia foram mensuradas as reduções de ST e sólidos voláteis (SV), produções específicas de biogás e metano e o teor de metano no biogás. As máximas reduções de ST e SV (40,9 e 50,2%) apresentando comportamento linear, valores 35,9 e 26,5% maiores que os observados no tratamento com 0% de inclusão de RLI. As maiores produções específicas de biogás foram 249,9 e 286,4 L/kg de ST e SV. Já as maiores produções específicas de metano foram 171,9 e 199,7 L/kg de ST e SV adicionados. A proporção de 17,6% de RLI apresentou o maior teor de metano no biogás (69,7%). Na co-compostagem foram mensurados: a temperatura, número mais provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes, reduções de ST, SV, fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA), hemicelulose e teores de N. As temperaturas apresentaram comportamento similar entre as leiras. Foi detectada a eliminação de coliformes em todos os tratamentos. As maiores reduções de ST e SV foram obtidas nas proporções de 26 e 29% de RSI respectivamente e foram 22 e 15% superiores as leiras formadas apenas por dejetos. A maior redução de FDN (61%) foi encontrada na proporção de 20% de RSI, 10% maior que a redução observada no tratamento controle. A redução de hemicelulose foi 13% superior em relação ao tratamento inicial na proporção de 23% de RSI, apresentando máxima redução de 80%. A proporção de 20% de RSI, apresentou concentrações de N acima de 5% no composto, e a maior retenção dentre os tratamentos experimentais. As inclusões de RLI e RSI proporcionaram condições que melhoraram o desempenho da co-digestão anaeróbia e da co-compostagem com dejetos de ovinos.

Palavras-chave: Avicultura, biogás, composto, metano, ovinocultura.

ABSTRACT

LOPES, W.R.T. **Anaerobic and aerobic co-digestion of different proportions of hatchery waste and sheep manure.** 2017. Thesis (M.Sc.) – Faculty of Agricultural Sciences, Federal University of the Grande Dourados, 2017.

This study was carried out to evaluate the effects of adding hatchery liquid waste (HLW) in anaerobic co-digestion of sheep manure and to evaluate the addition of hatchery solid waste (HSW) on the efficiency of co-composting with sheep manure. Analysis was carried out using a completely randomized experimental scheme. Co-digestion was done adding three levels of HLW (0; 10; 20) and 30% of HLW, related to the total solids content (TS). Co-composting was evaluated using several levels of HSW (0 10; 20; 30; 40; 50%), related to the piled fresh mass. The variables measured during anaerobic co-digestion were related to the losses of TS and volatile solids (VS), the generation of specific biogas and methane production, and the content of methane present in the biogas. The most expressive reductions of TS and VS (40.9 and 50.2%), showing linear distribution, values 35.9 and 26.5% higher than those observed with 0% HLW inclusion treatment. The largest specific biogas productions were 249.9 (TS) and 286.4 L.kg⁻¹ (VS). The highest specific production of methane was 171.9 (TS) and 199.7 L.kg⁻¹ (VS). The inclusion of 17.6% showed the greatest content of methane in the biogas (69.7%). The variables measured in the process of co-composting were related to temperature, the most likely number of total and thermos tolerant coliforms (MPN), TS, VS, neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF), hemicellulose and levels of nitrogen (N). The results regarding temperature were similar among piles. The elimination of coliforms was observed in all treatments. The most considerable reductions of TS and VS were observed using 26 and 29% (HSW), respectively. These were 22 and 15% superior to the piles prepared only with sheep manure. The greatest reduction of NDF (61%) was found adding 20% of HSW, which was 10% higher than the reduction observed in the control group. The reduction of hemicellulose was 13% higher than the initial treatment, adding 23% of HSW. The most considerable reduction was 80%. The addition of 20% of HSW generated concentrations of N above 5% in the compost. This dose was also related to the highest retention among treatments. The inclusion of HLW and HSW in sheep manure improved anaerobic co-digestion and co-composting.

Keywords: Poultry production, biogas, compost, methane, sheep production.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A busca por melhoria da produtividade na ovinocultura, além gerar maior produção de carne, leite e lã, resulta também em um aumento na geração de dejetos que precisam ser dispostos e reciclados de maneira correta evitando problemas ambientais e perdas de potencial energético.

Os dejetos de ruminantes de uma maneira geral apresentam condições interessantes para serem reutilizados como fertilizantes do solo, fornecendo nutrientes importantes ao crescimento vegetal, porém se não forem tratados de maneira adequada podem se tornar fontes de proliferação de doenças e emissões de gases de efeito estufa.

Na literatura é possível encontrar trabalhos baseados no tratamento de dejetos de ovinos utilizando tecnologias como a biodigestão anaeróbia e a compostagem, e os resultados apontam para um potencial relativamente baixo de produção de biogás e metano na biodigestão, e uma degradação lenta dos constituintes sólidos na compostagem, e essas condições podem estar relacionadas com o teor de fibras presentes nos dejetos, em consequência dos hábitos alimentares desses animais.

Visando maximizar os potenciais de produção de biogás e metano e também acelerar o processo de compostagem dos dejetos de ovinos, muitas pesquisas vêm sendo realizadas para buscar alternativas de manipular a composição do substrato e fornecer condições que favoreçam a proliferação e desempenho dos microrganismos responsáveis por cada processo.

No ano de 2015 o Brasil alcançou a produção recorde de 13,14 milhões de toneladas de carne de frango garantindo a segunda colocação do país no ranking mundial de produção de carne (ABPA – 2016). O ciclo de vida do frango comercial é de aproximadamente 42 dias e para atender a demanda e manter a produção, um número cada vez maior de ovos precisam ser incubados diariamente, aumentando consequentemente a geração de resíduos, que precisam ser tratados adequadamente para evitar problemas ambientais e de sanidade.

Os resíduos gerados nos incubatórios brasileiros são encaminhados para o processamento e reutilização na nutrição de frangos de corte como fonte protéica, ou homogenizados e dispostos em aterros sanitários. A técnica mais utilizada é a disposição em aterros sanitários pelo menor custo e maior praticidade de manejo, porém, esta

técnica não é eficiente na reciclagem de nutrientes e não permite um controle sobre os gases produzidos.

A composição do resíduo de incubatório apresenta teores elevados de proteína e lipídios, fatores que podem representar toxicidade para os microrganismos e impedem a sua utilização de forma isolada em biodigestão anaeróbia e compostagem.

Uma maneira de viabilizar o equilíbrio destes processos poderia ser a mistura de dejetos de ovinos e resíduo de incubatório em co-digestão anaeróbia e co-compostagem, por apresentarem características que se complementam, reduzindo os efeitos limitantes por diluição e permitindo o equilíbrio de condições ideais no substrato.

A adição ideal de resíduo de incubatório aos dejetos de ovinos pode fornecer carbono e nitrogênio em níveis adequados ao crescimento e desenvolvimento microbiano, além de diluir limitantes como o excesso de proteína e lipídios e assim elevar as reduções de sólidos e produções específicas de biogás e metano na co-digestão anaeróbia e também aumentar as reduções de sólidos e melhorar a qualidade do composto final, reduzindo perdas principalmente de nitrogênio durante a compostagem.

Esta dissertação é composta por 3 capítulos, onde o primeiro é formado pela revisão de literatura, obedecendo normas para elaboração de dissertação do programa de pós-graduação em produção animal da UFGD, o segundo e terceiro capítulos são compostos por artigos científicos escritos seguindo as normas da revista *Journal of Cleaner Production*, disponível no endereço eletrônico: <http://www.journals.elsevier.com/journal-of-cleaner-production>.

CAPÍTULO 1 - REVISÃO DE LITERATURA

Dejetos de ovinos

O Brasil atingiu o 18º rebanho ovino do mundo com 17.614.545 cabeças em 2014, e apesar do crescimento da produção da carne ovina nos últimos anos, o Brasil realiza importações deste produto para abastecer o mercado interno, pois a demanda ainda é superior à produção (IBGE).

Ao passo que ocorre o aumento da produção, aumenta-se a densidade animal por área e assim também cresce a geração de dejetos, Orrico Junior & Orrico (2015) estimaram que a produção de dejetos de ovinos é de 0,45 kg/animal/dia, e observando o efetivo de ovinos no Brasil, a geração de dejetos pode alcançar 2.893.189 toneladas/ano.

Os resíduos de origem animal constituem elevada proporção de biomassa e sua utilização em sistemas de reciclagem é de extrema importância sob aspectos econômicos e ambientais (Serafim et al. 2007). Além disso o manejo inadequado dos dejetos é outro grave impasse atuando frequentemente como vetor de doenças e contaminando o solo (Quadros et al. 2010).

Dentre as possíveis técnicas de reciclagem de dejetos de ovinos, a biodigestão anaeróbia merece destaque pela capacidade de tratamento da matéria orgânica e posterior transformação em biogás e biofertilizante, porém os rendimentos em produções de biogás estão relacionadas com a qualidade da dieta ofertada aos animais (Orrico Junior et al. 2010).

Quadros et al. (2010) avaliaram o aproveitamento dos dejetos de ovinos e caprinos em biodigestão anaeróbia e encontraram produção de biogás de 61 L/kg de dejetos e 58% de metano em sua composição. Jain (1981) realizou a biodigestão anaeróbia de dejetos de ovinos e encontrou potencial de produção de biogás de 45 L/kg de dejetos, valores que podem ser considerados baixos principalmente quando comparados aos potenciais de produção de biogás obtidos a partir de dejetos de animais monogástricos.

Outra tecnologia utilizada para o tratamento dos dejetos de ovinos é a estocagem em esterqueiras, e a compostagem (Turco & Araujo, 2010), já que os estercos de ovinos e caprinos são conceituados como um dos adubos mais ativos concentrados, estimando-

se que 250 kg de esterco de cabra, equivalem a 500 kg de esterco de vaca (Alves & Pinheiro, 2005).

Porém, estudos realizados com base na compostagem de dejetos de ovinos indicam que o teor de fibras em sua composição e a relação C:N alta tornam o processo lento e muitas vezes com emissões de gases elevadas (Velasco-Velasco et al. 2011), sugerindo assim a busca por alternativas que acelerem o processo, aumentando a redução da massa, e melhorando a qualidade do composto.

Resíduos de incubatório

Dados publicados pela ABPA (Associação Brasileira de Proteína Animal) em 2016, mostram que o Brasil já ocupa o segundo lugar no ranking mundial de produção de carne de frango com 13.146 (mil ton.) ultrapassando a China e revelam também que o país segue liderando o ranking de exportação, atingindo a marca de 4.304 (mil ton.) no ano de 2015.

Dentre todas as regiões do Brasil, a Centro-Oeste registrou o maior crescimento de plantel de aves no período de 1981 a 2013, segundo informações do CEPEA (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada – Esalq/USP) esta elevação foi de 10.297.690 cabeças em 1981 para 106.331.245 em 2013. Para sustentar esta crescente, um número cada vez maior de ovos devem ser incubados todos os dias nos incubatórios comerciais.

O aumento da produção da cadeia avícola resulta em um aumento da quantidade de resíduos que precisa ser gerenciado (Brandelli et al. 2015). Carvalho et al. 2013 estimaram a produção de 1.631,53 kg de resíduos a cada 100.000 ovos incubados por dia. Os resíduos de incubatório são compostos por cascas de ovos, ovos inférteis e não eclodidos e pintainhos mortos durante o desenvolvimento (Oliveira, 2000).

A composição do resíduo de incubatório pode variar com a maior ou menor inclusão de cascas de ovos (Araújo & Albino, 2008). Analisando a composição do resíduo de incubatório Glatz et al. (2011) observou 33,1% de proteína, 29,0% de extrato etéreo e 21,1% de matéria mineral, já Nunes et al. (2005) encontraram 26,0% de proteína, 12,2% de extrato etéreo e 54,5% de matéria mineral.

Atualmente no Brasil estes resíduos são direcionados para aterros sanitários e ao processamento e geração de subprodutos como a farinha de resíduo de incubatório, para utilização na nutrição de frangos de corte. Um dos motivos do processamento acelerado do resíduo de incubatório é a sua alta perecibilidade e dificuldade de estocagem (Araújo & Albino, 2008).

Os aspectos legais que determinam a manipulação e disposição dos resíduos industriais no Brasil é determinada pela Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Lei n. 11.445, de 2007, e segundo ela a indústria geradora do resíduo é responsável pelo seu tratamento e tem como opções a disposição em aterros industriais e lixões (Jacobi & Besen, 2011).

Segundo Jacobi & Besen (2011) na maioria dos aterros sanitários brasileiros não há tratamento adequado para o chorume e Gouveia (1999) reforça que esta condição, resulta em contaminação do solo e fontes subterrâneas de água, enquanto que os gases produzidos no processo de decomposição são liberados no meio ambiente de forma não controlada.

Oliveira (2004) considerou que um aterro sanitário adequado deve ser impermeabilizado e com drenos para lixiviados, operados com eficiência (cobertura de solo ao final de cada período de serviço) e construído em localização correta, onde a vulnerabilidade do aquífero não seja alta.

O processamento e utilização de farinha de resíduo de incubatório na nutrição de frangos de corte é outra forma de aproveitamento do resíduo de incubatório (Nunes et al. 2005). Abiola et al. (2012) avaliaram a substituição de farinha de peixe por farinha de resíduo de incubatório como fonte protéica na dieta de frangos de corte em quatro níveis (0, 10, 20 e 30%) e observaram que a medida que aumentava a inclusão de farinha de resíduo na dieta diminuíram as características de carcaça como peso vivo e peso eviscerado.

Fonseca et al. (1986) estudaram a substituição do farelo de soja aos níveis de 0, 20, 40 e 60% por níveis iguais de farinha de resíduo de incubatório na alimentação de frangos de corte e observaram que ao passo que aumentava os níveis de farinha de resíduo diminuía a energia da dieta e assim aumentava o consumo alimentar.

Apesar da utilização da farinha de resíduos de incubatório na dieta de frangos de corte ser permitida no Brasil e em muitos outros países, a diretiva (IP/01/1616) de 21/11/2001 do Conselho Europeu, considera esta prática como canibalismo e veta a utilização na União Européia (Bellaver, 2002) que é um relevante importador da carne de frango brasileira, isto gera um alerta para busca por outras alternativas sustentáveis de reutilização do resíduo de incubatório.

Biodigestão anaeróbia

De acordo com Dornack (2012), a biodigestão anaeróbia é composta por quatro fases: hidrolítica, acidogênica, acetanogênica e metanogênica. Durante a fase hidrolítica, os lipídios, carboidratos e proteínas são reduzidas em moléculas menores pela ação de enzimas. Na fase acidogênica, ácidos graxos como o propionato e o butirato são formados a partir dos açúcares, aminoácidos e peptídeos formados na fase hidrolítica (Parawira, 2012). Em sequência ocorre a fase acetanogênica, onde os ácidos graxos, são metabolizados em acetato, H_2 e CO_2 pelas bactérias formadoras de hidrogênio (Parawira, 2012; Rizzoni et al, 2012). Por fim, na fase metanogênica, as bactérias formadoras de metano utilizam o H^+ , CO_2 e o acetato para formação do gás metano (Parawira, 2012), que posteriormente pode ser utilizado como energia térmica ou elétrica, substituindo a utilização de combustíveis fósseis e reduzindo as emissões de GEE (Salminen & Rintala, 2002).

O desempenho do processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado pela temperatura, que atua sobre a taxa de crescimento microbiano e as reações químicas catalisadoras que volatilizam certos compostos (Chae et al, 2008), e também pelo pH que é um fator-chave na formação e caracterização de ácidos graxos voláteis e equilíbrio na liberação de amônia (Ortiz et al, 2014).

Outro fator determinante pro sucesso da biodigestão é a relação C:N, que muito elevada pode reduzir a intensidade da atividade microbiana, e quando baixa pode causar efeitos tóxicos relacionados ao acúmulo de amônia. De acordo com Kayhanian, (1999) a toxicidade por acúmulo de amônia pode afetar as bactérias metanogênicas de duas formas: 1) o íon amônio inibe diretamente a síntese de metano, e 2) a molécula hidrofóbica de amônia pode difundir-se passivamente para o interior da célula, causando

desbalanço de prótons e/ou deficiência de potássio. Outra hipótese é que os mecanismos de inibição da metanogênese por acúmulo de amônia, se dão por interrupção da atividade enzimática, alteração do pH intracelular e desidratação, devido à perda osmótica de água (Tice & Kim, 2014).

Existem também limitantes relacionados ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) provenientes da digestão de lipídios, prejudicando a atividade de bactérias metanogênicas (Kim et al. 2004; Shin et al. 2003). Pereira et al, (2004) sugeriram que o acúmulo de AGCL podem formar uma proteção no substrato, impedindo o acesso pelas bactérias inibindo assim a produção de biogás, do mesmo modo, segundo Galbraith & Miller, (1973), os AGCL acumulados podem exercer efeito nocivo na membrana celular, desregulando o transporte de prótons, resultando assim na inabilidade de regular o fluxo energético celular.

Compostagem

A compostagem é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica sob condições aeróbias em um produto estável, chamado composto (Lopez-Gonzalez et al. 2015). Durante o processo, os microrganismos oxidam o carbono e utilizam o oxigênio do ambiente, liberando CO₂, água e calor (Kulcu, 2016), e de acordo com Diaz et al. (2007) a compostagem pode ser dividida em fases: mesofílica, termofílica, segunda fase mesofílica e maturação (cura).

Na fase inicial os compostos facilmente degradáveis (açúcares, proteínas) são abundantes no substrato e degradados por fungos e actinobactérias, que são considerados decompositores primários e a sua atividade induz a geração de calor e consequente aumento na temperatura.

Nesta fase os microrganismos resistentes à temperaturas elevadas vão gradativamente substituindo a flora mesofílica. A decomposição continua de forma acelerada e a temperatura na massa pode passar dos 60°C, isto é importante para a higienização, onde patógenos e sementes de plantas daninhas são destruídos.

Após o esgotamento do substrato, a decomposição tende a diminuir reduzindo também a temperatura e os microrganismos mesófilos recolonizam o substrato

originando-se de esporos. Diferente da primeira fase mesofílica onde a decomposição era predominantemente sobre os açúcares e proteínas, esta segunda fase caracteriza-se pela presença de organismos que degradam o amido e a celulose, entre eles bactérias e fungos.

Na última fase da compostagem a mineralização da matéria orgânica é predominante, alterando muitas vezes a população microbiana. A proporção de fungos aumenta enquanto que as bactérias diminuem e os compostos que não são mais degradáveis como a lignina e húmus são predominantes e o composto é considerado estável (Diaz et al. 2007).

Vários fatores podem interferir no bom desempenho no processo de compostagem, e dentre eles estão a umidade, a taxa de aeração, temperatura, pH e a relação C:N (Valente et al. 2009). A taxa de aeração (revolvimento) e o teor de umidade influenciam diretamente a temperatura e o pH (Shen et al. 2016).

Amorim (2002) considerou que na compostagem os microrganismos utilizam 30 partes de carbono para cada parte de N, sendo 10 partes incorporadas ao protoplasma celular (energia) e 20 partes liberadas na forma de gás carbônico, justificando a relação C:N considerada adequada para o início da compostagem de 30:1 proposta por Kumar et al. (2010), já que proporções menores a esta podem incentivar as perdas de nitrogênio através de gases de efeito estufa (Guo et al 2012). Portanto, a relação C:N adequada no material inicial é fundamental para o bom desempenho da compostagem.

Co-digestão anaeróbia e co-compostagem

Uma alternativa para manipular a composição do substrato e fatores que influenciam na biodigestão anaeróbia e na compostagem é a mistura de dois ou mais resíduos ao mesmo tempo (Anjum 2016). Além disso a combinação de resíduos se mostra promissora reduzindo despesas com tratamentos prévios de substratos que apresentem componentes tóxicos, além de tratar diferentes tipos de resíduos simultaneamente (Serrano et al, 2013).

Para tanto, a co-digestão anaeróbia e co-compostagem de dejetos de ovinos e resíduo de incubatório pode ser justificada pelo primeiro tratar-se de um resíduo com

relação C:N elevada e rico em fibras (Martí-Herrero et al, 2015), condições que favorecem a diluição da toxidez de resíduos com elevado teor de N e lipídios como os resíduos de incubatório, além de ser fonte de nutrientes importantes para o crescimento microbiano (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

A co-digestão de dejetos com outros resíduos tem sido considerada como uma das possíveis estratégias para aumentar a produção de biogás (Yue et al, 2013), já a co-compostagem de dejetos com outros resíduos tem apresentado aceleração do processo e melhorias na qualidade do composto final (Bustamante et al. 2008).

OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência da digestão anaeróbia e aeróbia de substratos preparados com diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos.

Objetivos específicos

- Avaliar os efeitos das diferentes proporções de resíduo líquido de incubatório em co-digestão com dejetos de ovinos sobre as reduções de constituintes sólidos e produções totais e específicas de biogás e metano.
- Avaliar os efeitos das diferentes proporções de resíduo sólido de incubatório em co-compostagem com dejetos de ovinos sobre as reduções de constituintes sólidos e fibrosos e o teor de N no composto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIOLA, S. S.; RADEBE, N. E.; WESTHUIZEN, C. V. D.; UMESIOBI, D. O. Whole Hatchery waste meal as alternative protein and calcium sources in broiler diets. **Archivos de Zootecnia**. v. 61, p. 229-234, 2012.

ABPA (Associação Brasileira de Proteína Animal), 2015. Disponível em: http://abpa-br.com.br/files/RelatorioAnual_UBABEF_2015_DIGITAL.pdf. visualizado:12/12/2016

ARAÚJO, W. A. G.; ALBINO, L. F. T. **Resíduos de incubatório: disposição e aproveitamento**. 2008. Disponível em: www.tnres.com. Acesso em: 10 dez. 2016.

ALVES, F. S. F.; PINHEIRO, R. R. **O esterco caprino e ovino fonte de renda**. 2005. Disponível em: <http://www.caprtec.com.br>. Acesso em: 10 dez. 2016.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L. Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants; status and future trends. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. v. 109, p. 95-106, 2003.

ANJUM, M.; KHALID, A.; MAHMOOD, T.; AZIZ, I. Anaerobic co-digestion of catering waste with partially pretreated lignocellulosic crop residues. **Journal of Cleaner Production**. v.117, p. 56-63, 2016.

BELLAVER, C. Uso de Resíduos de origem animal na alimentação de frangos de corte. In: **Simpósio brasil sul de avicultura**, v. 3, p. 6-22, 2002.

BRANDELLI, A.; SALA, L.; KALIL, S. J. Microbial enzymes for bioconversion of poultry waste into added-value products. **Food Research International**. v. 73, p. 3-12, 2015.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BERNAL, M. P.; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**. v. 72, p. 551-557, 2008.

CARVALHO, S. M. M.; BARROS, M. R. B.; BASTOS, F. J. F. Resíduos na produção de frangos de corte: incubatório. **III Simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais**, São Pedro – SP, 2013.

CEPEA (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada – Esalq/USP). Disponível em: http://cepea.esalq.usp.br/frango/custos/2015/01Jan_Abr.pdf. Acessado em: 28/10/2016

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

DIAZ, L. F.; BERTOLDI, M.; BINDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. **Compost science and technology waste management series**, 8th ed. 364p, 2007.

DORNACK, C. Biogas production from organic waste and biomass - fundamentals and current situation. **Journal Vietnamese Environment**, v. 3, p. 43-49, 2012.

FONSECA, R. A.; LIMA, D. Q.; BRANDÃO, J. S. Utilização da farinha de resíduos de incubatório em substituição parcial ao farelo de soja, na alimentação inicial de frangos de corte. **Agropecuária Técnica**. v. 7, p. 29-37, 1986.

GALBRAITH, H. and MILLER, T.B., 1973. Effect of long chain fatty acids on bacterial respiration and amino acid uptake. **Journal of Applied Microbiology**. v. 36 (4), p. 659–675, 1973.

GLATZ, P.; MIAO, Z.; RODDA, B. Handling and treatment of poultry hatchery waste: a review. **Sustainability**. v. 3, p. 216-237, 2011.

GOUVEIA, N. Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental. **Saúde e Sociedade**, v. 8, p. 49-61, 1999.

JACOBI, P. R. and BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**. v. 25, p. 135-158, 2011.

JAIN, M. K.; SINGH, R.; TAURO, P. Anaerobic digestion of cattle and sheep wastes. **Agricultura Wastes**. v. 3, p. 65-73, 1981.

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: na overview and practical solutions. **Environmental Technology**. v. 20, p. 355-365, 1999.

KIM, S.H.; HAN, S.K.; SHIN, H.S. Two-phase anaerobic treatment system for fat-containing wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v.79, p. 63–71, 2004.

KULCU, R. New kinect modelling parameters for composting process. **Journal of Material Cycles and Waste Management**. v. 18, p. 734-741, 2016.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCIA, M. C.; LÓPEZ, M. J.; JURADO, M. M.; MORENO, J. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**. v. 175, p. 406-416, 2015.

MARTI-HERRERO, J.; ALVAREZ, R.; CESPEDES, R.; ROJAS, M. R.; CONDE, V.; ALIAGA, L.; BALBOA, M.; DANOV, S. Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. **Bioresource Technology**. v. 181, p. 238-246, 2015.

NUNES, R. V.; POZZA, P. C.; NUNES, C. G. V.; CAMPESTRINI, E.; KÜHL, R.; ROCHA, L. D.; COSTA, F. G. P. Valores energéticos de subprodutos de origem animal para aves. **Revista Brasileira de Zootecia**. v. 34, p. 1217-1224, 2005.

OLIVEIRA, A. L. Aproveitamento de resíduos e de subprodutos das indústrias agropecuárias. **Seminário Nacional Sobre Reuso/Reciclagem de Resíduos**, 2000.

OLIVEIRA, S. Evaluation of indicative parameters of pollution for liquid effluent of a sanitary landfill. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, p. 240-249, 2004.

ORRICO JUNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JUNIOR, J. Influência da relação volumoso: concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob a biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.386-394, 2010.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. and ORRICO, A. C.A. Quantification, characterization, and anaerobic digestion of sheep manure: the influence of diet and addition of crude glycerin. **Environmental Profess & Sustainable Energy**. v. 34, p. 1038-1043, 2015.

ORTIZ, G.; VILLAMAR, C. S.; VIDAL, G. Odor from anaerobic digestion of swine slurry: influence of pH, temperature and organic loading. **Scientia Agricola**. v. 71, p. 443-450, 2014.

PARAWIRA, W. Enzyme research and applications in biotechnological intensification of biogas production. **Critical Reviews in Biotechnology**. v. 32, p. 172–186, 2012.

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

RIZZONI, L.B.; TOBIAS A.C.T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J.A.D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Garça/SP, ano 9, n. 18, jan. 2012. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/W34ebZOEZuzvEvG_2013-6-28-18-12-37.pdf>. Acesso em: 31/10/2016.

SALMINEN, E. and RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**. v. 83, p. 13-26, 2002.

SERAFIM, R. S.; ANDRADE FILHO, A. L.; SPIRLANDELLI, D. J. Produção de biogás a partir dos dejetos de ovinos. **Anais da VI jornada científica da FAZU**. p. 86-89, 2007.

SERRANO, A.; SILES, J.A.; CHICA, A.F.; MARTÍN, M.A. Agri-food waste valorization through anaerobic co-digestion: fish and strawberry residues. **Journal of Cleaner Production**. v. 54, p. 125-132, 2013.

SHEN, Y.; ZHAO, L.; MENG, H.; HOU, Y.; ZHOU, H.; WANG, F.; CHENG, H.; LIU, H. Effect of aeration rate, moisture content and composting period on availability of copper and lead during pig manure composting. **Waste Management & Research**. v. 36, p. 578-583, 2016.

SHIN, H., KIM, S.H., LEE, C.Y., NAM, S.Y.; Inhibitory effects of long-chain fatty acids on VFA degradation and beta-oxidation. **Water Sciences Technology**. v. 47, p. 139-146, 2003.

TICE, R. and KIM, Y. Influence of substrate concentration and feed frequency on ammonia inhibition in microbial fuel cells. **Journal of Power Sources**. v. 271, p. 360-365, 2014.

TURCO, S. H. N. and ARAÚJO, G. G. L. **Produção de caprinos e ovinos no semiárido**. 144p. 2010.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM JUNIOR, B. S.; CABRERA, B. R.; MORAES, P. O.; LOPES, D. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecia**. v. 58, p. 59-85, 2009.

VELASCO-VELASCO, J.; PARKINSON, R.; KURI, V. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. **Bioresource Technology**. v.102, p. 10959-10964, 2011.

VIANA, J. G. A. Panorama geral da ovinocultura no mundo e no Brasil. **Revista ovinos**. v. 4, p. 1-9, 2008.

YUE, Z.; CHEN, R.; YANG, F.; MACLELLAN, J.; MARSH, T.; LIU, Y.; LIAO, W.; Effects of dairy manure and corn stover co-digestion on anaerobic microbes and corresponding digestion performance. **Bioresource Technology**. v. 128, p. 65-71, 2013.

CAPÍTULO 2. Digestão anaeróbia em diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos

Capítulo redigido segundo as normas do Journal Of Cleaner Production

Digestão anaeróbia de diferentes proporções de resíduo líquido de incubatório e dejetos de ovinos

Resumo: Este estudo foi conduzido com o intuito de avaliar os efeitos das inclusões de resíduo líquido de incubatório (RLI) em co-digestão anaeróbia com dejetos de ovinos. Para a realização deste ensaio foi utilizado delineamento inteiramente casualizado contendo 4 tratamentos, (proporção de resíduo líquido de incubatório e dejetos de ovinos: 0:100, 10:90, 20:80 e 30:70) com 4 repetições cada. Os parâmetros avaliados foram: as reduções de ST e sólidos voláteis (SV) e as produções totais e específicas de biogás e metano. As reduções de ST e SV apresentaram comportamento linear e foram observadas máximas de 40,9 e 50,2%, estes valores superaram em 35,9 e 26,5% as reduções observadas nos biodigestores abastecidos sem inclusão de RLI. Puderam ser observados comportamentos lineares também para as produções específicas de biogás e metano considerando as quantidades de ST e SV adicionadas, as produções atingidas em todas as doses foram superiores às produções obtidas nos biodigestores do tratamento controle, sendo as máximas de 249,9 e 286,4 litros de biogás por kg de ST e SV adicionados e 171,9 e 199,7 litros de metano por kg de ST e SV adicionados, melhorias de 28 a 53% na eficiência de produção de biogás e metano. Os resultados referentes ao teor de metano apresentaram comportamento quadrático, apontando o teor máximo de 69,7% na dose de 17,6% de RLI. A inclusão de resíduo líquido de incubatório foi benéfica em co-digestão com dejetos de ovinos, e a dose de 17,6% de RLI foi considerada a ideal, já que proporcionou o maior teor de metano no biogás.

Palavras-chave: Avicultura, biogás, metano, ovinocultura.

Anaerobic digestion of different proportions of hatchery liquid waste and sheep manure

Abstract: This study was triggered to evaluate the effects of including hatchery liquid waste (HLW) in the anaerobic co-digestion of sheep manure. A completely randomized experimental design was applied based on four treatments based on proportions of liquid hatchery waste and sheep manure (0:100; 10:90; 20:80; 30:70). Four replicates were arranged for each treatment (batch digester model). The variables under consideration were related to reductions of total solids (TS) and volatile solids (VS), total and specific production of biogas and methane, including the content of methane in the biogas. The most considerable reductions of TS and VS were 40.9 and 50.2%, showing that the reduction of both parameters was observed as a function of HLW inclusion. The results were considerably better compared to control groups (35.9 and 26.5%, respectively). Based on the inclusion of TS and VS, linear trends were observed regarding specific productions of biogas and methane. Maximum specific biogas production was 249.9 and 286.4 L kg⁻¹TS and VS, respectively. Maximum specific methane production was 171.9 and 199.7 L kg⁻¹TS and VS respectively. The results related to methane content resembled a quadratic model, which indicated a maximum of 69.7% when the addition of HLW was 17.6%. The inclusion of liquid hatchery waste improved co-digestion with sheep manure, and the addition of 17.6% of HLW furnished the greatest amount of methane content in the biogas.

Keywords: Poultry production, biogas, methane, sheep production.

Introdução

A utilização de resíduos agropecuários como componente principal das energias renováveis é indicada para melhorar a eficiência energética e diminuir impactos ambientais causados pelas emissões de carbono (Field et al. 2008). A biodigestão anaeróbia é um processo biológico que produz biogás a partir de resíduos biodegradáveis por bactérias em condições de ausência de oxigênio (Zhang et al. 2013), e é uma técnica aplicada no tratamento de dejetos há muitos anos (Jain et al. 1981; Kanwar et al. 1993), porém os potenciais de produção de biogás a partir dos dejetos de ruminantes é limitado principalmente devido ao teor de fibras decorrente da alimentação destes animais (Orrico Junior et al. 2012).

Portanto, estudos voltados a sistemas e adição de outros substratos e/ou produtos com a intenção de melhorar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia dos dejetos de ovinos têm sido realizados no mundo todo (Martí-Herrero et al. 2015; Liu et al. 2015).

O RLI é um rejeito da indústria avícola preocupante não apenas pela considerável quantidade gerada diariamente mas também por ser altamente perecível e de difícil estocagem (Araújo & Albino, 2008). A composição do RLI é caracterizada pelos altos teores de proteína (33%) e lipídios (29%) (Glatz et al. 2011), fatores que inviabilizam a utilização deste resíduo como substrato isolado em biodigestão anaeróbia. O teor elevado de proteínas pode causar efeitos negativos pelo acúmulo de amônia (Tice & Kim, 2014), já o excesso de lipídios pode causar toxicidade pelo acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (Ferreira et al. 2012).

Contudo, se adicionado em proporções adequadas, o RLI pode influenciar positivamente o desempenho do processo de biodigestão dos dejetos de ovinos, ajustando as condições do meio e aumentando a oferta de nutrientes prontamente acessíveis aos microrganismos, reduzindo seus efeitos tóxicos por diluição. Assim, a adição do resíduo líquido de incubatório (RLI) em co-digestão com dejetos de ovinos, além de agregar elementos que favoreçam a biodigestão, pode representar uma nova alternativa de tratamento para este resíduo.

Sendo assim, este estudo foi conduzido baseado na seguinte hipótese: a proporção ideal de resíduo líquido de incubatório em co-digestão anaeróbia com dejetos de ovinos

proporcionará maiores reduções dos constituintes sólidos e maiores produções totais e específicas de biogás e metano.

Material e Métodos

Os dejetos de ovinos foram coletados diariamente no setor de ovinocultura da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) por método de raspagem do piso de alvenaria das baias onde os animais permaneciam confinados durante a noite.

O resíduo líquido de incubatório foi fornecido por incubatório comercial da região da grande Dourados e consistia de ovos inférteis, detectados após a realização da ovoscopia. As composições dos tratamentos experimentais estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1. Composição dos afluentes utilizados na co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

Parâmetro	Resíduo líquido de incubatório (%)			
	0	10	20	30
ST (%)	4,68	4,53	4,55	4,11
SV (% dos ST)	77,95	82,26	82,58	86,07
N (% dos ST)	2,16	2,33	2,79	3,14
EE (% dos ST)	0,94	0,95	5,18	8,38
pH	8,20	8,10	7,88	7,50

ST, sólidos totais; SV, sólidos voláteis; N, nitrogênio; EE, extrato etéreo; pH, potencial hidrogeniônico

Foram utilizados 4 proporções de resíduo líquido de incubatório e dejetos de ovinos (0:100; 10:90; 20:80 e 30:70% do teor de ST adicionados) com 4 repetições totalizando 16 unidades experimentais, distribuídos em delineamento inteiramente casualizado. Foi utilizado inóculo como mecanismo para acelerar o processo. Os biodigestores utilizados neste experimento foram do tipo batelada de bancada e eram formados por 2 cilindros retos de PVC e um recipiente para armazenamento do substrato de 65 mm de diâmetro, com capacidade média de 1,3 litros cada. Os cilindros retos de PVC de 100 e 150 mm foram inseridos um no interior do outro, de maneira que o espaço deixado entre a parede interna e a externa permitisse um volume de água (selo de água). O cilindro de 100 mm de diâmetro foi mantido apoiado no selo de água, para manter as condições anaeróbias e armazenar o biogás produzido e permaneceu com uma

das extremidades vedadas, conservando-se apenas uma abertura para a descarga de biogás como descrito por Sunada et al. (2014).

Os afluentes foram padronizados para que após a mistura de dejetos de ovinos e resíduo líquido de incubatório com inóculo e água, apresentassem um teor de $4,5 \pm 0,5\%$ de ST. O acompanhamento dos biodigestores se deu durante todo o tempo em que houve produção de gás (11 semanas).

Foram realizadas as mensurações das produções de biogás pelo deslocamento vertical dos gasômetros, considerando sua área interna e corrigindo os valores de acordo com as condições normais de temperatura e pressão.

A análise da composição do biogás produzido foi realizada semanalmente com o auxílio do analisador eletrônico de gas GA – 21 Plus. Com os valores obtidos foi possível mensurar as produções específicas de biogás e metano, considerando os volumes (litros) produzidos e as quantidades (quilogramas) de ST e SV adicionados aos biodigestores. As análises de ST, SV e pH foram realizadas no início e no final do processo (afluente e efluente) a partir de metodologia descrita por APHA (2005).

As reduções de sólidos totais e sólidos voláteis foram calculadas pela seguinte fórmula:

$$((P1-P2) \div P1) \times 100$$

P1 = peso inicial

P2 = peso final

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e quando significativos foram aplicados contrastes ortogonais para avaliar os efeitos de ordem linear, quadrática e cúbica sobre as doses de resíduo líquido de incubatório, sendo as análises realizadas através do software R (versão 3.1.0 for Windows).

Resultados e Discussão

As médias gerais obtidas nos parâmetros avaliados em cada tratamento durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de resíduo líquido de incubatório e os seus respectivos modelos de regressão estão apresentadas na Tabela 2.

A partir dos dados apresentados na tabela 2 é possível notar que a inclusão de resíduo líquido de incubatório provavelmente beneficiou o processo de co-digestão com dejetos de ovinos, apresentando elevação das reduções de sólidos, produções específicas de biogás e metano e também do teor de metano no biogás.

Tabela 2. Parâmetros avaliados durante a digestão anaeróbia de diferentes proporções de resíduo líquido de incubatório e dejetos de ovinos.

Parâmetro	Resíduo líquido de incubatório (%)				Modelos de predição	r ²	P valor	CV (%)
	0	10	20	30				
Red ST (%)	28,88	34,66	39,01	39,42	$y = 0,3604x + 30,081$	0,78	<0,001	3,68
Red SV (%)	37,95	45,01	47,69	47,91	$y = 0,3525x + 39,668$	0,78	<0,001	2,36
Biogás/ST ad. (L/kg)	175,41	198,48	216,33	250,98	$y = 2,4454x + 173,62$	0,74	<0,001	6,93
Biogás/SV ad. (L/kg)	225,10	241,01	263,91	288,27	$y = 2,1239x + 222,71$	0,60	<0,001	5,41
CH ₄ /ST ad. (L/kg)	111,74	130,97	155,64	169,97	$y = 1,9936x + 112,18$	0,83	<0,001	3,72
CH ₄ /SV ad. (L/kg)	143,37	159,02	189,87	195,08	$y = 1,8596x + 143,94$	0,74	<0,001	3,05
CH ₄ (%)	63,64	66,04	72,03	65,54	$y = -0,0222x^2 + 0,7841x + 62,835$	0,47	<0,001	4,38

Red, redução; ST, sólidos totais; SV, sólidos voláteis; ad, adicionado; L/kg, litros por quilograma; CH₄, metano.

r², coeficiente de regressão; P valor, nível de significância; CV, coeficiente de variação.

As reduções de ST e SV estão relacionadas com a utilização dos compostos orgânicos pelos microrganismos que decompõem a matéria orgânica (Orrico et al. 2016), e por isso atuam como parâmetro de avaliação do desempenho do processo de biodigestão.

As reduções dos constituintes sólidos observadas neste estudo apresentaram um comportamento linear e podem ser observados na figura 1. As máximas reduções encontradas foram de 40,9 e 50,2% de ST e SV respectivamente, estes valores superaram em 35,9 e 26,5% as reduções encontradas no tratamento sem adição de resíduo líquido de incubatório.

As reduções de ST e SV encontradas neste estudo foram semelhantes as observadas por Lopes et al. (2016) trabalhando com a co-digestão de dejetos de bovinos leiteiros e resíduo líquido de incubatório (41,3 e 49,6% para ST e SV respectivamente), porém a redução de ST foi inferior a observada por Orrico Junior & Orrico (2015) avaliando a co-digestão de dejetos de ovinos e glicerina bruta (58,20%), os autores atribuíram este comportamento com o teor de carbono altamente degradável em meio anaeróbio proveniente da glicerina bruta.

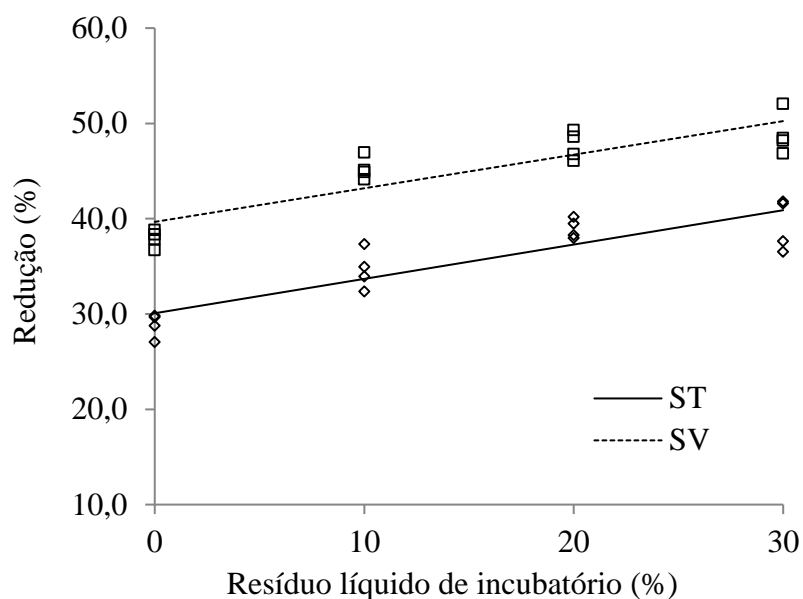


Figura 1. Reduções de sólidos totais e sólidos voláteis durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

As produções específicas de biogás por kg de ST e SV adicionados aos biodigestores demonstraram comportamentos lineares e estão apresentadas na figura 2. As maiores produções observadas foram de 249,9 e 286,4 litros de biogás por kg de ST e SV respectivamente, superando em 43,9 e 28,6% as produções obtidas nos substratos preparados sem a inclusão de RLI.

As máximas produções específicas de biogás encontradas neste estudo foram inferiores as produções observadas por Orrico Junior & Orrico (2015), os autores avaliaram a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis de glicerina bruta e encontraram produções de 365,6 e 422,1 litros de biogás por kg de ST e SV adicionados respectivamente, na dose de 15% de glicerina. Esta superioridade pode estar relacionada com a maior disponibilidade de carbono proporcionada pela inclusão da glicerina bruta, e também pela dieta ofertada aos animais utilizados pelos autores que apresentava uma proporção de volumoso:concentrado de 40:60.

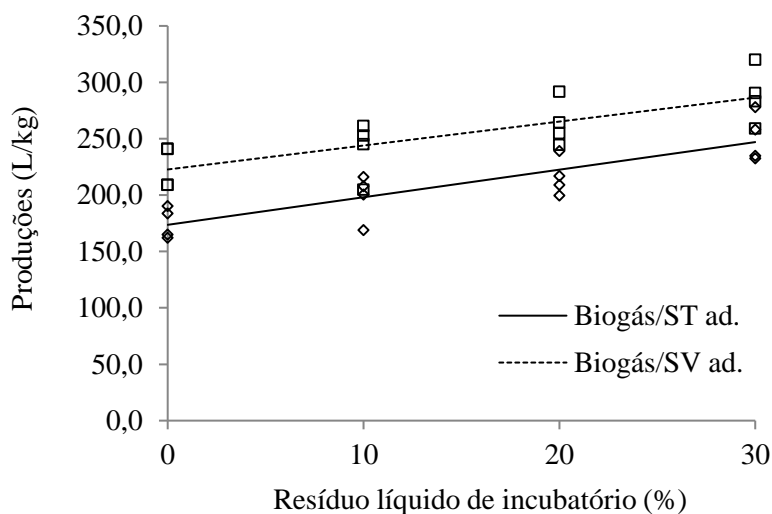


Figura 2. Produções específicas de biogás por kg de sólidos totais e sólidos voláteis adicionados em co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

Foram observados comportamentos lineares para as produções específicas de metano por kg de ST e SV adicionados (Figura 3), as máximas produções foram de 171,9 e 199,7 litros de metano por kg de ST e SV respectivamente, um acréscimo de 53,2 e 38,7% sobre as produções específicas de metano obtidas no tratamento formado apenas por dejetos de ovinos.

Lopes, et al. (2016) avaliaram a co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros e doses de inclusão de RLI e observaram produções de 120,1 e 151,8 litros de metano por kg de ST e SV adicionados nas doses de 17,5 e 18% de RLI. Os autores consideraram que o incremento de 105 e 97,6% na produção de metano por kg de ST e SV adicionados estão relacionadas com a maior proporção de nutrientes facilmente degradáveis no meio anaeróbio em decorrência da inclusão de RLI, o mesmo comportamento pode ter ocorrido neste ensaio de co-digestão anaeróbia com dejetos de ovinos.

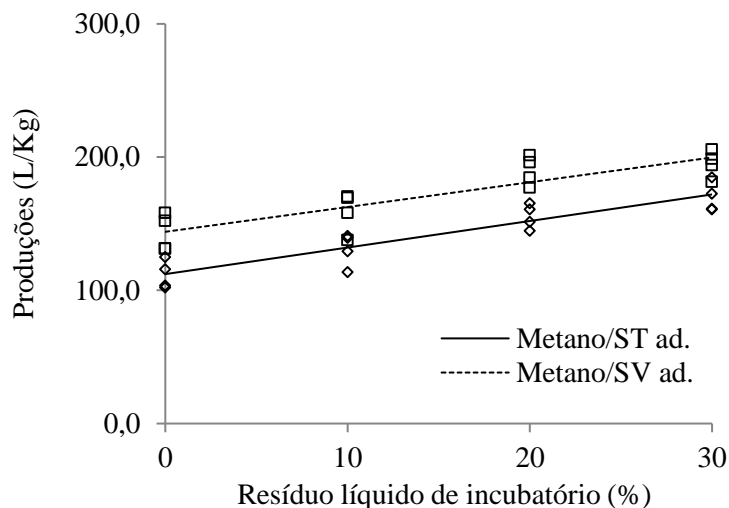


Figura 3. Produções específicas de metano por kg de sólidos totais e sólidos voláteis adicionados em co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

Os valores do teor de metano no biogás obtidos durante este ensaio apresentaram comportamento quadrático e estão apresentados na figura 4. Estes dados revelam que a proporção de 17,6% de RLI proporcionou o maior teor de metano no biogás (69,7%) representando um aumento de 11% em relação ao teor observado no tratamento controle. Este fato pode estar relacionado com a maior oferta de nutrientes prontamente digestíveis adicionados aos biodigestores em decorrência da adição de RLI.

O processo de metanogênese é iniciado com a hidrólise de compostos orgânicos como proteínas, carboidratos e lipídios, que passando por outros processos microbiológicos como acidogênese e acetogênese, servirão de substrato para os microrganismos metanogênicos sintetizarem o metano (Magaña-Ramirez et al. 2011).

Avaliando o teor de metano no biogás em co-digestão de resíduos lipídicos (restos alimentares) e água residuária de esgoto, em sistemas termofílicos e hipertermofílicos, Alqaralleh et al. (2016) observaram drástica queda no teor de metano em ambos os sistemas, quando utilizaram uma proporção de 80% de resíduos lipídicos na mistura. Os autores associaram este fenômeno com o efeito tóxico causado por ácidos graxos de cadeia longa, que atingem principalmente os microrganismos metanogênicos. As proporções de resíduos lipídicos utilizadas pelos autores foram bem superiores as utilizadas neste estudo, porém provavelmente as doses superiores a 17,6% de RLI podem ter afetado o processo de metanogênese em co-digestão com dejetos de ovinos.

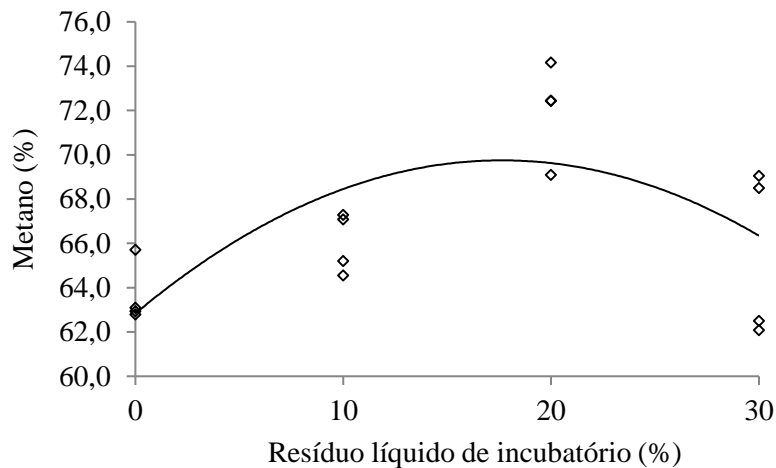


Figura 4. Teor de metano no biogás durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

A distribuição da produção de metano nos tratamentos em função das semanas está apresentada na figura 5. Estes valores mostram que no tratamento com 20% de RLI as produções totais de metano ocorreram mais cedo, este dado é importante no sentido de otimizar o tempo de reciclagem dos resíduos e obtenção do maior potencial energético possível.

A partir da quarta semana o tratamento com 0% de RLI foi inferior em relação aos demais tratamentos experimentais, comportamento semelhante ao anotado por Lopes, et al. (2016) que destacaram aceleração na produção de metano causada pela inclusão de RLI sobre os dejetos de bovinos leiteiros.

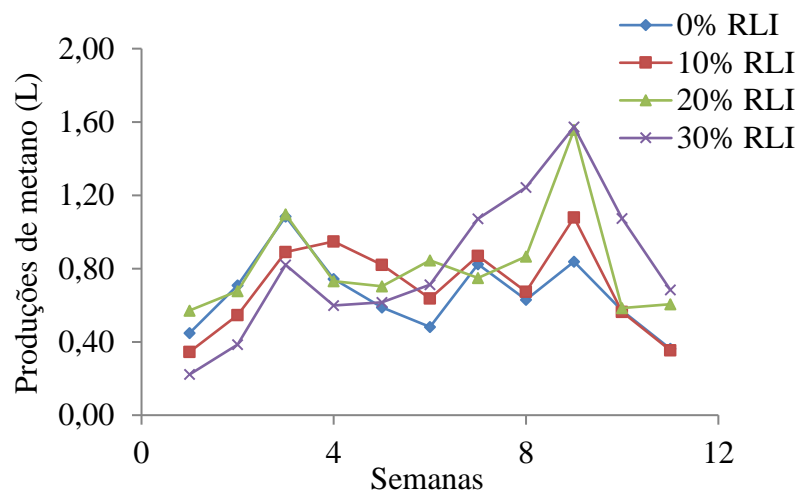


Figura 5. Distribuição no tempo da produção de metano durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo líquido de incubatório.

Conclusões

A partir dos resultados obtidos neste trabalho é possível concluir que a inclusão de resíduo líquido de incubatório pode ser utilizada na co-digestão anaeróbia com dejetos de ovinos, melhorando as reduções de constituintes sólidos e aumentando as produções específicas de biogás e metano. A inclusão de 17,6% de resíduo líquido de incubatório proporcionou o maior teor de metano no biogás.

Referências

- Alqaralleh, R. M., Kennedy, K., Delatolla, R., Sartaj, M. (2016). Thermophilic and hyper-thermophilic co-digestion of waste activated sludge and fat, oil and grease: Evaluating and modeling methane production. *Journal of Environmental Management*. 183, pp. 551-561.
- American Public Health Association - APHA. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21.ed. Washington: American Water Works Association, 1368p.
- Araujo, W. A. G. and Albino, L. F. T. (2008). Resíduo de incubatório: Disposição e aproveitamento. 8, pp. 139-155.
- Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D. (2012). Utilization of wasted sardine oil as co-substrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm. *Bioresource Technology*. 116, pp. 285-289.
- Field, C. B., Campbell, J. E., Lobell, D. B. (2008). Biomass energy: the scale of the potencial resource. *Trends in Ecology and Evolution*. 23, pp. 65-72.
- Glatz, P., Miao, Z., Rodda, B. (2011). Handling and treatment of poultry hatchery waste: a review. *Sustainability*. 3, pp. 216-237.
- Jain, M. K., Singh, R., Tauro, P. (1981). Anaerobic digestion of cattle and sheep wastes. *Agricultural Wastes*. 3, pp. 65-73.

Kanwar, S. S. and Kalia, A. K. (1993). Anaerobic fermentation of sheep droppings for biogas production. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 9, pp. 175-175.

Liu, L., Zhang, T., Wan, H., Chen, Y., Wang, X., Yang, G., Ren, G. (2015). Anaerobic co-digestion of animal manure and wheat straw for optimized biogas production by the addition of magnetite and zeolite. *Energy Conversion and Management*. 97, pp. 132-139.

Lopes, W. R. T., Orrico, A. C. A., Garcia, R. G., Orrico Junior, M. A. P., Manarelli, D. M., Fava, A. F., Nääs, I. A. (2016). The Addition of hatchery liquid waste to dairy manure improves anaerobic digestion. *Brazilian Journal of Poultry Science*. 18, pp. 65-70.

Magaña-Ramírez, L., Rubio-Nuñez, R., Jiménez-Islas, H., Martínez-García, M. T. (2011). Anaerobic treatment of lactic waste and goat manure. *Ingeniería e Investigación*. 31, pp. 85-89.

Marti-Herrero, J., Alvarez, R., Cespedes, R., Rojas, M. R., Conde, V., Aliaga, L., Balboa, M., Danov, S. (2015). Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. *Bioresource Technology*. 181, pp. 238-246.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 36, pp. 412-27.

Orrico, A. C. A., Lopes, W. R. T., Manarelli, D. M., Orrico Junior, M. A. P., Sunada, N. S. (2016). Co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros e óleo de descarte. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*. 36, pp. 537-545.

Orrico Junior, M. A. P.; Orrico, A. C. A.; Lucas Junior, J.; Sampaio, A. A. M.; Fernandes, A. R. M.; Oliveira, E. A. (2012). Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. *Revista Brasileira de Zootecnia*. 41, pp. 1301-1307.

Sunada, N.S., Lucas Junior, J., Orrico, A.C.A., Orrico Junior, M.A.P., Schwingel, A.W., Costa, M.S.S.M. (2014). Addition of lipolytic enzyme in anaerobic co-digestion of

swine manure and inclusion levels of waste vegetable oil. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 2, pp. 468-474.

Tice, R. And Kim, Y. (2014). Influence of substrate concentration and feed frequency on ammonia inhibition in microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*. 271, pp. 360-365.

Zhang, T., Liu, L., Song, Z., Ren, G., Feng, Y., Han, X., Yang, G. (2013). Biogas production by co-digestion of goat manure with three crop residues. *PLoS ONE*. 8.

CAPÍTULO 3. Co-digestão aeróbia em diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos

Capítulo redigido segundo as normas do Journal Of Cleaner Production

Co-digestão aeróbia em diferentes proporções de resíduo de incubatório e dejetos de ovinos

Resumo: Este estudo foi conduzido com o intuito de avaliar os efeitos da inclusão do resíduo sólido de incubatório sobre a eficiência da compostagem de dejetos de ovinos. Foram utilizados seis níveis de inclusão do resíduo sólido de incubatório (0, 10, 20, 30, 40 e 50% da massa fresca enleirada) x 5 repetições (micro-leiras) totalizando 30 unidades experimentais distribuídas em delineamento inteiramente casualizado. Durante o ensaio os parâmetros avaliados foram: temperatura, número mais provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes, teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e hemicelulose além das concentrações de N no material inicial e no composto final. As temperaturas obtidas apresentaram comportamento similar entre as diferentes inclusões. Foi possível observar redução de 100% no NMP de coliformes totais e termotolerantes em todos os tratamentos experimentais. As inclusões de 26 e 29% de RSI proporcionaram reduções de ST e SV 22 e 15% maiores que reduções das leiras isentas de inclusão. A maior redução de FDN foi observada na inclusão de 20% de RSI (61%) e de hemicelulose aconteceu na dose de 23% de RSI (80%) representando uma melhoria de 10 e 13% na eficiência de degradação destes constituintes fibrosos em relação as leiras do tratamento controle. Não foi possível encontrar influência das inclusões sobre as reduções de FDA. As maiores retenções de N no composto final foram obtidas na inclusão de 20% de RSI, sendo a maior entre todos os tratamentos testados. A inclusão de RSI propocionou melhoria no desempenho da compostagem de dejetos de ovinos e melhorou a retenção de N no composto.

Palavras-chave: Avicultura, nitrogênio, ovinocultura, reciclagem.

Aerobic co-digestion of different proportions of hatchery waste and sheep manure

Abstract: This study aimed to evaluate the effects of adding hatchery solid waste (HSW) on the efficiency of sheep composting. With a completely randomized scheme, six levels of inclusion were tested (0, 10, 20, 30, 40, and 50% of the fresh mass piled) using 5 replicates and a total of 30 experimental units. The parameters under evaluation were related to temperature, most probable number (MPN) of total and thermotolerant coliforms, reduction of total solids (TS) and volatile solids (VS), neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF) and hemicellulose. The concentration of nitrogen (N) was measured in the initial and final compost. Results related to temperature were similar regardless of the level of inclusion. All MPN of total and thermo tolerant was reduced, regardless of the treatment. The inclusion of 26 and 29% of HSW provided reductions of TS (22%) and VS (15%), greater than the reductions observed in the control groups. The most considerable reduction of NDF was observed with the addition of 20% of HSW (61%). Regarding hemicellulose, the greatest reduction occurred with the addition of 23% of HSW (80%), which represented an improvement of degradation efficiency of fibrous constituents by 10 and 13%. No influence of inclusion levels were related to reductions of ADF. The highest retentions of N in the final compost were observed with the addition of 20% of HSW. In conclusion, the addition of HSW improved composting of sheep manure and the retention of N in the compost.

Keywords: Poultry production, nitrogen, sheep production, recycling.

Introdução

A compostagem de dejetos de ovinos é uma técnica utilizada há muitos anos como forma de minimizar impactos ambientais. Além disso os dejetos de ruminantes podem ser utilizados como fertilizantes do solo, sendo uma alternativa de baixo custo para fertilizantes minerais (Lazcano, et al. 2008).

Dentre os objetivos da aplicação da compostagem estão: a redução da massa, eliminação de patógenos e de sementes de plantas daninhas, controle de odores desagradáveis e a possível reciclagem em produtos comercializáveis, como o composto humificado (Bernal, et al. 2009).

Por outro lado, a compostagem de dejetos de ruminantes isoladamente pode ser um processo lento e que demande uma quantidade elevada de dejetos para originar um composto de melhor qualidade, e segundo Nasiru et al. (2013) isto pode demandar maior espaço e gastos com mão-de-obra ou combustível para montagem de leiras e manutenção da aeração.

Por esta razão, muitos estudos direcionados a alternativas que busquem a melhoria da eficiência da compostagem de dejetos de ovinos têm sido realizados, principalmente visando aumento de redução de massa e agregando valor ao composto final (Escudero, et al. 2012; Nasiru et al. 2013; Velasco-Velasco, et al. 2011).

O RSI é gerado em larga escala pela indústria avícola diariamente, e consiste de cascas de ovos e restos de aves e é obtido na fase final da incubação. Glatz et al. (2011) avaliaram a composição do resíduo de incubatório e encontrou teores de 33,1% de proteína e 29% de extrato etéreo, fator que limita sua utilização como único substrato durante a compostagem.

Atualmente estes resíduos são dispostos em aterros sanitários ou enviados para processamento e posterior reutilização na nutrição animal. No entanto, as condições precárias dos aterros sanitários no Brasil (Jacobi & Besen, 2011) e a proibição por parte mercados como a União Européia (EU), que são importadores da carne de frango brasileira, vetando a utilização de farinha de resíduos de incubatório na nutrição de frangos de corte (Bellaver, 2002), apontam a necessidade de novas alternativas para a reciclagem do RSI.

Dentre os fatores que podem ser limitantes na compostagem de RSI está o alto teor de N, que pode fomentar a taxa de emissão de amônia e óxido nitroso (De Guardia, et al. 2010), que além de contribuir com a emissão de gases do efeito estufa, gerará um composto com menor valor agrônômico. Porém, a mistura com dejetos de ovinos pode agregar elementos que proporcionem a diluição dos fatores limitantes melhorando a eficiência da compostagem dos dejetos.

Sendo assim, este estudo foi conduzido com a seguinte hipótese: a inclusão de resíduo sólido de incubatório na compostagem dos dejetos de ovinos resultará em melhores condições de degradação da matéria orgânica, eliminação de coliformes e melhor qualidade do composto final.

Material e métodos

Os dejetos de ovinos foram coletados no setor de ovinocultura da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) por método de raspagem diária do piso das baias onde os animais permaneciam confinados durante a noite.

O resíduo sólido de incubatório foi fornecido por incubatório comercial da região da grande Dourados e consistia de todo o material de descarte na eclosão dos ovos (cascas e restos de pintinhos), sendo coletado no momento de descarte, sem armazenamento.

O experimento foi conduzido na área experimental de Manejo de Resíduos Agropecuários da Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD). As micro-leiras utilizadas eram formadas por canos de PVC com 0,25 m de diâmetro e 0,5 m de comprimento, selados na parte inferior e com perfurações em diferentes alturas, de modo que permitisse a tomada de temperatura em vários pontos da leira, sendo cada um deste correspondente à uma leira ou unidade experimental.

Foram montadas 30 micro-leiras, sendo 5 para cada tratamento experimental que foram determinados pelas proporções de dejetos de ovinos e RSI: 100:0; 90:10; 80:20; 70:30; 60:40; 50:50 em relação à massa fresca enleirada. As misturas foram pesadas e homogenizadas manualmente de acordo com as doses especificadas, e as micro-leiras foram montadas individualmente. As composições dos tratamentos experimentais

utilizados na co-compostagem de dejetos de ovinos e resíduo sólido de incubatório estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Composição química dos substratos e pH inicial e final dos tratamentos utilizados na co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

Parâmetros	Resíduo sólido de incubatório (%)					
	0	10	20	30	40	50
ST (%)	43,21	45,38	46,99	54,89	56,77	44,04
SV (% dos ST)	35,41	35,03	37,29	44,06	42,49	34,64
FDN (% dos ST)	75,29	72,76	64,41	69,03	65,44	64,34
FDA (% dos ST)	43,68	43,68	42,99	42,29	48,91	46,64
Hemi (% dos ST)	31,62	29,08	21,42	26,74	16,53	17,70
N (% dos ST)	2,27	2,41	2,50	2,62	3,07	3,34
pH inicial	8,89	8,88	8,93	8,93	8,94	8,98
pH final	9,04	9,07	9,07	9,09	9,16	9,21

ST, sólidos totais; SV, sólidos voláteis; FDN, fibra em detergente neutro; FDA, fibra em detergente ácido; Hemi, hemicelulose; N, nitrogênio.

As temperaturas foram tomadas diariamente em cada micro-leira, e os revolvimentos foram realizados manualmente sempre que as temperaturas apresentavam diminuição. Semanalmente eram coletadas amostras de cada unidade experimental para secagem, moagem e posteriores análises em laboratório, o teor de sólidos totais presente em cada micro-leira determinava a quantidade de água a ser adicionada para o controle da umidade em torno de 50% durante os 50 dias de experimento.

As medidas de temperatura foram realizadas com a utilização de termômetro digital do tipo espeto, inserido no centro das leiras através de perfurações no tubo de PVC. As determinações de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e número mais provável de coliformes totais e termotolerantes (NMP) foram determinadas a partir de metodologia indicada por APHA (2005).

As análises dos teores de fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e hemicelulose foram mensurados através de metodologia descrita por Van Soest (1994). Os teores de nitrogênio (N) foram determinados por metodologia proposta por AOAC (2000).

As reduções avaliadas neste estudo foram calculadas pela seguinte fórmula:

$$((P1-P2) \div P1) \times 100$$

P1 = peso inicial

P2 = peso final

Os resultados foram submetidos à análise de variância e contrastes ortogonais foram utilizados para avaliar os efeitos de ordem linear, quadrático e cúbico sobre os níveis de inclusão de resíduo sólido de incubatório, sendo as análises realizadas pelo software R (versão 3.1.0 for Windows).

Resultados e discussão

As temperaturas médias semanais estão apresentadas na Figura 1. Os picos de temperatura observados durante a co-compostagem foram em torno de 43°C, diferentes das observadas por Al-Mutairi (2009) que anotou temperaturas acima de 60°C em leiras formadas com dejetos de ovinos e inclusões de resíduos lipídicos (óleos e gorduras de origem animal e resíduos alimentares). As temperaturas mais elevadas podem estar relacionadas com a composição dos resíduos e o tamanho das leiras utilizadas pelos autores que foram de 25 m de comprimento, 2,5 m de largura e 1,5 m de altura, favorecendo a retenção de calor.

Durante todo o ensaio as temperaturas apresentaram comportamento homogêneo, permanecendo assim até a quinta semana, quando não apresentaram mais variações e permaneceram entre 20 e 25°C, indicando que a maior parte da energia do material havia sido consumida, iniciando o processo de maturação do composto (Makan, 2015). As temperaturas mais baixas observadas na semana 6 podem ter sido influenciadas pela temperatura ambiente que permaneceram entre 11 e 14°C na ocasião.

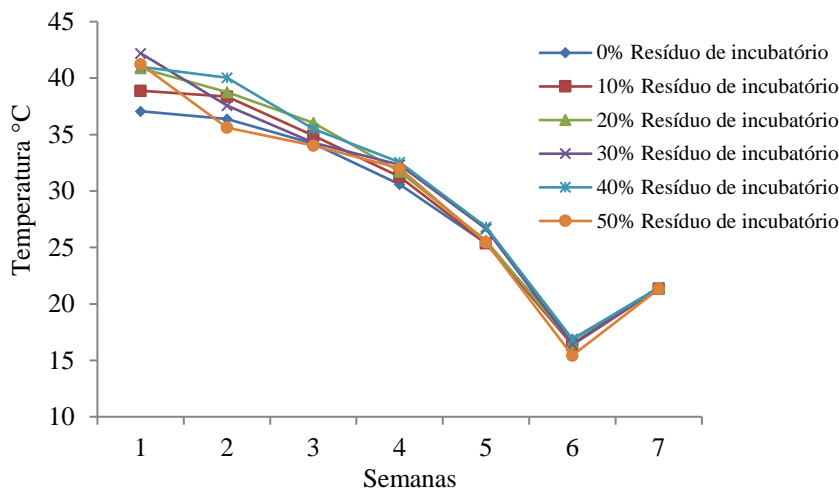


Figura 1. Temperaturas médias semanais durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

Os dados apresentados na Tabela 2 indicam que as condições geradas em todos os tratamentos foram suficientes para a remoção de coliformes totais e termotolerantes nas micro-leiras, sendo este resultado satisfatório, uma vez que este parâmetro permite a avaliação do desempenho do processo de co-compostagem quanto ao uso seguro do composto final.

De acordo com Villaseñor et al. (2011) temperaturas acima de 55°C são necessárias para a eliminação total de organismos patogênicos, e estas temperaturas não foram atingidas neste estudo, porém, Jay (2005) observou que a faixa de pH que compreende o crescimento de coliformes está entre 4,4 e 9,0, portanto o pH apresentado nas leiras podem ter sido suficientes para a eliminação de coliformes, além disso Diaz et al. (2007) reforçam que temperaturas próximas a 45°C associados a pH levemente alcalino (até 9,0) favorecem a proliferação de actinobactérias, que por competição, podem influenciar na eliminação de coliformes.

Resultado semelhante foi observado por Topal et al. (2016) que avaliaram o efeito de diferentes taxas de aeração durante a co-compostagem de resíduos de frutas, vegetais e água residuária de esgoto urbano, e observaram picos de temperatura entre 30 e 60°C durante 1 ou 2 dias, e posteriormente estabilizaram-se na faixa compreendida entre 35 e 45°C até a maturação, e os autores observaram redução total de coliformes totais e termotolerantes.

Tabela 2. Número mais prováveis (NMP/100 g de material) de coliformes totais e termotolerantes e reduções durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo de incubatório.

RSI (%)	Coliformes Totais		Redução (%)	Coliformes Termotolerantes		Redução (%)
	Dias de compostagem			Dias de compostagem		
	0	50		0	50	
0	1,1 x 10 ¹¹	0	100	1,1 x 10 ¹⁰	0	100
10	2,4 x 10 ¹⁰	0	100	2,4 x 10 ⁹	0	100
20	3,9 x 10 ⁹	0	100	4,3 x 10 ⁹	0	100
30	3,7 x 10 ¹²	0	100	3,6 x 10 ¹²	0	100
40	1,2 x 10 ¹²	0	100	7,5 x 10 ¹¹	0	100
50	5,3 x 10 ⁸	0	100	5,1 x 10 ⁸	0	100

RSI, resíduo sólido de incubatório

Os modelos de predição dos parâmetros avaliados durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e resíduo sólido de incubatório estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Modelos de predição dos parâmetros avaliados em co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

Redução	Modelo de regressão	r ²	EPM
ST **	$y = -0,0173x^2 + 0,9023x + 51,988$	0,70	1,64
SV **	$y = -0,0106x^2 + 0,6350x + 62,703$	0,73	0,91
FDN **	$y = -0,013x^2 + 0,5303x + 55,690$	0,46	3,97
FDA ^{NS}	$y = -0,0128x^2 + 0,5914x + 44,777$	0,22	8,03
Hemi *	$y = -0,0175x^2 + 0,8029x + 70,557$	0,36	7,80
N **	$y = 0,0175x^2 - 0,6991x + 35,323$	0,54	5,40

ST, sólidos totais; SV, sólidos voláteis; FDN, fibra em detergente neutro; FDA, fibra em detergente ácido; Hemi, hemicelulose; N, nitrogênio.

r², coeficiente de regressão; EPM, erro padrão da média.

*, P<0,01; **, P<0,001; ^{NS}, não significativo.

Condições adequadas de temperatura, pH, aeração, relação C:N e umidade influenciam diretamente na capacidade de proliferação e manutenção dos microrganismos responsáveis pela degradação durante a compostagem (Diaz et al. 2007). Portanto, os acréscimos observados nas reduções de constituintes sólidos e fibrosos em função da inclusão de RSI podem estar relacionados com um maior equilíbrio das condições necessárias ao crescimento microbiano.

A massa total enleirada é formada pelos constituintes sólidos (matéria orgânica e matéria mineral) e umidade, e é desejável durante o processo de compostagem que ocorra a degradação da matéria orgânica e a mineralização do composto final, ou seja, a

carga poluente do substrato inicial se transforme em um composto final estável que disponibilize macro e micronutrientes quando reutilizados como adubo orgânico.

As reduções de ST e SV na co-compostagem de dejetos ovinos e inclusões de RSI apresentaram comportamento quadrático e podem ser visualizadas na Figura 2. As máximas reduções dos constituintes sólidos observadas foram de 63,7% de ST e 72,2% de SV nas doses de 26,1 e 29,9% de RSI respectivamente, indicando melhorias de 22,6 e 15,2% em relação as reduções observadas nos substratos sem RSI.

A redução de ST observada nas micro-leiras formadas apenas por dejetos de ovinos foi 51,93%, resultado semelhante à redução de ST anotada por Amorim et al. (2005) que avaliaram o efeito das estações do ano sobre a compostagem de dejetos de caprinos, e observaram redução de 51,60% no outono, mesma época de realização do presente estudo.

A redução de SV durante a compostagem pode ser utilizada como indicativo da decomposição e mineralização da matéria orgânica (Fialho et al. 2010), e também influencia na diminuição do volume da massa enleirada, sendo um dos principais objetivos no processo de compostagem.

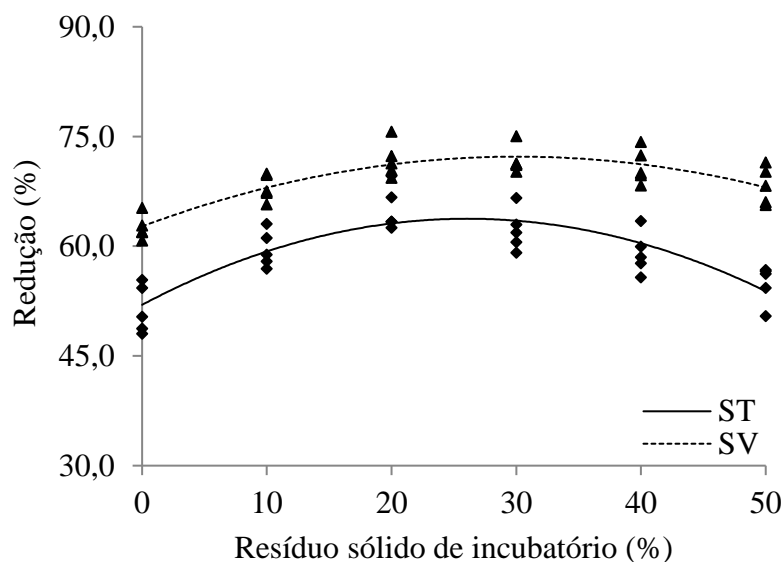


Figura 2. Reduções de sólidos totais e sólidos voláteis durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

A fração fibrosa presente nos dejetos de ruminantes em decorrência da necessidade de fibras vegetais em sua alimentação, interfere na eficiência da degradação

durante a compostagem, por serem moléculas complexas e que apresentam degradação mais lenta (Diaz, et al. 2007).

Os compostos orgânicos como açúcares, gorduras e aminoácidos, são degradados rapidamente na primeira fase da compostagem, porém outros substratos orgânicos como hemicelulose e celulose, são parcialmente degradados e transformados em uma taxa mais baixa (Bernal, et al. 2009). Dentre estes compostos, a hemicelulose é a mais facilmente hidrolisada devido à sua estrutura amorfa, que é mais vulnerável do que as estruturas de celulose ou lignina ao ataque enzimático (Molinuevo-Salces, et al. 2013).

Os comportamentos das reduções de FDN, e hemicelulose durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e inclusões de RSI estão apresentados na Figura 3. As inclusões de RSI intensificaram as reduções de FDN até a dose de 20% da massa fresca, atingindo a máxima de 61,1%, esta redução foi 9,7% maior que observada nas leiras formadas apenas com dejetos de ovinos. A máxima redução de hemicelulose foi observada na dose de 22,9% de RSI (79,8%), eficiência 13% maior que a obtida no tratamento controle. Nos tratamentos com inclusões maiores de RSI as reduções foram inferiores, provavelmente influenciadas pela menor proporção de fibras adicionadas no início do processo e aumento na densidade nas leiras.

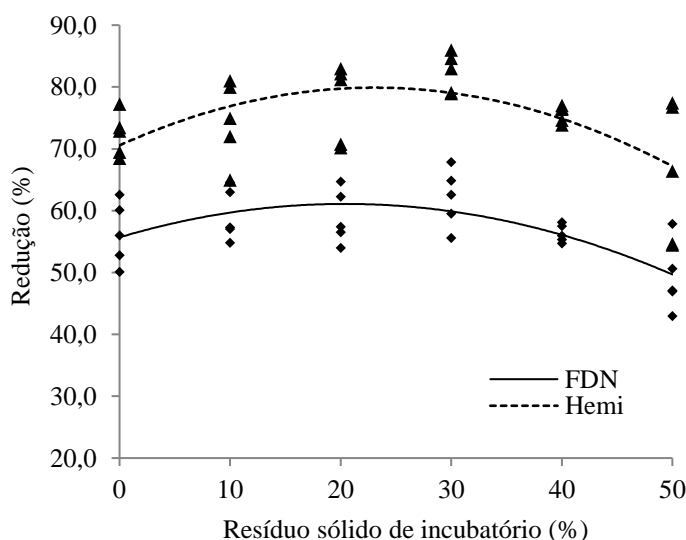


Figura 3. Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) e hemicelulose durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

As reduções de N observadas neste estudo estão apresentadas na Figura 4, e demonstram que a inclusão de 19,9% de RSI apresentou a menor redução (28,3%), indicando uma melhora de 19,8% na retenção de N se comparadas as leiras formadas apenas por dejetos de ovinos, além de apresentarem maiores concentrações de N no composto final (acima de 5%) (Tabela 3).

As perdas de N observadas nas leiras com 50% de inclusão de RSI podem ter sido influenciadas pelo maior teor de N adicionado na mistura no início do processo, sendo superior a capacidade de diluição da mistura. Supondo que os microrganismos utilizam de 15 a 30 partes de carbono para cada parte de nitrogênio, De Guardia et al. (2010) sugeriram que a baixa relação C:N muitas vezes é a responsável por maiores emissões de amônia.

O objetivo da adubação nitrogenada é induzir o maior desempenho das culturas vegetais e melhorar a qualidade de grãos (Mosier, et al. 2009), e Divito, et al. (2011) reforçam que a atuação do N no solo influencia a fixação do CO₂ e como consequência aumenta a produção de biomassa subterrânea e radicular. Por isso, a maior concentração de N no composto está associada diretamente com a sua qualidade e capacidade de fertilização do solo.

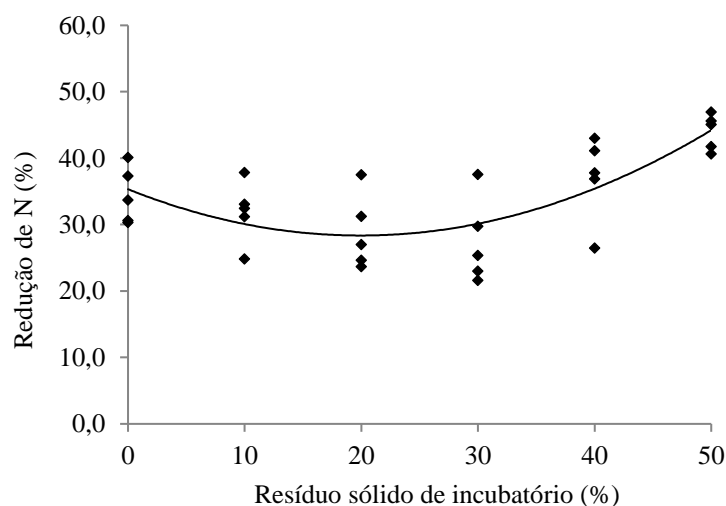


Figura 4. Redução de N durante a co-compostagem de dejetos de ovinos e níveis crescentes de inclusão de resíduo sólido de incubatório.

Conclusões

Os resultados encontrados neste estudo sugerem que o resíduo sólido de incubatório pode ser utilizado em co-compostagem com dejetos de ovinos, favorecendo as reduções de coliformes e consituientes sólidos e fibrosos. A maior retenção de N no composto foi observada na dose de 20% de resíduo sólido de incubatório na massa fresca, sendo portanto, esta a dose indicada.

Referências

- Al-Mutairi, N. (2009). Co-composting of manure with fat, oil, and grease: Microbial fingerprinting and phytotoxicity evaluation. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36, pp. 209-218.
- Amorim, A.C.; Lucas Júnior, J.; Resende, K.T. (2005). Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. *Engenharia Agrícola*. 25, pp. 57-66.
- AOAC, 2000. Official Methods of Analysis of AOAC International, AOAC Official Method 992.2, 32, pp. 24-25.
- APHA. (2005). American Public Health Association. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21th ed. Washington: American Water Works Association, 1.368 p.
- Bellaver, C. (2002) Uso de Resíduos de origem animal na alimentação de frangos de corte. In: *Simpósio brasil sul de avicultura*, 3, pp. 6-22.
- Bernal, M. P.; Albuquerque, J. A.; Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A Review. *Bioresource Technology*. 100, pp. 5444-5453.
- De Guardia, A.; Mallard, P.; Teglia, C.; Marin, A.; Le Pape, C.; Launay, M.; Benoist, J.C.; Petiot, C. (2010). Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 2, nitrogen dynamic. *Waste Management*. 30, pp. 415-425.

Diaz, L. F.; Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W.; Stentiford, E. (2007). *Compost Science and Technology Waste Management Series*, 8 th ed. 364 p.

Divito, G. A.; Rozas, H. R. S.; Echeverría, H. E.; Studdert, G. A.; Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in na Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil & Tillage Research*. 114, pp. 117-126.

Escudero, A.; González-Arias, A.; Del Hierro, O.; Pinto, M.; Gartzia-Bengoetxea, N. (2012). Nitrogen dynamics in soil amended with manures composted in dynamic and static systems. *Journal of Environmental Management*. 108, p. 66-72.

Fialho, L. L.; Silva, W. T. L.; Milori, D. M.B.P.; Simões, M. L.; Martin-Neto, L. (2010). Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. *Bioresource Technology*, 101, pp. 1927-1934.

Glatz, P.; Miao, Z.; Rodda, B. (2011). Handling and treatment of poultry hatchery waste: a review. *Sustainability*. 3, pp. 216-237.

Jacobi, P. R. and Besen, G. R. (2011). Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos avançados*. 25. pp. 135-158.

Jay, J.M. (2005). *Microbiologia de Alimentos*. Tradução de Eduardo Cesar Tondo. 6th ed. Porto Alegre: Artmed®. 712 p.

Lazcano, C.; Gómez-Brandón, M.; Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*. 72, pp. 1013-1019.

Makan, A. (2015). Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste Management*. 42, pp. 17-22.

Molinuevo-Salces, B.; Gómez, X.; Morán, A.; García-González, M. (2013). Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. *Waste Management*. 33, pp. 1332-2338.

Mosier, A.R., Syers, J.K., Freney, J.R., (2009). Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed, and fiber production. *Agriculture and the Nitrogen*

Cycle Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. Nova Science Publishers, Inc., New York, NY, USA, pp. 3-18.

Nasiru, A.; Ismail, N.; Ibrahim, M. H. (2013). Vermicomposting: Tool for sustainable ruminant manure management. *Journal of Waste Management.* 2013, pp. 1-7.

Topal, E. I. A.; Unlu, A.; Topal, M. (2016). Effect of aeration rate on elimination of coliforms during composting of vegetable–fruit wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture.* 5, pp. 243-249.

Van Soest, P.J. (1994). *Nutritional ecology of the ruminant.* 2.ed. New York: Cornell University Press, 476 p.

Velasco-Velasco, J.; Parkinson, R.; Kuri, V. (2011). Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology.* 102, pp. 10959-10964.

Villaseñor, J.; Rodriguez, L.; Fernandez, F. J. (2011). Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor. *Bioresource Technology,* 102, pp. 1447-1454

Considerações Finais

O Brasil é o segundo maior produtor e o maior exportador da carne de frango do mundo e a tendência para este mercado é de aumento gradativo da produção para acompanhar a demanda mundial, porém este crescimento deve ser pautado por responsabilidade social e ambiental.

A geração de resíduos nos incubatórios é bastante considerável e apenas uma parcela muito pequena é reaproveitada, e normalmente na reutilização na alimentação animal, já que a grande maioria é enviada para aterros sanitários precários e sem controle de emissão de poluentes. Uma questão importante observada neste trabalho é o potencial energético que este resíduo apresenta e que, se utilizado de maneira correta, pode representar não apenas uma alternativa para reduzir as emissões de gases poluentes, mas também uma forma de reciclagem energética que permita agregação de valor em um produto que seria descartado.