



JOSÉ RODRIGUES ALVES ALMEIDA E SILVA

**AVALIAÇÃO DO PRODUTO GERADO NA
HIDRÓLISE ALCALINA DE CARÇAÇAS**

LAVRAS – MG

2016

JOSÉ RODRIGUES ALVES ALMEIDA E SILVA

**AVALIAÇÃO DO PRODUTO GERADO NA HIDRÓLISE ALCALINA
DE CARCAÇAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologia e Inovações Ambientais, área de concentração em Tecnologia e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. DSc. Ronaldo Fia
Orientador

**LAVRAS – MG
2016**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Almeida e Silva, José Rodrigues Alves.

Avaliação do produto gerado na hidrólise alcalina de carcaças /
José Rodrigues Alves Almeida e Silva. – Lavras : UFLA, 2016.
55 p. : il.

Dissertação(mestrado profissional)–Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientador: Ronaldo Fia.

Bibliografia.

1. Digestor de carcaças. 2. Cadáver animal. 3. Lençol freático. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

JOSÉ RODRIGUES ALVES ALMEIDA E SILVA

**AVALIAÇÃO DO PRODUTO GERADO NA HIDRÓLISE ALCALINA
DE CARCAÇAS**

***EVALUATION OF THE PRODUCT GENERATED IN THE ALKALINE
HYDROLYSIS OF CARCASSES***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologia e Inovações Ambientais, área de concentração em Tecnologia e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 01 de setembro de 2016.

DSc. Flademir Wouters

UFLA

DSc. Cláudio Milton Montenegro Campos

UFLA

DSc. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques

Prof. DSc. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS – MG

2016

A minha Esposa e meus filhos que com
carinho e compreensão sempre
estiveram ao meu lado neste percurso
intenso dedico.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Ionice que sempre me apoiou.

Aos meus filhos Igor e Mariana pelos incentivos e torcida.

Aos meus irmãos pelo apoio.

Aos meus colegas Wilson do Laboratório de Análise Foliar (DQI), e Adalberto do Laboratório de Análises Agronômicas e Ambientais pela ajuda nas análises.

Aos discentes de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo valioso apoio.

À direção da UFLA pelo apoio e incentivo na pessoa da Vice-Reitora Prof^a. Édila.

Aos Mestres que muito me apoiaram, em especial ao meu Orientador Prof. Ronaldo Fia pela paciência e atenção;

Aos membros da banca examinadora: Prof. Cláudio Montenegro, Rosângela, Prof. Flademir pela contribuição valiosa neste trabalho.

Enfim, a todos que me ajudaram nesta tarefa com a Graça de Deus.

*“Ando devagar porque já tive pressa
E levo esse sorriso...., Cada um de nós
compõe a sua história, cada ser em si
carrega o dom de ser capaz, de ser
feliz”*

.Almir Sater/ Renato Teixeira

RESUMO

A disposição de carcaças de animais do ambiente, se realizada de forma inadequada, trás riscos de contaminação ao solo e às águas superficiais e subterrâneas. Dentre as alternativas disponíveis para a disposição de carcaças no ambiente encontram-se o enterramento, a incineração, a compostagem e a digestão alcalina. Todas com vantagens e desvantagens econômicas e ambientais. Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi monitorar o digestor de carcaças instalado no Setor de Patologia do Departamento de Medicina Veterinária da UFLA, e analisar física e quimicamente o efluente líquido gerado no digestor, e a possibilidade de utilização na agricultura como fertilizante orgânico. Para caracterização do efluente líquido do digestor de carcaças (ELDC) foram coletadas três amostras e encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do DEG/UFLA. As variáveis analisadas foram: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT), sódio total (Na), potássio total (K), cálcio total (Ca), magnésio total (Mg), enxofre (S), manganês total (Mn), cobre total (Cu), zinco total (Zn), ferro total (Fe). Determinou-se ainda o teor de matéria orgânica (MO), e calculou-se a razão de adsorção de sódio (RAS) e a razão de adsorção de potássio (RAP). Cerca de 97% de toda a massa que entra no digestor produz efluente líquido, enquanto apenas 3% são considerados resíduos sólidos, formado por ossos, que perdem a sua resistência e esfarela-se com a pressão dos dedos. O pH do ELDC foi de 11,2, enquanto a condutividade elétrica foi de 36,5 dS m⁻¹. Os valores médios de NTK, P, K, Na, Ca, Mg e S foram de 0,33, 0,47, 2,80, 2,12, 0,83, 0,23, 0,38 g L⁻¹; enquanto as concentrações de Mn, Cu, Zn e Fe foram de 0,035, 0,90, 6,96, 30,6 mg L⁻¹. Verificou-se que em média a RAS e a RAP foram de 17,46 (mmol L⁻¹)^{1/2} e 13,4 (mmol L⁻¹)^{1/2}, respectivamente. Pode-se concluir que as características dos animais digeridos, pouco influenciou nas características do ELDC gerado, que é rico em matéria orgânica (69,5%), e em macro (NTK, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Mn, Cu, Zn e Fe), além do Na. O ELDC não pode ser lançado diretamente em cursos d'água por não estar de acordo com as diretrizes legais estabelecidas para esta destinação final no estado de Minas Gerais, podendo ser usado como corretivo de acidez de solo e como fonte de nutrientes. Atentando para possíveis danos á relação solo-planta devido á contração de K e Na em relação á outros sais.

Palavras-chave: Digestor de carcaças. Cadáver animal. Lençol freático. Reúso agrícola.

ABSTRACT

The deposition of animal carcasses in the environment, if inadequately done, brings contamination risk to the soil, as well as surface and subterranean water. Among the alternatives available for depositing carcasses in the environment are burial, incineration, composting and alkaline digestion. All present economic and environmental advantages and disadvantages. Thus, the objective of this work was to monitor the carcass digester installed at the Pathology Sector of the Department of Veterinary Medicine at the Universidade Federal de Lavras (UFLA), and physically and chemically analyze the liquid effluent generated in the digester, as well as the possibility of its use in agriculture as organic fertilizer. For characterizing the carcass digester liquid effluent (CDLE), three samples were collected and sent to the Residual Water Analysis Laboratory of the Environmental and Sanitary Engineering Center of the Department of Engineering – UFLA. The variables analyzed were: pH, electric conductivity (EC), total (TS), fixed (TFS) and volatile (TVS) solids, total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP), total sodium (Na), total potassium (K), total calcium (Ca), total magnesium (Mg), sulfur (S), total manganese (Mn), total copper (Cu), total zinc (Zn), total iron (Fe), and total and thermo-tolerant coliforms. We determined the content of organic matter (OM), and calculated the sodium absorption ratio (SAR) and potassium absorption ratio (PAR). Near 97% of all mass that enters the digester produces liquid effluent, while only 3% are considered solid residue, formed by bones, which lose its consistency and crumbles with finger pressure. The pH of the CDLE was of 11.2, while electric conductivity was of 36.5 dS m^{-1} . The average values for TKN, P, K, Na, Ca, Mg and S were of 0.33, 0.47, 2.80, 2.12, 0.83, 0.23 and 0.38 g L^{-1} , while the concentrations of Mn, Cu, Zn and Fe were of 0.035, 0.90, 6.96 and 30.6 mg L^{-1} . We verified that, in average, the values for SAR and PAR were of $17.46 \text{ (mmol L}^{-1}\text{)}^{1/2}$ and $13.4 \text{ (mmol L}^{-1}\text{)}^{1/2}$, respectively. In conclusion, the traits of the digested animals had little influence over the traits of the generated CDLE, which is rich in organic matter (69.5%), and in macro (TKN, P, K, Ca, Mg and S) and micronutrients (Mn, Cu, Zn and Fe), in addition to Na. The CDLE cannot be launched directly in to watercourses, given that it is not in accordance to the legal directives established for its final destination in the state of Minas Gerais, Brazil, allowing the use as soil acidity corrector and as source of nutrients, remaining aware to possible damages caused to the soil-plant relation due to the contraction of K and Na in relation to other minerals.

Keywords: Carcass digester. Animal cadaver. Water table. Agricultural reuse.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Vista geral do container de depósito do hidróxido de potássio e do digestor de carcaças (A); caldeira geradora do vapor destinado ao aquecimento do digestor (B); e vista do container de depósito do substrato do digestor (C), instalados no Setor de Patologia do Departamento de Medicina Veterinária, no câmpus da Universidade Federal de Lavras.30
- Figura 2 - Subproduto gerado no digestor de carcaças instalado no Setor de Patologia do Departamento de Veterinária, no campus da Universidade Federal de Lavras.....35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição das massas de carcaças/cadáveres e tipos de animais inseridos no digestor de carcaças durante a avaliação experimental.....	31
Tabela 2 - Quantitativo de resíduos sólidos e efluentes gerados após o processo de digestão das carcaças/cadáveres durante a avaliação experimental.	34
Tabela 3 - Valores de pH e de condutividade elétrica (CE) observados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.	35
Tabela 4 - Valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais fixos (STF) e voláteis (STV) obtidos nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.....	37
Tabela 5 - Valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P), potássio total (K), sódio total (Na), cálcio total (Ca), magnésio total (Mg) e enxofre (S) observados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.....	38
Tabela 6 - Valores de manganês total (Mn), cobre total (Cu), zinco total (Zn), e ferro total (Fe) quantificados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.....	40

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	Cemitérios	17
2.2	Incineração	21
2.3	Compostagem	23
2.4	Digestor de Carcaças	25
3	MATERIAIS E MÉTODOS	29
3.1	Caracterização do objeto do estudo	29
3.2	Avaliação das características e do potencial poluidor do efluente líquido do digestor de carcaças	31
3.3	Avaliação do potencial de uso na agricultura do efluente líquido do digestor de carcaças	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	34
4.1	Avaliação quantitativa do efluente líquido do digestor de carcaças	34
4.2	Avaliação qualitativa do efluente líquido do digestor de carcaças	35
4.3	Proposição de formas de disposição no solo do efluente líquido do digestor de carcaça	42
5	CONCLUSÃO	47
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

A destinação de cadáveres de animais é uma preocupação crescente. O problema se torna mais grave devido ao descarte de suas carcaças ser indiscriminadamente disposto no solo em cemitérios mal planejados, causando impactos ambientais nas águas superficiais e subterrâneas.

Durante o processo de decomposição dos cadáveres dos animais ocorre uma poluição difusa, pois o chorume é lixiviado pela ação da gravidade, e também em função das propriedades do solo e das precipitações.

Solos com permeabilidade média e nível freático profundo são ideais para sepultamentos, pois favorecem a putrefação e a filtragem do chorume, o que significa baixa vulnerabilidade de contaminação. Essas áreas muitas vezes têm características geológicas e hidrogeológicas não avaliadas devidamente, o que pode levar a problemas sanitários e ambientais de enorme complexidade como a saponificação, processo em que a ‘quebra’ das gorduras corporais libera ácidos graxos, cuja acidez inibe a ação das bactérias putrefativas, atrasando a decomposição. Em um solo arenoso, o chorume infiltra, preenche a capacidade de armazenamento no solo, sendo conduzido pelo solo para camadas mais profundas e contaminando assim o lençol freático e aquíferos.

Entre os proprietários de rebanhos não há uma preocupação em minimizar os impactos ambientais causados pelos cemitérios de animais nos solos das propriedades, geralmente usando o argumento de que resíduos biológicos se decompõem e a poluição é mínima e não prejudicial ao meio ambiente. Esta prática apresenta risco potencial à saúde pública, pois o sepultamento de cadáveres e partes de animais no solo podem provocar contaminação do solo e das águas subterrâneas por uma série de microrganismos.

Os microrganismos liberados durante o processo de apodrecimento dos cadáveres podem transmitir doenças à população como hepatite, febre tifoide,

paratifoide, tuberculose e escarlatina, entre outras, por meio da ingestão ou contato com água contaminada pelo chorume, assim como esporos de bactérias que representam risco epidemiológico e morte (FIGUEIREDO FILHO, 2011).

Além de criatórios de animais de médio e grande porte com vistas ao ensino, as instituições como a Universidade Federal de Lavras possuem laboratórios que geram grande quantidade de resíduos com alto potencial de impacto à saúde pública e ao meio ambiente. Exemplos destes resíduos são cadáveres, carcaças, peças anatômicas, vísceras, líquidos corpóreos e outros resíduos de animais submetidos à experimentação ou suspeitos de serem portadores de microrganismos infecciosos. Assim, o descarte de cadáveres dos animais utilizados em experimentação e aulas práticas, bem como aqueles eutanasiados por motivos de doenças, ou ainda mortos por doenças ou causas naturais não é mais realizado em valas ou fossas sépticas.

Atualmente na UFLA os restos de animais utilizados provenientes do Hospital Veterinário e dos laboratórios são encaminhados para disposição no ambiente após passar pelo digestor de carcaças, que gera um líquido viscoso e uma menor parte com características sólidas. Tal material é coletado por empresa especializada para disposição final adequada no ambiente, em aterro de Classe 1.

Apesar das vantagens do digestor de carcaças, por evitar o enterramento dos cadáveres no solo, há necessidade de se avaliar o produto do digestor com vistas a minimizar os problemas ambientais, finalizando o ciclo da destinação dos resíduos sólidos derivados das pesquisas, e produção animal no campus universitário.

O objetivo deste trabalho foi monitorar o digestor de carcaças instalado no Setor de Patologia do Departamento de Medicina Veterinária da UFLA, e analisar física e quimicamente o efluente líquido gerado no digestor

determinando as características, e a possibilidade de utilização na agricultura como fertilizante orgânico.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A utilização de animais por instituições de ensino e pesquisa é uma prática necessária, pois daí se desenvolvem produtos, remédios, e não raro estes animais vêm a óbito inevitavelmente, e isso acontece também nos sistemas de criação.

Devido ao aumento dos sistemas de criação de animais para produção de carne, leite e ovos, e do número de instituições de ensino e pesquisa, haverá aumento na demanda por alternativas para disposição ambientalmente adequada das carcaças de animais.

Tradicionalmente as carcaças de animais são dispostas no solo (enterradas) ou queimadas pelo próprio produtor do resíduo. Entretanto, em ambas as situações, a poluição ambiental pode ocorrer (GWYTHER et al., 2011), as formas de disposição final mais comuns de carcaças compreendem: cemitérios, incineração, queima, hidrólise alcalina.

2.1 Cemitérios

Para o sepultamento dos cadáveres de animais algumas técnicas primárias são utilizadas, como um simples enterramento em valas comuns em local isolado da propriedade, ou ainda a utilização de fossas sépticas revestidas de tijolo maciço. Essas formas de descarte tem o agravante de que durante a decomposição das carcaças o chorume advindo delas se infiltrará no solo, mudando substancialmente as condições físicas, químicas e biológicas do solo, com potencial contaminação das águas subterrâneas e superficiais (CASTRO, 2008).

Em solos de textura média, este deve ser o suficiente para proteger as águas subterrâneas. No entanto, o enterro deve ser evitado em solos muito permeáveis (areia, cascalho), solos muito finos (devido a condições

anaeróbicas), e acima de rocha fraturada. Cada cemitério deve ser considerado individualmente (BOWER, 1978).

Para minimizar os danos ambientais, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, em sua Resolução nº 368 (BRASIL, 2006), estabelece que o subsolo da área pretendida para um cemitério deverá ser constituído por materiais com coeficientes de permeabilidade entre 10^{-5} e 10^{-7} cm s^{-1} , na faixa compreendida entre o fundo das sepulturas e o nível freático, medido no fim das estações chuvosas. Para permeabilidades maiores, é necessário que o nível inferior das covas esteja dez metros acima do lençol freático.

A decomposição de qualquer cadáver depositado em lugares onde não há estudos hidrogeológicos e infraestrutura adequada causa significativos impactos sobre o ambiente. Os compostos orgânicos liberados no processo de decomposição dos cadáveres aumentam a atividade microbiana no solo sob a área de sepultamento. Ainda, nessas áreas há aumento da condutividade elétrica, pH, alcalinidade e dureza da solução do solo, devido à presença de compostos de nitrogênio e fósforo e de diversos sais (Cl^- , HCO_3^- , Ca^{+2} , Na^+). Ocorre também a presença de patógenos associados a mortes por doenças infectocontagiosas (MATOS, 2001).

A disposição dos cadáveres de animais no campo, de forma ambientalmente inadequada, contamina as águas superficiais e subterrâneas por microrganismos que se proliferam na decomposição dos cadáveres. Segundo Brasil (2013), a contaminação das águas superficiais e subterrâneas por materiais originados das carcaças enterradas em cemitérios ocorrem por causa da existência de artrópodes, microrganismos patogênicos e destruidores de matéria orgânica, bactérias, vírus e substâncias químicas liberadas.

Não se observou na literatura nenhuma estimativa da quantidade de carcaças animais que são destinadas ao ambiente no Brasil. Entretanto, em Santa Catarina, um projeto piloto recolheu animais mortos para destinação adequada.

Estimou-se a quantidade de 300 mil toneladas de aves e suínos mortos por ano nas propriedades rurais nesse estado (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2016).

É evidente que tais enterros em massa podem representar um risco consideravelmente grande para o ambiente e para a biossegurança. Joung et al. (2013) avaliaram na Coreia do Sul amostras de águas subterrâneas ao redor de 1.200 locais de disposição de carcaças animais. Verificaram a presença de *Escherichia coli* a uma distância de 1.000 m de todos os locais, e verificaram ainda a presença de *Clostridium perfringens* a 500 m, *Enterovirus* a 400 m, *Norovirus* GII e *Salmonella* a 200 m de distância dos locais de deposição das carcaças.

O descarte adequado dos cadáveres animais pode ser mais difícil que a gestão dos dejetos, pois os cadáveres de animais não são facilmente armazenados por longos períodos de tempo e não podem ser espalhados em áreas de cultivo (GLANVILLE, 2000).

Glanville (2000) analisou duas valas com 1,8 m de profundidade contendo 28.400 kg de carcaças de peru que haviam sido enterrados um ano antes do início do estudo. O local tinha solo mal drenado com permeabilidade moderadamente reduzida. O nível mais alto do lençol freático foi encontrado em profundidades de 0,3 a 0,9 m. Doze Poços de monitoramento foram utilizados para definir o movimento de contaminantes e da qualidade da água. Amostras de água subterrânea foram coletadas mensalmente durante um período de 15 meses, e novamente aos 20 meses e 40 meses. Níveis elevados de demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos totais e cloreto foram encontrados dentro ou muito perto das trincheiras de sepultamento. A contaminação foi observada entre o ponto de enterramento e no máximo dois metros de distância.

Nos casos em que as velocidades das águas subterrâneas são mais elevadas, ou onde ocorre o movimento vertical, o lixiviado de locais de sepultamento pode representar um risco maior de contaminação para as águas subterrâneas. Muitos fatores afetam o movimento de contaminantes no solo, incluindo o tipo de solo, a permeabilidade, o nível do lençol freático e a quantidade de chuva (BEAL; GARDNER; MENZIES, 2005).

A Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº 306 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - Anvisa (BRASIL, 2004) e a Resolução nº 358 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, modificada pela resolução CONAMA nº 368 (BRASIL, 2005, 2006), estabelecem que o destino de carcaças ou resíduos destinados ao sepultamento em cemitérios de animais ou para aterros sanitários somente é permitido após serem submetidos a processos de tratamento com redução de carga microbiana compatível com o nível III de inativação bacteriológica.

O nível III de inativação compreende a inativação de bactérias vegetativas, fungos, vírus lipofílicos e hidrófilos, parasitas e microbactérias com redução numérica igual ou maior que 10^6 (*Mycobacterium phlei* e *M. bovis*), como também inativação esporos do *Bacillus stearothermophilus* ou de esporos do *B. subtilis* com redução 10^4 , atendendo assim as exigências de destinação dos resíduos do grupo A2. Os resíduos do grupo A2 correspondem a carcaças, peças anatômicas, vísceras e outros resíduos provenientes de animais submetidos a processos de experimentação ou suspeitos de serem portadores de microrganismos de relevância epidemiológica (BRASIL, 2004, 2005).

Os resíduos contendo microrganismos com alto risco de transmissibilidade e alto potencial de letalidade (classe de risco 4) devem ser submetidos, no local de geração, a processo físico ou químico para a redução da carga microbiana. Portanto, o descarte destes animais deverá ser feito por meio

de princípios sanitários para destruir os patógenos causadores de doenças (BRASIL, 2004).

2.2 Incineração

Deve-se destacar aqui a diferença entre incineração e queima das carcaças/animais. Uma atividade comum, assim como o enterramento, é a queima da carcaça nas propriedades rurais. Durante a queima das carcaças/animais não há controle de temperatura, poluentes atmosféricos, e nem das cinzas resultantes do processo.

A queima também tem sido amplamente utilizada em muitos surtos de doenças como a febre aftosa em 2001 no Reino Unido (SCUDAMORE et al., 2002), e o surto de antraz 2004/2005 em Uganda (WAFULA; PATRICK; CHARLES, 2008).

A incineração é uma das tecnologias térmicas existentes para o tratamento de resíduos de serviços de saúde; neste caso cadáveres de animais são incinerados a temperaturas elevadas ($\geq 850^{\circ}\text{C}$) em mistura com uma quantidade apropriada de ar e durante um tempo pré-determinado. O material incinerado é reduzido a seus constituintes minerais, principalmente, dióxido de carbono gasoso, vapor d'água e sólidos inorgânicos (cinzas). Espera-se que o processo destrua todos os agentes infecciosos (NATIONAL AGRICULTURAL BIOSECURITY CENTER - NABC, 2004). As cinzas geralmente representam de 1 a 5% do volume inicial das carcaças (CHEN et al., 2004; CHEN; HSIEH; CHIU, 2003), embora esta possa variar com o tipo de incinerador, do processo, do combustível e dos animais.

Outra preocupação com a incineração de carcaças refere-se às emissões gasosas, para a adequação dos padrões de controle de emissões para atmosfera. O processo de incineração deverá ocorrer em duas fases: a combustão primária e a combustão secundária.

- a) Combustão primária: nesta fase, com duração de 30 a 120 minutos, acerca de 500 a 800° C, ocorrem o aquecimento, a secagem, a liberação de substâncias voláteis e a transformação do resíduo remanescente em cinzas;
- b) Combustão secundária: os gases, vapores e material particulado, liberados na combustão primária, são soprados ou succionados para a câmara de combustão secundária ou pós-combustão, onde permanecem por cerca de 2 segundos expostos a 1.000° C ou mais, ocorrendo a destruição das substâncias voláteis e parte do material particulado. As cinzas devem ser descartadas em aterros classe 1, pois são consideradas resíduos perigosos, apresentando riscos à saúde e ao meio ambiente. Exigem tratamento e disposição especial, em função de suas características, pois geralmente apresentam elevadas concentrações de substâncias inorgânicas, como nutrientes e metais (CHEN et al., 2004).

Na Europa, os incineradores de pequena capacidade em alguns países têm sido considerados isentos de controles de poluição do ar, pois as emissões dos principais poluentes representam índices inferiores a 0,2% do total de emissões atmosféricas (AEA TECHNOLOGY, 2002). Sempre haverá debates sobre a efetividade dos métodos de tratamento/destinação final das carcaças animais quanto à remoção de agentes patogênicos. E com a incineração não é diferente. No entanto, é geralmente aceito que a incineração destrói proteínas de forma mais eficaz que outros métodos de eliminação de carcaças (GWYTHER et al., 2011), com a possível exceção da hidrólise alcalina (NABC, 2004).

Um dos fatores limitantes da incineração é a aquisição de um incinerador na propriedade, em função de seu valor e custos de manutenção associados, em relação ao descarte das cinzas e controle da poluição do ar. Outro

risco relacionado com a incineração é o transporte dos animais mortos entre fazendas. O trânsito de animais mortos, doentes, entre as propriedades tem levantado preocupações significativas no setor pecuário na Europa (KIRBY; BRIZUELA; WILKINSON, 2010). Outro fator é o intervalo de tempo entre a morte de um animal doente e sua coleta, o que pode também representar um perigo se as carcaças/cadáveres não forem armazenadas de forma segura.

A incineração apresenta um alto custo econômico, alto custo ambiental pela mineralização da matéria orgânica (transformação em cinzas), com emissão de gases nocivos e principalmente quando se utiliza o óleo diesel como combustível. Apesar de gerar um resíduo seguro em termos de patogenicidade, apresentam outras desvantagens, o que tem levado à busca por outras tecnologias para o descarte das carcaças animais.

2.3 Compostagem

A compostagem é realizada pelos próprios microrganismos presentes nos resíduos, que digerem a matéria orgânica em condições ideais de aeração, temperatura e umidade. Ocorre naturalmente há milhares de anos, em que o acúmulo de folhas sobre o material orgânico lançado ao solo gera húmus, por meio da decomposição da matéria orgânica em presença de oxigênio e com o auxílio de microrganismos. Atualmente, com o auxílio da biotecnologia é possível realizar a compostagem de carcaças de animais fazendo com que a decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos forme o composto orgânico, material estabilizado semelhante aos húmus.

Normalmente, na compostagem de carcaças de pequenos animais como frango, o processo se dá com a colocação das carcaças em camadas entre camadas de materiais ricos em carbono, como palha e serragem, com um revestimento final de substrato rico em carbono ao longo de toda a pilha, que

com a presença de oxigênio (aeróbia) permite a decomposição natural e redução de massa (PAIVA et al., 2012).

Para animais maiores, como os bovinos, usa-se madeira seca grossa na base da pilha de compostagem, com 60 cm de área livre e com 3,0 metros de comprimento, o rumo deve ser perfurado para não ter risco de inchaço e explosão, caso venha acontecer isso, acarretará liberação de odores e desestruturação do material de cobertura para compostagem. Carcaças maiores são normalmente colocadas em camadas individuais (NABC, 2004).

O processo ocorre essencialmente em duas fases - uma fase primária, termofílica (temperaturas de até 70°C, mantida por algumas semanas) e, uma fase secundária mesofílica (tipicamente 30-40°C) mantida por alguns meses. Este composto poderá ser usado para adubação do solo complementando o uso de fertilizantes químicos convencionais em reflorestamento, por exemplo, por questão de biossegurança por ter sido produzido com carcaças de animais, ou como um condicionador do solo (KALBASI et al., 2005).

As temperaturas elevadas durante a fase termofílica são efetivas para reduzir a quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos (LIGOCKA; PALUSZAK, 2008; WILKINSON, 2007). Entretanto, algumas bactérias, particularmente *Salmonella* podem recolonizar o composto quando a temperatura alcançar a temperatura ambiente no período final da compostagem (WILKINSON, 2007). Assim, é possível que microrganismos patogênicos oportunistas também possam recolonizar a pilha de composto (ARROYO et al., 2005; SANABRIA-LEON, 2006).

Entre as desvantagens do processo de compostagem encontra-se o tempo de tratamento, que pode exigir áreas maiores para disposição das pilhas de compostagem, bem como mão de obra.

Valente et al. (2014) concluíram que o processo de compostagem é uma alternativa eficiente na gestão de cadáveres de cães. Entretanto, os cadáveres de

cães necessitam de um tempo maior que 90 dias para serem totalmente decompostos.

A compostagem pode gerar ainda mau cheiro e presença de moscas, se manejada de forma incorreta. Outro fator é a área não ser impermeabilizada, o que pode resultar em lixiviação dos compostos presentes na carcaça, e a contaminação do solo e das águas subterrâneas (GLANVILLE et al., 2005).

Apesar de a compostagem de carcaça não ser permitida na União Europeia, Gwyther et al. (2011) não verificaram nenhuma evidência científica que sugira que o composto derivado de carcaças de suínos e aves deva estar sujeito a quaisquer restrições legislativas maiores do que o composto derivado de resíduos domésticos.

Curci et al. (2007) concluíram que a pré-compostagem de carcaças de bovinos acometidos pelo botulismo, ao final de 50 dias foi suficiente para que não fosse detectado esporo ou toxina botulínica no interior dos ossos. Segundo os autores em um total das 200 amostras do homogeneizado, proveniente dos cinco cadáveres decompostos, nenhuma foi positiva para a presença de esporos da bactéria, apenas em 2 amostras (1%) de um dos cadáveres foram detectados esporos de *Clostridium botulinum* tipo C, enquanto todas as demais foram negativas. Os autores concluíram que a forma como foi realizado o processo de pré-compostagem contribuiu para a não proliferação de *C. botulinum*.

2.4 Digestor de Carcaças

Na literatura internacional, o tratamento de carcaças para disposição no ambiente com o uso de digestores é denominado hidrólise alcalina. A hidrólise alcalina foi desenvolvida na década de 1990 e, portanto, é uma tecnologia relativamente nova. Ela usa hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio para catalisar a hidrólise do material biológico (por exemplo: carcaças) em uma

solução aquosa estéril que consiste em peptídeos, aminoácidos, açúcares e sabões (KAYE et al., 1998; NABC, 2004; SHAFER et al., 2000, 2001).

As carcaças são colocadas em um recipiente de liga de aço ao qual o alcali é adicionado tanto na forma de sólido ou solução, e a concentração depende do peso do material a ser digerido. O recipiente é então selado e o processo de alcalinização executado a 150°C durante um período de até seis horas, com pressão de 100 kPa para acelerar o processo (EC, 2003; KALAMBURA et al., 2008). A combinação do pH, da pressão e da temperatura elevados resulta em uma eficaz eliminação de agentes infecciosos presentes nas carcaças e resíduos animais (LEMIRE; RODRIGUEZ; MCINTOSH, 2016). A hidrólise alcalina é uma das opções preferenciais para eliminação de aves infectadas com gripe aviária (POLLARD et al., 2008).

Kaye et al. (1998) digeriram porcos, ovelhas, coelhos, cães, ratos, e porquinhos da índia por 18 h a 110-120°C, pH entre 10,5 e 11,8 e pressão de 100 kPa, e para verificarem a capacidade de esterilização do sistema os autores avaliaram e não constataram presença no sub-produto digerido de: *Staphylococcus aureus*, *Mycobacterium fortuitum*, *Candida albicans*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aspergillus fumigatus*, *Mycobacterium bovis* BCG, MS-2 bacteriophage, e *Giardia muris*, inclusive, cistos de *Giardia* foram destruídos. De forma semelhante, Neyens, Baeyens e Creemers (2003) mostraram que a hidrólise alcalina a uma temperatura de 100°C, pH aproximadamente 10, durante 60 minutos foi suficiente para proporcionar a eliminação de quase todos os microrganismos patogênicos em lodos de reatores.

O estudo de Murphy et al. (2009) também mostrou a eficácia da hidrólise alcalina em destruir príons (agente infeccioso composto por proteínas). Com base nos resultados, os autores concluíram que a hidrólise alcalina deve ser considerada como uma alternativa à incineração, e aos cemitérios de animais

para a eliminação de material biológico potencialmente infectados ou contaminados.

Embora seja relatado que há poucas emissões de gases e problemas de odor associados à hidrólise alcalina, o efluente é altamente alcalino e muito rico em nutrientes o que pode representar um problema para o seu tratamento (NABC, 2004). Na União Europeia não há autorização para o lançamento desses efluentes diretamente na rede de esgotos sem tratamento prévio, de modo a evitar a solidificação do hidrolisado (EC, 2003).

No entanto, a digestão alcalina tem sido usada com carcaças de aves para produção de fertilizante, o qual pode ser aplicado no solo (COUNCIL FOR AGRICULTURAL SCIENCE AND TECHNOLOGY - CAST, 2008). Com efeito, estudos têm evidenciado o uso do produto de hidrólise alcalina, como fertilizante valioso e altamente eficaz com propriedades neutralizantes de solo (GOUSTEROVA et al., 2008, 2011; KALAMBURA et al., 2008).

Dada a sua eficácia na eliminação de patógenos e príons presentes nos subprodutos animais, o crescimento verificado na popularidade da hidrólise alcalina para a eliminação da carcaça não é nenhuma surpresa. Além disso, estudos comparam favoravelmente em termos econômicos a outros métodos de eliminação desses subprodutos (GOUSTEROVA et al., 2008; KALAMBURA et al., 2008). Portanto, a adoção de digestores de carcaças é uma tecnologia correta e ambientalmente viável, a hidrólise alcalina tem provado ser uma alternativa superior à incineração e ao enterramento como um método adequado para tratamento e eliminação de carcaças de animais, com menos impacto ambiental e custos operacionais mais baixos (SANDER; WARBINGTON; MYERS, 2002).

As inovações ambientais representam um aumento de custo em geral. A adoção de tecnologias ambientais, entre as alternativas técnicas disponíveis, depende do seu preço e desempenho, do conhecimento do usuário sobre sua característica e do risco percebido sobre sua adoção, o que torna a melhor

destinação das carcaças e restos de animais um processo a princípio caro, mas ambientalmente sustentável. Os resíduos do digestor poderão servir para adubação de espécies vegetais, contribuindo para o aumento dos nutrientes do solo. Neste contexto, o digestor diminuirá a contaminação biológica nas águas, se o subproduto for descartado corretamente, como também reduzirá os custos ambientais gastos no descarte das peças anatômicas utilizadas nos laboratórios de anatomia das instituições de ensino.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção será abordada a metodologia que foi empregada no presente estudo, de modo a esclarecer a maneira com que o trabalho foi realizado e permitir a sua futura replicação.

3.1 Caracterização do objeto do estudo

O objeto de estudo foi o digestor de carcaças e subprodutos biológicos de pesquisas, instalado no Setor de Patologia do Departamento de Medicina Veterinária, no campus da Universidade Federal de Lavras.

O digestor de carcaças é confeccionado em aço inoxidável tipo 316L (Figura 1), termicamente isolado, hidrosticamente certificado, provido com tampa com acionamento de abertura e travamento manual. Apresenta um volume útil de 830 L.

Em função das atividades desenvolvidas na UFLA, as carcaças dos animais necropsiados e eutanasiados ficam acondicionadas em câmara fria a 1°C. O digestor tem sido utilizado a cada 15 dias, com uma massa de aproximadamente 270 kg de carcaças e peças anatômicas.

Uma vez que as carcaças estejam na câmara do digestor, esta é selada e fechada hermeticamente. Por meio de um sistema automatizado, o próprio digestor pesa e calcula a quantidade de hidróxido de potássio necessária para a digestão das carcaças. Para 270 kg de carcaça, são adicionados aproximadamente 250 litros de água misturada com 60 litros de solução alcalina (hidróxido de potássio – KOH a 50% m v⁻¹).

O processo de digestão é executado a 150°C durante um período de até seis horas, sob pressão de 100 kPa objetivando acelerar o processo, conforme especificado no manual de operação do equipamento. Uma bomba de recirculação cria um efeito de redemoinho e ajuda as carcaças a dissolverem-se mais rapidamente. Depois da digestão, o digestor reduz a temperatura, quando é

acionado automaticamente um dispositivo de segurança permitindo coletar o efluente líquido de aparência viscosa (produto da hidrólise alcalina).

Figura 1 - Vista geral do container de depósito do hidróxido de potássio e do digestor de carcaças (A); caldeira geradora do vapor destinado ao aquecimento do digestor (B); e vista do container de depósito do substrato do digestor (C), instalados no Setor de Patologia do Departamento de Medicina Veterinária, no câmpus da Universidade Federal de Lavras.

(A)



(B)



(C)



Depois é feito o enxague do equipamento por duas vezes com água da rede de abastecimento da UFLA, quando são retirados os ossos quebradiços em pequena quantidade, e ocorre a geração de água residuária que é direcionada para a rede coletora de esgoto da Instituição.

3.2 Avaliação das características e do potencial poluidor do efluente líquido do digestor de carcaças

Para caracterização do produto do digestor de carcaças foram coletadas três amostras do efluente líquido (ELDC) gerado durante a digestão com a adição de KOH. Para cada amostragem, foi realizada a caracterização das carcaças e peças que lhes deram origem, de forma quantitativa (massa) e de forma qualitativa (espécie animal), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Distribuição das massas de carcaças/cadáveres e tipos de animais inseridos no digestor de carcaças durante a avaliação experimental.

Amostragem	Animal	Quantidade digerida (kg)	Total
1	Equino	270	270,00
	Equino	24,1	
2	Canino	123,48	271,63
	Suíno	116,72	
	Ave	7,33	
3	Equino	202	274,00
	Canino	7	
	Peixe	65	

Em cada amostragem, a massa dos produtos sólidos, incluindo os ossos, e a fração líquida foram quantificadas.

As amostras do efluente líquido do digestor de carcaças (ELDC) foram coletadas após a digestão, em volume de 500 mL, e encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia

Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA. As variáveis analisadas foram: pH, por potenciometria; condutividade elétrica (CE), por potenciometria; sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), por gravimetria; nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método micro-Kjeldahl; fósforo total (PT), por colorimetria pelo método do vanadato-molibdato; sódio (Na) e potássio (K) totais em fotômetro de chama após digestão ácida da amostra; coliformes totais e termotolerantes por tubos múltiplos (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA; WEF; AWWA, 2005).

Para avaliação dos teores de cálcio total (Ca), magnésio total (Mg), enxofre (S), manganês total (Mn), cobre total (Cu), zinco total (Zn) e ferro total (Fe), fez-se primeiramente a digestão ácida das amostras no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, segundo a metodologia proposta por APHA, WEF e AWWA (2005). E, em seguida fez-se a leitura em espectrofotometria de absorção atômica no Laboratório de Análises Agronômicas e Ambientais do Departamento de Ciência do Solo da UFLA.

O teor de matéria orgânica (MO) do resíduo foi determinado por meio de mufla em razão da perda de massa do resíduo incinerado, considerando o material perdido pela queima no intervalo de variação da temperatura de 105°C a 550°C, conforme equação 1 (CARMO; SILVA, 2012).

$$MO(\%) = \frac{(P - (T - C)) \times 100}{P} \quad (1)$$

Em que P = peso da amostra (g) depois de aquecida a 105°C; C = tara do cadinho (g); e T = peso da cinza + cadinho (g), após a mufla.

Os resultados foram comparados com os padrões de lançamentos de efluentes em corpos de água de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008 (MINAS GERAIS, 2008).

3.3 Avaliação do potencial de uso na agricultura do efluente líquido do digestor de carcaças

A partir das concentrações de sódio, potássio, cálcio e magnésio presentes no ELDC, foram determinadas a razão de adsorção de sódio (RAS) e a razão de adsorção de potássio (RAP), pelas equações 2 e 3.

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{Ca + Mg}} \quad (2)$$

Em que Na = concentração de sódio em mmol L⁻¹; Ca = concentração de cálcio em mmol L⁻¹; e Mg = concentração de magnésio em mmol L⁻¹.

$$RAS = \frac{K}{\sqrt{Ca + Mg}} \quad (3)$$

Em que K = concentração de potássio em mmol L⁻¹; Ca = concentração de cálcio em mmol L⁻¹; e Mg = concentração de magnésio em mmol L⁻¹.

Considerando a concentração de nutrientes presentes no ELDC, foi avaliada a possibilidade de reutilização deste resíduo como fertilizante para o solo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Avaliação quantitativa do efluente líquido do digestor de carcaças

O efluente líquido do digestor de carcaça (ELDC) é uma solução estéril, cor de café, alcalina com um odor de sabão. O processo de digestão alcalina resultou em diferentes quantidades de resíduos sólidos e de efluentes, apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Quantitativo de resíduos sólidos e efluentes gerados após o processo de digestão das carcaças/cadáveres durante a avaliação experimental.

Amostragem	Quantidade de resíduos sólidos (kg)	Quantidade de efluentes (kg)
1	19,5	564,5
2	18,5	545,5
3	23,0	565,0

Verifica-se que após o processo de digestão alcalina, um percentual bastante elevado dos resíduos é decomposto, gerando um efluente viscoso. Cerca de 97% de toda a massa que entra no sistema (água, solução alcalina e carcaças/cadáveres) produzem efluente líquido, enquanto apenas 3% são considerados resíduos sólidos. A maior parte destes 3% é formada por ossos, que perdem a sua resistência e esfarela-se com a pressão dos dedos (Figura 2).

Gousterova et al. (2008) após 24 h de digestão alcalina de cadáveres de diferentes tipos de animais (carneiro, coelhos, gado) com diferentes misturas de KOH e hidróxido de sódio (NaOH), sob temperatura 105°C, sem pressão adicional, verificaram que 95% dos ossos foram solubilizados.

Figura 2 - Subproduto gerado no digestor de carcaças instalado no Setor de Patologia do Departamento de Veterinária, no campus da Universidade Federal de Lavras.



4.2 Avaliação qualitativa do efluente líquido do digestor de carcaças

Os valores de pH e condutividade elétrica avaliados nas diferentes amostragens da água residuária do digestor de carcaça estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores de pH e de condutividade elétrica (CE) observados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.

Amostragem	pH	CE (dS m ⁻¹)
1	11,2	35,6
2	11,2	36,9
3	11,2	36,9
Média	11,2	36,5

Os valores elevados de pH estão relacionados à quantidade de hidróxido de potássio adicionada ao processo de digestão. Por ser uma base forte, o KOH eleva o valor do pH da solução hidrolisada.

Durante a digestão há quebra das moléculas orgânicas e liberação dos compostos inorgânicos no meio, o que resulta em aumento da CE. Além disso, a presença de KOH tende a elevar a CE do ELDC.

Gousterova et al. (2008) verificaram valores de pH de aproximadamente 13 após a digestão de diferentes animais em solução de NaOH e KOH. Das (2008) relata valor médio de pH igual a 10,9, ao avaliar diferentes efluentes de digestores de carcaça ao longo do tempo.

Kalambura et al. (2011) avaliaram a digestão alcalina de resíduos de abatedouro. Foi aplicada aos resíduos, em escala laboratorial, uma solução alcalina a base de KOH, proporcionalmente duas vezes menor a concentração aplicada no presente trabalho, além de pressão de 400 kPa e 150°C de temperatura por 3 horas. Os autores observaram valor de pH igual a 7,9, que pode estar relacionado à menor concentração de KOH na realização da digestão comparado ao presente trabalho; e CE de 37,1 dS m⁻¹, semelhante ao observado no presente trabalho. Assim, parece que diferentemente do pH, a CE é mais influenciada pelos sais liberados durante a digestão alcalina da matéria orgânica que a presença do próprio KOH.

No efluente gerado no digestor de carcaça, observa-se que a maior parte dos resíduos é orgânica, o que compõe os sólidos totais voláteis (SVT) (Tabela 4). Em média, 69% da composição do efluente é orgânica. A fração inorgânica (31%) está relacionada provavelmente à presença da parcela digerida dos ossos, bem como da própria composição mineral dos tecidos que compõem os animais.

Não foi verificada influência do material de origem da digestão sobre o teor de sólidos totais (ST) e nem dos sólidos totais fixos (STF) e voláteis da ELDC.

Gousterova et al. (2008) observaram que o percentual de matéria seca no resíduo da digestão variou de 3,1 a 10,5%, o que pode estar relacionado à digestão de órgãos dos animais de forma isolada (pulmão, coração e couro), sem a presença de ossos. Já Kalambura et al. (2011) obtiveram 17,31% para a digestão de animais inteiros. No presente trabalho, o valor médio foi de 11,7% de matéria seca (ST).

Tabela 4 - Valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais fixos (STF) e voláteis (STV) obtidos nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.

Amostragem	ST	STF	STV
		g L ⁻¹	
1	117,1	36,5	80,6
2	111,0	35,3	75,7
3	121,6	37,0	84,6
Média	116,6	36,3	80,3

As concentrações dos macronutrientes e do sódio presentes no ELDG estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P), potássio total (K), sódio total (Na), cálcio total (Ca), magnésio total (Mg) e enxofre (S) observados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.

Amostragem	NTK	P	K	Na	Ca	Mg	S
	g L ⁻¹						
1	0,32	0,44	2,61	2,14	0,82	0,20	0,37
2	0,30	0,48	2,90	2,18	0,85	0,27	0,39
3	0,39	0,45	2,90	2,03	0,84	0,20	0,38
Média	0,33	0,47	2,80	2,12	0,83	0,23	0,38

A concentração de nitrogênio no ELDC sofre influência do pH. Sabe-se que em valores de pH mais elevados o nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) é convertido em amônia (NH₃), um gás que é perdido para a atmosfera. Em valores de pH superiores a 11, como verificado no presente trabalho, o nitrogênio amoniacal encontra-se predominantemente na forma de NH₃ livre (VON SPERLING, 2014).

Ao comparar os resultados de NTK do presente trabalho com aqueles encontrados por Kalambura et al. (2011) nota-se um maior valor médio de nitrogênio (1,2 g L⁻¹) o que pode estar relacionado ao menor valor de pH observado por estes autores (7,9), reduzindo a perda de nitrogênio para a atmosfera na forma de gás amônia.

Das (2008) relata como valores médios de nitrogênio orgânico observados em ELDC de 8,0 g L⁻¹, e 1,0 g L⁻¹ na forma de nitrogênio amoniacal.

O elemento fósforo sofre influência do pH, formando compostos insolúveis em pH mais elevado, entretanto como foi determinado o fósforo total, não sofreu influência do pH nos resultados. No entanto, os valores de P observados por Gousterova et al. (2008) e Kalambura et al. (2011) foram, em média, cerca de 100 (47,5 g L⁻¹) e 27 (12,7 g L⁻¹) vezes superiores aos valores

observados no presente trabalho. Assim, parece que a composição do material a ser digerido influencia diretamente no conteúdo de fósforo.

Valores de fósforo inferiores ao observado no presente trabalho foram relatados por Das (2008) com valores médios observados no efluente de diferentes digestores ao longo do tempo, de $0,40 \text{ g L}^{-1}$.

Além da composição dos resíduos, outro fator que influencia a concentração de fósforo, e dos demais nutrientes no meio, e dificulta a comparação entre os diferentes trabalhos observados na literatura, é o efeito da diluição, ou seja, a quantidade de água que é utilizada no processo em relação à massa de resíduos. No presente trabalho, esta relação foi de $0,87 \text{ kg}$ de resíduo por litro de solução (água mais solução alcalina de KOH). Nos trabalhos de Gousterova et al. (2008) e Kalambura et al. (2011), a relação observada foi de $0,40$ e $0,63 \text{ kg L}^{-1}$ de solução.

Diferentemente dos demais nutrientes, o potássio (K) verificado na ARDC não é proveniente somente do material a ser digerido, pois é introduzido juntamente com a solução de KOH. No presente trabalho, o valor médio encontrado ($2,80 \text{ kg L}^{-1}$ de K) foi superior aos observados por Kalambura et al. (2011) e inferior aos encontrados por Gousterova et al. (2008), cujos valores foram respectivamente de $1,63 \text{ g L}^{-1}$ e $53,1 \text{ g L}^{-1}$ de K.

O sódio presente nos valores observados por Gousterova et al. (2008) está relacionado, além do conteúdo digerido, à solução de digestão. Estes autores utilizaram uma mistura de KOH e NaOH para realizar a digestão. Daí, provavelmente, os maiores valores observados de Na ($4,04 \text{ g L}^{-1}$) em relação ao presente trabalho.

Os valores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) encontrados por Gousterova et al. (2008) e Kalambura et al. (2011) também foram superiores aos observados no presente trabalho. Sendo respectivamente iguais a $62,4 \text{ g L}^{-1}$ de Ca e $15,3 \text{ g L}^{-1}$ de Mg, e $144,1 \text{ g L}^{-1}$ de Ca e $2,2 \text{ g L}^{-1}$ de Mg. Quanto ao enxofre (S) não se

verificaram nos trabalhos valores para comparação. A presença do enxofre torna-se importante por ser um macronutriente, principalmente se a opção escolhida para destinação final do ELDC for o solo para cultivo.

Os valores dos micronutrientes avaliados e presentes no ELDC (Tabela 6) apresentaram maior variação entre as amostragens quando comparados aos macronutrientes.

Tabela 6 - Valores de manganês total (Mn), cobre total (Cu), zinco total (Zn), e ferro total (Fe) quantificados nas diferentes amostragens do efluente líquido do digestor de carcaça.

Amostragem	Mn	Cu	Zn	Fe
	mg L ⁻¹			
1	0,063	0,780	8,01	35,6
2	0,026	1,140	5,63	28,9
3	0,016	0,780	7,25	27,2
Média	0,035	0,900	6,96	30,6

A variação observada nos valores de micronutrientes no ELDC no presente trabalho está dentro da faixa de variação observada na literatura, ora com valores maiores, ora com valores menores. Exceção pode ser feita ao zinco que apresentou valores menores que os observados na literatura.

Para os micronutrientes: manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe), Kalambura et al. (2011) verificaram valores de 94 mg L⁻¹, 12 mg L⁻¹, 68 mg L⁻¹ e 441 mg L⁻¹; enquanto Gousterova et al. (2008) obtiveram 0,35 mg L⁻¹, 0,55 mg L⁻¹, 10,2 mg L⁻¹ e 4,8 mg L⁻¹.

Comparando-se as concentrações de macro e micronutrientes no ELDC do presente trabalho com aqueles relatados em outros trabalhos, verifica-se, de forma geral, que o ELDC produzido no digestor de carcaças do DMV/UFLA apresenta menores concentrações de nutrientes. Tal fato pode estar relacionado à

diluição proporcionada pelo volume de água adicionado ao digestor ser diferente aos dos demais trabalhos, além da composição da solução de digestão, a base de KOH ou NaOH. Além disso, a composição dos resíduos a serem degradados parece influenciar em parte a composição nutricional do ELDC.

Quanto à presença de patógenos no ELDC, não foi verificada a presença de coliformes totais e nem de coliformes termotolerantes. Tal situação se deve à pressão, temperatura e ao elevado valor de pH do processo de digestão alcalina. Apesar de não terem sido avaliadas outras formas de contaminação microbiológica, acredita-se que neste aspecto o ELDC é estéril quanto à presença de outros contaminantes biológicos, justificado pela potencialidade do método em destruir compostos bastante persistentes no meio como os agentes infecciosos compostos por proteínas (príons), além de vírus e bactérias (DAS, 2008; GWYTHER et al., 2011; MURPHY et al., 2009).

Apesar da variação dos valores em relação à literatura, é certo que o ELDC não pode ser disposto nos corpos hídricos, por estar em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação vigente para disposição nesse meio. Dentre as variáveis avaliadas, a Deliberação Normativa Conjunta COPA/CERH nº 1 de 2008 estabelece para lançamento de efluentes em corpos d'água que o pH esteja entre 6,0 e 9,0, e valores máximos de Cu, Fe, Mn, N amoniacal, e Zn de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, 15 mg L^{-1} , $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, 20 mg L^{-1} e 5 mg L^{-1} (MINAS GERAIS, 2008). Assim, os valores de pH, Fe, N e Zn estão em desacordo com a legislação.

Apesar de não terem sido avaliadas no ELDC as concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), verificou-se que o percentual de matéria orgânica é elevado (Tabela 4). Assim, acredita-se que os valores de DBO e DQO sejam elevados como os valores médios levantados na literatura por Das (2008) com DBO de 70.000 mg L^{-1} e DQO de $105.000 \text{ mg L}^{-1}$. Superando os valores preconizados para

lançamento em cursos d'água que é de 60 mg L⁻¹ de DBO e 180 mg L⁻¹ de DQO (MINAS GERAIS, 2008).

4.3 Proposição de formas de disposição no solo do efluente líquido do digestor de carcaça

Verificou-se na avaliação qualitativa do presente trabalho que o mesmo possui características nutricionais importantes, o que aumentaria os custos com tratamento, quando comparado com efluentes de origem agroindustrial. Desta forma, a disposição no solo torna-se interessante.

Neste aspecto a disposição no solo pode ser feita de forma direta ou indireta, passando primeiro por um processo de compostagem (GOUSTEROVA et al., 2008, 2011).

A compostagem do ELDC associada a uma fonte de carbono torna-se mais interessante que a compostagem do animal morto, pois no segundo caso há atração de vetores, além de o manejo da compostagem tornar-se mais difícil quando o processo for com animais de grande porte, como bovinos e equinos.

Quando disposto no solo, o ELDC contém grande quantidade de matéria orgânica solúvel, em função da quebra da matéria orgânica realizada durante a digestão alcalina, prontamente assimilável pelos microrganismos do solo (COOK; ALLAN, 1992).

Apesar das vantagens inegáveis da disposição do ELDC no solo, alguns cuidados devem ser adotados para proteção do sistema solo-planta e para evitar a contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Quanto à proteção do sistema solo-planta atenção deve ser dada ao elevado valor de pH do ELDC (Tabela 2). A presença do KOH torna o ELDC um potencial corretivo de acidez de solo, e neste caso o fator pH deve ser considerado (MATOS, 2014).

Fia, Matos e Aguirre (2005) avaliaram a aplicação de lodo de esgoto caledo (pH = 13), em doses crescentes, em vasos cultivados com milho, e verificaram que na dosagem máxima (168,4 t ha⁻¹ de lodo), o pH do solo que era de 4,7 foi elevado para 6,8. Nascimento et al. (2014) aplicaram 50,42 t ha⁻¹ de lodo de esgoto em solo cultivado com girassol e verificaram o aumento de pH na camada de 0-0,20 m de 5,8 para 7,8.

Assim, para disposição no solo recomenda-se determinar o potencial de neutralização do ELDC, ou ainda realizar experimentos de campo com a aplicação em solos com diferentes características para avaliar o potencial de correção de acidez do ELDC.

Outro fator a ser considerado no ELDC é a elevada concentração de sais dissolvidos, evidenciada na determinação da condutividade elétrica (Tabela 2). A aplicação de excesso de sais no solo pode causar o aumento do potencial osmótico da solução do solo e causar danos irreparáveis às plantas cultivadas, bem como ao solo, dependendo do tipo de elemento químico adicionado. Ayers e Westcot (1991) relatam que águas com valores de CE acima de 3,0 dS m⁻¹ podem causar sérios danos ao solo, e devem ter restrição severa quanto ao uso.

Lo Monaco et al. (2007) verificaram que a aplicação de doses superiores a três vezes a dose recomendada de potássio para o cafeeiro, via água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro, provocou sérios problemas ao cafeeiro, em razão da diminuição do potencial osmótico no solo. Assim, a escolha de cultura mais tolerante ao estresse hídrico como as gramíneas (BIANCHI et al., 2005) para o recebimento do ELDC deve ser considerada.

Pelas equações 2 e 3, verificou-se que em média a RAS e a RAP foram de 17,46 (mmol L⁻¹)^{1/2} e 13,4 (mmol L⁻¹)^{1/2}, respectivamente. O que representa valores elevados. O efluente líquido do digestor de carcaças contém nutrientes necessários para as plantas, mas tem o agravante de conter uma grande quantidade de sódio e potássio. Assim, atenção deve ser dada à aplicação de

resíduos no solo ricos em sódio (e também potássio), para que seja feito o manejo adequado evitando impactos negativos no sistema solo planta.

Juntamente com os valores de RAS e RAP devem ser observados os valores de condutividade elétrica, pois se os dois forem elevados há possibilidade reduzida de danos ao solo (MATOS, 2014). Entretanto, deve-se considerar que danos em relação à diminuição do potencial osmótico podem ocorrer.

Em relação à proposição de disposição no solo quanto aos nutrientes, atenção deve ser dada ao nitrogênio, que em condições aeróbias é convertido nas formas nítricas, sendo extremamente móvel no solo (SAMPAIO et al., 2010). Porém, apesar da elevada concentração de nitrogênio, acredita-se que o potássio e o sódio são os elementos mais limitantes quanto à aplicação do ELDC no solo. Quanto ao nitrogênio e ao potássio, deve-se considerar as quantidades extraíveis pelas culturas (MATOS, 2014), evitando prejuízos à estrutura do solo, redução do potencial osmótico e a contaminação das águas subterrâneas.

Entretanto, preocupação maior deve ser estabelecida em relação ao sódio, por não ser um nutriente essencial a todas as plantas. Sousa et al. (2010) relatam que a maioria das espécies que utiliza as rotas C4 de fixação de carbono, como é o caso do milho, requer íons sódio, por estar envolvido na transferência de metabólitos entre os cloroplastos das células do mesófilo e da bainha vascular das plantas; no entanto, o acúmulo do íon sódio em excesso, principalmente nas folhas, resulta na inibição do crescimento, em função de sua ação tóxica sobre o metabolismo celular.

Erthal et al. (2010) aplicaram $100,6 \text{ kg ha}^{-1}$ de Na, provenientes de água residuária de bovinocultura, em capim-tifton 85 cultivado durante 235 dias, o que resultou 4 ciclos de desenvolvimento da cultura após os três cortes realizados entre cada ciclo. Os autores concluíram que as doses aplicadas não causaram problemas de salinidade nem de sodicidade no solo, apesar dos

aumentos da concentração de sódio trocável e da saturação por sódio, com o tempo.

Assim, para estabelecer a melhor dosagem do ELDC recomenda-se o estabelecimento de unidades experimentais para a aplicação do ELDC em diferentes culturas, principalmente gramíneas, e sob diferentes dosagens, para avaliar o potencial produtivo das espécies.

A partir da discussão estabelecida anteriormente, verifica-se que não há fator impeditivo quanto à utilização do ELDC no solo. Entretanto, a quantificação das doses necessárias a serem aplicadas, bem como o manejo adequado do sistema solo-planta, torna-se imprescindível para manutenção da qualidade do mesmo e para evitar a contaminação ambiental.

5 CONCLUSÃO

Pode-se concluir que:

- a) A maior parte do produto da digestão apresenta-se com características líquidas de cor de café, alcalina com odor de sabão constituindo o efluente líquido do digestor de carcaças (ELDC). Apenas 3% do resíduo gerado apresentam características sólidas.
- b) As características dos animais digeridos pouco influenciaram nas características de pH, CE, macronutrientes (NPK, P, K, Ca, Mg, S) e sódio do ELDC gerado;
- c) O ELDC gerado é rico em matéria orgânica (69,5%), e em macro (NPK, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Mn, Cu, Zn e Fe), possui pH e condutividade elétrica elevados (11,2 e 36,5 dS m⁻¹);
- d) O produto do digestor de carcaças do DMV/UFLA não pode ser lançado diretamente em cursos d'água por não estar de acordo com as diretrizes legais estabelecidas para esta destinação final no estado de Minas Gerais;
- e) O ELDC pode ser destinado ao solo como corretivo de acidez de solo e como fonte de nutrientes, desde que observadas as técnicas pertinentes para evitar danos ao sistema solo-planta e contaminação das águas superficiais e subterrâneas;
- f) Deve-se ter atenção ainda, em relação aos possíveis danos no sistema solo-planta devido à concentração de Na e K em relação aos outros sais. Desta forma, deve-se considerar a razão de adsorção de sódio (RAS) e a razão de adsorção de potássio (RAP), associadas à condutividade elétrica o ELDC.

REFERÊNCIAS

AEA TECHNOLOGY. **Atmospheric emissions from small carcass incinerators**: a report produced for the Department for Environment, Food and Rural Affairs: report number AEAT/ENV/R/0920. Carlsbad, 2002. 77 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005. Disponível em: <<https://www.standardmethods.org/>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

ARROYO, L. C. et al. Composting goat mortalities. In: UNDERGRADUATE RESEARCH PROGRAM, 2005, Puerto Rico. **Proceedings...** Puerto Rico: University of Puerto Rico; USDA, 2005. p. 1-13.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: Ed. UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO Irrigação e Drenagem, 29).

BEAL, C. D.; GARDNER, E. A.; MENZIES, N. W. Process, performance, and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 43, p. 781-802, 2005.

BIANCHI, C. A. M. et al. Ajuste osmótico em milho cultivado em diferentes sistemas de manejo de solo e disponibilidade hídrica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 7, p. 645-651, jul. 2005.

BOUWER, H. **Hidrologia**. São Paulo: McGraw-Hill, 1978. 424 p.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. Brasília, DF, 2013. 244 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada - RDC n° 306, de 7 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, n. 237, p. 49-56, 10 dez. 2004. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 358, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, n. 84, p. 63-65, 4 maio 2005. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 368, de 28 de março de 2006. Altera dispositivos da Resolução n° 335, de 3 de abril de 2003, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, n. 61, p. 149-150, 29 mar. 2006. Seção 1.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, jul./ago. 2012.

CASTRO, D. L. de. Caracterização geofísica e hidrogeologia do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE. **Revista Brasileira de Geofísica**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 3, p. 251-271, 2008.

CHEN, S. J. et al. Emission of heavy metals from animal carcass incinerators in Taiwan. **Chemosphere**, Oxford, v. 55, p. 1197-1205, 2004.

CHEN, S. J.; HSIEH, L. T.; CHIU, S. C. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from animal carcass incinerators. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 313, p. 61-76, 2003.

COOK, B. D.; ALLAN, D. L. Dissolved organic matter in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 24, p. 585-594, 1992.

COUNCIL FOR AGRICULTURAL SCIENCE AND TECHNOLOGY. **Poultry carcass disposal options for routine and catastrophic mortality**. Iowa, 2008. 20 p. (Issue Paper, 40).

CURCI, V. C. L. M. et al. Pré-compostagem de cadáveres de bovinos acometidos pelo botulismo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 27, n. 4, p. 157-161, abr. 2007.

DAS, K. C. Co-composting of alkaline tissue digester effluent with yard trimmings. **Waste Management**, Oxford, v. 28, p. 1785-1790, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Destinação de animais mortos será discutida em Brasília**. Disponível em:

<<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/7656416/destinacao-de-animais-mortos-sera-discutida-em-brasilia>>. Acesso em: 18 jan. 2016.

ERTHAL, V. J. T. et al. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 467–477, 2010.

EUROPEAN COMMISSION. Scientific Steering Committee. Health & Consumer Protection Directorate-General. **Final opinion and report on: a treatment of animal waste by means of high temperature (150 °C, 3 h) and high-pressure alkaline hydrolysis**. Brussels, 2003. 26 p.

FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledado. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 13, n. 4, p. 287-299, out. /dez. 2005.

FIGUEIREDO FILHO, Y. A. **Contaminação do solo e das águas subterrâneas por sepultamento de carcaças de animais no solo**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Geografia Física)-Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2011.

GLANVILLE, T. D. Impact of livestock burial on shallow groundwater quality. In: AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS, AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS, 2000, Saint Joseph. **Proceedings...** Saint Joseph: ASAE, 2000. 1 CD-ROM.

GLANVILLE, T. D. et al. Environmental impacts and biosecurity and composting for emergency disposal of livestock mortalities. In: ASAE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2005, Tampa. **Proceedings...** Tampa, 2005. Disponível em: <http://lib.dr.iastate.edu/abe_eng_conf/114/>. Acesso em: 10 mar. 2016.

GOUSTEROVA, A. et al. Assessment of feather hydrolysate from thermophilic actinomycetes for soil amendment and biological control application. **International Journal of Environmental Research**, Basel, v. 5, n. 4, p. 1065-1070, 2011.

GOUSTEROVA, A. et al. Development of a biotechnological procedure for treatment of animal wastes to obtain inexpensive biofertilizer. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Oxford, v. 24, p. 2647-2652, 2008.

GWYTHYR, C. L. et al. The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: a review. **Waste Management**, Oxford, v. 31, n. 4, p. 767-778, Apr. 2011.

JOUNG, H. K. et al. Nationwide surveillance for pathogenic microorganisms in groundwater near carcass burials constructed in South Korea in 2010. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 10, n. 12, p. 7126-7143, Dec. 2013.

KALAMBURA, S. et al. Alkaline hydrolysis of animal waste as pretreatment in production of fermented fertilizers. **Cereal Research Communications**, Budapest, v. 36, p. 179-182, 2008.

KALAMBURA, S. et al. High-risk biodegradable waste processing by alkaline hydrolysis. **Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju**, Zagreb, v. 62, n. 3, p. 249-253, Sept. 2011.

KALBASI, A. et al. Carcass composting for management of farm mortalities: a review. **Compost Science and Utilization**, Emmaus, v. 13, p. 180-193, 2005.

KAYE, G. I. et al. Efficacy of alkaline hydrolysis as an alternative method for treatment and disposal of infectious animal waste. **Contemporary Topics in Laboratory Animal Science**, New Jersey, v. 37, p. 43-46, 1998.

KIRBY, M.; BRIZUELA, C.; WILKINSON, R. An investigation into farmer's perspective of the disposal of fallen livestock and animal by-products. **Veterinary Record**, London, v. 167, n. 16, p. 606-609, 2010.

LEMIRE, K. A.; RODRIGUEZ, Y. Y.; MCINTOSH, M. T. Alkaline hydrolysis to remove potentially infectious viral RNA contaminants from DNA. **Virology Journal**, London, v. 13, n. 88, p. 1-12, 2016.

LIGOCKA, A.; PALUSZAK, Z. Evaluation of meat waste composting process based on fecal streptococci survival. **Polish Journal of Environmental Studies**, London, v. 17, p. 739-744, 2008.

LO MONACO, P. A. V. et al. Avaliação do estado nutricional do cafeeiro após a fertirrigação com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 15, p. 392-399, 2007.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2014. 241 p.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo**. 2001. 113 f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia)-Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1**, de 5 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, 2008. Disponível em:
<<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

MURPHY, R. G. L. et al. Alkaline hydrolysis of mouse-adapted scrapie for inactivation and disposal of prion-positive material. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, p. 1787-1793, 2009.

NASCIMENTO, A. L. et al. Atributos químicos do solo adubado com lodo de esgoto estabilizado por diferentes processos e cultivado com girassol. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 146-153, jan./fev. 2014.

NATIONAL AGRICULTURAL BIOSECURITY CENTER. **Carcass disposal: a comprehensive review: report written for the USDA Animal and Plant Health Inspection Service**. Manhattan: Kansas State University, 2004. 7 p.

NEYENS, E.; BAEYENS, J.; CREEMERS, C. Alkaline thermal sludge hydrolysis. **Journal of Hazardous Materials B**, Amsterdam, v. 97, p. 295-314, 2003.

PAIVA, E. C. R. et al. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 5, p. 961-970, set./out. 2012.

POLLARD, S. J. T. et al. Exposure assessment of carcass disposal options in the event of a notifiable exotic animal disease: application to avian influenza virus. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 42, p. 3145-3154, 2008.

SAMPAIO, S. C. et al. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 138-149, jan./fev. 2010.

SANABRIA-LEON, R. **Composting as an alternative method to dispose of slaughterhouse wastes in Puerto Rico**. Gran Canaria: University of Puerto Rico, 2006. 100 p.

SANDER, J. E.; WARBINGTON, M. C.; MYERS, L. M. Selected methods of animal carcass disposal. **Journal of the American Veterinary Medical Association**, Ithaca, v. 220, p. 1003-1005, 2002.

SCUDAMORE, J. M. et al. Carcass disposal: lessons from Great Britain following the foot and mouth disease outbreaks of 2001. **Revue Scientifique et Technique**, Paris, v. 21, p. 775-787, 2002.

SHAFER, D. J. et al. Characterization of alkaline hydroxide-preserved whole poultry as a dry byproduct meal. **Poultry Science**, Champaign, v. 80, p. 1543-1548, 2001.

SHAFER, D. J. et al. Chemical preservation of whole broiler carcasses utilizing alkaline hydroxides. **Poultry Science**, Champaign, v. 79, p. 1517-1523, 2000.

SOUSA, G. G. et al. Nutrição mineral e extração de nutrientes de planta de milho irrigada com água salina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1143-1151, 2010.

VALENTE, B. S. et al. Compostagem na gestão de cadáveres de cães. **REGET**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 1389-1399, dez. 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 1).

WAFULA, M. M.; PATRICK, A.; CHARLES, T. Managing the 2004/05 anthrax outbreak in Queen Elizabeth and Lake Mburo National Parks. **African Journal of Ecology**, Uganda, v. 46, p. 24-31, 2008.

WILKINSON, K. G. The biosecurity of on-farm mortality composting. **Journal of Applied Microbiology**, Oxford, v. 102, p. 609-618, 2007.