

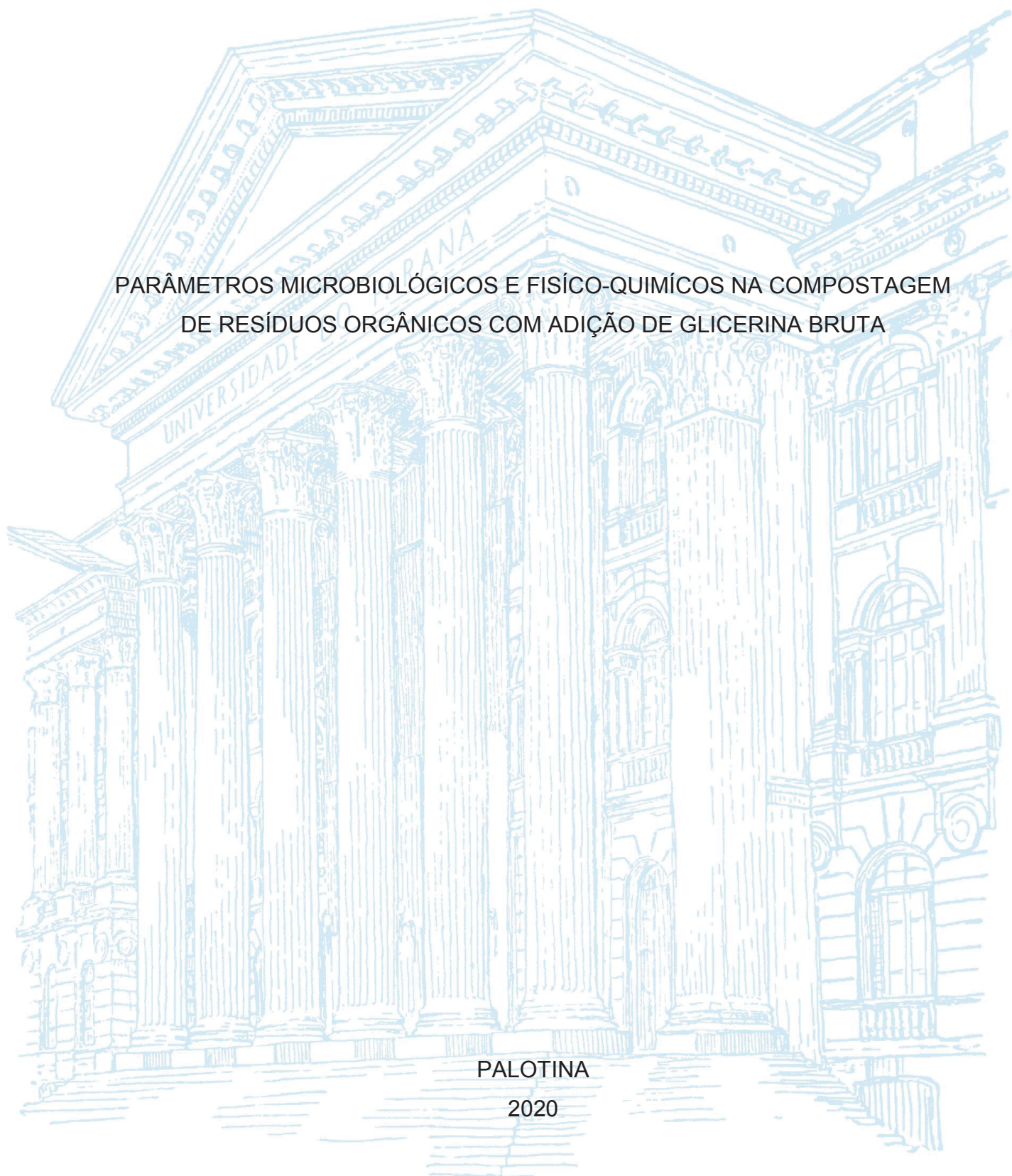
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NATHIELY CATHARINE DE MORAES SILVEIRA

PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS E FÍSICO-QUÍMICOS NA COMPOSTAGEM  
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM ADIÇÃO DE GLICERINA BRUTA

PALOTINA

2020



NATHIELY CATHARINE DE MORAES SILVEIRA

PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS E FISÍCO-QUÍMICOS NA COMPOSTAGEM  
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM ADIÇÃO DE GLICERINA BRUTA

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em bioenergia, Setor de Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em bioenergia.

Orientador: Prof. Dr. Jonathan Dieter

Coorientadora: Profa. PhD. Francielly Torres dos Santos

Coorientador: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

PALOTINA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

S587 Silveira, Nathiely Catharine de Moraes  
Parâmetros microbiológicos e físico-químicos na compostagem de resíduos orgânicos com adição de glicerina bruta / Nathiely Catharine de Moraes Silveira – Palotina, 2020.  
73f.

Orientador: Jonathan Dieter  
Coorientadora: Francielly Torres dos Santos  
Coorientador: Joel Gustavo Teleken  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Bioenergia.

1. Sanitização. 2. Microrganismos patogênicos. 3. Estabilização de resíduos orgânicos. 4. Resíduos agroindustriais. I. Dieter, Jonathan. II. Santos, Francielly T. dos. III. Teleken, Joel Gustavo IV. Universidade Federal do Paraná. V. Título.

CDU 620.9

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em BIOENERGIA - UEL - UEM - UEPG - UNICENTRO - UNIOESTE - UFPR da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de NATHIELY CATHARINE DE MORAES SILVEIRA intitulada: PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS E FÍSICO-QUÍMICOS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM ADIÇÃO DE GLICERINA BRUTA, sob orientação

do Prof. Dr. JONATHAN DIETER, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 09 de Março de 2020.

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica 21/03/2020 19:44:42.0  
FRANCIELLY TORRES DOS SANTOS

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANA - CAMPUS PALOTINA )

Assinatura Eletrônica 12/03/2020 10:45:27.0 JONATHAN DIETER  
Orientador - Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica 10/03/2020 08:33:28.0 IVONETE ROSSI BAUTITZ  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica 10/03/2020 09:23:43.0 MAURICIO GUY DE ANDRADE  
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a minha coorientadora PhD Francielly Torres dos Santos por todo o apoio, pelo incentivo, pelo conhecimento transmitido, e por sua orientação eficiente e com excelência.

Ao meu orientador Dr Jonathan Dieter pelo suporte oferecido a mim.

Ao coorientador Dr Joel Gustavo Teleken pelo suporte.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro com a bolsa de auxílio.

Aos amigos (as) e colegas que contribuíram na realização do experimento, Bruno de Oliveira Rovere, Luan Felipe Feitosa, Daniel Borges de Oliveira, Sara Arruda Franciozi, Thais Cordeiro Queiroz de Oliveira Lima e Flavio Valério. Sem a ajuda de vocês na parte experimental eu não teria concluído sozinha este experimento. E agradeço pela amizade de todos, pelo apoio e incentivo no decorrer desses dois anos.

A minha mãe Maria Cristina de Moraes por acreditar em mim e me fornecer todo o apoio mesmo não estando presente, a minha avó Isaura e avô Antônio por todo amor e carinho.

A professora Marivone V. Zabott pelo conhecimento transmitido nas análises realizadas, e pela paciência em ensinar. Aos (as) técnicos (as) Thompson, Raquel, Larissa, Maiara e Cleuza que auxiliaram no fornecimento de materiais, e disponibilizando laboratórios e equipamentos para uso.

"Que nada nos limite, que nada nos defina, que nada nos sujeite. Que a liberdade seja nossa própria substância, já que viver é ser livre. Porque alguém disse e eu concordo que o tempo cura, que a mágoa passa, que decepção não mata, e que a vida sempre, sempre continua. " Simone de Beauvoir.

## RESUMO

O gerenciamento de resíduos é uma questão crítica para a sociedade moderna, devido a problemática causada pelos resíduos provenientes dos processos agrícolas e agroindustriais. Sendo assim, tem-se a necessidade de técnicas que visem a utilização desses resíduos e agregue valor aos mesmos. Os resíduos da produção de aves de corte que são constituídos dos que antecedem o processo como a cama de frango e os resíduos de incubatório, são configurados como fontes de nitrogênio, altamente poluidoras quando dispostos ao meio ambiente sem tratamento adequado, assim como, contaminação por microrganismos patogênicos. A cadeia produtiva de biodiesel gera em seu processo produtivo a glicerina bruta, coproduto que possui concentrações de contaminantes que podem variar de acordo com o processo de transesterificação. É necessário a purificação da glicerina bruta para que este coproduto obtenha valor, e esse processo acaba se tornando oneroso para pequenos produtores. O presente estudo tem o objetivo de avaliar a eficiência do processo de compostagem na sanitização dos resíduos de incubatório e cama de frango com adição de glicerina bruta associada a cinzas remanescente de caldeira. O processo de compostagem foi conduzido com resíduos orgânicos proveniente de uma indústria de abate de frango, com diferentes concentrações de glicerina bruta (0, 4, 8, 12 e 16%). Foi analisado parâmetros químicos e biológicos para averiguar se as diferentes concentrações de glicerina bruta iriam afetar o processo. Analisando os parâmetros químicos comprovou-se que a glicerina bruta não influenciou negativamente no processo de compostagem. A atividade microbiana mostrou-se alta no início do processo em todos os tratamentos, devido a disponibilidade de carbono lábil, e ao final do processo houve queda na atividade microbiana, devido ao esgotamento de compostos orgânicos mais facilmente mineralizáveis pelos microrganismos. Nos parâmetros de sanitização observou-se que devido à alta temperatura atingida no processo, foi possível reduzir o número de coliformes totais e termotolerantes e obter a eliminação de *Salmonella sp.* Portanto o processo de compostagem demonstrou-se eficiente no tratamento alternativo para os resíduos propostos.

Palavras-chave: Sanitização. Microrganismos patogênicos. Estabilização de resíduos orgânicos. Resíduos agroindustriais. Substrato orgânico.

## ABSTRACT

Waste management is a critical issue for modern society, due to the problem caused by waste from agricultural and agro-industrial processes, there is a need for techniques that aim to use this waste and add value to it. The poultry production residues that are made up of those that precede the process, such as chicken litter and hatchery residues, are configured as nitrogen sources, highly polluting when disposed of in the environment without adequate treatment. The biodiesel production chain generates crude glycerin in its production process, a co-product that has concentrations of contaminants that may vary according to the transesterification process. It is necessary to purify the crude glycerin for this co-product to obtain value, and this process ends up becoming costly for small producers. The present study aims to evaluate the efficiency of the composting process in the sanitization of hatchery and chicken litter residues with the addition of crude glycerin associated with ashes remaining in the boiler. The composting process was carried out with organic residues from a chicken slaughter industry, with different concentrations of crude glycerin (0, 4, 8, 12 and 16%). Chemical and biological parameters were analyzed to see if the different concentrations of crude glycerin would affect the process. Analyzing the chemical parameters, it was proved that the crude glycerin did not negatively influence the composting process. Microbial activity was shown to be high at the beginning of the process in all treatments, due to the availability of labile carbon, and at the end of the process, there was a decrease in microbial activity, due to the depletion of organic compounds more easily mineralized by microorganisms. In the sanitation parameters, it was observed that due to the high temperature reached in the process, it was possible to reduce the number of total and thermotolerant coliforms and the elimination of *Salmonella sp.* Therefore, the composting process proved to be efficient in alternative treatment for the proposed waste.

Keywords: Sanitization. Pathogenic microorganisms. Stabilization of organic waste.

Agro-industrial waste. Organic substrate.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – DISPOSIÇÃO DAS LEIRAS NO INTERIOR DA ESTUFA .....	36
FIGURA 2 – FLUXOGRAMA GERAL DO EXPERIMENTO .....	37
FIGURA 3 – TAXA DE RESPIRAÇÃO BASAL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE GLICERINA BRUTA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DE AVES.....	47
FIGURA 4 – TEMPERATURA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE GLICERINA BRUTA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DE AVES .....	49
FIGURA 5 - OVO DA FAMÍLIA ASCARIDIDAE E OOCISTOS DE EIMERIA PRESENTES NO ÍNICIO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	52

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – CLASSIFICAÇÃO DE FERTILIZANTES ORGÂNICOS E ORGANOMINERAIS QUANTO À ORIGEM DA MATÉRIA ORGÂNICA .....	33
--	----

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – ESPECIFICAÇÕES DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS MISTOS E COMPOSTOS.....	34
TABELA 2 – LIMITES MÁXIMOS DE CONTAMINANTES PERMITIDOS PELA INSTITUIÇÃO NORMATIVA Nº 7 REPUBLICADA EM 02/05/2016 .....	34
TABELA 3 – QUANTIDADE EM MATÉRIA SECA (KG) E PORCENTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS UTILIZADOS.....	38
TABELA 4 – PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	43
TABELA 5 – PARÂMETROS DE PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA INÍCIO E FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	45
TABELA 6 – PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES E <i>SALMONELLA SP</i> NO INÍCIO E FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	50

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
1.2 OBJETIVOS .....	17
1.2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
2.1 PRODUÇÃO E ABATE DE AVES DE CORTE.....	19
2.1.1 Microrganismos patogênicos.....	20
2.1.1.1 <i>Salmonella spp.</i> .....	20
2.1.1.2 Coliformes totais e termotolerantes .....	21
2.1.1.3 Ovos de helmintos.....	21
2.2 COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS AGROINDUSTRIAIS .....	22
2.2.1 Temperatura.....	23
2.2.2 Aeração .....	25
2.2.3 Umidade .....	25
2.2.4 Relação carbono:nitrogênio.....	26
2.2.5 Potencial hidrogeniônico (pH) .....	27
2.2.6 Granulometria.....	27
2.2.7 Dimensões e formas das pilhas .....	28
2.3 RESÍDUOS DA PODA DA ARBORIZAÇÃO URBANA.....	28
2.4 CINZAS DE CALDEIRA .....	29
2.5 PRODUÇÃO DE CAFÉ .....	29
2.6 LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA .....	30
2.7 CADEIA DE BIODIESEL E PRODUÇÃO DE GLICERINA.....	31
2.8 FERTILIZANTES ORGÂNICOS .....	32
2.8.1 Legislação de fertilizantes orgânicos.....	33
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>35</b>
3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO .....	35
3.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO .....	35
3.3 TRATAMENTOS .....	37
3.4 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	38
3.4.1 Parâmetros químicos e físico .....	39
3.4.1.1 pH e condutividade elétrica .....	39

3.4.1.2 Carbono Orgânico Total .....	39
3.4.1.3 Quantificação de Nitrogênio .....	39
3.4.2 Parâmetros microbiológicos .....	40
3.4.2.1 Respiração Basal .....	40
3.4.2.2 Coliformes totais e termotolerantes .....	40
3.4.2.3 Salmonella spp. ....	41
3.4.2.4 Ovos de helmintos .....	41
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	42
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>43</b>
4.1 PARÂMETROS QUÍMICOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	43
4.2 ATIVIDADE MICROBIANA .....	47
4.3 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA DURANTE O PROCESSO .....	49
4.5 PARÂMETROS DE SANITIZAÇÃO .....	50
<b>5. CONCLUSÕES .....</b>	<b>54</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>55</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Atividades agroindustriais e de processamento de produtos agropecuários são responsáveis por transformar matérias-primas agropecuárias em produtos de consumo. Nesse processo são geradas grandes quantidades de resíduos que possuem alta concentração de material orgânico. Este é responsável por um dos maiores impactos causados por resíduos sólidos orgânicos, devido a formação de ácidos orgânicos através da fermentação do resíduo, causando maus odores, reduzindo o oxigênio dissolvido em águas superficiais e contaminando o solo, quando disposto inadequadamente (GOPINATHAN e THIRUMURTHY, 2012; PEDROSA et al., 2013).

Um dos segmentos da agroindústria que vem crescendo a cada ano, sendo considerada uma das atividades mais significativas do agronegócio brasileiro é a indústria de produção de proteína de frango. Esse fato está relacionado a alguns fatores como extensão territorial, capacidade de produção de grãos, tecnologia desenvolvida utilizada no melhoramento de abate de aves, bem como no aprimoramento genético da cadeia produtiva da carne de frango no Brasil (PARANHOS et al., 2020; FERREIRA et al., 2018).

O abate das aves é constituído por diversas etapas, que vão desde a chegada no local onde serão abatidas, até a expedição do produto final, ou seja, em todas essas etapas a geração de resíduos é inevitável. Ainda, nas fases que precedem o abate são gerados resíduos como cama de frango e resíduos de incubatório, estes resíduos possuem alto potencial poluente e são fontes de transmissão de doenças por microrganismos patogênicos.

Outro setor agroindustrial no Brasil que se destaca mundialmente pelos índices de produtividade. Dentre as atividades agroindustriais o Brasil é considerado um dos maiores produtores e consumidores do mundo de biodiesel, ficando atrás apenas dos Estados Unidos. Em 2019 foi aprovado pelo Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), a medida que determinou o aumento de percentual de adição do biodiesel do óleo diesel comercializado no Brasil para de 11% (B11) desde de 1º de setembro de 2019. Segundo a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), com o presente aumento a indústria nacional de biodiesel fechou o ano de 2019 com 5,9 bilhões de litros fabricados, esse volume

corresponde a 10% acima do volume que foi produzido pelas usinas brasileiras no ano anterior.

O aumento da demanda de biodiesel, por consequência, ocasionou um aumento na geração de glicerina bruta, coproduto desse setor. A glicerina bruta apresenta em sua composição alguns resíduos do processo que impedem o seu uso para fins comerciais, dessa forma, para utilizá-la é necessário que ocorra uma purificação (VENDRUSCOLO et al., 2013). As técnicas de purificação são onerosas, o que dificulta o seu reaproveitamento, entretanto, esse co-produto apresenta-se como uma fonte de carbono lábil ao para o processo de compostagem.

O processo de compostagem é uma técnica que tem por finalidade a estabilização e sanitização dos materiais de origem orgânica. Devido as características específicas desses resíduos o processo de compostagem tem sido utilizado no gerenciamento de resíduos orgânicos. É um processo aeróbio que ocorre na presença de oxigênio, o material orgânico é degradado, liberando calor e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), gerando um composto orgânico rico em nutrientes e sanitizado (ORRICO JÚNIOR et al., 2010; BRITO et al., 2010; ORRICO JÚNIOR et al., 2012; COSTA et al., 2015).

Diante do exposto, os resíduos da produção de aves de corte configuram-se como fontes de nitrogênio altamente poluidoras quando dispostos ao meio ambiente sem tratamento adequado. No mesmo panorama, estão os resíduos de glicerina bruta que são fontes de carbono. Visto que o nitrogênio e o carbono são elementos fundamentais para o processo de compostagem, o presente estudo tem o objetivo de avaliar a adição de glicerina bruta associada a cinzas na compostagem dos resíduos orgânicos oriundos da cadeia de aves de corte na sanitização do composto orgânico.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do processo de compostagem na sanitização dos resíduos de incubatório e cama de frango com adição de glicerina bruta associada a cinzas remanescente de caldeira.

### 1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Realizar o processo de compostagem com resíduos da cadeia de aves de corte avaliando-se a influência da adição de 0; 4; 8; 12 e 16% glicerina bruta;

Avaliar os parâmetros de controle e monitoramento (temperatura, pH, condutividade elétrica, carbono, nitrogênio e relação C:N) da compostagem;

Avaliar a redução de patógenos, comparando com a qualidade mínima requerida, pela legislação vigente.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 PRODUÇÃO E ABATE DE AVES DE CORTE

A mesorregião Oeste do Estado do Paraná se destaca entre as demais por possuir o melhor processo de desenvolvimento tecnológico na produção agropecuária. Conseqüentemente, esta é considerada uma grande produtora de produtos agroindustriais, e se destaca pela presença de agroindústrias, como as avícolas (BELUSSO e HESPANHOL, 2010). Devido a acelerada expansão da produção, conseqüentemente há um aumento nos resíduos provenientes das indústrias de processamento das aves. Segundo Oviedo-Randón (2008), para que ocorra o aumento na produção de frangos, é necessário que se desenvolva práticas adequadas de manejo dos resíduos gerados durante o processo, para que estes não causem problemas ambientais e que atinjam as restrições legais existentes.

Os resíduos gerados durante a cadeia produtiva de frangos de corte envolvem aqueles que antecedem o abate como a cama de frango. Essa é composta por dejetos, pele e penas de aves, restos de rações e o material utilizado para controlar a umidade, o qual absorve a umidade das excretas, e auxilia na redução das oscilações de temperatura no aviário, oferecendo melhoria do conforto das aves e proporcionando bem-estar animal. O material utilizado sobre o piso do galpão, pode ser de cepilho de madeira ou maravalha, palha, casca de amendoim, café ou arroz, sabugo entre outros. Um frango de corte pode produzir cerca de 2,19 kg de cama avícola, este material pode conter inúmeros patógenos e contaminantes, sendo neste setor os mais frequentes a *Escherichia coli*, *Salmonella spp.* e produtos veterinários utilizados na ração dos animais (COSTA et al., 2009; FUKAYAMA et al., 2009; HAHN et al., 2012; AIRES et al., 2013).

Ademais, há os resíduos gerados no incubatório, responsável pelo desenvolvimento embrionário dos ovos férteis, que é composto por cascas de ovos, invólucro do embrião, ovos não eclodidos, ovos inférteis e pintainhos mortos ou com má formação (KOBASHIGAWA, MURAROLLI e GAMEIRO, 2008). Este resíduo é caracterizado por possuir elevada carga orgânica, constituído principalmente por proteína e lipídeos (GLATZ et al., 2011). O teor de proteína do resíduo de incubatório pode variar de acordo com a técnica de processamento e da composição deste resíduo (MAHMUD et al., 2015).

### 2.1.1 Microrganismos patogênicos

O trato intestinal das aves, especialmente de frangos e perus, é um dos principais reservatórios naturais de microrganismos patogênicos como *Salmonella spp.* e *Campylobacter spp.* Também há presença de outras bactérias mesófilas, que são responsáveis por toxinfecções alimentares, como *Escherichia coli enterohemorrágica*, *Staphylococcus aureus* e *Listeria monocytogenes* (OLIVEIRA et al., 2011). As aves podem portar esses microrganismos patogênicos e não apresentar nenhum sintoma, excretando continuamente estas bactérias pelas fezes, e podendo causar contaminações cruzadas de grande relevância nos abatedouros de aves (VAN NIEROP et al., 2005; COLLES et al., 2008).

#### 2.1.1.1 *Salmonella spp.*

O microrganismo *Salmonella spp.* apresenta ampla distribuição no meio ambiente, são encontradas no trato digestivo de animais, sendo esses domésticos e silvestres (GUIBORDENCHE et al., 2010), Cardoso e Tessari (2013) ao estudarem esses microrganismos, concluíram que estes são patógenos facultativos, intracelulares, capazes de infectar uma grande variedade de animais, principalmente aves. A salmonelose doença causada por essa bactéria, sendo considerada uma das principais doenças que afetam a população mundial através da ingestão de alimentos contaminados, sendo o consumo de carne de aves e de produtos avícolas contaminados com sorotipos paratífoides de *Salmonella spp.* (FILHO et al., 2014).

No Brasil, os sorovares mais comumente encontrado em aves são: *Salmonella enteritidis*; *Salmonella typhimurium*; *Salmonella derby*; *Salmonella heidelberg*; *Salmonella senftenberg*; *Salmonella agona* e *Salmonella mbandaka*, sendo que, *Salmonella enteritidis* e *Salmonella typhimurium* encontram-se entre as mais prevalentes em frangos e com grande grau de importância para a saúde pública (BACK, 2010).

A *salmonela spp.* é encontrada na cama de aves, segundo Corrier et al., (1995) a contaminação ocorre no primeiro dia em que os pintos são alojados no galpão e pode ser encontrada na terceira semana de vida do lote. Para sobreviver na cama, essa bactéria depende de fatores físicos e químicos favoráveis como temperatura, umidade da cama, concentração de amônia e pH. A contaminação é

intensificada em lotes com alta densidade de animais, estresse calórico ou devido a um desequilíbrio imunológico recente (SANTOS et al., 2012a). Em consequência do risco de infecção relacionado aos produtos de origem avícola, o controle da *Salmonella spp.* se mostra um grande desafio para a produção comercial (SHAH et al., 2017).

#### 2.1.1.2 Coliformes totais e termotolerantes

Bactérias que constituem os grupos coliformes, são caracterizadas por serem gram-negativas, bacilos facultativos, que podem desenvolver-se em ambientes aeróbios quanto anaeróbios. São pertencentes à família das Enterobacteriaceae, que causam diversos problemas no sistema gastrointestinal e urinário em humanos. As bactérias coliformes são significativas porque são bactérias indicadoras fecais (COLCLASURE et al., 2015; TOMINAGA, 2019).

Enquanto que, as do grupo coliformes termotolerantes, são representados principalmente *Escherichia coli*, geralmente são associados à contaminação por matéria fecal e sugerem a presença de patógenos de origem entérica (FRANCO e LANDGRAF, 2008; WEIST et al., 2009). O intestino das aves é considerado reservatório de *E. coli* patogênica com potencial zoonótico que poderia ser transferido de forma direta, de aves para humanos (SILVA e MENDONÇA, 2012; LOPES et al., 2016).

Em estudos realizados utilizando cama de aves na compostagem, foi encontrado eficiência de remoção de 100% de coliformes totais e termotolerantes (ORRICO JUNIOR et al., 2010; SUNADA et al., 2014). No processo de compostagem tem-se a elevação da temperatura durante o processo de fermentação, o qual promove a higienização do material, eliminando ou reduzindo os microrganismos e parasitas patogênicos (SARKARA, PALA e CHANDAB, 2016; PINTER et al., 2019).

#### 2.1.1.3 Ovos de helmintos

É essencial quantificar os ovos de helmintos, pois esses possuem a dose infecciosa mínima muito baixa, isso devido ao fato que o contato ou a ingestão de um único óvulo viável pode levar ao desenvolvimento de uma doença associada ao

parasita (NAVARRO et al., 2009; ROCHA, BARÉS e BRAGA, 2016). Ovos de helmintos apresentam maior resistência se comparado aos outros microrganismos patogênicos, portanto, esses tem-se tornado como principais indicadores da eficiência da sanitização dos compostos orgânicos (SILVA et al., 2008). Entre os helmintos de aves, *Ascaridia galli* e *Heterakis gallinarum* são as espécies mais comuns (PERMIN et al., 1999).

Em estudo realizado por Souza et al., (2019), constatou-se que o processo de compostagem de esterco e carcaça de caprinos e ovinos mostrou-se eficiente na remoção de larvas de *Strongyloides* de vida livre.

## 2.2 COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS AGROINDUSTRIAIS

Tendo em vista, o agravante socioambiental que tem se tornado esse modelo de produção agroindustrial, fica evidente a necessidade da exigência por tratamento de resíduos nos sistemas produtivos, na tentativa de minimizar a disposição inadequada e os impactos causados ao meio ambiente. Vários métodos de tratamento e disposição de resíduos orgânicos foram e vêm sendo pesquisados em todo o mundo (VERGNOUX et al., 2009, PAIVA et al., 2012; SUNADA et al., 2015; PINTER et al., 2019), destacando-se assim a compostagem, método que faz uso de resíduos orgânicos visando agregar valor a esses resíduos transformando-os em fertilizantes orgânicos para o uso na agricultura.

A compostagem tem-se mostrado um método muito eficiente, e sustentável no que se refere ao tratamento da fração orgânica de resíduos gerados na produção agrícola e animal sustentável, proporcionando o tratamento dos resíduos gerados nesses setores. Sendo que as principais matérias-primas utilizadas na compostagem são resíduos agrícolas e agroindustriais, bem como resíduos putrescíveis, dando ao material utilizado valor agregado e estabilidade (FÜLEKY e BENEDEK, 2010; BARBIERI, 2011; ANDERSEN et al., 2012; ZHANG e SUN., 2014; ZHANG et al., 2017a; ROSSI-OLIVA e PEÑA, 2017).

Compostagem é o conjunto de processos biológicos, químicos e físicos que fazem a degradação de resíduos sólidos orgânicos de origem vegetal e animal, ao final do processo resulta em um composto final rico em matéria orgânica humificada que pode ser utilizado como fertilizante para o plantio de diversas espécies vegetais, inclusive alimentícias (MAGALHÃES et al., 2006; KIEHL, 2010; DAL BOSCO et al.,

2017; VÁZQUEZ e SOTO, 2017; JAIN, DAGA e ALAMDHAD, 2018). É constituído por técnicas simples, considerada ideal para reciclagem de resíduos orgânicos provenientes das agroindústrias, agregando valor econômico ao processo, na produção de compostos orgânicos no comércio de fertilizantes (MORALES et al., 2016).

A compostagem é geralmente aplicada a resíduos sólidos provenientes de diversas fontes, como resíduos urbanos, agroindustriais e agropecuários (AMINE-KHODJA et al., 2006; JARAMILLO e ZAPATA, 2008; FÜLEKY e BENEDEK, 2010). No entanto, os resíduos líquidos também podem ser passíveis de compostagem, sendo que para isso é necessário alterar as suas características físicas através de agentes estruturantes (VALENTE et al., 2014).

Sunada et al., (2015) realizaram compostagem de resíduos sólidos de abatedouro avícola e observaram que a tecnologia se mostrou eficaz na estabilização destes materiais. Carneiro et al., (2013) realizaram compostagem de diversos resíduos agroindustriais, dentre eles, o resíduo de incubatório e lodo de abatedouro de aves, e obtiveram resultados satisfatórios, produzindo um composto de alta qualidade e valor agrônômico em relação aos teores de N, P, K, Mg, Ca, Na, Cu, Zn, Fe e Mn os quais podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos. Orrico Júnior et al., (2010) desenvolveram a compostagem de carcaças de aves e cama de frangos e relataram que tal tecnologia foi eficiente para a estabilização e o aproveitamento desses resíduos.

Existem alguns fatores que interferem neste processo, como temperatura, aeração, umidade correta, relação entre os teores de carbono e nitrogênio da mistura a ser compostada, pH, granulometria, dimensões e formas das pilhas. Os parâmetros umidade e granulometria não foram realizados no presente estudo por falta de mão de obra e tempo hábil para realizar tais análises.

### 2.2.1 Temperatura

A temperatura é um dos principais parâmetros para caracterizar o processo de compostagem, pois a decomposição da matéria orgânica feita pelos microrganismos gera calor e eleva a temperatura da pilha (KIEHL, 1998; BONGOCHGETSAKUL e ISHIDA, 2008; XIAO et al., 2009; ZAMBRA, MORAGA e ESCUDEY, 2011; HE et al.,

2018). A temperatura indica o equilíbrio biológico, é um parâmetro de fácil monitoramento e diz sobre a eficiência do processo, influência à rapidez do processo de biodegradação do material e à eliminação dos possíveis patógenos presentes (COSTA et al., 2009).

Para que os microrganismos presentes consigam se reproduzir e efetivar o processo de degradação da matéria orgânica, é necessário manter uma temperatura ótima, principalmente na fase termofílica, esta é necessária para que o processo de biodegradação da matéria orgânica seja mais rápido e completo (LIN, 2008; KUMAR et al., 2010). Cooper et al. (2010) afirma que a temperatura da fase termofílica pode ultrapassar 70 °C, o que ocasiona a eliminação de patógenos que são microrganismos maléficos à saúde, no entanto, quando temperaturas muito elevadas persistem por tempo prolongado podem acarretar a morte de microrganismos desejáveis, comprometendo o processo.

Segundo Kiehl (1985) as faixas de temperatura definem o predomínio de determinados grupos de microrganismos, sendo eles classificados em: criofílicos que atuam em temperatura ambiente, em torno de 25 °C, mesofílicos em torno de 30-45 °C e termofílicos suportar temperaturas acima de 50 °C (MATOS, 2014).

Elevadas temperaturas são desejáveis no processo, pois estas são responsáveis pela eliminação dos microrganismos patogênicos e sementes de plantas invasoras, minimizando a atração de vetores e ajudando a eliminar odores desagradáveis, além de auxiliar na degradação do material orgânico, promovendo a maturidade do composto (BENDIXEN, 1994; DIAZ et al., 2007; GAJALAKSHMI e ABBASI, 2008; ORRICO JÚNIOR et al., 2010; HECK et al., 2013; CHEN et al., 2015; ONWOSI et al., 2017; YU et al., 2018).

A temperatura é um dos parâmetros que é utilizado para determinar a maturidade do composto, quando a temperatura se aproxima a temperatura ambiente é um indicativo que houve o equilíbrio microbiológico (ZHANG e SUN, 2016, MORALES et al., 2016). A utilização de um composto que não está pronto para o uso pode inibir a germinação de sementes e reduzir o crescimento das plantas, isso deve-se ao fato de que o composto imaturo pode privar as raízes de receber oxigênio ou ser diretamente fitotóxico (ZORPAS e LOIZIDOU, 2008).

### 2.2.2 Aeração

A ausência de aeração na massa em decomposição afeta a eficiência da degradação, pois o processo ocorre na presença de microrganismo e estes realizam respiração aeróbia (KIEHL, 2010; CHEN et al., 2014; NAKASAKI e HIRAI, 2017). Devido à presença desses microrganismos aeróbios tem-se a necessidade de fornecer arejamento dos resíduos orgânicos para fornecer oxigênio, que é utilizado pelos microrganismos que fazem a decomposição da matéria orgânica e para a oxidação das moléculas orgânicas que constituem os resíduos. O nível de oxigênio pode afetar o processo, tornando a decomposição mais lenta na falta deste (WANGEN e FREITAS, 2010).

A aeração pode ser realizada de forma manual ou mecânica, por máquinas ou utensílios próprios para a finalidade (PAIVA et al., 2012). O revolvimento também auxilia na liberação do excesso de gás carbônico que se acumula no processo pela respiração dos microrganismos, evitando o excesso de temperatura, umidade e o mau cheiro (KIEHL, 2010; COSTA et al., 2015). Valente et al., (2009) em estudo sobre fatores que interferem na compostagem, revelam que a atividade microbiana ocorre na presença de pequenas quantidades de oxigênio, e que pode haver revolvimentos em períodos dispersos que não afetará o processo, o estudo realizou revolvimentos a cada 18 dias e obtiveram resultados satisfatórios que proporcionou maior elevação da temperatura (65 °C), favorecendo a volatilização da amônia e a oxidação do amônio a nitrato.

### 2.2.3 Umidade

A umidade é um fator importante a ser controlado, pois é a água que promove o transporte de nutrientes dissolvidos, imprescindíveis para as atividades metabólicas e fisiológicas dos microrganismos (KIEHL, 1985; BERNAL, ALBURQUERQUE e MORAL, 2009). Quando a umidade for muito alta, isso ocasiona o preenchimento dos espaços no interior da pilha, não permitindo a passagem de oxigênio pela pilha, proporcionando a fermentação anaeróbica, algo que não é desejável nesse processo. Por outro lado, se a umidade é muito baixa, inibem a atividade microbiana, afetando o desenvolvimento dos processos bioquímicos característicos que ocorrem

durante a compostagem, tornando o processo mais longo (SHARMA et al., 1997; HOLANDA, 2013; WU et al., 2015).

Para que ocorra o processo o ideal é que a leira ou pilha se mantenha com teores de umidade na faixa entre 40 a 60%. Valores que excedem 65% levam à redução da quantidade de oxigênio, que afeta os microrganismos presentes. Teores de umidade inferiores a 40%, no início do processo, reduzem a atividade biológica, retardando o tempo de compostagem (MASSUKADO, 2016).

#### 2.2.4 Relação carbono:nitrogênio

A relação carbono:nitrogênio (C:N) determina no material a ser compostado a quantidade necessária de carbono e nitrogênio para que ocorra o balanço de nutrientes, e ao final do processo para efeito de qualidade do composto. Os microrganismos presentes dependem tanto de N para síntese de proteínas, quanto de C para ser sua fonte de energia (VALENTE et al., 2009).

Para isso, a relação C:N da mistura inicial de matéria-prima deve estar entre 25:1 e 35:1, pois essa proporção vai garantir condições adequadas para que os microrganismos se desenvolvam e realizem a biodegradação da matéria orgânica (MADRID et al., 2000, SHILEV et al., 2007; GIL, CARBALLO e CALVO, 2008; SHAMMAS e WANG, 2009; COSTA et al., 2015). Embora valores abaixo de 25 possam ser usados, mas isso ocasionará em um aumento no tempo total de compostagem. Utilizar relações C:N que não são ótimas para o processo leva a uma extensão do tempo do processo (SÁNCHEZ, OSPINA e MONTOYA, 2017).

Baixas relações C:N promove a perda de nitrogênio por volatilização, normalmente na forma do gás amônia, tornando-se uma desvantagem para o processo de compostagem (STEINER, et al., 2009; FUKUMOTO et al., 2011; JIANG et al., 2013). Alguns autores sugerem a incorporação de resíduos com elevada relação C:N como uma alternativa para evitar a volatilização de N, sendo o bagaço de cana e a serragem comumente utilizados para esse propósito (STEINER et al., 2010; FUKUMOTO et al., 2011).

Ao final do processo de compostagem a relação C:N do produto é um indicador importante para demonstrar a maturidade e qualidade do composto. Valores encontrados em estudos variam de 10 a 20:1, dependendo das

características dos resíduos utilizados no processo (KIEHL, 2004; DOUBLET et al., 2011).

#### 2.2.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

A compostagem é dependente da atividade microbiana presente em cada fase. O pH interfere diretamente na atividade das bactérias presentes, pois estas preferem pH próximos a neutralidade, enquanto que os fungos se desenvolvem melhor em ambientes mais ácidos (DIAZ e SAVEGE, 2007). O pH baixo é um dos principais problemas associados a compostagem, pois este normalmente é responsável por inibir o crescimento microbiano, o que conseqüentemente, leva a redução da eficiência da decomposição dos resíduos (SUNDBERG et al., 2004, WONG et al., 2009; WANG et al., 2017).

Para a maioria dos microrganismos, a faixa ótima de pH está entre 6,0 e 8,0, facilitando, assim, a ação microbiana e aumentando a velocidade de degradação. Ao final do processo de compostagem, o composto formado tende a apresentar pH na faixa alcalina entre 7,5 e 9,0 (BUSTAMANTE et al., 2008; GARDONI e AZEVEDO, 2019).

#### 2.2.6 Granulometria

Quanto menor a partícula, maior a área de superfície disponível para os microrganismos degradarem, o que conseqüentemente facilitara a degradação do material. Logo, a granulometria dos resíduos orgânicos deve estar adequada (PINTO et al., 2017). Bidone e Povinelli (1999) sugerem que a granulometria ideal para a montagem da leira está compreendida entre 1 e 5 cm, porém, em estudo realizado por Valente et al., (2009) os autores concluíram que ao misturar vários tipos de resíduos orgânicos, tornando-os mais homogêneos obtém-se melhor porosidade, que auxiliou na difusão de oxigênio no interior da leira (KIEHL, 2004).

### 2.2.7 Dimensões e formas das pilhas

A forma e o tamanho da pilha de compostagem influenciam a velocidade da compostagem, permitindo a entrada de oxigênio e a dissipação do calor no interior da pilha ou leira. O tamanho ideal da pilha pode ser variável e dependendo da quantidade de resíduo e das características dos mesmos, recomenda-se que a largura da base varie de 1,2 a 3 m, e a altura, entre 0,8 a 1,50 m. Alturas elevadas dificultam a aeração da massa, acarretando na compactação dos resíduos na base da leira, provocando o processo de anaerobiose. Quando há pouca quantidade de resíduos, é comum utilizar o formato cônico e, nesse caso, a leira é mais conhecida como pilha (WANGEN e FREITAS, 2010; MASSUKADO, 2016).

A compostagem pode ser realizada de diversas formas, dependendo do local, da quantidade, do tipo de resíduos, da disponibilidade financeira para a implantação e a manutenção do processo (DAL BOSCO, 2017). Pode ser feita em leiras, silos, covas feitas no chão ou em reatores, também conhecidos como composteiras, com diversos formatos e técnicas de funcionamento (KIEHL, 1985). O método mais utilizado é de leiras sobre o solo, por se tratar de um método simples e de baixo custo. Pode ser realizada em piso pavimentado ou sobre o solo coberto com lona, a fim de evitar o percolamento de chorume pelo solo (DAL BOSCO, 2017).

## 2.3 RESÍDUOS DA PODA DA ARBORIZAÇÃO URBANA

Resíduos de poda de árvores urbanas geralmente são descartados em aterro sanitário, essa poda é gerada devido aos diversos tipos de conflitos existentes entre a vegetação e os equipamentos urbanos, gerando expressiva quantidade de resíduos verdes, que possuem grande quantidade de carbono, ferro, potássio e fósforo. Esses são elementos essenciais para a compostagem, sendo ricos em carbono fornecem matéria orgânica e energia para os microrganismos presente no processo. Esses materiais também são utilizados para evitar a compactação das leiras, impedindo que ocorra o processo de anaerobiose (JUNIOR e MAGALHÃES, 2010; WEI et al., 2017, ZHANG e SUN, 2016; FILHO et al., 2018).

A composição predominante desses materiais são aproximadamente 50% de carbono, 44% de oxigênio 6% de hidrogênio e 1% de nitrogênio, basicamente

celulose, hemi-celulose e lignina (SOUSA, 2018). São conhecidos como resíduos recalitrantes devido ao seu alto conteúdo de lignocelulose, que requer um ciclo mais longo para que o composto atinja a maturidade do composto (ZHANG e SUN, 2015; ZHANG e SUN, 2016b; GONG et al., 2017).

## 2.4 CINZAS DE CALDEIRA

Com o aumento das indústrias que empregam o sistema de caldeiras como fonte principal de energia, tem-se o aumento da produção do resíduo gerado no processo de combustão da biomassa, as cinzas. Ao queimar a madeira, a casca e o cavaco nas caldeiras para geração de energia, o carbono presente é oxidado e o que sobra de resíduo e contaminantes minerais são denominados de cinza (BARROS e MELLO, 2017).

As cinzas remanescentes de caldeira costumam constituir-se em uma mistura de elementos minerais oxidados e carbono orgânico, e é considerada um material residual muito variável, devido as mudanças contínuas na quantidade e qualidade das fontes de matérias-primas (CARVALHO, NUNES e VANCONCELOS, 2018). Isso ocasiona baixo interesse dos proprietários das indústrias em utilizar esse resíduo gerado, entretanto, quando disposto de maneira inadequada, causa alterações ou impacto ambiental, representando riscos para o meio ambiente. Dessa forma, é necessário a contratação de serviços terceirizados para sua correta destinação, causando aumento no custo do processo, algo naturalmente indesejado dentro do processo produtivo (POINOT et al., 2018). Sendo assim, faz-se necessário o estudo de alternativas para a destinação final correta deste resíduo.

Estudos sobre a utilização de cinzas e carvão tem sido realizado como forma de controlar o pH durante o estágio inicial dos processos de compostagem, pois o pH afeta a atividade dos microrganismos responsáveis pela biodegradação dos materiais (NAKASAKI et al., 1993; WONG et al., 2009).

## 2.5 PRODUÇÃO DE CAFÉ

Outro setor agroindustrial bem desenvolvido no Brasil é a produção de café, o qual também gera resíduos sólidos ao longo de seu processo de produção. O Brasil é o maior produtor e exportador mundial de café, com uma produção de 44,77

milhões de sacas em 2017, sendo 34,07 milhões de café arábica e 10,71 de conilon (EMBRAPA, 2017). No beneficiamento dos grãos de café, gera-se uma quantidade de resíduos aproximadamente 50% da produção, esses são constituídos principalmente pela casca, a qual na maioria das vezes é descartada de forma incorreta, originando em um aumento da poluição do meio ambiente (BAQUETA et al., 2016).

A casca de café é rica em nutrientes e compostos orgânicos naturais, em estudo realizado encontrou-se valores de 57,8% de carboidratos, 9,2% de proteínas, 2% de lipídeos, 1,3% de cafeína, 4,5% de taninos e 12,4% de pectina (SOCCOL, 2002). Um benefício da casca de café como substrato é fornecer nutrientes para aumentar a produtividade, já que este resíduo é um excelente fornecedor de matéria orgânica (ASSIS et al., 2011). Segundo Murthy e Naidu (2012) a compostagem é um método para o tratamento e destinação deste resíduo, ou seja, produção de fertilizantes.

## 2.6 LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

No Brasil, o tratamento da água é realizado pelo processo convencional de ciclo completo, onde ocorre a captação da água de alguma fonte, muitas vezes de rios, e passa por diversos processos para sua purificação (coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção). A consequência desses processos para o tratamento de água é a geração de subprodutos, os resíduos sólidos conhecidos como o lodo. Esse lodo é um aglomerado de substâncias retiradas da água em seu tratamento, apresentando-se em estado gel quando em repouso e relativamente líquido quando agitado (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012; TANTAWY, 2015, OLIVEIRA e RONDON, 2016).

Devido a piora na qualidade da água bruta dos mananciais, o tratamento da água para utilização na indústria tem exigido maiores quantidades de produtos químicos, em consequência, gerando maiores quantidade de resíduos nas Estações de Tratamento de Água (ETA). Por consequência desse volume gerado, tem-se tornado uma preocupação, sendo necessário avaliar alternativas para seu reaproveitamento, o que trará benefícios tanto em termos ambientais quanto em termos econômicos (RODRIGUES et al., 2018).

## 2.7 CADEIA DE BIODIESEL E PRODUÇÃO DE GLICERINA BRUTA

A falta de recursos naturais associada aos problemas ambientais tem levado o homem a se preocupar a encontrar soluções sobre a questão da geração dos resíduos sólidos (PEREIRA e FIALHO, 2013). A glicerina bruta, subproduto proveniente da cadeia de biodiesel, em geral, para cada 100 kg de biodiesel produzido, são gerados aproximadamente 10 kg de glicerina bruta. Esse tornou-se um problema encontrado pelas indústrias no gerenciamento de resíduos, devido a necessidade de purificação, que se torna inviável devido ao aumento do custo (RIVERO, SOLERA e PEREZ, 2014; MEIGHAN et al., 2017). Segundo Agência Nacional de Petróleo (ANP, 2019) no ano de 2018, foram gerados 440,6 mil m<sup>3</sup> de glicerina bruta, 17,6% a mais que em 2017. Sendo a região sul a maior produtora com um total de 40,7%, seguida das regiões Centro-Oeste (39,7%), Sudeste (9%), Nordeste (7,7%) e Norte (2,9%).

A busca por soluções alternativas para o consumo dos combustíveis de origem fósseis, atrelada a escassez dos recursos naturais e a preocupação crescente com a poluição ambiental e a emissão de gases de efeito estufa na atmosfera reforçam cada vez mais a importância do uso dos biocombustíveis (LEITE e LEAL, 2007). Estes fatores são uma interessante alternativa para a substituição dos combustíveis fósseis. O biodiesel é um biocombustível constituído de uma mistura de ésteres de ácidos graxos que podem ser obtidos de óleos vegetais ou gorduras animais (SOUZA, et al., 2018). Na produção de biodiesel pela reação de transesterificação ocorre a formação da glicerina bruta, que é o principal coproduto da produção do biodiesel (DASARI et al., 2005; MOTA e PESTANA, 2011).

A glicerina bruta para ser utilizada, no entanto, necessita de um tratamento prévio, pois apresenta em sua composição uma mistura de glicerol, álcool, água, sais, metais pesados, ácidos graxos livres, mono, di e tri-glicerídeos não reagidos e ésteres metílicos em quantidades variáveis, dependendo da qualidade da matéria-prima e do produto químico usado para obter o biodiesel (PAGLIARO e ROSSI, 2008, ROBRA et al., 2010).

A purificação da glicerina bruta é composta por três etapas, o primeiro passo irá promover a remoção de sabão e metais através da precipitação durante a acidificação, onde os sabões são convertidos em Ácidos graxos livres (AGL) e os metais precipitam na forma de sais. A próxima etapa consiste em concentrar o

glicerol por evaporação, onde o excesso de álcool é removido. A última etapa é onde ocorrerá a purificação, que pode ser realizada com uma combinação de métodos como troca iônica, destilação a vácuo, tecnologia de membrana e adsorção (ARDI, AROUA e HASIM et al., 2015; KUMAR et al., 2019)

Alguns processos fazem a retirada de todo o álcool utilizado na transesterificação através de destilação da glicerina bruta, além de ser submetida a um tratamento para retirada dos sais do catalisador, mas esse processo de purificação torna-se difícil, pois aumenta o custo do processo. Dessa forma, a busca por alternativas no tratamento da glicerina gerada no processo de produção de biodiesel é de extrema importância, uma vez que garante o fluxo de produção do biocombustível e ainda oferece suporte, destinando um subproduto da produção de biodiesel (ARRUDA, 2007; RIVALDI et al., 2008; MENDES e SERRA, 2012).

Devido a necessidade da destinação econômica e ambientalmente adequada da glicerina bruta, a compostagem é uma solução que irá agregar valor a este subproduto, transformando-a em fertilizante orgânico. Devido ao estado físico da glicerina bruta, sua incorporação ao processo de compostagem necessita de um agente estruturante, uma alternativa são os resíduos da combustão completa em caldeiras termoelétrica (cinzas).

## 2.8 FERTILIZANTES ORGÂNICOS

Embora os fertilizantes inorgânico ou sintético sejam os mais utilizados, estes tem apoiado significativamente a população, sendo cada vez maior a sua demanda, isso para suprir as necessidades pela falta de N (ERISMAN et al., 2008). Excessivas aplicações de fertilizantes inorgânicos causam a aceleração do processo de acidificação do solo (CAI et al., 2015; ZHANG et al., 2015).

A crescente procura por alternativas para o descarte de resíduos agrícolas, tem se tornado objetivo de interesse de pesquisadores. Dessa forma, a compostagem tem sido considerada um método que se mostra eficaz por possuir compatibilidade ambiental, relação custo-efetividade, e por ser um processo de fácil operação, aliada a produção de fertilizantes orgânicos (VIDIGAL et al., 2010; WANG et al., 2018). Neste contexto, a utilização de fertilizantes orgânicos contribui com as características físicas, químicas e biológicas do solo, aumentando o nível de

nutrientes e matéria orgânica (OLIVEIRA et al., 2009; SANTOS et al., 2012b; CRUZ, PEREIRA e FIGUEREDO, 2017; RICH et al., 2018).

Para utilização adequada do fertilizante orgânico é necessário conhecer a composição física, química e biológica do material, para que o mesmo não cause contaminação no ambiente, e evitar que ocorra a transmissão de elementos nocivos aos seres humanos por meio da entrada na cadeia alimentar por meio de culturas ou animais em pastejo (SANTOS et al., 2018).

### 2.8.1 Fertilizantes orgânicos: legislação

No Brasil segundo a Instrução Normativa SDA/Mapa 25/2009, os fertilizantes organominerais podem ser classificados de acordo com a fonte de origem da matéria orgânica presente em sua composição, conforme Quadro 1.

QUADRO 1. CLASSIFICAÇÃO DE FERTILIZANTES ORGÂNICOS E ORGANOMINERAIS QUANTO À ORIGEM DA MATÉRIA ORGÂNICA

Classe	Descrição
A	Fertilizante que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, em que não sejam utilizados, no processo, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura.
B	Fertilizante que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, em que metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura.
C	Fertilizante que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura.
D	Fertilizante que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Fonte: Brasil (2009).

No Brasil, o Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), juntamente com a Secretaria de Defesa Agropecuária (DAS) por meio da Instrução Normativa SDA nº 25 (2009), estabelece as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Ressalta-se que, para os produtos sólidos, as garantias serão, no mínimo, os valores que são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1. ESPECIFICAÇÕES DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS MISTOS E COMPOSTOS

Garantia	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Umidade	50	50	50	70
pH	6,0	6,0	6,5	6,0
N total	0,5	0,5	0,5	0,5
C orgânico	15	15	15	15
Relação C:N	20	20	20	20

Fonte: MAPA (2009).

Como o fertilizante orgânico não é um produto único, podendo sua qualidade variar de acordo com os resíduos orgânicos e os processos empregados na sua produção, a criação de uma lei específica deve ser regulamentada para garantir que o fertilizante orgânico seja de boa qualidade e livre de contaminantes (VALENTE et al., 2009). A Instrução Normativa nº 7/2016 impõe os limites máximos de contaminantes permitidos (Tabela 2).

TABELA 2. LIMITES MÁXIMOS DE CONTAMINANTES PERMITIDOS PELA INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 7 REPUBLICADA EM 02/05/2016

Contaminante	Valor máximo admitido
Sementes ou qualquer material de propagação de ervas daninhas	0,5 planta por litro, avaliado em teste de germinação
As espécies fitopatogênicas dos Fungos do gênero <i>Fusarium</i> , <i>Phytophthora</i> , <i>Pythium</i> , <i>Rhizoctonia</i> e <i>Sclerotinia</i> .	Ausência
Coliformes termotolerantes - NMP/g de MS*	1.000
Ovos viáveis de helmintos – nº em 4g ST**	1
<i>Salmonella sp.</i>	Ausência em 10 g de matéria seca

FONTE: Agricultura, 2016.

\*número mais provável por grama de matéria seca

\*\* número por quatro gramas de sólidos totais

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi conduzido na Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina. O clima regional é classificado como subtropical mesotérmico (Cfa), as chuvas tendem a se concentrar nos meses mais quentes e a precipitação anual oscila entre 1600 e 2000 mm (ALVARES et al., 2014). No mês mais frio apresenta temperaturas abaixo de 18 °C, categorizando-o como mesotérmico, e nos meses mais quentes com temperaturas máximas entre 27° e 30°C (PEDRON et al., 2013; IAPAR, 2018).

#### 3.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

As leiras de compostagem foram montadas em 14 de abril de 2019, em estufa de lona plástica transparente sem climatização com piso de concreto. Os tratamentos foram constituídos de diferentes proporções dos resíduos que se categorizavam como fontes de carbono sendo a poda de árvore utilizada para evitar a compactação da pilha, a casca de café e glicerina bruta como fonte de carbono labíl para os microrganismos presentes. E os demais como fonte de nitrogênio, constituídos por resíduos da cadeia produtiva de aves de corte, o resíduo de incubatório, lodo de ETA e a cama de frango.

Para a montagem das leiras iniciou-se com o resíduo de poda de árvore com a finalidade de evitar lixiviação dos resíduos que eram mais úmidos, em seguida o resíduo de incubatório, lodo de ETA, glicerina bruta associada a cinza (exceto no tratamento sem GB), casca de café, lodo de ETA, cama de frango, finalizando com resíduo de poda de árvore para evitar a exposição dos resíduos com maior grau de putrefação e atrair vetores. As leiras foram montadas no formato cônico a fim de aproveitar melhor o interior da estufa (FIGURA 1).

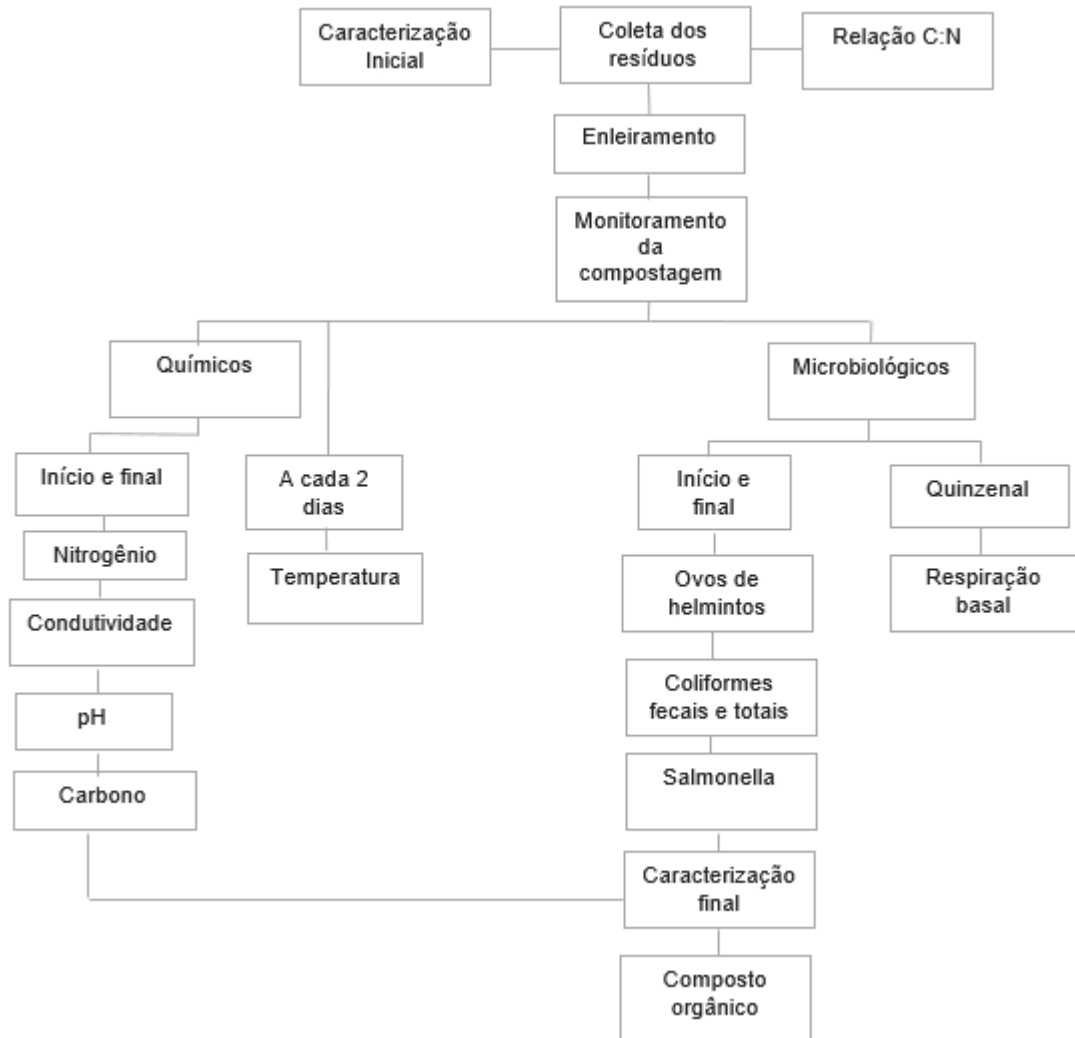
FIGURA 1. DISPOSIÇÃO DAS LEIRAS NO INTERIOR DA ESTUFA



FONTE: O autor, (2020).

O fluxograma geral do experimento é apresentado na Figura 2, com periodicidade das análises que foram realizadas durante o processo de compostagem.

FIGURA 2. FLUXOGRAMA GERAL DO EXPERIMENTO



FONTE: O autor, (2020).

### 3.3 Tratamentos

Os tratamentos foram constituídos de diferentes proporções dos resíduos orgânicos proveniente de uma indústria de abate de aves juntamente com resíduos de poda de árvore e casca de café, com adição de 0, 4, 8, 12 e 16% de glicerina bruta á massa seca do material, dando origem a denominação dos tratamentos T0, T4, T8, T12 e T16, respectivamente. Os tratamentos foram realizados em triplicata. Sendo fixada a relação C:N de aproximadamente 27:1 em todos os tratamentos.

A montagem do processo se deu em função do cálculo da relação C:N, que foi baseado na quantidade de resíduos (kg), umidade e teor de carbono e nitrogênio de cada resíduo para compor a relação C:N final de 27:1. De acordo com as

equações 1, 2, 3 e 4 calculou-se a C:N.

$$\text{Qtde (kg)} = \frac{(\text{massa seca} \cdot \text{massa natural})}{100} \quad (\text{Equação 1})$$

$$\text{N em kg} = \frac{(\text{N}\%)(\text{Qtde (kg)})}{100} \quad (\text{Equação 2})$$

$$\text{C em kg} = \frac{(\text{C}\%)(\text{Qtde (kg)})}{100} \quad (\text{Equação 3})$$

$$\text{C:N} = \frac{\text{C em kg}}{\text{N em kg}} \quad (\text{Equação 4})$$

Sendo assim, as quantidades em matéria natural mantêm a relação C:N de 27:1 em todos os tratamentos (Tabela 3).

TABELA 3. QUANTIDADE EM MATÉRIA SECA (KG) E PORCENTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS UTILIZADOS

Resíduos	T0 (Kg)	T4 (Kg)	T8 (Kg)	T12 (Kg)	T16 (Kg)
Casca de café	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00
Lodo de ETA	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00
Incubatório	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00
Poda de árvores	133,00	110,00	100,00	70,00	50,00
Cama de frango	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00
Cinza	13,00	13,00	13,00	13,00	13,00
Glicerina Bruta	0,00	10,00	20,00	28,00	37,00

FONTE: O autor, (2020).

NOTA: \* T0: 0% de glicerina bruta; T4: 4% de glicerina bruta; T8: 8% de glicerina bruta; T12: 12% de glicerina bruta; T16: 16% de glicerina bruta

### 3.4 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

As amostras foram coletadas a cada quinze dias, em diferentes pontos da leira de compostagem, após o revolvimento para garantir a homogeneidade. A temperatura da leira foi monitorada a cada dois dias, com auxílio de termômetro digital, a uma profundidade aproximadamente de 30 cm.

### 3.4.1 Parâmetros físico-químicos

A caracterização química foi realizada nos resíduos “*in natura*” e do composto orgânico final, foi realizada nitrogênio, condutividade elétrica (CE), pH e carbono. As amostras coletadas foram secas a 60 e 105 °C, em estufa de circulação forçada de ar, até massa constante. As amostras secas a 60 °C foram moídas e utilizadas para a determinação de N, e as amostras secas a 105 °C foram utilizadas para a determinação de C.

#### 3.4.1.1 pH e condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) e o pH foram determinados em solução, preparada a partir da amostra em suspensão com água destilada na proporção de 1:5 (m/v). Para leitura do pH foi utilizado potenciômetro de bancada, e para leitura de CE foi utilizado condutivímetro de bancada.

#### 3.4.1.2 Carbono Orgânico Total

Para a determinação do teor de Carbono orgânico total (COT), as amostras foram secas a 105 °C, e posteriormente levados à mufla em cadinhos de porcelana, devidamente pesados e mantidos a uma temperatura de 550 °C durante um período de 4 horas. Após resfriamento em dessecadores, os materiais foram pesados, obtendo-se por diferença o conteúdo de COT, conforme metodologia de Cunha-Queda et al., (2003).

#### 3.4.1.3 Quantificação de Nitrogênio

Para a digestão do material orgânico utilizou-se o bloco digestor, que promove a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Com o extrato que foi obtido da digestão sulfúrica efetuou-se a determinação dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) com o uso do Destilador de Kjeldahl, segundo metodologia proposta por Malavolta et al., (1997).

### 3.4.2 Parâmetros microbiológicos

#### 3.4.2.1 Respiração Basal

A análise de respiração basal foi determinada segundo metodologia de Garcia-Gomez; Roig; Bernal (2003), com algumas modificações. As amostras foram coletadas quinzenalmente, logo após cada revolvimento, durante todo o processo de compostagem. A análise consiste em pesar aproximadamente 10 g do composto fresco “*in natura*”, incubadas em frascos de vidro com tampa já esterilizados, a temperatura ambiente durante 7 dias. O CO<sub>2</sub> produzido foi absorvido em 10 mL de solução NaOH 1M colocados no interior do frasco de vidro que continha a amostra.

A evolução de C-CO<sub>2</sub> foi feita por titulação da solução de NaOH com solução de HCl 0,5 M em um excesso de BaCl<sub>2</sub> 10%. A taxa de respiração basal foi expressa em mg C de CO<sub>2</sub> kg de composto hora<sup>-1</sup>, de acordo com a equação 5.

$$\text{Respiração basal} = \frac{((V_b - V_a) * M * MMC * 1000) / T}{\text{Peso da amostra}} \quad (\text{Equação 5}).$$

V<sub>b</sub>: Volume gasto na titulação do branco

V<sub>a</sub>: Volume gasto na titulação da amostra

M: Molaridade do Ácido Clorídrico: 0,5 M

MMC: Massa molar do carbono: 12

T: tempo de incubação: 96 h

#### 3.4.2.2 Coliformes totais e termotolerantes

Coliformes totais e termotolerantes foram determinados pelo método de número mais provável (NMP), no Laboratório de Inspeção e Controle e Qualidade de Alimentos e Água – LACOMA da Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina, pela técnica segundo metodologia ISO 4831 (ISO, 2006). Utilizou 25 g do composto e foram realizadas diluições seriadas e inoculadas em séries de tubos com caldo Lauril Sulfato Triptose contendo tubos de Druan, incubados a 36 °C por 48 horas. Após período de incubação os tubos contendo a presença de gás foram sujeitos a etapa confirmatória e alíquotas foram inoculadas em tubos com caldo Verde Bile

Brilhante Lactose e Caldo *Escherichia coli* contendo tubos de duran e posteriormente foram incubados a 36 °C por 48 horas e 44,5 °C por 48 horas respectivamente. Após o período de incubação foram interpretados os resultados de tubos positivos (contendo a presença de gás) conforme tabela de resultados presente na norma de referência.

#### 3.4.2.3 *Salmonella spp.*

A análise para a determinação de *Salmonella spp.* foi realizada pelo Laboratório de Inspeção e Controle e Qualidade de Alimentos e Água – LACOMA da Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina de acordo com a metodologia ISO 6579 (ISO, 2002). Utilizou-se 25 g do composto e as amostras foram hidratadas com 225 mL de solução de água peptonada tamponada, homogeneizadas e incubados a  $36 \pm 1$  °C por  $18 \pm 2$  horas. Após esse período, alíquotas de 0,1 e 1 mL foram transferidas para tubos contendo 10 mL de Rappaport Vassiliadis Soja Broth e Muller-Kauffmann Tetrathionate Novobiocin Broth, respectivamente, que foram incubados a  $41,5 \pm 1$  °C e  $37 \pm 1$  °C por  $24 \pm 3$ h. A partir dos caldos seletivos de enriquecimento, uma alíquota foi estriada em superfície previamente seca de placas de Petri contendo meios sólidos seletivos, xylose lysine deoxycholate ágar e Bismuth Sulfite Agar. As placas, foram incubadas a  $36 \pm 1$  °C por 18 a 24 horas. As colônias que apresentaram característica típica foram submetidas a triagem em TSI e LIA, confirmação bioquímica e sorológica (anti-soro polivalente “O”).

#### 3.4.2.4 Ovos de helmintos

Utilizou-se o método de Hoffman et al., (1934) muito empregado para a demonstração de ovos pesados de helmintos (mais densos que a água), o qual consistiu em colocar aproximadamente 4 g do composto em um frasco de borel com 100 mL de água. A seguir, filtrou-se a suspensão para um cálice cônico de 200 mL, os detritos retidos são lavados, após filtrado a suspensão permanece em repouso durante 2 a 24 h. Em seguida observou-se o aspecto do líquido sobrenadante para tomar uma das duas alternativas: a) se o líquido estiver turvo, descartá-lo sem levantar ou perder o sedimento, colocar mais água até o volume anterior e deixar em repouso por mais 60 minutos; b) se o líquido estiver límpido, proceder-se-á coleta de

uma amostra do sedimento para exame. Faz-se a leitura com as objetivas de 10x e 40x.

### 3.5 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, utilizando-se cinco tratamentos e três repetições, totalizando 15 unidades experimentais.

A Análise de Variância (ANOVA) foi realizada para os dados referentes ao valor agronômico do composto, a saber, COT, C:N, pH, CE e no monitoramento da respiração basal durante o processo. Utilizou-se o teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) para comparação das médias. Os dados foram analisados utilizando o software estatístico STATISTIC 8.0.

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para os dados referentes aos parâmetros físicos-químicos de nitrogênio, carbono, redução de massa, relação C:N, pH e condutividade elétrica. Utilizou-se o teste de Tukey ( $p > 0,05$ ) para comparação de médias.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 PARÂMETROS QUÍMICOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Dentre os nutrientes utilizados pelos microrganismos, o carbono e nitrogênio são de extrema importância, uma vez que a concentração e disponibilidade biológica de ambos afetam o desenvolvimento do processo de compostagem. Na Tabela 4 são apresentados os resultados referentes às perdas dos macronutrientes (nitrogênio e carbono), redução de massa e relação C:N realizados no início e final do processo de compostagem.

TABELA 4. PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICO DE MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Trat.	Nitrogênio (%)		Carbono (%)		Redução de massa	
	Início	Final	Início	Final	(%)	C:N final
T <sub>0</sub>	2,34 ± 0,72 <sup>a</sup>	2,73 ± 0,23 <sup>a</sup>	48,40 ± 4,11 a	32,30 ± 1,7 <sup>a</sup>	32,76 ± 8,88a	12,86 ± 1,89a
T <sub>4</sub>	2,16 ± 0,22 <sup>a</sup>	2,73 ± 0,16 <sup>a</sup>	47,51 ± 2,10a	34,48 ± 2,7 <sup>a</sup>	27,24 ± 7,94a	12,64 ± 1,12a
T <sub>8</sub>	1,87 ± 0,43 <sup>a</sup>	2,53 ± 0,11 <sup>a</sup>	47,32 ± 3,35a	32,75 ± 3,6 <sup>a</sup>	30,85 ± 3,73a	13,74 ± 1,14a
T <sub>12</sub>	2,27 ± 0,57 <sup>a</sup>	2,38 ± 0,42 <sup>a</sup>	47,46 ± 0,72a	32,63 ± 1,7 <sup>a</sup>	31,23 ± 3,30a	12,03 ± 1,15a
T <sub>16</sub>	1,69 ± 0,49 <sup>a</sup>	2,32 ± 0,24 <sup>a</sup>	46,38 ± 1,60a	27,74 ± 2,7 <sup>a</sup>	40,26 ± 3,91a	12,04 ± 2,14a
CV	8,17%	4,32%	2,65%	2,29%	7,52%	3,57%
Média	2,07	2,54	47,42	32,00	32,47	12,66

FONTE: O autor, (2020).

NOTA: Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna, não apresentam diferença estatística pelo teste de Tukey com uma probabilidade de 5% ( $p < 0,05$ ).

Houve concentração de nitrogênio nos compostos orgânicos ao final do processo, isso ocorre em virtude da mineralização do nitrogênio orgânico que realiza a conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoaçúcares e ácidos nucleicos, em N inorgânico (HUTCHISON e WALWORTH, 2007; ZHU, 2007; LI et al., 2008; CAYUELA et al., 2009; GAO et al., 2010).

Os valores finais de N estão dentro dos estipulados pela Instrução Normativa Nº 25/2009 (Tabela 1), que estabelece o teor mínimo de N nos substratos deve ser 0,5%. Segundo Kiehl (1985), para fertilizantes orgânicos os teores entre 1,5 a 3,0 % de N são classificados como médios, dessa forma todos os tratamentos apresentaram valores dentro dessa faixa considerada pelo autor.

Não houve diferença estatística entre o teor de N ao final do processo de compostagem. No entanto, os tratamentos com maiores concentrações de glicerina (T12 e T16) foram os que obtiveram os menores valores de N, 2,38 e 2,32%, respectivamente, devido a disponibilização imediata de açúcares mais facilmente degradados presentes na glicerina bruta, que imobilizaram o N inicialmente. Todavia, esta imobilização de N termina com a diminuição dos compostos lábeis (LI et al., 2013). Em contrapartida, nos tratamentos com menores porcentagem de glicerina (T0 e T4) foram observadas maior presença de N (2,73%) para ambos os tratamentos. Santos et al., (2019) obtiveram maiores valores (2,77; 3,18; 2,78; 2,92 e 3,56%) em seu estudo com a compostagem de farinha de suínos, dejetos de suíno, bagaço de cana de açúcar e diferentes concentrações de glicerina bruta (0,0; 1,5; 3,0; 4,5 e 6,0%).

Houve redução nas concentrações de carbono orgânico total (COT) ao final do processo de compostagem. Isso ocorre devido a degradação da matéria orgânica, uma vez que parte do carbono contido no material inicial é liberado para a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub>, devido à respiração dos microrganismos que degradam a matéria orgânica. Dores-Silva et al., (2013) e Sbizzaro et al., (2017) corroboram com os resultados obtidos de redução de carbono. Os valores finais de COT da presente pesquisa atendem ao estipulado pela Instrução Normativa N° 25/2009 que dispõe valor de no mínimo 15% de COT em substratos orgânicos. Os valores finais de COT não apresentam diferença estatística entre os tratamentos.

O maior percentual de redução da massa foi de 40,26% no tratamento com maior concentração de glicerina bruta (T16), que obteve a maior redução de COT (18,64%), e o menor percentual foi no tratamento com menor concentração de glicerina (T4) com 27,24%, com a menor redução de COT (13,03%). A perda de COT durante o processo de compostagem, faz com que a massa final do composto diminua cerca de 40 a 60% da sua massa inicial (VALENTE et al., 2009; INÁCIO e MILLER 2009). Ao estudarem compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola, Sunada et al., (2014) obtiveram redução de volume do material compostado de 26,7%.

No que se refere à relação C:N, não houve diferença estatística entre os tratamentos. Contudo, pode-se perceber que a relação C:N reduziu de 27:1, no início da compostagem, para 12,86; 12,54; 13,76; 12,03 e 12,04, nos tratamentos T0, T4, T8, T12 e T16, respectivamente, ao término do processo, demonstrando a

eficiência dos microrganismos na degradação da matéria orgânica. Sendo que, nenhum tratamento atingiu valores superiores à 20:1, que é estabelecido pela Instrução Normativa Nº 25/2009 como valor máximo permitido para fins de comercialização de substratos orgânicos. Estudos indicam relações de C:N no final do processo de compostagem estão entre 10:1 e 20:1 (SHILEV et al., 2007; WANG et al., 2016; WANG et al., 2017b; XIE et al., 2012).

O início do processo de decomposição da matéria orgânica é geralmente ácido, devido ao intenso processo de degradação de moléculas simples que levam a geração de ácidos orgânicos (HANAJIMA et al., 2010). Estes ácidos reagem com as bases que são liberadas no processo de decomposição da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina. Como consequência, o pH do composto se eleva à medida que o processo se desenvolve, alcançando pH superior a 8,0 ao final do processo (VALENTE et al., 2009).

Os valores do pH aumentaram ao final do processo atingindo valor máximo de 8,47 no tratamento que não possui GB (T0), e valor mínimo de 8,26 para o tratamento com menor concentração de GB (T4), corroborando-se com a pesquisa de WAN et al., (2020) que realizaram a compostagem de resíduos de cama de frango e palha de milho, onde os autores obtiveram valores finais de pH na faixa de 8,65 e 8,75. A Instrução Normativa Nº 25/2009 estabelece valores mínimos de 6,0 para o parâmetro de pH em substratos orgânicos. Os resultados obtidos no presente estudo demonstraram que esse parâmetro se enquadrou aos valores recomendados para fertilizantes orgânicos.

A condutividade elétrica (CE) representa o grau de salinidade do composto, e é indicativo da concentração de sais ionizados. Elevados valores de CE causam efeitos fitotóxicos e inibem a germinação de sementes, ou seja, nessas condições o composto perde a sua propriedade de fertilizante (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008; JIANG et al., 2014).

A condutividade elétrica (CE) está correlacionada com a degradação e mineralização da matéria orgânica e concentração da fração mineral, indicando possíveis efeitos fitotóxicos (LIU et al., 2011; ZHANG et al., 2016b; MENG et al., 2019). Esse efeito está relacionado a liberação de sais solúveis que estão em excesso em fertilizantes orgânicos com altos valores de CE, inibindo o crescimento e rendimento das plantas. Durante a decomposição da matéria orgânica é inevitável

que a concentração de sais solúveis seja aumentada, devido à perda de massa que leva a um aumento nos valores de CE (LEMOS et al., 2009; CHAN et al., 2016).

A CE tende a se estabilizar no final do processo de compostagem, valores finais máximos para esse parâmetro não devem ultrapassar  $4 \text{ mS.cm}^{-1}$  (KIEHL, 1998), pois fertilizantes orgânicos com altas concentrações de sais dispostos em solo podem ser prejudiciais para sementes e mudas transplantadas (SHILEV et al., 2007; KIEHL, 2008). Sendo assim, a CE final dos tratamentos (T0, T4 e T8) estão adequadas ao proposto pela literatura, enquanto que, os tratamentos com maiores concentrações de GB (T12 e T16) obtiveram valores superiores ao proposto. No entanto, a quantidade da CE nos tratamentos acima de  $4 \text{ mS.cm}^{-1}$  não se torna prejudicial ( $4,21$  e  $4,54 \text{ mS.cm}^{-1}$ ), pois dependendo do uso o composto orgânico, por exemplo, quando incorporado ao solo e misturado não vai prejudicar as raízes. Segundo Gávilan (2004), valores de CE acima de  $5 \text{ mS.cm}^{-1}$  podem causar redução de crescimento pela salinidade, ocasionado a queimadura das raízes e provocando a murcha das mudas.

Observa-se (Tabela 5) que os valores médios de pH não resultaram em diferença estatística entre os tratamentos. Enquanto que, no parâmetro de CE houve diferença estatística nos valores iniciais, sendo o maior valor ( $1,56 \text{ mS.cm}^{-1}$ ) encontrado no tratamento sem adição de glicerina bruta (T0), os valores finais não apresentaram diferença estatística.

TABELA 5. PARÂMETROS DE PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA INÍCIO E FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

pH	CE ( $\text{mS.cm}^{-1}$ )				
	Tratamento	Início	Final	Início	Final
T <sub>0</sub>		$6,86 \pm 0,01a$	$8,47 \pm 0,08a$	$1,56 \pm 0,41a$	$3,72 \pm 0,50^a$
T <sub>4</sub>		$7,00 \pm 0,22a$	$8,26 \pm 0,22a$	$0,09 \pm 0,01b$	$3,51 \pm 0,51^a$
T <sub>8</sub>		$6,80 \pm 0,42a$	$8,34 \pm 0,15a$	$0,11 \pm 0,03b$	$3,96 \pm 0,76^a$
T <sub>12</sub>		$6,94 \pm 0,04a$	$8,44 \pm 0,09a$	$0,70 \pm 0,41ab$	$4,54 \pm 0,22^a$
T <sub>16</sub>		$7,12 \pm 0,11a$	$8,40 \pm 0,17a$	$0,31 \pm 0,01b$	$4,21 \pm 0,01^a$
CV		2,23%	0,62%	49,88%	6,67%

FONTE: o autor (2020).

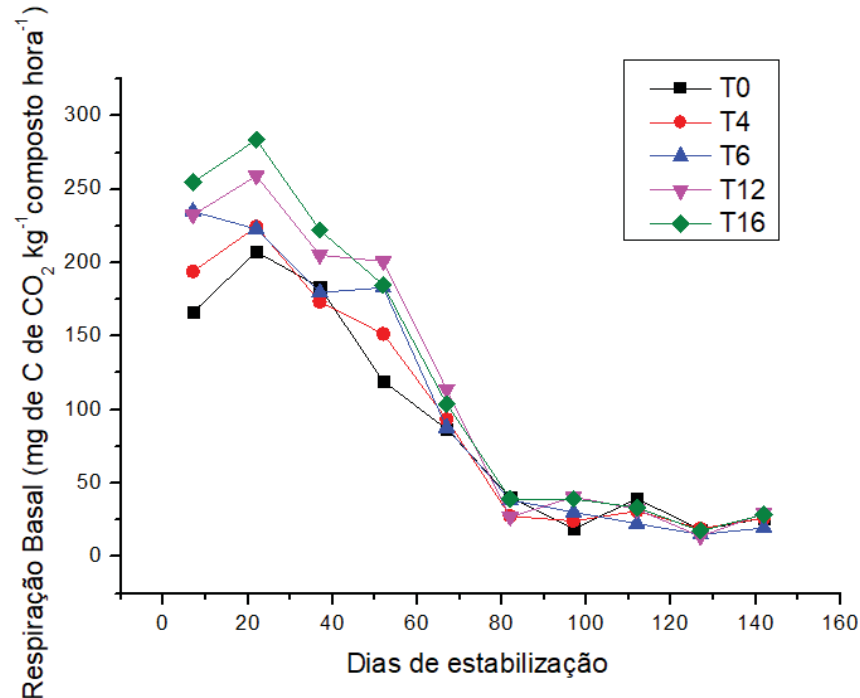
NOTA: Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna, não apresentam diferença estatística pelo teste de Tukey com uma probabilidade de 5% ( $p < 0,05$ ).

## 4.2 ATIVIDADE MICROBIANA

Bactérias são os microrganismos mais importantes e abundantes durante o processo de compostagem. Quando as condições ambientais são ótimas para a atividade microbiana, microrganismos mesofílicos e termofílicos decompõem rapidamente o material, aumentando a temperatura por meio da liberação de calor metabólico (HACHICA et al., 2009; NAKASAKI et al., 2019).

Altos valores de respiração basal indicam que está ocorrendo maior atividade metabólica dos microrganismos, em que o fluxo de CO<sub>2</sub> está relacionado à intensidade dos processos catabólicos (COUTO et al., 2013). A intensidade da respiração basal (FIGURA 3) é maior aos 22 dias de estabilização, este comportamento pode ser atribuído à maior disponibilidade de materiais facilmente degradáveis que estimulam a comunidade microbiana (GOMEZ-BRANDON, LAZCANO e DOMÍNGUEZ, 2008).

FIGURA 3. TAXA DA RESPIRAÇÃO BASAL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE GLICERINA BRUTA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DE AVES



FONTE: O autor, (2019).

O comportamento da respiração basal durante o processo de compostagem, para todos os tratamentos, demonstrou alta atividade microbiana no início, o que é

indicativo da decomposição rápida dos materiais mais facilmente biodegradáveis, seguido por uma segunda fase quando ocorre uma queda na atividade dos microrganismos. Isso devido aos compostos mais resistentes permanecem e a atividade microbiana diminui, reduzindo assim a taxa de mineralização (ROS, GARCIA e HERNANDEZ, 2006).

Em estudos reportados na literatura constatou-se que nas fases iniciais da compostagem quando as temperaturas estão relativamente baixas (entre 25 a 45 °C), ocorre presença de bactérias e fungos mesófilos, os quais consomem o oxigênio disponível para obter energia a partir do carbono presente no material orgânico (BERNAL et al., 2009, INACIO e MILLER 2009 e ONWOSI et al., 2017). Esse comportamento pode ser observado também na Tabela 4, onde os valores mais altos de COT se encontram na fase inicial da compostagem, onde as temperaturas são mais baixas (FIGURA 4).

Após a degradação do material mais facilmente biodegradável nota-se que houve redução nos valores da respiração basal, isso deve-se ao fato de que a celulose e lignocelulose presente nos resíduos de podas de árvores urbanas são as mais difíceis de degradar e o número de espécies microbianas capazes de fazê-lo é certamente baixo (LIU et al., 2018).

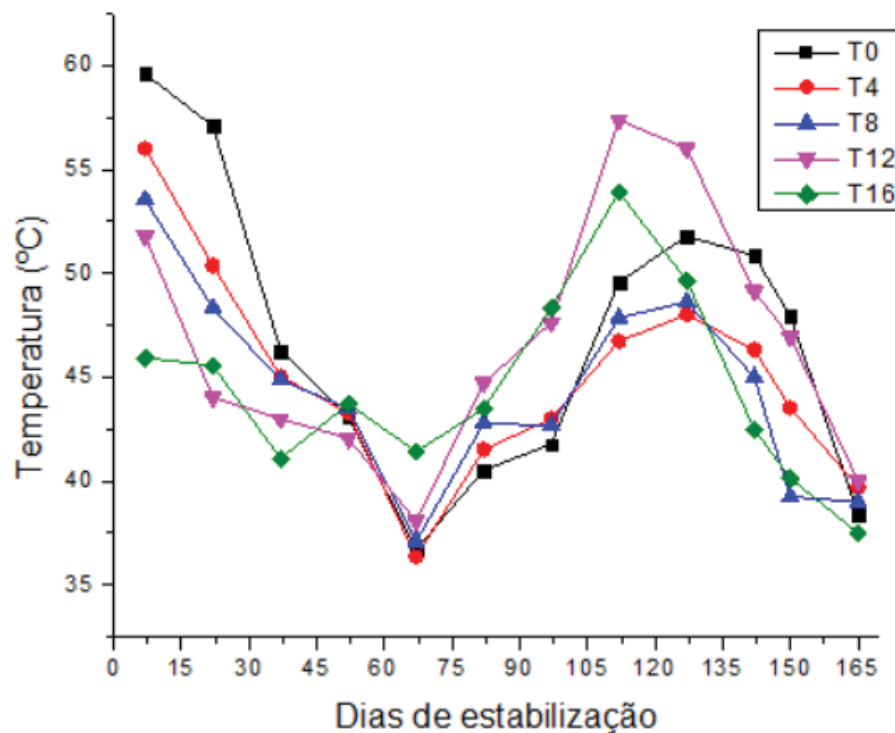
De acordo com Said-Pullicino et al., (2007) o decréscimo de C-CO<sub>2</sub>, durante o processo de compostagem, indica a estabilização da matéria orgânica. A redução está correlacionada à diminuição de carbono prontamente disponível para os microrganismos, pois durante a compostagem a degradação da matéria orgânica leva a uma redução do carbono orgânico e conseqüentemente diminuição na liberação de dióxido de carbono (SAID-PULLICINO et al., 2007; MARAGNO et al., 2007; LIMA et al., 2009; ZHANG e SUN 2015).

Os tratamentos com maiores concentrações de glicerina (12 e 16%) foram os que obtiveram maiores valores na respiração basal. Estudos revelam que o glicerol pode ser utilizado por diversos microrganismos, especialmente por bactérias que fazem o uso de carbono para obtenção de energia (SARMA et al., 2012; GANESH et al., 2012; KHANNA, GOYAL e MOHOLKAR, 2012; FIGUEIREDO et al., 2014).

### 4.3 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA DURANTE O PROCESSO

A temperatura é um dos principais parâmetros utilizados para monitorar o processo de compostagem, pois indica a taxa de reações biológicas, e pode afetar significativamente a atividade microbiana e a biodegradação (MORALES et al., 2016; ZHAO et al., 2016; ZHANG e SUN, 2016a). A Figura 4 apresenta as temperaturas durante o processo de compostagem, as quais foram similares para todos os tratamentos (T0, T4, T8, T12 e T16).

FIGURA 4. TEMPERATURA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE GLICERINA BRUTA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS DA CADEIA PRODUTIVA DE AVES.



Fonte: A autora (2020)

As temperaturas máximas atingidas nos tratamentos T0, T4, T8, T12 e T16 foram 64,8; 61,6; 63,4; 65,6 e 64,2 °C, respectivamente. O estágio termofílico é adequado na compostagem, é vital para a inativação de patógenos e livre de sementes de plantas invasoras garantindo a sanitização e qualidade do composto orgânico (GAO et al., 2010; ZHANG; SUN, 2016; BERNAL et al., 2017). Nesse estágio passam a atuar microrganismos termófilos que elevam as temperaturas para uma faixa entre 50 e 65 °C, considerada a mais adequada para a decomposição

acelerada do material (BERNAL et al., 2009; SILVA et al., 2018). Temperaturas acima de 65 °C afetam a atividade do composto, pois a maioria dos microrganismos termofílicos não consegue sobreviver a temperaturas muito elevadas (GERMER et al., 2010).

O metabolismo microbiano aeróbico leva a um aumento de temperatura que atinge acima de 50 °C, seguido de altas temperaturas que são mantidas com flutuações até que a maioria dos materiais biodegradáveis sejam esgotados (PEREIRA et al., 2013; JURADO et al., 2014). Esse comportamento de flutuação de temperatura pode ser observado na Figura 4, onde inicialmente a temperatura está elevada seguido de uma queda e um aumento novamente. Estudos apontam que as flutuações de temperatura são responsáveis por afetar os microrganismos, impulsionando a diversidade microbiana, sendo o principal fator que determinará a sucessão das populações microbianas na compostagem (REBOLLIDO et al., 2008; LIU et al., 2018).

#### 4.5 PARÂMETROS DE SANITIZAÇÃO

Em consequência do crescente interesse pela saúde pública, segurança das culturas e poluição ambiental, há uma demanda crescente por composto livre de patógenos (PANDEY et al., 2016). A análise microbiológica demonstrou a eficiência da compostagem na redução de coliformes totais e termotolerantes e para a eliminação de *Samonella sp.* Na Tabela 6 observa-se que no início o material proveniente dos resíduos orgânicos agroindustriais (cama de frango e resíduo de incubatório) apresentaram altas concentrações de coliformes totais e termotolerantes. E para *Salmonella sp.* foi verificado a presença somente no tratamento com menor concentração de GB (T4), tendo uma preocupação maior em relação a esse grupo, pois pode haver recolonização de *Salmonella sp.* quando as temperaturas são reduzidas ao final do processo de compostagem, ou quando as temperaturas termofílicas não ocorrem (WON et al., 2016).

TABELA 6. PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES E *SALMONELLA SP.* NO INÍCIO E FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.

Tratamento	Coliformes Totais		Coliformes Termotolerantes		<i>Salmonella</i>	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
T0	4,7 x 10 <sup>6</sup>	1,5 x 10 <sup>3</sup>	3,8 x 10 <sup>7</sup>	< 3,0	Ausência em 25 g	Ausência em 25 g
T4	3,1 x 10 <sup>7</sup>	255	8,0 x 10 <sup>6</sup>	< 3,0	Presença em 25 g	Ausência em 25 g
T8	1,6 x 10 <sup>6</sup>	503,33	2,4 x 10 <sup>7</sup>	< 3,0	Ausência em 25 g	Ausência em 25 g
T12	1,3 x 10 <sup>6</sup>	436,66	2,5 x 10 <sup>8</sup>	< 3,0	Ausência em 25 g	Ausência em 25 g
T16	3,8 x 10 <sup>7</sup>	760	5,0 x 10 <sup>7</sup>	< 3,0	Ausência em 25 g	Ausência em 25 g

Ao final do processo todos os tratamentos apresentaram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Instrução Normativa N° 7 republicada em 02/05/2016, sendo permitido a presença de 1.000 NMP/g de MS (número mais provável por grama de matéria seca) coliformes termotolerantes e ausência de *Salmonella sp.* em 10 g de matéria seca. Indicando que a compostagem promove a redução e eliminação dos patógenos avaliados e o composto poderá ser utilizado de forma segura.

Em literatura sobre compostagem é citado que temperaturas acima de 60 °C são capazes de eliminar microrganismos patogênicos como a *E. coli*, coliformes termotolerantes, *Enterococci* e *Clostridium* (ROMDHANA et al., 2009; SOSSOU et al., 2016).

A eficácia na redução dos coliformes termotolerantes foi indicado pelo decréscimo de todos os tratamentos abaixo de 3,0 ao final do processo, isso pode ser explicado pela alta temperatura, além de outras características, como pH alto, baixo teor médio de umidade durante o procedimento, pode explicar o maior fenômeno de remoção desses microrganismos (HASHEMI et al., 2019). Singh et al. (2011) relatam em seu estudo que temperaturas de 55 a 60 °C promovem remoção completa de coliformes termotolerantes no composto.

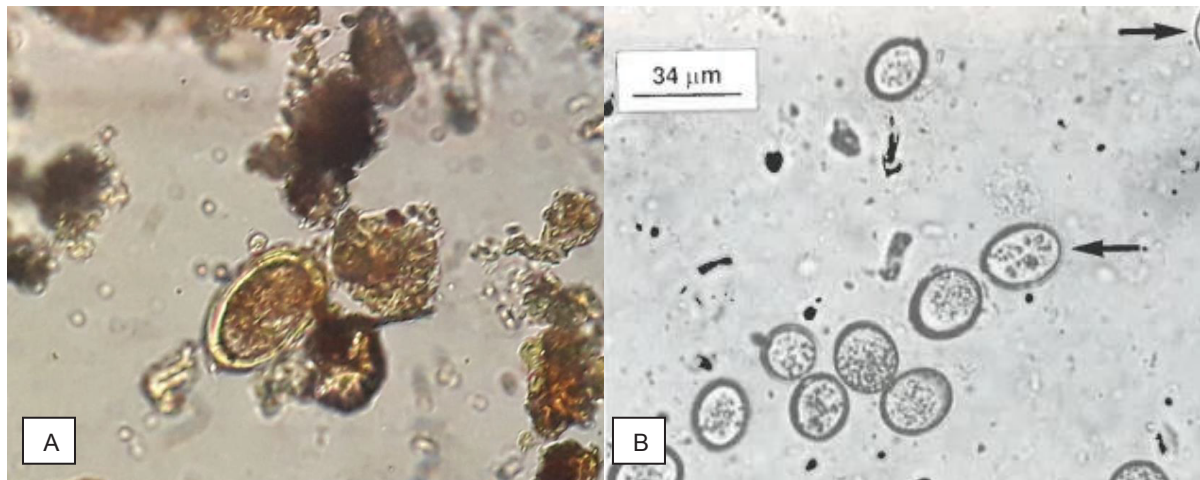
As reduções observadas para coliformes totais e termotolerantes foram de grande importância, pelo fato que o produto final poderá ser destinado para o uso no

solo na forma de fertilizante orgânico, sendo de primordial importância sua sanitização. Sunada et al., (2015) ao estudarem compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola verificaram que o processo se mostrou eficiente nas reduções de 100% para coliformes totais e termotolerantes. Estudos sobre a eliminação de *Salmonella sp.* na compostagem mostram a importância da inativação desta bactéria, pois este pode ser fonte de contaminação quando aplicado no solo como fertilizante orgânico (CHEN et al., 2013; KIM et al., 2012; REYNNELLS et al., 2014; SINGH et al., 2012; VADDELLA et al., 2016), causando a transmissão aos seres humanos por alimentos ou água contaminados por fezes de animais (CRUMP e WAIN, 2017).

Segundo Gong (2007) em seu estudo sobre o controle de segurança microbiana de material de composto com esterco de bovino por tratamento térmico mostrou que *E. coli* e *Salmonella sp.* foram inativadas durante a compostagem, com temperaturas acima de 50 °C por um período de 24 horas. Biswas et al., (2019) afirmam em seu estudo sobre inativação térmica de *Escherichia coli* e *Salmonella Typhimurium* em carcaças de aves domésticas em temperaturas termofílicas, que para obter um material sanitizado são necessários 15 dias com temperaturas acima de 55 °C, no entanto, não precisam ser consecutivos.

Quantificar ovos de helmintos tem sido utilizado como indicativo de condições sanitárias (ROSSMANN et al., 2014), sendo extremamente importante o desenvolvimento, o melhoramento e a aplicação de técnicas que realizem a higienização/descontaminação das excretas, principais fontes de contaminação (PALHARES, 2019). Considerando-se, o parâmetro biológico ovos de helmintos, no início do processo de compostagem observou-se pequena quantidade de ovos de helmintos (FIGURA 5), detectou-se a presença de 1 ovo de ascarididae, 3 larvas de ascarididae e 2 oocistos de eimeria no tratamento T4, 1 ovo de ascarididae no T12 e 1 ovo de ascarididae no T16. Ao final do processo de compostagem não foram encontrados ovos viáveis de helmintos no composto orgânico, estando dentro dos padrões da Instrução Normativa Nº 7/2016. Em estudo realizado sobre a qualidade de esterco de ave poedeira submetido a dois tipos de tratamentos de compostagem Santos, Escosteguy e Rodrigues, (2010) verificaram que houve ausência de larvas de helmintos nos compostos obtidos, exceto na amostra do tratamento sem revolvimento, sendo encontrados o equivalente a três ovos de helmintos em 4 g de matéria seca.

FIGURA 5. OVO DA FAMÍLIA ASCARIDIDAE E OOCISTO DE EIMERIA PRESENTES NO ÍNICIO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM



Fonte: A: o autor (2020). B: SLOSS et al., (1999).

Nota: A: Ovos da família Ascarididae B: Oocisto de Eimeiria.

A sanitização do composto depende que de altas temperaturas na leira de compostagem e que o tempo de exposição seja suficiente para a eliminação de microrganismos patógenos, bem como que a distribuição dessa temperatura seja uniforme. Pois a literatura reporta que microrganismos patogênicos sobreviva em temperaturas de aquecimento irregulares, ou seja, no material presente na parte externa das leiras de compostagem (ARTHURSON, 2008; ELVING et al., 2010; HASHEMI, BOUDAGHPOUR; HAN, 2019).

## 5. CONCLUSÕES

A utilização das concentrações de 4, 8, 12 e 16% de glicerina bruta associada a cinza remanescente de caldeira e resíduos orgânicos agroindustriais no processo de compostagem mostrou-se eficiente no tratamento dos resíduos utilizados. A glicerina bruta não afetou negativamente os parâmetros de monitoramento do processo de compostagem (nitrogênio, carbono, redução de massa, relação C:N). Podendo ser realizados estudos com maiores concentrações de GB, e analisar qual a quantidade que afeta o processo.

A atividade dos microrganismos presentes no processo não foi afetada pela adição de glicerina bruta. Sendo utilizada rapidamente pelos microrganismos como fonte de energia, devido as grandes quantidades de carbono lábil presente em sua composição.

As temperaturas atingidas na fase termofílica foram suficientes para sanitizar o composto final, o qual atende os limites máximos de contaminantes permitidos pela Instrução Normativa Nº 7/2016 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

O processo de compostagem realizado mostrou-se eficiente como alternativa para o tratamento de resíduos agroindustriais, no entanto, por ser um processo que demanda um longo tempo de detenção, torna-se obstáculo para a aplicação dessa tecnologia nas agroindústrias.

## REFERÊNCIAS

- AIRES, A. M.; LUCAS JÚNIOR, J.; MORAES, J. C. B.; FONSECA, G. P. M.; LORASQUI, D. Estudo de viabilidade econômica para sustentabilidade energética e ambiental de plantas de biogás: desenvolvimento tecnológico. **Avisite**, n. 78, 2013.
- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES GONÇALVES, J. L., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- AMINE-KHODJA A, TRUBETSKAYA O, TRUBETESKOY O, CAVANI L, CIAVATTA C & GUYOT G. Humic-like substances extracted from composts can promote the photodegradation of irgarol 1051 in solar light. **Chemosphere**, n.62, p.1021-1027, 2006.
- ANDERSEN, J. K.; BOLDRIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; SCHEUTZ, C. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: an environmental assessment using life cycle assessment modelling. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 31-40, 2012.
- ARDI, M.; AROUA, M.; HASHIMN, A. Progress, prospect and challenges in glycerol purification process: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 42, p. 1164-1173, 2015.
- ARRUDA, P. V.; RODRIGUES, R. L. B.; FELIPE, M. A. Glicerol: um subproduto com grande capacidade industrial e metabólica. **Revista Analytica**, n. 26, p. 56-62, 2007.
- ARTHURSON, V. Proper sanitization of sewage sludge: A critical issue for a sustainable society. **Applied and Environmental Microbiology**, v.74, p.5267-5275, 2008.
- ASSIS, M. A.; UNEMOTO, A. K.; YAMAMOTO, L. Y; LONE, A. B.; SOUZA, J. R. B.; FARIA, R. T.; ROBERTO, R. R.; TAKAHASHI, L. S. A. Cultivo de orquídea em substratos à base de casca de café. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p.544-549, 2011.
- BACK, A. Manual de doença de aves. 2ª edição. Cascavel, Integração, 2010.
- BARBIERI, J. C. **Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011.
- BAQUETA M. R., SILVA J. T. P., CANESIN E. A., GONÇALVES O. H., COQUEIRO A., JUNIOR B. D., LEIMANN F. V. Extração e Caracterização de Compostos do Resíduo Casca de Café. In: VII Simpósio de Tecnologia e Engenharia de Alimentos e VI Encontro Paranaense de Engenharia de Alimentos. UTFPR, Campo Mourão, Paraná, 2016.

BELUSSO, D. e HESPANHOI, A. N. A evolução da avicultura industrial brasileira e seus efeitos territoriais. **Revista Percurso**, v. 2, n. 1, p. 25-51, 2010.

BENDIXEN, H. J. Safeguards against pathogens in Danish biogás plants. **Water Science technology**, n.30, p.171-180, 1994.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5444-5453, 2009.

BERNAL, P.; ALLSOPP, L. P.; FILLOUX, A.; LLAMAS, M. The *pseudomonas putida* T6SS is a plant warden against phytopathogens. **Multidisciplinary journal of microbial ecology**. v. 11, p. 972-978, 2017.

BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 109 p. 1999.

BISWAS, S.; NAZMI, A.; PITESKY, M.; GALLARDO, R.; PANDEY, P. Thermal Inactivation of Escherichia coli and Salmonella Typhimurium in Poultry Carcass and Litter at Thermophilic Temperatures. **The Journal Of Applied Poultry Research**, v. 28, n. 2, p.307-317, 2019.

BONGOCHGETSAKUL, N.; ISHIDA, T. A new analytical approach to optimizing the design of large-scale composting systems. **Bioresource Technology**, v. 99, n.6, p. 1630-1641, 2008.

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

BRITO, L. M.; AMARO, A. L.; MOURAO, I.; COUTINHO, J. Compostagem da fracção sólida do chorume com palha de azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) ou tojo (*Ulex europaeus* L.). **Revista de Ciências Agrárias**, v.33, n.1, p. 267-276. 2010.

CAI, Z.; WANG, B.; XU, M.; ZHANG, H.; HE, X.; ZHANG, L.; GAO, S. Intensified soil acidification from chemical N fertilization and prevention by manure in an 18-year field experiment in the red soil of southern China. **Journal of Soils and Sediments**. v. 15, n. 2, p. 260–270, 2015.

CARDOSO, A. L. S. P.; TESSARI, E. N. C. Salmonella enteritidis em aves e na saúde pública: revisão de literatura. **Revista Eletrônica de Medicina Veterinária**, 2013.

CARVALHO, W. C.; NUNES, G. S.; VASCONCELOS, N. do S. L. S. Remediação de impactos ambientais através do reaproveitamento de cinzas: um estudo do caso de uma usina térmica em São Luís -MA. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 14, n. 33, p. 206-225, 2018.

CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. DE M.; COSTA, L. A. DE M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 796-807, 2013.

CAYUELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINNICCO, T.; FRANKE – WHITTLE, I. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performance. **Bioresource Technology**, v.100, p.3096-3106, 2009

CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology**, v. 200, p.838-844, jan. 2016.

CHEN, Z.; ZHANG, S.; WEN, Q.; ZHENG, J. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 172-178, 2015.

CHEN, Y.; YU, F.; LIANG, S.; WANG, Z.; LIU, Z.; XIONG, Y. Utilization of solar energy in sewage sludge composting: Fertilizer effect and application. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2014-2021, 2014.

CHEN, Z.; DIAO, J.; DHARMASENA, M.; IONITA, C.; JIANG, X.; RIECK, J. Thermal inactivation of desiccation-adapted *Salmonella* spp. in aged chicken litter. **Applied and Environment Microbiology**, v. 79, p. 7013-7020, 2013.

COLCLASURE, V. J.; SODERQUIST, T. J.; LYNCH, T.; SCHUBERT, N.; MCCORMICK, D. S.; URRUTIA, E.; KNICKERBOCKER, C.; MCCORD, D.; KAVOURAS, J. H. Coliform bacteria, fabrics, and the environment. **American Journal of Infection Control**. v. 43, n. 2, p. 154-158, 2015.

COLLES, F. M.; JONES, T. A.; MCCARTHY, N. D.; SHEPPARD, S. K.; CODY, A. J.; DINGLE, K. E.; DAWKINS, M. S.; MAIDEN, M. C. J. *Campylobacter* infection of broiler chickens in a free-range environment. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 8, p. 2042-2050, 2008.

COOPER, M.; ZANON, A.R.; REIA, M.Y.; MORATO, R.W. **Compostagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos agroindustriais: teórico e prático**. Piracicaba: ESALQ – Divisão de biblioteca, 2010. 35p: il. (Série Produtor Rural, Edição Especial).

CORRIER, D. E., D. J. NISBET, C. M. SCANLAN, A. G. HOLLISTER, D. J. CALDWELL, L. A. THOMAS, B. M. HARGIS, T. TOMPKINS, AND J. R. DELOACH. Treatment of commercial broiler chickens with a characterized culture of cecal bacteria to reduce salmonellae. **Poultry Science**, v. 74, n. 7, p. 1093–1101,1995.

COSTA, A. R. S.; XIMENES, T. C. F.; XIMENES, A. F. X.; BELTRAME, L. T. C. O processo da compostagem e seu potencial na reciclagem de resíduos orgânicos. **Revista Geama**. v.2, n. 1, p. 116-130. 2015.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. da; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 100-107, 2009.

COUTO, R. da R.; COMIN, J. J.; SOARES, C. R. F. S.; FILHO, P. B.; BENEDET, L.; MORAES, M. P. de.; BRUNETO, G.; BEBER, C. L. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 48, n. 7, 2013.

CUNHA-QUEDA, A. C. F.; VALLINI, G.; BRUNO DE SOUSA, R. F. X.; ALMEIDA DUARTE, E. C. N. F. Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. *Anais do Instituto Superior de Agronomia*, p.193-208, 2003.

CRUMP, J. A.; WAIN, J. **International Encyclopedia Of Public Health**, p. 425-433, 2017.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. dos S.; FIGUEIREDO, V. S. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. **Chemical industry**. v. 45, p. 137-187, 2017.

DASARI, M. A.; KIATSIMKUL, P. P.; SUTTERLIN, W.R.; SUPPES, G.J. Low-pressure hydrogenolysis of glycerol to propylene glycol. **Applied Catalysis A: General**, v. 281, n. 1, p. 225-231, 2005.

DAL BOSCO, T. C.; GONÇALVES, F.; ANDRADE, F. C. de; TAIATELE JUNIOR, I.; SILVA, J. dos S.; SBIZZARO, M. Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem, p. 19 - 44. In: **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. São Paulo: Blucher, 2017.

DIAZ, L.F.; SAVEGE, G.M. **Factors that affect the process**. *Compost Science and Technology*. Ed.1. Stentiford, p.49-56, 2007.b

DIAZ, L. F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFOR, E. **Compost Science and Technology**. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, 2007, p. 380.a

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Ldibe, 2012. 540 p.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. de O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, v. 36, n. 5, p.640-645, 2013.

DOUBLET, J.; FRANCOU, C.; POINTRENAUD, M.; HOUOT, S. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences

on compost organic matter stability and N availability. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 1298-1307, 2011.

ELVING, J.; OTTOSON, J.; VINNERAS, B.; ALBIHN, A. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. **Journal Applied Microbiology**, v. 108, p. 1974-1981, 2010.

ERISMAN, J. W.; SUTTON, M. A.; GALLOWAY, J.; KLIMONT, Z.; WINIWARTER, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, n. 1, p. 636-639, 2008.

FERREIRA, A.; KUNH, S. S.; CREMONEZ, P. A.; DIETER, J.; TELEKEN, J. G.; SAMPAIO, S. C.; KUNH, P. D. Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p.3081-3089, 2018

FIGUEIREDO, T. V. B.; CAMPOS, M. I.; SOUSA, L. S.; SILVA, J. R. da.; DRUZIAN, J. I. Produção e caracterização de polihidroxialcanoatos obtidos por fermentação da glicerina bruta residual do biodiesel. **Química Nova**. v. 37, n. 7, 2014.

FILHO, V. J. R. G.; TEXEIRA, R. S. de C.; LOPES, E. de S.; ALBUQUERQUE, A. H. de.; LIMA, S. V. G.; HORN, R. V.; ROCHA-E-SILVA, R. C. da.; CARDOSO, W. M. Investigation of Salmonella spp. in backyard chickens (*Gallus gallusdomesticus*) and eggs sold in free markets in the city of Fortaleza, Ceará. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 4, p. 1855-1864, 2014.

FILHO, R. C. dos S.; OLIVEIRA, L. C. F. de.; SILVA, V. M. F. da.; HOLNDA, E. P. T. de. O aproveitamento de resíduos sólidos urbanos, por meio do processo de compostagem aeróbia enriquecida com casca de sururu. **Ciências exatas e tecnológicas**. v. 4, n.3, p. 67-76, 2018.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos**. 2. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

FUKAYAMA, E. H.; JÚNIOR, J. de L.; AIRES, A. M.; SILVA, A. de A.; XAVIER, C. A. N. Produção de biogás utilizando cama de frangos de corte. Ergomix.com, 2009. Disponível em : <http://pt.engormix.com/MA-avicultura/administração/artigos/producao-biogas-utilizando-cama-t217/124-p0.htm>. Acesso em: 19 Setembro 2018.

FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M; YASUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 1468-1474, 2011.

FÜLEKY, G.; BENEDEK, S. Composting to recycle biowaste. E. Lichtfouse (Ed.), **Sociology, Organic Farming, Climate Change and Soil Science**. Springer, Netherlands. 2010, p. 319-346.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S.A. Solid waste management by composting: state of the art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 38, n. 5. 2008.

GAO, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, F.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v.101, p.1899-1903, 2010.

GARCIA-GOMEZ, A.; ROIG, A.; BERNAL, M. P. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. **Bioresource technology**, v. 86, p. 59-64, 2003.

GARDONI, R. A. de P.; AZEVEDO, M. de A. Estudo da biodegradação de carcaças de aves por meio do processo de compostagem em biodigestores fechados descontínuos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, 2019.

GÁVILAN, M. U. **Tratado de cultivo sin suelo**. 3. ed. Almería, ES: S.A. Mundiprensa. 2004.

GERMER, J.; BOH, M.Y.; SCHOEFFLER, M.; AMOAH, P. Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter. **Waste Management**, v. 30, p. 185-191, 2010.

GIL, M. V.; CARBALLO, M. T.; CALVO, L. F. Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. **Waste Management**, v. 28, p. 1432-1440, 2008.

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

GOMEZ-BRANDON, M.; LAZCANO, C.; DOMINGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, p. 436–444, 2008.

GONG, X. Q.; LI, S. Y.; SUN, X. Y.; ZHANG, L.; ZHANG, T.; WEI, L. Maturation of green waste compost as affected by inoculation with the white-rot fungi *Trametes versicolor* and *Phanerochaete chrysosporium*. **Environment Technology**, v. 38, p. 872-879, 2017.

GONG C. Microbial safety control of compost material with cow dung by heat treatment. **Journal of environmental science**, v. 19, p. 1014-1019, 2007.

GOPINATHAN, M.; THIRUMURTHY, M. Feasibility Studies on Static Pile Co Composting of Organic Fraction of Municipal Solid Waste With Dairy Waste Water. **Environmental research, engineering and management**. v. 60, n. 2, 2012.

GUIBOURDENCHE, M.; ROGGENTIN, P.; MIKOLEIT, M.; FIELDS, P. I.; BOCKEÜHL, J.; GRIMONT, P. A. D.; WEILL, F. X. Supplement 2003 - 2007 (No.47) to the White-Kauffmann -Le Minor scheme. **Research in Microbiology**, v. 161, p.

26-29, 2010.

HACHICA, S.; SELLAMI, F.; CEGARRA, J.; HACHICA, R.; DRIRA, N.; MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. **Journal of Hazardous Materials**. v. 162, n. 1, p. 402-409, 2009.

HAHN, L.; PADILHA, M. T.; PADILHA, J. C. F.; POLI, A.; RIEFF, G. G. Persistência de patógenos e do antibiótico salinomicina em pilhas de compostagem de cama de aviário. **Archivos zootecnia**. v.61, n.234, 2012.

HANAJIMA, D.; KURODA, K.; MORISHITA, K.; FUJITA, J.; MAEDA, K.; MORIOKA, R. Key odor components responsible for the impact on olfactory sense during swine feces composting. **Bioresources Technology**, v. 101, p. 2306-2310, 2010.

HASHEMI, S.; BOUDAGHPOUR, S.; HAN, M. Evaluation of different natural additives effects on the composting process of source separated feces in resource-oriented sanitation systems. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 185, p.109667-109679, 2019.

HE, Z.; LIN, H.; HAO, J.; XIANGSHI, K. Impact of vermiculite on ammonia emissions and organic matter decomposition of food waste during composting. **Bioresource Technology**, v. 263, p.548-554, 2018.

HECK, K.; MARCO, É. G. de; HAHN, A. B. B.; KLUG, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 54-59, 2013.

HOFFMAN, W. A.; PONS, J. A.; JANER, J. L. The sedimentation-concentration method in schistosomiasis mansoni. **Puerto Rico Journal of public health**, v. 9, p. 281-298, 1934.

HOLANDA, P. C. **Compostagem e Minhocultura**. Fundação Demócrito Rocha. CENTEC. Fortaleza - CE, 2013, 56 p.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

INÁCIO, C. T. e MILLER, P. R. M. **Compostagem - Ciência prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Empra Solos. 2009. 156p

JAIN, M. S.; DAGA, M.; ALAMDHAD, A. S. Composting physics: a degradation process-determining tool for industrial sludge. **Ecology Engineer**, v. 116, p. 14-20, 2018.

JARAMILLO, G.; ZAPATA, L. M. 2008. **Aprovechamiento de los residuos orgánicos en Colombia**. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, Facultad de Ingenierías, 2008.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R.; LUO, Y. M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. **Chemosphere**, v. 90, p.1545-1551, 2013.

JIANG, J.; HUANG, Y.; LIU, X.; HUANG, H. The effects of apple pomace, bentonite and calcium superphosphate on swine manure aerobic composting. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p.1595-1602, 2014.

JUNIOR, A. P. B.; MAGALHÃES, L. M. S. Produção de mudas por estaquia, de acalifa e tumbérgia, utilizando compostagem, preparada a partir de resíduos da poda da arborização urbana. **Revsbau**, v.5, n.3, p.113-148, 2010.

JURADO, M. M.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; MORENO, J. Increase native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v. 49, p. 1958-1969, 2014.

KHANNA, S.; GOYAL, A.; MOHOLKAR, V. S. Microbial conversion of glycerol: present status and future prospects. **Critical Reviews in Biotechnology**. v. 32, n. 3, p. 235-262, 2012.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 492p. 1985.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, 171p. E. J. Kiehl, 1998.

KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4ª ed. E. J. Kiehl. Piracicaba. 173 p. 2004.

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Degaspari, 2010.

KIEHL, E. J. **Adubação orgânica - 500 perguntas e respostas**. Piracicaba, SP. 2008.

KIM, J.; DIAO, J.; SHEPHERD, M. W.; SINGH, R.; HERING, S. D.; GONG, C.; JOANG, X. Validating thermal inactivation of Salmonella spp. in fresh and aged chicken litter. **Applied and Environment Microbiology**, v. 78, p. 1302-1307, 2012.

KOBASHIGAWA, E.; MURAROLLI, R. A.; GAMEIRO, A. H. Destino de resíduos de incubatórios da avicultura no Estado de São Paulo: adequação à legislação e possibilidade de uso econômico. XLVI SOBER. Anais..., Acre, 2008.

KUMAR, M.; OU, Y.L.; LIN, J.G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Management**, v.30, p. 602-609. 2010.

KUMAR L. R.; YELLAPU, S. K.; TYAGI, R. D.; ZHANG, X. A review on variation i crude glycerol composition, bio-valorization of crude and purified glycerol as carbono source for lipid production. **Bioresource Technology**. v. 293, 2019.

LEITE, R. C. de C.; LEAL, M. R. L. V. O biocombustível no Brasil. **Novos Estudos - Cebrap**, n. 78, p.15-21, 2007.

LEMOS, M. S. L.; CUNHA-QUEDA, A. C.; NUNES, O. C. Co-composting of poultry manure with low quantites of carbono- rich materials. **Waste Management e Researce** v. 27: p. 119–128, 2009.

LI. X.; ZHANG. R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. **Bioresource Technology**, v.99, p.367-368, 2008.

LI, Y.; LI, W.; LIU, B.; WANG, K.; SU, C.; WU, C. Ammonia emissions and biodegradation of organic carbon during sewage sludge composting with different extra carbon sources. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 624-630, 2013.

LIMA, C. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; SILVA, L. H. M.; ROIG, A. A caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 41, n. 3, p. 433-439, 2011.

LIN, C. A negative-pressure aeration system for composting food wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7651-7656. 2008.

LIU, L.; WANG, S. GUO, X.; ZHAO, T.; ZHANG, B. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**. v. 73, p. 101-112, 2018.

LIU, D.; ZHANG, R.; WU, H.; XU, D.; TANG, Z.; YU, G.; XU, Z.; SHEN, Q. Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 9040-9049, 2011.

LOPES, E. de S.; MACIEL, W. C. M.; TEIXEIRA, R. S. de C.; ALBUQUERQUE, Á. H. de.; VASCONCELOS, R. H.; MACHADO, D. N.; BEZERA, W. G. A.; SANTOS, I. C. L. Isolamento de Salmonella spp. e Escherichia coli de psittaciformes: relevância em saúde pública. **Arquivos Instituto Biologia**, v. 83, p. 1-10, 2016.

MADRID, C.; QUEVEDO, V.; ANDRADE, E. Estudio de la biotransformación aeróbica de los desechos lignocelulósicos pergamino de café (*Coffea arabica* L.) y tallos de pasto guinea (*Panicum maximum*) (Study of aerobic biotransformation of lignocellulosic waste coffee parchment (*Coffea arabica* L.) and stems of guinea grass (*Panicum maximum*), in Spanish). **Revista Faculdade Agronomica**, v. 17, p.505-517, 2000.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T. de; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. D. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 466-471, 2006.

MAHMUD, A.; S.; JABBAR, M. A.; SAHOTA, A. W.; HAYAT, Z.; KHAN, M. Z. U. Effect of Feeding Hatchery Waste Meal Processed by Different Techniques on Egg Quality and Production Performance of Laying Hens. **Pakistan Journal of Zoology**, v. 47, n. 4, p. 1059-1066, 2015.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira de Potassa e do Fósforo, 1997. 319 p.

MASSUKADO, L. M. **Compostagem: nada se cria, nada se perde; tudo se transforma**. Brasília: Ifb, 2016.

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

MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de minicompostagem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 355-360, 2007.

MEIHANG, B.; LIMA, D. R. S.; CARDOSO, W. J.; BAÊTA, B. E. L.; ADARME, O. F. H.; SANTUCCI, B. S.; PIMENTA, M. T. B.; AQUINO, S. F. de; GURGELAET, L. V. A. Two-stage fractionation of sugarcane bagasse by autohydrolysis and glycerol organosolv delignification in a lignocellulosic biorefinery concept. **Industrial crops & Products**, v. 108, p. 431- 441, 2017.

MELO, C. O. de; SILVA, G. H. da.; ESPERANCINI, M. S. T. Análise econômica da produção de frango de corte sob condições de risco no estado do Paraná. **Ciênc. agrotec**, v.32, n.6, p. 1919-1926. 2008.

MENDES, D. B.; SERRA, J. C. V. Glicerina: uma abordagem sobre a produção e o tratamento. **Revista Liberato**, v. 13, n. 20, p. 01-10, 2012.

MENG, X.; LIU, B.; ZHANG, H.; WU, J.; YUAN, X.; CUI, Z. Co-composting of the biogas residues and spent mushroom substrate: physicochemical properties and maturity assessment. **Bioresource Technology**, v. 276, p. 281-287, 2019.

MORALES, A. B.; BUSTAMANTE, M. A.; MARHUENDA-EGEA, F. C. MORAL, R.; ROS, M.; PASCUAL, J. A. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: Study of the added value of the composts obtained. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, p. 186-197, 2016.

MOTA, C. J. A.; PESTANA, C. F. M. Co-produtos da Produção de Biodiesel. **Revista Virtual Química**. v. 3, n. 5. p. 416-425, 2011.

MURTHY, P. S. e NAIDU, M. M. Sustainable management of coffee industry by-products and value addition – a review Resour. **Conservacion Recycling**. v.66 p. 45-58, 2012.

NAKASAKI, K.; HIRAI, H. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. **Waste Management**, v. 65, p. 29-36, 2017.

NAKASAKI, K.; YAGUCHI, Y.; SASAKI, Y.; KUBOTA, H. Effects of pH control on composting of garbage. **Waste Management Research**, v. 11, p. 117-125, 1993.

NAKASAKI, K.; HIRAI, H.; MIMOTO, H.; QUYEN, T. N. M.; KOYAMA, M.; T. K. Succession of microbial community during vigorous organic matter degradation in the primary fermentation stage of food waste composting. **Science of The Total Environment**. v. 671, n. 25, p. 1237-1244, 2019.

NAVARRO, I.; JIMÉNEZ, B.; LUCARIO, S.; CIFUENTES, E. Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolids application on soil. **Journal Water Health**, v. 7, p. 31-44, 2009.

OLIVEIRA, A. N. P.; OLIVEIRA, A. P.; LEONARDO, F. A. P.; CRUZ, I. S.; SILVA, D. F. Yield of gherkin in response to doses of bovine manure. **Horticultura Brasileira**, v. 27, n. 1, p. 100-102, 2009.

OLIVEIRA, I. Y. Q. de; RONDON, O. C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações (campo Grande)**, v. 17, n. 4, p.1-11, 18 dez. 2016.

OLIVEIRA, A.V.B.; SILVA, R.A.; ARAÚJO, A.S. et al. Padrões microbiológicos da carne de frango de corte – referencial teórico. **Revista Verde**, v.6, p.1-16, 2011.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Jornal Environment Management**, v. 190, p.140-157, 2017.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.3, p.538-545, 2010.

ORRICO, A. C. A.; CENTURION, S. R.; FARIAS, R. M.; ORRICO JUNIOR M. A. P.; GARCIA, R. G. Effect of different substrates on composting of poultry litter. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.41, n.7, p.1764-1768, 2012.

OVIEDO RANDON, E.O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. **Revista brasileira de zootecnia**, v. 37, p. 239-252, 2008.

PAGLIARO, M.; ROSSI, M. **The future of glycerol**: new uses of a versatile raw material. Cambridge, 2008.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T. de; AZEVEDO, M. A.; BARROS, R. T. P. de; COSTA, T. D. R. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 5, p. 961-970, 2012.

PALHARES, J. C. P. **Produção animal e recursos hídricos: Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. São Carlos -sp: Embrapa, 2019. 20 p.

PANDEY, P.K.; CAO, W.; BISWAS, S.; VADDELLA, V. A new closed loop heating system for composting of green and food wastes. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 1252-1259, 2016.

PARANHOS, A. G. de O.; ADARME, O, F. H.; BARRETO, G. F.; SILVA, S. de Q.; AQUINO, S. F. de. Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: Kinetic and energy assessment. **Bioresource Technology**, v. 300, p.122588-122610, mar. 2020.

PEREIRA, L. A. A.; FIALHO, M. L. Gestão da sustentabilidade: compostagem otimizada em resíduos sólidos orgânicos com a utilização de metodologia enzimática na implantação de uma usina de compostagem de lixo no município de Santa Juliana/MG. *Int. J. Knowl. Engineer Management*, v. 2, n. 2, p. 52-85, 2013a.

PEREIRA, R. A.; FARIAS, C. A. S.; REGO, E. T. do; PEDROSA, T. D.; CHAVES, A. D. C. A. A compostagem como alternativa para problemática dos resíduos no sertão Paraibano. **Revista Verde**. v. 8, n. 1, p. 269-273, 2013.

PEDRON, I. T.; MARIANI, K. L.; FARIAS, J. L. R. de; ROSSETO, A. Comportamento do clima de Palotina/PR de 1973 a 2010. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 12, p. 411-419, 2013.

PEDROSA, T. D.; FARIAS, C. A. S.; PEREIRA, R. A.; FARIAS, E. T. R. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Revista Nativa**, v. 1, n. 1, p.44-48, 2013.

PERIMIN, A.; BISGAARD, M.; FRANDSEN, F.; PEARMAN, M.; KOLD, J. NANSEN, P. Prevalence of gastrointestinal helminths in different poultry production systems **British Poultry Science**, v. 40, p. 439-443, 1999.

PIEIDADE, M.; AGUIAR, P. Opções de Gestão de Resíduos Urbanos. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR, I. P.), Lisboa, p. 211, 2010.

PINTO, A. A. de S.; PIMENTA, A. F.; SOUZA, A. V. D.; BRIGANO, C.; REZZADORI, C. B. D. B.; HASHIMOTO, E. M.; GONÇALVES, F.; JUNIOR, I. T.; BEERTOZZI, J.; SILVA, J. dos S.; ARMACOLLO, J. E.; PRATES, K. V. M. C.; ANAMI, M. H.; SBIZZARO, M.; BETIO, M. M.; PRESUMIDO, P. H.; MICHELS, R. N.; OLIVEIRA, S. M.; BOSCO, T. C. **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. [livro eletrônico] organização de Tatiane Cristina Dal Bosco. – São Paulo, Editora Blucher, p. 266, 2017.

PINTER, I. F.; FERNÁNDEZ, A. S.; MARTÍNEZ, L. E.; RIERA, N.; FERNÁNDEZ, M.; AGUADO, G. D.; ULIARTE, E. M. Exhausted grape marc and organic residues composting with polyethylene cover: Process and quality evaluation as plant substrate. **Journal of Environmental Management**, v. 246, n. 15, p. 695-705, 2019.

POINOT, T.; LARACYA, M. E.; APONTE, C.; JENNINGS, H. M.; OCHSENDORFA, J. A.; OLIVETTI, E. A. Beneficial use of boiler ash in alkali-activated bricks. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 1-10, 2018.

REBOLLIDO, R.; MARTÍNEZ, J.; AGUILERA, Y.; MELCHOR, K.; KOERNER, I.; STEGMANN, R. Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste. **Applied Ecology and Environmental Research**, v.6, p.61-67, 2008.

REYNNNELLS, R.; INGRAM, D. T.; ROBERTS, C.; STONEBRAKER, R.; HANDY, E. T.; FELTON, G.; VINYARD, B. T.; MILLNER, P. D.; SHARMA, M. Comparison of U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Composting Council microbial detection methods in finished compost and regrowth potential of Salmonella spp. and Escherichia coli O157:H7 in finished compost. **Foodborne Pathogenes and Diseases**, v. 11, p. 555-567, 2014.

RICH, N.; BHARTI, A.; KUMAR, S. Effect of bulking agents and cow dung as inoculant on vegetable waste compost quality. **Bioresource Technology**, v. 252 p. 83-90, 2018.

RIVERO, M.; SOLERA, R.; PEREZ, M. Anaerobic mesophilic co-digestion of sewage sludge with glycerol: enhanced biohydrogen production. **Internation Journal Hydrogen Energy**, v. 39, n. 6, p. 2481-2488, 2014.

ROBRA, S.; CRUZ, R. S. da.; OLIVEIRA, A. M. de.; ALMEIDA-NETO, J. A.; SANTOS, J. V. Generation of biogas using crude glycerine from biodiesel production as a supplement to cattle slurry. **Biomass Bioenergy**, v. 34, p.1330-1335, 2010.

RODRIGUES, F. N.; AMÂNCIO, D. V.; RIBEIRO, K. D.; FIA, R.; COELHO, G. Avaliação da eficiência do leito de secagem no processo de desidratação de lodo gerado nos decantadores da estação de tratamento de água. **Periódico da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 2, n. 2, p.183-196, 2018.

ROMDHANA, M. H.; LECOMTE, D.; LADEVIE, B.; SABLAYROLLES, C. Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 87, n. 6, p. 377-386, 2009.

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNANDEZ, T. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. **Waste Management** v. 26, p.1108–1118, 2006.

ROSSMANN, M.; VIEIRA, D. B.; AVELAR, F. F.; MATOS, A. T. de. Redução da Viabilidade de ovos de helmintos em Lodo de esgoto domestico caledado. **Engenharia na agricultura**, v. 22, n.1, p. 43 – 49, 2014.

ROSSINI-OLIVA, S.; MINGORANCE, M. D.; PEÑA, A. Effect of two different composts on soil quality and on the growth of various plant species in a polymetallic acidic mine soil. **Chemosphere**, v. 168, pp. 183-190, 2017.

SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F. G.; GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 1822-1831, 2007.

SANTOS, F. T. dos; FEHMBERGER, C.; ALOISIO, C. M.; HERMES, E.; BAUTITZ, I. R. **Viabilidade da compostagem de glicerina bruta com resíduos agroindustriais: relação carbono:nitrogênio**. In: Fórum internacional de resíduos sólidos, 10, João Pessoa – PB, 2019.

SANTOS, J. T.; GUIMARÃES, J. C. S.; FRANCO, A.; CORDEIRO, J.; ALVARENGA, C. A.; SANTOS, C. I. F. Resíduos Sólidos Orgânicos: Uma Análise Cienciométrica Acerca da Utilização da Compostagem Para a Geração de Adubo. **Research, Society And Development**, v. 7, n. 10, p.1-24, 2018.

SANTOS, M. J. B. dos.; SAMAY, A. M. A. T.; SILVA, D. A. T. da.; RABELLO, C. B.; TORRES, T. R.; SANTOS, P. A. dos.; CAMELO, L. C. L. Manejo e tratamento de cama durante a criação de aves. **Revista eletrônica nutrim**. v. 9, n. 3, p.1801-1815, 2012a.

SANTOS, R. F.; ISOBE, M. T. C.; LALLA, J. G.; HABER, L. L.; MARQUES, M. O. M.; MING, L. C. Composição química e produtividade dos principais componentes do óleo essencial de *Baccharis dracunculifolia* DC. em função da adubação orgânica. **Revista Brasileira de Plantas Medicinai**s, v. 14, p. 224-234, 2012.b

SANTOS, F. G. dos; ESCOSTEGUY, P. A. V.; RODRIGUES, L. B. Qualidade de esterco de ave poedeira submetido a dois tipos de tratamentos de compostagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p.1101-1108, 2010.

SARKARA, S.; PALA, S.; CHANDAB, S. Optimization of a Vegetable Waste Composting Process with a Significant Thermophilic Phase. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 435-440, 2016.

SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**. v. 69, p.136-153, nov. 2017.

SARMA, S. J.; BRAR, S. K.; SYDNEY, E. B.; LE BIHAN, Y.; BUELNA, G.; SOCCOL, C. R. Microbial hydrogen production by bioconversion of crude glycerol: a review. **International Journal Hydrogen Energy**, v. 37, n. 8, p. 6473-6490, 2012.

SBIZARRO, M.; DAL BOSCO, T. C.; PRATES, K. M. C.; PRESUMIDO, P. H. Tratamento de dejetos ovinos, bovinos e palha-de-açúcar via vermicompostagem. **Compostagem e Vermicompostagem de Resíduos Sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. 2017. p.45-68.

SHAMMAS, N.; WANG, L. K. Biological Treatment Processes, **Biosolids Composting**. 2009. p. 669-714.

SHARMA, V.K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F. & CORNACCHIA, G. Processing of urban and agroindustrial residues by aerobic composting. **Journal Name: Energy Conversion and Management**, v. 38, p. 453-478, 1997.

SHILEV, S.; NAYDENOV, M.; VANCHEVA, V.; ALADJAJIYAN, A. Utilization Of By-products And Treatment Of Waste In The Food Industry, **Composting of Food and Agricultural Wastes**. (Ed) V. Oreopoulou 2006, p.283-301.

SILVA, F. X. da; LIMA, L. K. F. de; BESSA, M. de L.; SENA, A. L. G.; SAKAMOTO, S. S. Compostagem segura na utilização de resíduos de pescado com maravalha de pinus e casca de arroz. **Revista Agri-Environmental Sciences**, v. 4, n. 2, 2018.

SILVA, G. J. da; MENDONÇA, N. Association between antimicrobial resistance and virulence in *Escherichia coli*. **Virulence**, v. 3, n. 1, p.18-28, 2012.

SHAH, D. H.; PAUL, N. C.; SISCHO, W. C.; CRESPO, R.; GUARD, J. Population dynamics and antimicrobial resistance of the most prevalent poultry-associated *Salmonella* serotypes. **Poultry Sci.** v. 96, n.3, p.687-702, 2017.

SINGH, R.; KIM, J.; JIANG, X. Heat inactivation of *Salmonella* spp. in fresh poultry compost by simulating early phase of composting process. **Journal and Applied Microbiology**, v. 112, p. 927-935, 2012.

SHILEV, S.; NAYDENOV, M.; VANCHEVA, V.; ALADJADJIYAN, A. Composting of food and agricultural wastes. In: **Utilization of By-Products and Treatment of Wastes in the Food Industry**, Springer, p.283-301, 2007.

SILVA, A. G. da.; LEITE, V. D.; SILVA, M. M. P. da.; PRASAD, S.; FEITOSA, W. B. da S. Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Engenharia sanitária ambiental**. v. 13, n. 4, p. 371-379, 2008.

SINGH, R.; KIM, J.; SHEPHERD, M. W.; LUO, F.; JIANG, X. Determining thermal inactivation of *Escherichia coli* O157: H7 in fresh compost by simulating early phases of the composting process. **Applied Environmental Microbiology**, v. 77, p. 4126-4135, 2011.

SOUSA, C. S. M. de. Design and Waste Upcycling from Tree Pruning and Fallen Trees at the USP Campus (University of São Paulo) — Potentialities. **World Sustainability Series**, p.777-791, 2018.

SOSSOU, S. K.; SOU, M.; HIJIKATA, N.; MAIGA, A. H.; FUNAMIZU, N. Inactivation kinetics of indicator microorganisms during solar heat treatment for sanitizing compost from composting toilet. *Journal Water Environment Technology*, v.14, p. 37-46, 2016.

SOUZA, H. A.; OLIVEIRA, E. L.; FACCIOLI-MARTINS, P. Y.; SANTIAGO, L.; PRIMO, A. A.; MELO, M. D.; PEREIRA, G. A. C. Características físicas e microbiológicas de compostagem de resíduos animais. **Arquivos Brasileiro Medicina Veterinária Zootecnia**. v. 71, n. 1, 2019.

STEINER, C.; DAS K. C.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. **PubMed Journal**. vol.39, p.1236–1242, 2009.

STEINER, C.; DAS, K. C.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. **Journal Of Environment Quality**, v. 39, n. 4, p.1236-1242, 2010.

SUNADA, N. da S.; ORRICO, A. C. A.; JUNIOR, M. A. P. O.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; JUNIOR, J. de L.; SENO, L de O. Compostagem de resíduos sólido de abatedouro avícola. **Revista Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

SUNADA, N. S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J.; SENO, L. O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

SUNDBERG, C.; SMARS, S.; JONSSON, H. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p.145-150, 2004.

SOCCOL, C. R. Resíduo de café: um substrato promissor para a produção industrial de bioprodutos com alto valor agregado. I Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil. Brasília: EMBRAPA, ed. 1, v. 1, p. 83-98, 2002.

SOUZA, V. H.; PACHECO, S. M. V.; JUNIOR, A. C.; JUNIOR, A. F. Estudo da produção enzimática de biodiesel a partir de óleo residual. **Eclética Química Journal**, v. 39, n. 1, p. 200-215, 2018.

STEINER, C.; MELEAR, N. K. C. das; LAKLY, D. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. **Journal Of Environment Quality**, v. 39, n. 4, p.1236-1242, 2010.

SUNADA, N. da S.; ORRICO, A. C. A.; JUNIOR, M. A. P. O.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; JUNIOR, J. de L.; SENO, L de O. Compostagem de resíduos sólido de abatedouro avícola. **Revista Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

TANTAWY, M. A. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge, **Materials Research Bulletin**, v. 61, n. p. 415-421, 2015.

TOMINAGA, T. Rapid detection of coliform bacteria using a lateral flow test strip assay. **Journal of Microbiological Methods**. v. 160, p. 29-35, 2019.

VADDELLA, V.; PITESKY, M.; CAO, W.; GOVINTHASAMY, V.; SHI, J.; PANDEY, P. Assessing Salmonella typhimurium persistence in poultry carcasses under multiple thermal conditions consistent with composting and wet rendering. **Poultry Science**, v. 95, n. 3, p.705-714, 2016.

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

VALENTE, B. S.; XAVIER, G. E.; MORAES, O. P.; PILOTTO, V. T. M.; PEREIRA, S. H. Compostagem em pilhas e vermicompostagem no tratamento da mistura de cama de aviário e dejetos líquidos de bovinos leiteiros. **AUGMDOMUS**, v. 6, p. 111-122, 2014.

VAN NIEROP, W.; DUSÉ, A. G.; MARAIS, E.; AITHMA, N.; THOTHOBOLO, N.; KASSEL, M.; STEWART, R.; POTGIETER, A.; FERNANDES, B.; GALPIN, J. S.; BLOOMFIELD, S. F. Contamination of chicken carcasses in Gauteng, South Africa, by Salmonella, Listeria monocytogenes and Campylobacter. **International Journal of Food Microbiology**, v. 99, n. 1, p. 1-6, 2005.

VÁZQUEZ, M. A.; SOTO, M. The efficiency of home composting programmes and compost quality. **Waste Management.**, v. 64, p.38-50.

VENDRUSCULO, T. P. S.; SANTOS, M. C.; NASCIMENTO, J. C.; COSTA, T. M.; SANTOS, C. C. A. Glicerina: uma visão geral sobre a produção e métodos de purificação. BIOCUM. Anais do 6 ° Simpósio Nacional de Biocombustíveis (BIOCUM). Canoas: 2013.

VERGNOUX, A., M. GUILIANO, Y. LE DRÉAN, J. KISTER, N. DUPUY AND P. DOUMENQ. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**. v. 407, n. 7, p. 2390-2403, 2009.

VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMAI, M. A. N.; PEDROSAI, M. W.; SANTOS, M. R. Produtividade de cebola em cultivo orgânico utilizando composto à base de dejetos de suínos. **Horticultura Brasileira**, v. 28, n. 2, p. 168-173, 2010.

WAN, L.; WANG, X.; CONG, C.; LI, J.; XU, Y.; LI, X.; HOU, F.; WU, Y.; WANG, L. Effect of inoculating microorganisms in chicken manure composting with maize straw. **Bioresource Technology**, v. 301, p.122730-122740, 2020.

WANG, X.; ZHENG, G.; CHEN, T.; NIE, E.; WANG, Y.; SHI, X.; LIU, J. Application of ceramsite and activated alumina balls as recyclable bulking agents for sludge composting. **Chemosphere**, v. 218, p. 42-51, 2018.

WANG, X.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Influence of lime on struvite formation and nitrogen conservation during food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 227–232, 2016.

WANG, Q.; AWASTHI, M. K.; ZHAO, J.; REN, X.; LI, R.; WANG, Z.; WANG, M.; ZHANG, Z. Improvement of pig manure compost lignocellulose degradation, organic matter humification and compost quality with medical stone. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 771–777, 2017.a

WANG, X., ZHAO, Y., WANG, H., ZHAO, X., CUI, H., WEI, Z. Reducing nitrogen loss and phytotoxicity during beer vinasse composting with biochar addition. **Waste Management**, v. 61, p. 150–156, 2017.b

WANGEN, D. R. B.; FREITAS, I. C. V. Compostagem doméstica: alternativa de aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 5, n. 2, p. 81-88, 2010.

WEIST, J. M.; CARVALHO, H. H. C.; AVANCINI, C. A. M.; GONÇALVES, A. da R. Inibição e inativação de *Escherichia coli* por extratos de plantas com indicativo etnográfico medicinal ou condimentar. *Ciências e Tecnologia de Alimentos*. v. 29, n. 3, p. 474-480, 2009.

WONG, J. W. C.; FUNG, S. O.; SELVAM, A. Coal fly ash and lime addition enhances the rate and efficiency of decomposition of food waste during composting. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3324-3331, 2009.

WON, S. G.; PARK, J. Y.; RAHMAN, M. M.; PARK K. H.; RA, C.S. Co-composting of swine mortalities with swine manure and sawdust. **Compost Science & Utilization**, v. 24, p. 42-53, 2016.

WU, C.; LI, W.; WANG, K.; LI Y. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 516-521, 2015.

XIE, K.; JIA, X.; XU, P.; HUANG, X.; GU, W.; ZHANG, F.; YANG, S.; TANG, S. Improved composting of poultry feces via supplementation with ammonia oxidizing archaea. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 70–77, 2012.

YU, Z.; TANG, J. H.; LIAO, X.; LIU, P.; ZHOU, Z.; CHEN, C.; RESING, S.; ZHOU, S. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale

hyperthermophilic composting plant. **Bioresource Technology**, v. 265, p. 146-154, 2018.

ZAMBRA, C. E; MORAGA, N. O; ESCUDEY, M. Heat and mass transfer in unsaturated porous media: Moisture effects in compost piles selfheating. **International Journal Of Heat And Mass Transfer**, v. 54, n. 13-14, p.2801-2810, 2011.

ZHANG, L.; GU, J.; WANG, X.; SUN, W.; YIN, Y.; GUO, S. A.; TUO, X. Behavior of antibiotic resistance genes during co-composting of swine manure with Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 252-260, 2017.a

ZHANG, M.; FAN, C. H.; LI, Q. L.; LI, B.; ZHU, Y. Y.; XIONG, Z. Q. A 2-yr field assessment of the effects of chemical and biological nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency in an intensively managed vegetable cropping system. **Agriculture Ecosystem Environment**, v. 201, p. 43-50, 2015.

ZHANG, L. and SUN, X. Effects of earthworm casts and zeolite on the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 39, p. 119-129, 2015.

ZHANG, L. and SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115-126, 2016.a

ZHANG, J. CHEN, G.; SUN, H.; ZHOU, S.; ZOU, G. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. **Bioresource Technology**, v. 200, p.876-883, 2016.b

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115-126, 2016.

ZHAO, Y.; LU, Q.; WEI, Y.; CUI, H. Effect of actinobacteria agent inoculation methods on cellulose degradation during composting based on redundancy analysis. **Bioresource Technology**, v. 219, p.196-203, 2016

ZORPAS, A. A.; LOIZIDOU, M. Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7545-7552, 2008.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v.101, p.222-227, 2007.

