

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**

**Faculdade de Agronomia**

**Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial**

**Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos**



**Dissertação de Mestrado**

**Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de  
frigorífico com serragem e cama de aves**

**Lauren Andrade Vieira**

**Pelotas, 2016**

**Lauren Andrade Vieira**

**Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de  
frigorífico com serragem e cama de aves**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito à obtenção do Título de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos

Orientador: Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa

Pelotas, 2016

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação na Publicação

V657c Vieira, Lauren Andrade

Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de frigorífico com serragem e cama de aves / Lauren Andrade Vieira ; Érico Kunde Corrêa, orientador. — Pelotas, 2016.

65 f.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2016.

1. Fitotoxicidade. 2. Composto orgânico. 3. Resíduos agroindustriais. 4. Sustentabilidade. 5. Cama aviária. I. Corrêa, Érico Kunde, orient. II. Título.

CDD : 636.51

**Lauren Andrade Vieira**

**Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de  
frigorífico com serragem e cama de aves**

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 15/12/2016

Banca examinadora:

Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa (Orientador)  
Doutor em Biotecnologia - UFPel

Prof. Dra. Juliana Carriconde Hernandez  
Doutora em Parasitologia – UFPel

Prof. Dr. Maurizio Silveira Quadro  
Doutor em Ciência do Solo – UFRGS

Prof. Dr. Robson Andreazza  
Doutor em Ciência do Solo –UFRGS

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais e meu irmão pelo amor, dedicação, força e apoio incondicional que sempre me deram durante mais essa caminhada.

Ao meu orientador pela orientação, transmissão dos seus conhecimentos para que este trabalho pudesse ser desenvolvido e concluído, paciência e pela confiança que depositou em mim desde o primeiro dia.

Aos colegas que se transformaram nos melhores amigos que eu poderia ter: Camilo, Juliana e Matheus, pelas horas de trabalho, conversa e gargalhadas e por me apoiarem e me ajudarem em todos os aspectos da minha vida do começo do mestrado até aqui.

Aos queridos graduandos do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS), por ajudarem na realização das análises deste trabalho e pela dedicação que sempre colocam em tudo que fazem.

À Universidade Federal de Pelotas, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos e ao laboratório do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS) pela oportunidade de realizar este trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento desta pesquisa.

## EPÍGRAFE

“A educação é obra de sacrifício no espaço e no tempo, e atendendo a Divina Sabedoria, - que jamais nos situa uns à frente dos outros sem finalidade de serviço e reajustamento para a vitória do amor -, amemos nossas cruces por mais pesadas e espinhosas que sejam, nelas recebendo as nossas mais altas e mais belas lições. ”

Emmanuel

## RESUMO

VIEIRA, Lauren Andrade. **Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de frigorífico com serragem e cama de aves**. 2016. 54f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

O crescimento da indústria de carne de frango e suína no Brasil acarreta em grande quantidade de resíduos gerados em toda cadeia produtora, tanto da criação de aves pré-abate quanto o proveniente do tratamento de efluentes de frigoríficos, denominado biossólido. O objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de compostagem em diferentes proporções de cama de aviário, serragem e lodo da estação de tratamento de efluentes de agroindústria produtora de carne de frango e suínos quanto às suas características físicas, químicas, fitotoxicológicas e microbiológicas. Foram realizados 4 tratamentos: T1 - 100% de serragem – 0% cama aviária; T2 - 90% de serragem – 10% cama aviária; T3 - 80% de serragem – 20% cama aviária e T4 com 70% de serragem – 30% cama aviária. A todos tratamentos foram adicionadas 4 toneladas de biossólido. Os índices de umidade para tratamento T1 variaram estatisticamente ( $p < 0,05$ ) ao longo do processo de compostagem, sendo o maior valor encontrado no tempo 0 (59,14%) e o menor valor no tempo 90 (12,88%). Da mesma forma, os tratamentos T2 e T4, obtiveram maior valor encontrado para T2 foi 48,85% e para T4 47,96% e menores valores de 13,07% e 13,91% respectivamente. O tratamento T3, não apresentou diferença estatística ( $p > 0,05$ ). Os índices de matéria mineral não diferiram ( $p > 0,05$ ) ao longo do tempo em nenhum tratamento estudado. Os valores de pH não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) nos tratamentos em nenhum dos tempos estudados, mantendo-se na faixa da neutralidade durante todo o processo. Os valores de carbono orgânico total não diferiram ( $p > 0,05$ ) em nenhum tratamento estudado ao longo do tempo. Os valores de nitrogênio total apenas diferiram-se significativamente ( $p < 0,05$ ) no tratamento T4 aonde o maior valor encontrado foi no tempo 0 (5,90%) e o menor valor encontrado no tempo 75 (3,27%). Os índices de relação C/N não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) em nenhum dos tratamentos estudados. Bactérias de fase mesofílica e termofílica foram evidenciadas em todas as etapas da compostagem. As bactérias de fase mesofílica não apresentaram diferenças estatísticas ( $p > 0,05$ ) ao longo do processo, ao passo de que as bactérias termofílicas apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) apenas para o tratamento T3, com um aumento da população bacteriana de 2,00 log UFC/mL para 3,64 log UFC/mL. Os índices de germinação para ambas as sementes estudadas não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) em nenhum tratamento avaliado e demonstraram-

se altamente fitotóxicos ao longo de todo processo de compostagem. As leiras atingiram a temperatura da fase termofílica nos primeiros dias de compostagem e se mantiveram estáveis sem diferença significativa ( $p > 0,05$ ) até o final do experimento. Sendo assim, a compostagem é uma alternativa para estabilizar e valorizar resíduos como biossólidos, serragem e cama de frango, por apresentar características adequadas e dentro da legislação vigente no Brasil.

**Palavras-chave:** fitotoxicidade; composto orgânico; resíduos agroindustriais; sustentabilidade; cama aviária.

## ABSTRACT

VIEIRA, Lauren Andrade. **Composting of biosolids from wastewater treatment plant with sawdust and poultry litter**. 2016. 54f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

The growth of the poultry and pork industry in Brazil leads to a large amount of waste generated in the entire production chain, both from the pre-slaughter of poultry farming and from the treatment of effluents from the industry, called biosolids. The aim of this work was to evaluate the composting process in different proportions of poultry beddings, sawdust and biosolids from the effluent treatment of agroindustry of chicken and pork meat in terms of its physical, chemical, phytotoxicological and microbiological characteristics. Four treatments were performed: T1 - 100% sawdust – 0% poultry bed; T2 - 90% sawdust – 10% poultry bed; T3 - 80% sawdust – 20% poultry bed and T4 with 70% sawdust – 30% poultry bed. To all treatments, four tons of biosolids were added. Moisture indexes for T1 treatment varied statistically ( $p < 0.05$ ) throughout the composting process, with the highest value found at time 0 (59.14%) and the lowest value at time 90 (12.88%), thus observing a decline of moisture content in this treatment. Likewise, this behavior was observed in treatments T2 and T4, where the highest value found for T2 was 48.85% and for T4 47.96% and lower values of 13.07% and 13.91%, respectively. This behavior was not observed in T3 treatment, which presented no statistical difference ( $p > 0.05$ ). The mineral matter indices did not differ ( $p > 0.05$ ) over time in any treatment studied. The pH values did not differ significantly ( $p > 0.05$ ) in the treatments in any of the studied times, remaining in the range of neutrality throughout the process. The values of total organic carbon did not differ ( $p > 0.05$ ) in any treatment studied over time. The values of total nitrogen only differed significantly ( $p < 0.05$ ) in the T4 treatment, where the highest value was found at time 0 (5.90%) and the lowest value at time 75 (3.27%). The C / N ratio did not differ significantly ( $p > 0.05$ ) in any of the treatments studied. Bacteria of mesophilic and thermophilic phase were found in all stages of composting. The mesophilic bacteria did not present statistical differences ( $p > 0.05$ ) throughout the process, whereas the thermophilic bacteria had a significant difference ( $p < 0.05$ ) only for the T3 treatment, with an increase in the bacterial population of 2.00 log CFU / mL to 3.64 log CFU / mL. The germination indexes for both seeds studied did not present significant differences ( $p > 0.05$ ) in any treatment evaluated and showed highly phytotoxic characteristics throughout the composting process. The windrows reached the temperature of the thermophilic phase in the first days of composting and remained stable without significant difference ( $p > 0.05$ ) until the end of the experiment, thus not presenting

interference of the ambient temperature during the process. Therefore, composting is an alternative to stabilize and valorize residues such as biosolids, sawdust and poultry beds, because it presents adequate characteristics and within the legislation in force in Brazil, but more time is required for the compost to suit the phytotoxicological properties required.

**Keywords:** phytotoxicity; organic compost; agroindustrial waste; sustainability; poultry bed.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Galpão de disposição das leiras de compostagem.....	36
Figura 2 - Revolvimento mecânico das leiras de compostagem.....	37
Figura 3 - Leiras de compostagem de acordo com seu tratamento.....	37
Figura 4 - Índices de umidade (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	41
Figura 5 - Índices de matéria mineral (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	42
Figura 6 - Valores de pH para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	43
Figura 7 - Índices de carbono orgânico total (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	44
Figura 8 - Índices de nitrogênio total (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	46
Figura 9 - Índices da relação carbono/nitrogênio para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	47
Figura 10 - Contagem de bactérias mesófilas (log UFC/mL) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	48
Figura 11 - Contagem de bactérias termófilas (log UFC/mL) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	49

Figura 12 - Índices de germinação para sementes de alface (%) para compostagem de bio-sólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	50
Figura 13 - Índices de germinação para sementes de tomate (%) para compostagem de bio-sólido de abate de aves e suínos e cama de frango.....	50
Figura 14 - Temperatura das leiras a 20cm de profundidade e temperatura ambiente .....	52
Figura 15 - Temperatura das leiras a 40cm de profundidade e temperatura ambiente .....	52

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Qualificação dos níveis de fitotoxicidade de acordo com diferentes autores.....	34
Tabela 2 - Composição de leiras de compostagem perante 4 diferentes tratamentos.....	36

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. Objetivo geral.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO	
BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1. Resíduos sólidos.....	18
3.2. Resíduos gerados na indústria de carne.....	19
3.2.1. Mercado de carnes de aves e suínos.....	19
3.2.2. Cama de aviário.....	21
3.2.3. Biossólidos (lodo).....	23
3.2.4. Serragem.....	25
4. COMPOSTAGEM.....	26
4.1. Fatores que influenciam o processo de compostagem.....	28
4.1.1. Substrato.....	28
4.1.2. Relação C/N.....	29
4.1.3. pH.....	30
4.1.4. Umidade.....	30
4.1.5. Temperatura.....	31
4.1.6. Aeração.....	31
4.2. Estabilização do composto.....	32
5. MATERIAL E	
MÉTODOS.....	35

5.1. Material.....	35
5.2. Análises físico-químicas.....	38
5.3. Análises microbiológicas.....	39
5.4. Análise estatística.....	39
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
7. CONCLUSÃO.....	54
8. REFERÊNCIAS.....	55

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional cada vez mais intenso e os padrões de consumo cada vez mais exigentes fazem com que os sistemas agroindustriais e agropecuários aumentem simultaneamente sua produção. O Brasil é um dos maiores produtores agropecuários do mundo, sendo o setor de carnes um dos mais importantes. Atualmente, cerca de 40% de toda carne exportada mundialmente é de origem brasileira, sendo o país líder na exportação de carne de frango desde 2011 e a região sul é responsável por cerca de 60% do total produzido no país (BRASIL, 2016). Proporcionalmente a este crescimento, ocorre a geração de grande quantidade de resíduos, tanto da criação de aves pré-abate quanto o proveniente do tratamento de efluentes de frigoríficos, denominado biossólido (lodo). Outro importante resíduo gerado na criação de aves é a cama de aviário, composta geralmente de serragem, lascas de madeira e palha, juntamente com restos de ração, material fecal e penas (BERNHART; FASINA, 2009; HUANG, 2014;). A adoção de métodos de tratamento e valorização apropriados para estes resíduos pode levar a recuperação de uma quantidade significativa de material e energia gerados (HENCLIK et al., 2014), contribuindo decisivamente para a almejada sustentabilidade do sistema.

A tecnologia para tratamento de resíduos depende da composição do mesmo e da região onde é gerado. A compostagem é um dos métodos mais sustentáveis utilizados no tratamento e valorização da fração orgânica de resíduos, dando ao material utilizado valor agregado e estabilidade (ANDERSEN et al., 2012). Além disso a utilização de compostos orgânicos pode reduzir a utilização de pesticidas e fertilizantes químicos e ter um efeito positivo na estrutura do solo, o que ajuda a reduzir a necessidade de irrigação em períodos de seca ao aumentar o potencial do solo em reter umidade (FAVOINO; HOGG, 2008; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2011). O

processo de compostagem quando bem conduzido e utilizando substrato adequado como a serragem, pode reduzir toxicidade, volume e umidade de resíduos e os transformar em fontes de matéria orgânica de uso na agricultura e no enriquecimento do solo. A efetividade desse tipo de composto como condicionador de solo ou fertilizante depende das propriedades químicas, físicas e biológicas e do seu grau de maturação (GONZÁLEZ-FERNANDEZ, 2015).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Avaliar o processo de compostagem em diferentes proporções de cama de aviário, serragem e lodo da estação de tratamento de efluentes provenientes de agroindústria produtora de carne de frango e suínos quanto às suas características físicas, químicas, fitotoxicológicas e microbiológicas.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Desenvolver uma metodologia para reutilizar lodo proveniente de estação de tratamento de efluentes do abate de aves e suínos;
- Determinar uma relação substratos/serragem adequada;
- Diminuir o impacto ambiental do processamento de carnes, favorecendo sua sustentabilidade;
- Produzir um composto orgânico estável e passivo de uso como adubo seguro no solo;
- Avaliar a fitotoxicidade e a qualidade do composto final.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Resíduos sólidos**

A Lei nº 12.305/10 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), é um dos principais instrumentos que o Brasil possui para enfrentar os atuais problemas ambientais, sociais e econômicos que o manejo inadequado dos resíduos sólidos causa. Esta Lei, além de instituir a responsabilidade compartilhada dos geradores de resíduos, propõe a prevenção e redução na geração de resíduos através da prática de consumo sustentável em conjunto com instrumentos que propiciem a reciclagem ou a reutilização de resíduos ou a destinação ambientalmente adequada de rejeitos (BRASIL, 2010).

O Capítulo II, Artigo 3º, inciso § 16 da PNRS define resíduos sólidos como o material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

Para que seja efetuada a correta classificação dos resíduos sólidos, é necessário a identificação do processo ou da atividade que deu origem aos resíduos, bem como de seus constituintes e características para determinar o tipo de impacto à saúde e ao meio ambiente que o resíduo poderá causar. Dessa forma, a NBR 10.004 de 2004 estabelece as seguintes classes de resíduos:

a) Resíduos classe I - perigosos: são aqueles que apresentam inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Esses resíduos apresentam

risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices ou riscos ao meio ambiente quando gerenciados de forma inadequada.

b) Resíduos classe II – não perigosos: subdividem-se em classe II A – não inertes e classe II B – inertes, que apresentam características de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Geralmente, resíduos classificados na segunda classe são os que apresentam maior potencial para reciclagem ou implantação de tecnologias de reaproveitamento nas agroindústrias. Como exemplo destes resíduos, temos os gerados nos processos produtivos e nas instalações da indústria alimentar, denominados resíduos agroindustriais. A destinação final adequada destes resíduos é um dos principais desafios que as indústrias enfrentam, pois tanto os resíduos gerados no processamento quanto aqueles provenientes das estações de tratamento de efluentes tem alto potencial de contaminação (CETESB, 2014). Com a instituição da PNRS, a reciclagem e o reaproveitamento destes resíduos não só é estimulado como passa a ser obrigatoriedade da empresa geradora, que deve buscar tecnologias ou destinos ambientalmente adequados para disposição destes passivos ambientais (BRASIL, 2010).

### **3.2. Resíduos gerados na indústria de carnes**

#### **3.2.1. Mercado de carne de aves e suínos**

Segundo a Associação Brasileira das Indústrias de Alimentação, o setor de alimentos foi responsável por 9,3% do PIB do país no ano de 2014, gerando um faturamento de 529,6 bilhões de reais. Dentro do setor agroindustrial, a indústria frigorífica ganha destaque no mercado nacional e internacional pela alta produção e exportação. De acordo com o RIISPOA (Regulamento da Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, em seu Art. 21 Inciso § 1º, entende-se por matadouro-frigorífico o estabelecimento dotado de instalações completas e equipamentos adequados para o abate, manipulação, elaboração, preparo e conservação das espécies de açougue sob variadas formas, com aproveitamento completo, racional e perfeito de subprodutos não comestíveis e que possua instalações de frio industrial.

Dentro da indústria de carnes, a avicultura brasileira ganha destaque especial por ser líder desde 2011 na exportação de carne de frango e ocupar a terceira posição na produção mundial do mesmo produto. De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BRASIL, 2016) no 2º trimestre de 2015, foram abatidas 1,40 bilhão de cabeças de frango, sendo registrado um aumento de 1,5% em relação ao trimestre anterior e de 5,5% em relação ao mesmo período de 2014. A região sul correspondeu a 59,4% do abate nacional de frangos e, segundo dados da Secretaria de Comércio Exterior (SeCEX), a exportação de carne de frango no 2º trimestre de 2015 registrou aumento no volume exportado in natura quando em comparação com o mesmo período em 2014 (BRASIL, 2016).

O crescente desenvolvimento da avicultura nacional está relacionado com a manutenção da moderna avicultura de corte, que conta com avanços na genética, nutrição, sanidade e manejo, fazendo com que a criação de frangos tenha um custo de produção competitivo (FUKAYAMA, 2008).

O abate de suínos também merece destaque pelo constante crescimento dentro do setor frigorífico. De acordo com o IBGE (BRASIL, 2016), o setor registrou um total de 9,70 milhões de cabeças abatidas no 2º trimestre de 2015, um aumento de 5,8% em relação ao trimestre anterior do mesmo ano e de 5,7% em comparação com o mesmo período em 2014, sendo a região sul responsável por 66,3% do abate nacional. Segundo dados da SeCEX, as exportações brasileiras de carne de suíno registraram aumento de volume in natura, tanto na comparação com o mesmo período em 2014 quanto em relação ao 1º trimestre de 2015, obtendo o melhor desempenho das exportações nos últimos sete trimestres, aumentando o volume abatido em toneladas no país (BRASIL, 2016).

O aumento da produção e exportação de carne suína e de frango mostra a importância desta atividade na economia nacional. Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2014), até 2020 a produção nacional de carnes deverá suprir 44,5% do mercado mundial e a carne de frango terá 48,1% das exportações mundiais, enquanto que a carne suína terá 14,2%. Seguindo estas estimativas, o Brasil deve manter a posição de primeiro exportador mundial de carnes bovina e de frango, nos próximos anos (BRASIL, 2014).

Porém, paralelamente ao aumento da produção nacional de carnes, há a geração de grande quantidade de resíduos tanto no pré-abate, na forma de cama de

aves, quanto o proveniente do tratamento de efluentes do frigorífico, denominado lodo, que consiste no produto final da estação de tratamento de efluentes, com alta carga poluidora, o que caracteriza um ponto crítico para a sustentabilidade dessa atividade.

### **3.2.2. Cama de aviário**

A cama consiste em um material disposto no galpão a fim de evitar o contato da ave diretamente com o piso. Este material auxilia na absorção de água, na incorporação de fezes, urina e penas e reduz as oscilações de temperaturas no aviário (ROLL; ROLL, 2012). A cama de aviário é composta geralmente de serragem, lascas de madeira e palha, juntamente com restos de ração, material fecal e penas. Como condicionador de solo é utilizado como fertilizante e tem relativa quantidade de nutrientes, teor elevado de nitrogênio, fósforo e potássio, devido à alta quantidade de fezes de animais dispostas na cama durante a criação dos lotes de frangos (BERNHART; FASINA, 2009; HUANG, 2014). Durante um ou mais ciclos de produção, as dejeções dos animais são misturadas ao material usado como substrato, elevando dessa forma o teor de nutrientes do mesmo e resultando em um produto final que pode ser utilizada como fertilizante orgânico. Porém, ainda que esta seja uma das alternativas para descarte da cama aviária, aplicações excessivas no solo sem um tratamento adequado podem causar problemas ambientais (MOORE et al., 1995).

Materiais de diferentes tipos podem ser utilizados como cama, desde que seu poder de absorção seja suficiente, pois o principal papel da cama é proporcionar conforto térmico para as aves, além da absorção e evaporação de excretas. Sendo assim, o melhor material é o que possui melhor poder absorvente e que possa propiciar um ambiente seco e confortável para as aves (SILVA, 2011). Os materiais mais utilizados como cama de frango na região sul do Brasil são maravalha de pinus, casca de arroz e serragem (ROLL; ROLL, 2012). Ao longo do tempo, as características físico-químicas da cama são alteradas pois as fezes são continuamente absorvidas, funcionando a cama como um digestor (GAO et al., 2010). A produção avícola é uma área em constante e rápido desenvolvimento na indústria agroalimentar e gera quantidades expressivas de resíduos, que caracteriza um desafio constante quanto à sua reciclagem (MIERZWA-HERSZTEK et al., 2016).

A reutilização das camas em lotes consecutivos é uma estratégia comum para reduzir custos de produção, sendo, no Brasil, geralmente utilizadas de 5 a 8 lotes consecutivos (MENDES et al., 2016). Dessa forma, considerando que a produção de cama por ave por lote é de 1,3 kg (BELLAVÉR; PALHARES, 2003) e levando em conta um aviário com capacidade para 20 mil aves e com 8 lotes por ano, a produção de cama pode chegar a 200 toneladas por ano em um único aviário e se avaliarmos do ponto de vista de abate, o total de cama produzido no país somente no segundo trimestre de 2015 foi de aproximadamente 14, 5 bilhões de kg de cama. Estes resíduos quando inadequadamente manejados, acabam por poluir devido sua alta carga de nutrientes o solo e a água (MENDES et al., 2016). A falta de processamento adequado e o uso indiscriminado da cama aviária no solo podem ocasionar riscos ambientais a médio e longo prazo e comprometer a qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas, culminando na redução de produtividade agrícola para as culturas que serão desenvolvidas no solo degradado (MENDES et al., 2016).

A cama de frango é considerada resíduo industrial e deve ser descartado de forma correta, pois a aplicação excessiva de cama aviária no solo sem um tratamento apropriado pode causar sérios problemas ambientais e a mesma pode lixiviar para o solo e contaminar águas subterrâneas (HUANG, 2014). Porém, a utilização de cama aviária como fertilizante orgânico é possível com a adequação da mesma, seja em balanço nutricional ou quando combinada a outros resíduos orgânicos no processo de compostagem. (KELLEHER et al., 2002). A cama é basicamente composta de Carbono (C) e água, com quantidades menores de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) e demais elementos como Cloro (Cl), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cobre (Cu), Zinco (Zn) e Arsênio (As) (KELLEHER et al., 2002).

Ainda que em quantidades pequenas na cama, a acumulação de metais pesados no solo caracteriza uma ameaça não só às águas superficiais, bem como as águas subterrâneas, acumulando-se primeiramente em organismos do solo ou água e posteriormente no corpo humano através da cadeia alimentar (JIANG et al., 2011).

Dessa forma, a cama de aviário pode apresentar diversos aspectos, dependendo do tratamento e do destino que se dá a este resíduo e as condições sanitárias e ambientais são de importância e devem ser cuidadosamente avaliadas quanto a sua utilização como fertilizante agrônomo, tornando-se fundamental a

adoção de métodos eficientes de tratamento para controle de patógenos, poluentes e elementos fitotóxicos que podem compor a cama.

### **3.2.3. Biossólidos (Lodo)**

Desde a proibição de métodos convencionais de disposição de resíduos, como aterros, tem havido um movimento global para a aquisição de uma estratégia sustentável de gestão para o tratamento de lodo proveniente do tratamento de efluentes de empresas. Geralmente, as indústrias tentam desenvolver ou selecionar sistemas de produção que minimizam os danos ao meio ambiente, incluindo resíduos sólidos provenientes do ciclo de vida do produto.

Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) usam uma combinação de processos biológicos, físicos e químicos para tratar o efluente gerado no processo produtivo. Um subproduto desse tratamento é o biossólido, que é o lodo desidratado gerado durante o tratamento primário ou secundário dos efluentes (LIANG et al., 2003). De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2016), o termo “biossólido” é a designação para o lodo corretamente processado e tratado, com material orgânico rico em nutrientes resultante do tratamento de efluentes, podendo ser reciclado e aplicado como fertilizante para melhorar e manter a produtividade de solos, além de estimular o crescimento das plantas.

O uso de biossólidos compostados é amplamente utilizado como suplemento para a melhoria da qualidade do solo. Sua aplicação agronômica pode ser uma solução sustentável para disposição deste resíduo, aumentando a disposição de nutrientes para as plantas. As propriedades do biossólido podem variar dependendo da composição da matéria-prima ao qual ele se originou e como ele foi processado. A fonte da matéria-prima pode afetar o processo de compostagem e as propriedades e qualidade final do produto (ILANI et al., 2016). A aplicação de biossólidos como fertilizante tem sido uma opção comum para a disposição do mesmo mundialmente, devido ao seu alto teor de carbono orgânico e nutrientes que podem melhorar a qualidade de solos para uso agrícola, reduzindo a disposição em aterros e diminuindo o consumo de fertilizantes comerciais (GROTH et al., 2016). Biossólidos são fonte de elementos fundamentais ao crescimento de plantas, como Nitrogênio (N), Fósforo (P), Enxofre (S), Magnésio (Mg) e Cálcio (Ca), além de alguns elementos traço como

Cobre (Cu), Zinco (Zn) e Boro (B) (RIGBY et al., 2016). Apesar da elevada quantidade de nutrientes, a aplicação direta do bio sólido em solos agrícolas não é recomendada, sendo necessários tratamentos que possibilitem a estabilização do mesmo para reduzir odores, patógenos e a atração de vetores que podem resultar da decomposição do material depositado.

Ainda que as indústrias frigoríficas tenham programas e processos para o aproveitamento quase total do animal abatido, as operações de abate originam diversos subprodutos e resíduos, dentre eles o bio sólido proveniente da ETE da própria indústria. A destinação ou processamento final destes resíduos é dependente das suas características e da indústria frigorífica a qual é originado, podendo ser realizado pelo próprio frigorífico ou por terceiros, devendo ser adequadamente disposto ou reciclado para ficar de acordo com as leis e normas vigentes, sanitárias e ambientais (PACHECO, 2006). O aproveitamento do bio sólido pode proporcionar ganhos energéticos e econômicos à indústria, além de proporcionar um destino mais nobre e ambientalmente correto a este tipo de resíduo. Além disso, pode reduzir a dependência do nosso país com a importação de N, P e K (potássio) ao utilizar o bio sólido tratado como adubo orgânico (MENDES, 2016).

Os resíduos sólidos gerados do processamento de carne suína e de frango também contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão e substâncias químicas contaminantes. A disposição inapropriada destes resíduos pode causar sérios problemas de contaminação de águas superficiais e subterrâneas e causar impactos no solo e ar (CHOI, 2007; WILLIAMS, 2011). O destino mais frequente dos resíduos originados em frigoríficos é o aterro sanitário. Uma vez que estes resíduos são transferidos para um aterro, a matéria orgânica presente é decomposta em um processo de digestão anaeróbica. Os principais fatores ambientais a serem minimizados com a disposição de resíduos no aterro é a lixiviação e a liberação de gases no ambiente, o que pode acarretar sérios impactos ambientais, como contaminação dos aquíferos e lençóis freáticos e do solo, rompimento da infraestrutura de impermeabilização, a proliferação de pragas e a emissão de gases sulfídrico e metano, que é um importante gás de efeito estufa (LOU et al., 2009; JOAKIM et al., 2012).

O tratamento de resíduos atualmente é um dos desafios mais significativos de gestão ao redor do mundo (UYARRA & GEE, 2013). A adoção de métodos

apropriados de reciclagem pode levar a recuperação de quantidade significativa de material e energia dos resíduos gerados principalmente pelas indústrias (HENCLIK et al, 2014). Neste sentido, a compostagem é um dos métodos mais sustentáveis utilizados no tratamento e valorização da fração orgânica de resíduos, possibilitando agregar valor e estabilidade à matéria-prima utilizada durante o processo (ANDERSEN et al., 2012).

#### **3.2.4. Serragem**

A produção e exploração econômica da madeira no Brasil representa uma das principais atividades de diversas regiões do país. No entanto, devido ao aproveitamento incompleto das toras de madeira, essa atividade tem gerado um volume de resíduos elevado, causando prejuízos ambientais e financeiros. Apenas 35% de cada tora de madeira é transformado em produto serrado, os outros 65% são desperdiçados, convertendo-se dessa forma em resíduo não aproveitado pela indústria (FEITOSA, 2008).

A serragem é proveniente da ação mecânica de serras e máquinas de desbaste da madeira, sendo que para cada tipo de máquina ou serra há um tipo de resíduo gerado, podendo ser definido como sobras finas (formada por pó de serra de diferentes tamanhos de partícula) ou grossas (formada por lascas, flocos, maravalha e cavacos) (TEIXEIRA, 2005). Apesar destes resíduos serem considerados de baixo potencial poluidor, a estocagem dos mesmos ocupa espaço dentro da indústria, que considera como alternativa à isso a queima, que se for realizada a céu aberto ou sem fins energéticos, pode transformar estes resíduos em poluidores do ar através da liberação de gases durante a queima. Dessa maneira, a reutilização e reciclagem destes resíduos é vista com bons olhos pelas indústrias madeireiras, visto que podem ser vendidos à outras empresas e aplicado em diversos usos, gerando lucro (SILVA, 2002).

Resíduos de madeira, quando não tratados, possuem grande possibilidade de uso como agente estruturante na compostagem. Agentes estruturantes são resíduos que complementam o processo, visto que o lodo sozinho não possui características que possibilitem sua compostagem de forma adequada. Vários são os agentes estruturantes utilizados hoje na compostagem, entre eles aparas de madeiras, palha

de trigo, serragem, casca de arroz, farelo de arroz, entre outros. Como o bio-sólido tem um conteúdo de umidade muito alto e baixos índices de relação C/N para uma compostagem eficiente, o uso de agentes estruturantes se faz necessário (CHANG; CHEN, 2010). Os agentes estruturantes possuem a função de conferir integridade estrutural, absorver o excesso de umidade e equilibrar a relação C/N da mistura, fornecendo maior quantidade de carbono para os micro-organismos no processo (FERNANDES; SILVA, 2008). Apesar da quantidade relativamente alta de agentes estruturantes possíveis na compostagem, a serragem é o material mais amplamente utilizado, sendo demonstrado em estudos que ela consegue ajudar na adequação de umidade durante os primeiros dias de compostagem, bem como auxilia na manutenção de espaços de ar livres dentro da leira, melhorando assim o processo de compostagem e a qualidade do produto final (IQBAL et al., 2010)

#### **4. COMPOSTAGEM**

Compostagem é o processo biológico no qual a matéria orgânica é utilizada como substrato por micro-organismos termofílicos e mesofílicos, sendo convertida principalmente em compostos minerais ou matéria orgânica estabilizada na forma de substâncias húmicas. Sendo assim, a compostagem pode ser definida como um processo aeróbio controlado de decomposição da matéria orgânica em substâncias húmicas estáveis até o produto final, denominado composto orgânico. Do ponto de vista ecológico, a compostagem é um processo dinâmico devido a atividade combinada de uma grande variedade de micro-organismos, incluindo bactérias de origem termofílica e mesofílica, actinomicetos e fungos que estão diretamente ligados às condições ambientais durante o processo (MORENO et al., 2013)

Vários fatores físicos e químicos relacionados entre si determinam a qualidade e a velocidade do processo de compostagem, como composição da matéria-prima, viabilidade de nutrientes, temperatura, concentração de oxigênio, carbono, nitrogênio, pH, umidade, tamanho das partículas, entre outros. Durante o processo de compostagem, estes parâmetros devem ser ajustados e controlados para que os micro-organismos possam ter as condições necessárias para desenvolver suas atividades biológicas, pois estes têm importante papel em todos os eventos da biotransformação de substratos orgânicos, sendo as bactérias as de maior influência

devido sua versatilidade metabólica. Portanto, o conhecimento da dinâmica enzimática bacteriana é de fundamental importância para uma melhor gestão e melhoramento dos processos de compostagem (BROWN et al., 2008).

A utilização de compostos orgânicos pode reduzir a utilização de agroquímicos ao proporcionar uma melhor nutrição para as plantas, que ficam mais resistentes ao ataque de pragas e doenças e ter um efeito positivo na estrutura do solo, o que ajuda a reduzir a necessidade de irrigação em períodos de seca e a aumentar o potencial do solo de reter umidade (FAVOINO; HOGG, 2008; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2011).

O processo de compostagem reduz toxicidade, volume e umidade de resíduos e os transforma em fontes de matéria orgânica de uso na agricultura e no enriquecimento de fertilidade do solo. A efetividade desse tipo de composto como condicionador de solo ou fertilizante depende das propriedades químicas, físicas e biológicas do substrato (GONZÁLEZ-FERNANDEZ, 2015). A utilização desses compostos orgânicos deve considerar a estabilidade e a alta qualidade do produto e garantir que o mesmo esteja livre de compostos fitotóxicos que possam prejudicar a planta (MANIOS, 2004; TOGNETTI et al., 2005).

Ainda que a compostagem vise principalmente a reciclagem e a minimização do impacto ambiental causado pela geração de resíduos, a adição de agentes estruturantes é importante para adequar porosidade ao composto, principalmente em matérias primas ricas em carbono e com alta densidade. Nesse sentido, a serragem é um agente estruturante que pode ser usado em sistemas de compostagem (ZHOU, 2014), pois contém uma elevada quantidade de lignina, além de ser o principal resíduo de processamento da madeira em serrarias. Se não for disposto adequadamente, este resíduo pode ser lixiviado dentro do sistema de águas devido ao seu descarte em pilhas ou ainda queimado, produzindo uma densa fumaça com consequências nocivas ao meio ambiente (LENNOX, et al., 2010).

Dentro deste contexto, é de suma importância ambiental e econômica a reciclagem dos resíduos gerados tanto na produção de aves e suínos, bem como na indústria madeireira.

## **4.1. Fatores que influenciam o processo de compostagem**

Inúmeros fatores podem ser citados para avaliação da qualidade de um processo de compostagem. Entre eles se destacam a natureza do substrato, relação C/N, pH, umidade, bem como temperatura e aeração das leiras.

### **4.1.1. Substrato**

Por se tratar de um processo altamente influenciado pela atividade microbiológica, a escolha do substrato é de suma importância para o processo de compostagem, por ser fonte primordial de energia para micro-organismos (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008). Os micro-organismos utilizam macro e micronutrientes para exercer suas atividades metabólicas. Dentre os nutrientes principais utilizados para isso o carbono e o nitrogênio são os mais importantes e sua concentração e disponibilidade biológica no meio afetam diretamente o desenvolvimento do processo (PEREIRA NETO, 1996). O carbono é fonte básica de energia para as atividades metabólicas de micro-organismos e sua quantidade deve ser regulada ao início do tratamento, bem como o nitrogênio, fundamental no processo de síntese de proteínas, sendo a relação desses dois componentes fundamental para o bom início do processo (MASSUKADO, 2008). Na fase inicial de compostagem, compostos de carbono mais simples como açúcares solúveis e ácidos orgânicos, são os primeiros a serem degradados, gerando energia e sendo transformados em moléculas mais complexas. Na sequência de degradação, se encontram as hemiceluloses, celulose e lignina. A lignina é extremamente resistente ao ataque de microrganismos, sendo de degradação lenta, constituindo o último material a ser degradado na compostagem (BARREIRA, 2005).

Diferentes micro-organismos predominam em diferentes fases da compostagem, sendo bactérias, fungos e actinomicetos os principais responsáveis pela atividade microbiológica do processo de compostagem.

Na fase inicial da decomposição da matéria orgânica, denominada fase mesófila, predominam bactérias mesófilas, actinomicetos, fungos e protozoários. Esses micro-organismos crescem entre 10°C e 45°C e degradam facilmente o substrato. Com a elevação da temperatura ao longo da compostagem, ocorre a fase

termofílica, cujo crescimento microbiológico se dá em temperaturas acima dos 45°C. Os micro-organismos presentes nessa fase têm características fermentativas próprias e utilizam substratos primariamente degradados por bactérias mesófilas durante o início do processo. Actinomicetos e fungos geralmente surgem quando os níveis de carbono e nitrogênio começam a decrescer, na fase final do processo (BRITO, 2008).

#### **4.1.2. Relação C/N**

A relação C/N é fundamental e deve ser controlada no início do processo, tendo seu valor inicial teoricamente ideal ao redor de 30/1, decaindo ao longo do processo (KUMAR et al., 2009). A relação C/N inicial influencia diretamente o tempo de compostagem, pois os micro-organismos absorvem carbono e nitrogênio em uma proporção 30/1, sendo assimilados 30 partes de carbono e, deste valor, eliminados 2/3 na forma de dióxido de carbono e apenas 1/3 assimilado, imobilizado e incorporado no protoplasma dos micro-organismos (KIEHL, 1998).

Materiais com alta relação C/N, a base de madeira, conferem estrutura aos volumes de resíduos dispostos para a compostagem e são comumente utilizados. Relações C/N inferiores a 30/1 há excesso de nitrogênio, precisando ser misturados outros materiais, visto que nesses casos há o desprendimento de amônia e consequente liberação de odores desagradáveis ao meio, além de causar disfunções no processo de anaerobiose, diminuindo a taxa de degradação microbiológica no meio (INÁCIO; MILLER, 2009), o que consequentemente diminui a disponibilidade de N no composto final.

Sendo assim, durante a compostagem, a degradação da matéria orgânica leva a uma redução do carbono orgânico. O nitrogênio total aumenta em virtude da mineralização, ocorrendo uma diminuição da relação C/N. Assim, ao final do processo de compostagem esta relação pode chegar a valores entre 8/1 a 12/1 (KIEHL, 1998), sendo exigido um fator máximo de 20/1 pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009).

### **4.1.3. pH**

Durante o processo de compostagem, ácidos orgânicos de cadeia curta são gerados e, juntamente com a liberação de amônia pelas atividades microbianas na leira, podem contribuir para a variação de pH durante o processo, que pode variar entre 4,5 à 9,0 (CONGHOS et al., 2003). Um pH ácido pode inibir a atividade microbiana, dificultando o progresso do processo de compostagem (BECK-FRIIS et al., 2001). Essa diminuição de pH geralmente se dá pelos numerosos compostos orgânicos voláteis e semi voláteis liberados durante o processo de compostagem (KOMILIS et al., 2004).

Apesar disso, a matéria orgânica pode ser decomposta em uma ampla faixa de pH, que varia entre 3 e 11. No entanto, valores próximos a neutralidade são considerados melhores para o processo devido à uma melhor adaptação de micro-organismos e maior velocidade de degradação, promovida pela neutralidade do meio. No início do processo, o pH pode atingir valores baixos, próximos a 5, e ao longo do processo e com a degradação dos compostos e proximidade com a fase de estabilização do composto, o mesmo vai atingindo valores entre 7 e 8 (CERRI, 2008).

### **4.1.4. Umidade**

A presença de água no meio é fundamental no processo de compostagem, pois os micro-organismos presentes necessitam de umidade para suas atividades metabólicas. O processo de compostagem deve ser realizado de maneira que a matéria orgânica atinja um adequado conteúdo de umidade, o qual possibilite o transporte de nutrientes, entretanto sem alterar as trocas gasosas dos microrganismos, mantendo as condições aeróbias (KULIKOWSKA; GUSIATIN, 2015).

Compostos com baixo percentual de retenção de umidade não absorvem água na quantidade essencial para o crescimento e desenvolvimento da planta (STANLEY; TURNER, 2010). Reis et al. (2004) afirmam que valores de umidade inferiores a 40% reduzem a velocidade de degradação dos resíduos durante a compostagem, já que os micro-organismos não suprem a quantidade de água que necessitam para as reações na célula, enquanto valores superiores a 60% proporcionam o

desenvolvimento de micro-organismos anaeróbios, com conseqüente formação de lixiviados, perda de nutrientes e odores desagradáveis durante o processo.

#### **4.1.5. Temperatura**

A temperatura é um dos principais indicadores do processo de compostagem, pois a decomposição da matéria orgânica feita pelos micro-organismos gera calor e eleva a temperatura da leira (KIEHL, 1998). Além disso, a temperatura é importante fator no que se refere à eliminação de micro-organismos patogênicos, pois as elevadas temperaturas da compostagem levam a esterilização da massa de compostagem (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008). Manter uma temperatura ótima para crescimento microbiano, principalmente na fase termofílica, pode ser um pré-requisito para uma compostagem mais rápida e completa (LIN, 2008; KUMAR et al., 2010).

A temperatura influencia tanto a natureza específica da população microbiana como o tempo e o tipo de decomposição (KUMAR et al., 2010). A compostagem ocorre em duas fases, a termofílica e a mesofílica. Durante a compostagem é possível estabelecer uma relação entre as temperaturas de cada fase, o tempo de compostagem e a evolução da decomposição da matéria orgânica (KIEHL, 2012).

#### **4.1.6. Aeração**

O revolvimento para garantir a aeração da leira é fundamental no processo de compostagem, pois além de assegurar o controle da temperatura da atividade microbiana também garante o fornecimento de oxigênio para a oxidação do material presente na massa (JUNHO et al., 2004).

Durante o processo de compostagem o material orgânico deve ser revolvido em média três vezes por semana para aumentar a porosidade do meio, homogeneizar o material e para obter o controle de umidade e temperatura do processo. Com a estabilização da leira, o intervalo de revolvimento tende a aumentar, já que a atividade microbiana diminui ao longo do processo (MASSUKADO, 2008).

## 4.2. Estabilização do composto

A estabilização do composto pode ser medida por diferentes métodos. O uso de bioindicadores de fitotoxicidade é um dos métodos mais promissores neste aspecto.

Bioindicadores de fitotoxicidade são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem e seu uso é tido como mais eficiente que a análise de parâmetros físico-químicos, pois fornecem sinais rápidos sobre problemas ambientais, permitindo dessa forma a identificação de causa e efeito de possíveis agentes estressores e sua resposta biológica (CORRÊA et al., 2012).

A compostagem é um processo biológico efetivo na remediação de diferentes tipos de resíduos orgânicos, resultando em produtos estáveis e prontos para uso no solo (STANLEY; TURNER, 2010). Dessa forma, é de extrema importância uma avaliação de resposta biológica no composto para a verificação de possíveis efeitos deletérios nas plantas, pois a presença de substâncias tóxicas no composto pode reduzir ou inibir o processo de germinação das sementes (HIMANEN et al., 2012; EL FELS et al., 2014).

A análise de fitotoxicidade é um dos métodos mais comumente utilizados para avaliar a maturação do composto e seu efeito direto nas plantas. A fitotoxicidade pode ser considerada como ação tóxica que é provocada em plantas que iniba ou prejudique sua germinação ou desenvolvimento (CORRÊA et al., 2012). A análise de fitotoxicidade é baseada em testes utilizando diferentes tipos de sementes como bioindicadores de toxicidade, que quando em contato com soluções diluídas do composto a ser avaliado, podem apresentar inibição no mecanismo germinativo ou redução do tamanho da radícula (TIQUIA; TAM, 1998).

As análises com plantas vem sendo o método mais utilizado para determinação da fitotoxicidade, porém não são capazes de identificar contaminantes específicos que causam a fitotoxicidade quando apontada (TIQUIA, 2010). Um teste de fitotoxicidade proposto por Zucconi et al. (1981), baseado na germinação de sementes e no crescimento inicial de raízes submetidas ao extrato aquoso do composto tem se

apresentado eficaz no que diz respeito à sensibilidade à agentes fitotóxicos presentes no composto em diferentes etapas da compostagem. Zucconi (1981) cita que um composto esta maturado quando seu índice de germinação está acima de 50%. Índices de germinação abaixo deste percentual podem ser associados à presença de metais pesados, elementos inorgânicos, sais solúveis e demais compostos orgânicos e podem ser produzidos ainda durante a compostagem, se esta não foi bem conduzida e apresentou anaerobiose. Se algumas destas características estiverem presentes no composto orgânico, a germinação das sementes diminuirá de acordo com o grau de fitotoxicidade do composto (CORRÊA et al., 2012).

Estudo realizado por Belo (2011) apresenta diversos valores e qualificações possíveis para níveis de fitotoxicidade, demonstrando que não há unanimidade entre autores para qualificar a fitotoxicidade, como pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1: Qualificação dos níveis de fitotoxicidade de acordo com diferentes autores

<b>Classificação</b>	<b>GI (%)</b>	<b>Referência</b>
Não inibe o crescimento da planta	80-100	Trautmann & Krasny, 2009
Inibição moderada	60-80	
Inibição forte	40-60	
Inibição severa	<40	
V- não tóxico	>85	Batista & Batista, 2007 (cit. Woods End, 2000)
IV- moderadamente tóxico	70-80	
III- tóxico	50-70	
II- muito tóxico	30-50	
I- extremamente tóxico	<30	
Bastante maturado	>90	Batista & Batista, 2007 (cit. Brinton et al., 2001)
Maturado	80-90	
Imaturo	<80	
Maturado	>50	Bernal et al., 2009 (cit. Zucconi et al., 1981)
Composto livre de fitotoxinas	>50	Wong et al., 2001 (cit. Zucconi et al., 1981)
Produto orgânico considerado fitotóxico	<60	Ortega et al., 1996 (cit. Zucconi et al., 1985)
Maturado	>60	Cabañas-Vargas et al., 2005 (cit. Zucconi & de Bertoldi, 1987)
Limite que reduz a fitotoxicidade para níveis aceitáveis para aplicação segura no solo	>60	Gómez-Brandón et al., 2008 (cit. Zucconi & de Bertoldi, 1987)
Baixo nível de fitotoxinas	≥70	Helfrich et al., 1998
Não fitotóxico	>80	Fang & Wong, 1999 (cit Rifaldi et al., 1986)
Composto livre de fitotoxinas	>80	He et al., 2009 (cit Zucconi et al., 1981)
Composto livre de fitotoxinas	>80	Tiquia et al., 2010 (cit Zucconi et al., 1981; Tiquia & Tam, 1998)
Composto livre de fitotoxinas; maturado	>80	Gao et al., 2010 (cit Zucconi et al., 1981; Tiquia & Tam, 1998)
Estimula as propriedades do solo	>100	Delgado et al., 2010

Fonte: BELO (2011)

## **5. MATERIAL E MÉTODOS**

### **5.1. Material**

As amostras utilizadas neste trabalho foram coletadas no município de Concórdia/SC, em um sistema automatizado de compostagem, aonde as leiras eram dispostas em um galpão coberto, com piso de concreto, conforme Figura 1 e o revolvimento das leiras ocorreu quinzenalmente através de revolvedor mecânico modelo UMAC A320 da marca LPC (Figura 2). As análises foram realizadas no laboratório do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS) na Universidade Federal de Pelotas (UFPel). O experimento foi conduzido de modo a avaliar proporção ideal entre lodo agroindustrial e diferentes partes de serragem e cama aviária. Foram realizados 4 tratamentos em duplicata, totalizando 8 leiras de dimensões 1 m de altura x 3 m de largura x 6 m de comprimento, sendo o tratamento 1 (T1) 100% de serragem – 0% cama aviária; tratamento 2 (T2) 90% de serragem – 10% cama aviária; tratamento 3 (T3) 80% de serragem – 20% cama aviária e o tratamento 4 (T4) com 70% de serragem – 30% cama aviária, sendo todos tratamentos adicionadas 4 toneladas de lodo (biossólido) igualmente, conforme pode ser observado na Figura 3. A composição de cada tratamento está representada na Tabela 2.

Tabela 2: Composição de leiras de compostagem perante 4 diferentes tratamentos

<b>Tratamentos</b>	<b>Serragem</b>	<b>Cama de aviário</b>	<b>Lodo Agroindustrial</b>
<b>Tratamento 1</b>	10 m <sup>3</sup>	0 m <sup>3</sup>	4 ton
<b>Tratamento 2</b>	9 m <sup>3</sup>	1 m <sup>3</sup>	4 ton
<b>Tratamento 3</b>	8 m <sup>3</sup>	2 m <sup>3</sup>	4 ton
<b>Tratamento 4</b>	7 m <sup>3</sup>	3 m <sup>3</sup>	4 ton



Figura 1: Galpão de disposição das leiras de compostagem



Figura 2: Revolvimento mecânico das leiras de compostagem



Figura 3: Leiras de compostagem de acordo com seu tratamento

O período experimental foi de 90 dias, sendo as amostras coletadas em 5 diferentes pontos de cada leira para análise nos dias 0, 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias em sacos de polipropileno com aproximadamente 500g de amostra cada.

## 5.2. Análises físico-químicas

A temperatura ambiente do local, das leiras e a umidade relativa do ar foram registradas ainda no local do experimento, com o auxílio de um termo-higrômetro. A temperatura no interior das leiras foi determinada diariamente através de termômetro digital equipado com sonda à 20cm da superfície e à 40cm da superfície.

A análise de umidade e cinzas foi realizada de acordo com o procedimento descrito pela AOAC (1997). O pH foi determinado através de metodologia descrita pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997). A análise de carbono orgânico foi realizada de acordo com metodologia proposta por Walkley-Black (NELSON; SOMMERS, 1982). O nitrogênio total foi determinado pelo método de micro-Kjeldahl, de acordo com AOAC (1997).

O efeito da maturidade do composto sobre o índice de germinação das sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e alface (*Lactuca sativa*) foi realizado através da metodologia descrita por Zucconi et al. (1981). Dez sementes de cada cultivar foram colocadas em triplicata em placas de Petri contendo papel filtro, sendo posteriormente adicionados 5 mL do extrato aquoso do composto sobre cada placa. Uma placa de Petri contendo 5 mL de água destilada foi utilizada como controle. Após incubação a 25°C por 48 horas, a porcentagem de sementes germinadas e o comprimento das raízes foram calculados de acordo com as equações abaixo:

Equação 1:

$$G(\%) = (\text{Número de sementes germinadas no extrato do composto} / \text{Número de sementes germinadas no controle}) \times 100$$

Equação 2:

$$AL(\%) = (\text{Somatório do alongamento das radículas no composto} / \text{Somatório do alongamento das radículas no branco}) \times 100$$

Equação 3:

$$IG(\%) = [(\% \text{Germinação relativa}) \times (\% \text{Alongamento relativo})] / 100$$

### **5.3. Análises microbiológicas**

As metodologias utilizadas para a determinação de mesófilos e termófilos foram baseadas na descrição do APHA – Compendium of Methods for Microbiological Examination (2001). As amostras foram analisadas em triplicada nos tempos 0, 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias do experimento, inoculadas em ágar PCA e submetidas à estufa microbiológica por 48h à 35°C para determinação de bactérias mesofílicas e 45°C para determinação de bactérias termofílicas.

### **5.4. Análise estatística**

O delineamento experimental foi completamente casualizado, com três repetições, em modelo bifatorial. O primeiro fator “tratamento” (T1; T2; T3; T4) e o segundo “tempo” (0; 15; 30; 45; 60; 75; 90 dias). As variáveis respostas observadas foram agrupadas em: “parâmetros físico-químicos” (umidade, matéria mineral, carbono orgânico total, nitrogênio total e pH) “parâmetros biológicos” (índice de toxicidade), “parâmetros microbiológicos (mesófilos e termófilos totais). Além desses parâmetros, também foi monitorada o parâmetro “temperatura” (temperatura ambiente; temperatura a 20cm; temperatura a 40cm).

Os dados obtidos foram avaliados quanto a normalidade pelo teste W de Shapiro-Wilk, quanto a homocedasticidade das variâncias pelo teste de Hartley, e a independência dos resíduos por análise gráfica. Em seguida, os dados foram submetidos a análise de variância pelo teste F ( $p \leq 0,05$ ). Em caso de significância da interação entre ambos fatores, os dados foram tratados por análise de regressão seguindo modelos polinomiais (Equação X).

$$y = y_0 + ax + bx^2 \quad (X)$$

onde, “y” é a variável resposta sendo avaliada, “y<sub>0</sub>” é o intercepto da variável “y” com o eixo x, “x” e “x<sup>2</sup>” são, respectivamente, os coeficientes lineares e quadráticos do fator tempo, e por fim, “a” e “b” são as constantes estimadas para o modelo.

Para a análise da inter-relação entre as variáveis respostas, foi plotada uma matriz de correlação de Pearson ( $p \leq 0,05$ ). Parâmetros nos quais tiveram valores de correlação forte e significativa ( $|r| \geq 0,7$ ;  $p \leq 0,05$ ) foram considerados para avaliação dos resultados.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste experimento para análises físico-químicas, microbiológicas e índice de germinação estão representados nos gráficos abaixo.

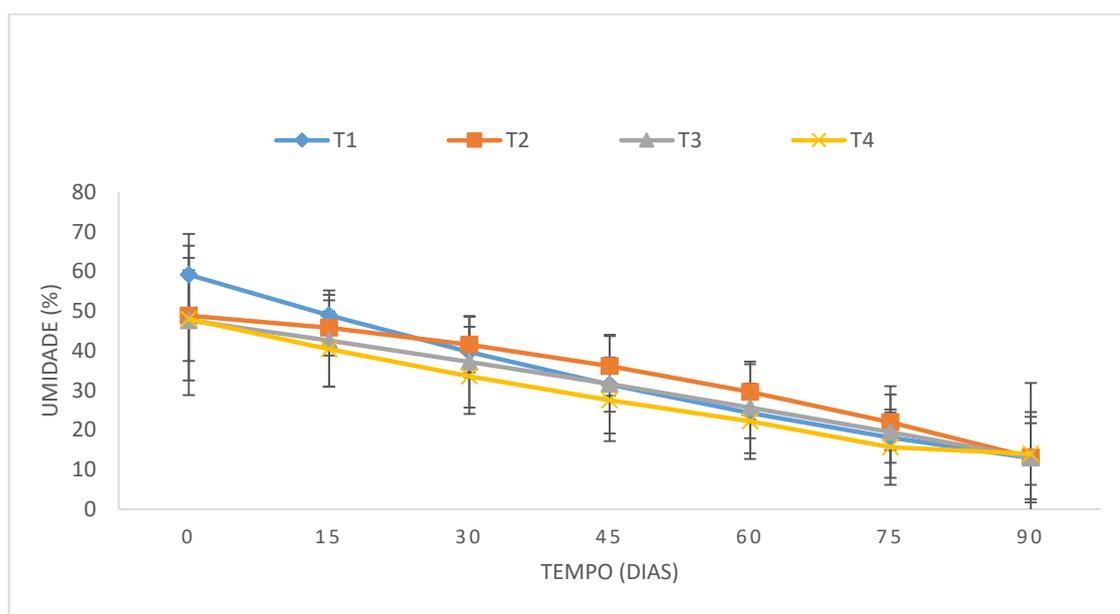


Figura 4: Índices de umidade (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Os índices de umidade (Figura 4) para tratamento T1 variaram estatisticamente ( $p < 0,05$ ) ao longo do processo de compostagem, sendo o maior valor encontrado no tempo 0 (59,14%) e o menor valor no tempo 90 (12,88%), observando-se dessa forma um declínio da umidade neste tratamento. Da mesma forma, este comportamento foi observado nos tratamentos T2 e T4, aonde o maior valor encontrado para T2 foi 48,85% e para T4 47,96% e menores valores de 13,07% e 13,91% respectivamente. Este comportamento não foi observado no tratamento T3, que não apresentou diferença estatística ( $p > 0,05$ ) ao longo do tempo. Shammass; Wang (2008), indicam

que a umidade mínima necessária para que ocorra atividade biológica se encontra no intervalo de 12 a 15%, porém, também indicam que um teor de umidade inferior à 40% pode limitar a taxa de decomposição da leira. De acordo com a legislação brasileira (BRASIL, 2009), a taxa de umidade máxima exigida para compostos orgânicos situa-se em 50%, não exigindo uma umidade mínima para comercialização do mesmo

Zhao et al. (2016) em compostagem realizada com dejetos de aves encontraram valores de umidade variando entre 28 e 41%, maiores que os valores finais encontrados neste estudo. Da mesma maneira, Nadia et al. (2015), em compostagem de dejetos de aves relatam valores finais de umidade de 54%.

Há que se levar em consideração que a compostagem é um processo de biooxidação aeróbia exotérmica e perdas de água para o meio ambiente ocorrem durante o processo por meio da produção de calor advinda da atividade microbiana (DAI PRÁ et al., 2009), fato este que pode explicar a diminuição da umidade ao final deste experimento, visto que as temperaturas mantiveram-se na fase termofílica durante todo o experimento.

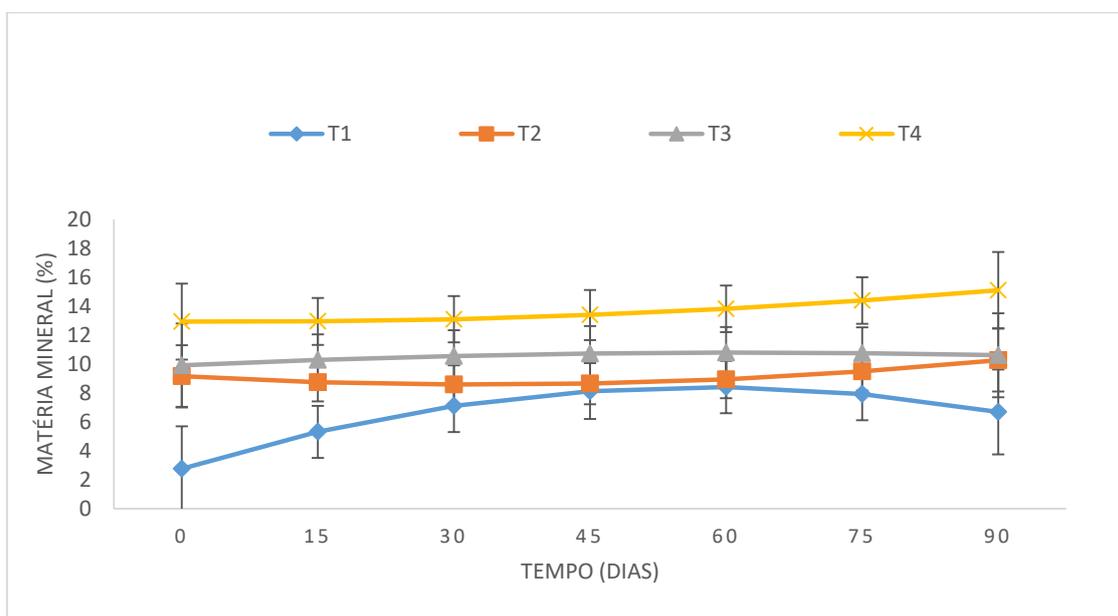


Figura 5: Índices de matéria mineral (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Os índices de matéria mineral não diferiram ( $p > 0,05$ ) ao longo do tempo em nenhum tratamento estudado, como pode ser observado na Figura 5.

A variação no teor de matéria mineral pode ser vista como o reflexo da decomposição e mineralização da matéria orgânica, sendo sua estabilização um

indicativo de estabilização da matéria orgânica. O aumento nos teores de MM pode também ocorrer devido à concentração de material inorgânico nos compostos (FIALHO, 2007).

Os índices de matéria mineral encontrados são considerados altos e podem ter relação não somente com a mineralização da matéria mineral como também com o índice de matéria mineral que é encontrado em cama de aviário, que pode chegar à 18% (VALENTE; XAVIER, 2015). Os mesmos autores encontraram resultados similares ao deste estudo em compostagem de carcaça de codorna com cama de aviário, resultando em valor de 12,5%. Já Cestonaro et al. (2010) encontraram conteúdos de matéria mineral de 12,87% em compostagem com carcaça de frango de corte com capim e Abreu et al. (2011) encontraram em torno de 15,5% de conteúdo de matéria mineral em compostagem de carcaça de frango com casca de arroz.

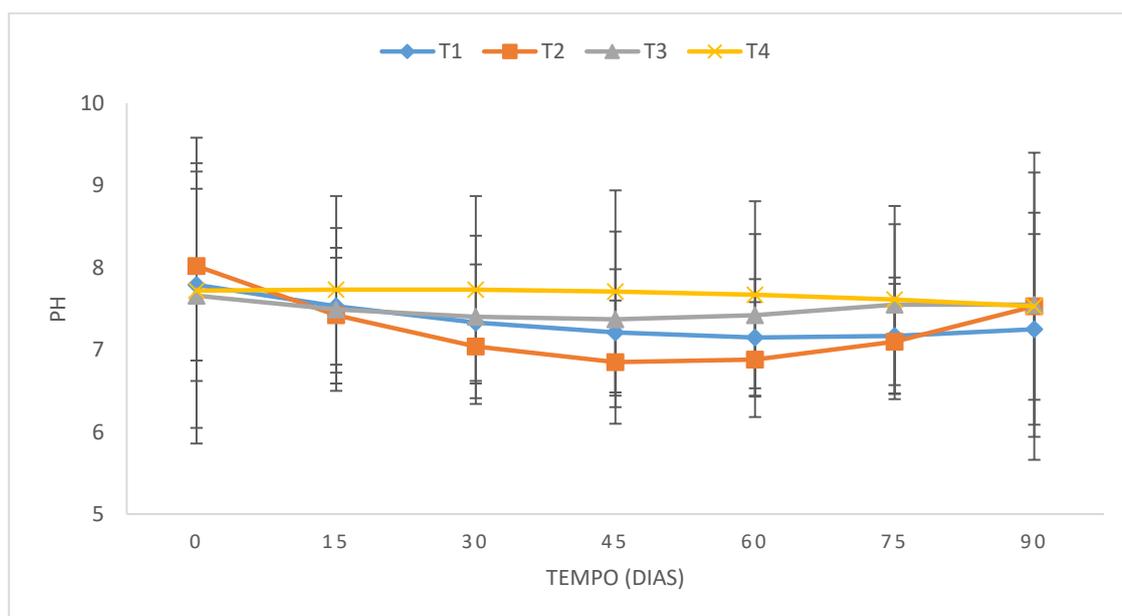


Figura 6: Valores de pH para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Os valores de pH (Figura 6) não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) nos tratamentos em nenhum dos tempos estudados, mantendo-se na faixa da neutralidade durante todo o processo. De acordo com Chang; Chen (2010), quando a taxa de oxidação aeróbica é mais rápida que a hidrólise, os valores de pH aumentam, relatando que valores acima de 7 resultam em liberação de amônia na forma de

hidróxido de amônia, constatando que quanto maior o conteúdo de nitrogênio na mistura, maior o pH final e os valores de nitrogênio total ao longo do processo.

Khan et al. (2014) em experimento envolvendo co-compostagem de dejetos de aves e serragem encontrou pH variando entre 7 e 7,5, indo ao encontro com a maioria dos dados encontrados neste experimento, o que caracteriza faixa ótima para fungos (5,5-8,0) e bactérias (6-7,5), porém também relatou que estes valores contribuíram para volatilização da amônia, que ocorre em pH acima de 7. Já Zhao et al. (2016), em compostagem com dejetos de aves, encontraram valores de pH variando entre 8,0 e 8,6 durante o período de estudo, diferindo dos valores encontrados nesta pesquisa.

Um valor de pH baixo pode indicar falta de maturação do composto ou ainda a ocorrência de processos anaeróbios no interior da leira de compostagem (ALVARENGA et al., 2015). Entretanto, um pH mais elevado (>8,0) pode inibir a atividade microbiana (LI et al., 2013). O pH normalmente decai durante os primeiros dias de compostagem devido à grande carga de matéria orgânica biodegradável, enquanto aumenta durante a fase de maturação devido a produção de nitrogênio na forma amoniacal (RICH; BHARTI, 2015). Todos os tratamentos estudados apresentaram-se de acordo com o parâmetro exigido pela legislação vigente (BRASIL, 2009), que estabelece o valor de 6,0 como o pH mínimo para um composto.

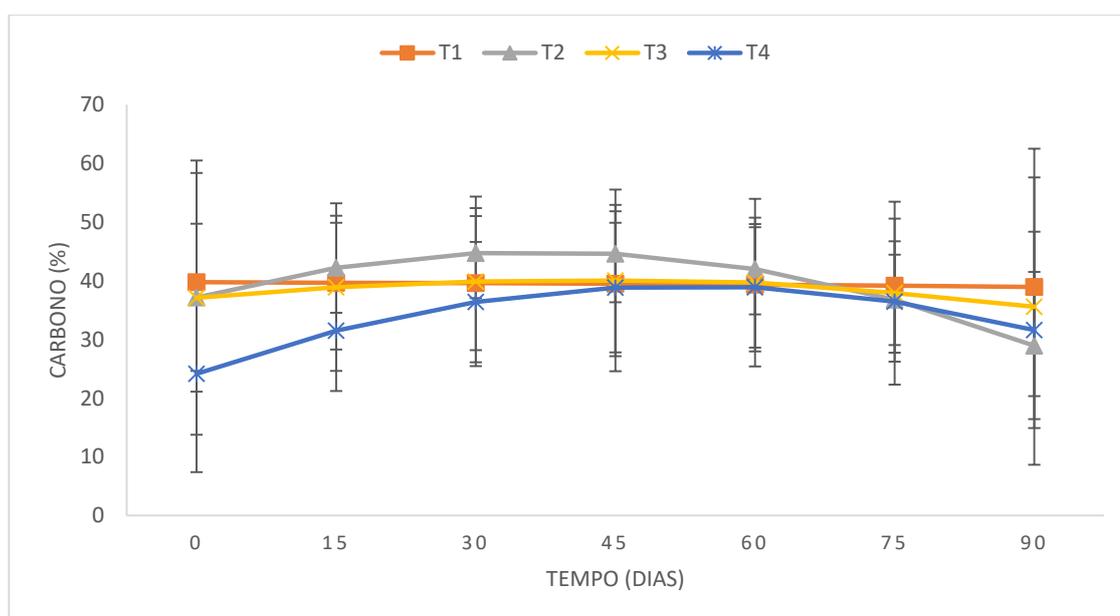


Figura 7: Índices de carbono orgânico total (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango

Os valores de carbono orgânico total (Figura 7) não diferiram ( $p>0,05$ ) em nenhum tratamento estudado ao longo do tempo.

Costa et al. (2016), em compostagem realizada com cama de aviário e serragem, encontraram valor final de carbono orgânico para composto de 30.6%, menor que os encontrados neste estudo para todos os tratamentos estudados. Já Storino (2016), encontrou valores para compostagem de resíduos de origem alimentar animal e vegetal entre 25,8% e 34,0%, indo ao encontro dos resultados finais dos tratamentos avaliados neste experimento. O conteúdo de carbono orgânico total fornece uma estimativa direta do carbono biodegradável presente no composto, sendo que durante o processo de compostagem, além de ser transformado em dióxido de carbono, também é transformado em compostos orgânicos mais complexos, como húmus e outros compostos mineralizados (MOURA et al., 2015). Todos os tratamentos se encontraram dentro do especificado pela legislação brasileira (BRASIL, 2009) que estipula um valor mínimo de 15% de carbono orgânico para compostos. A quantidade e biodegradabilidade do carbono orgânico é de suma importância na compostagem, visto que o mesmo controla diversos parâmetros de produtividade do solo, como capacidade de retenção de água, natureza da porosidade do solo, estrutura do solo, reservas de nutrientes na planta bem como promove a atividade biológica e uma maior biomassa de produção ao solo (RICH; BHARTI, 2015).

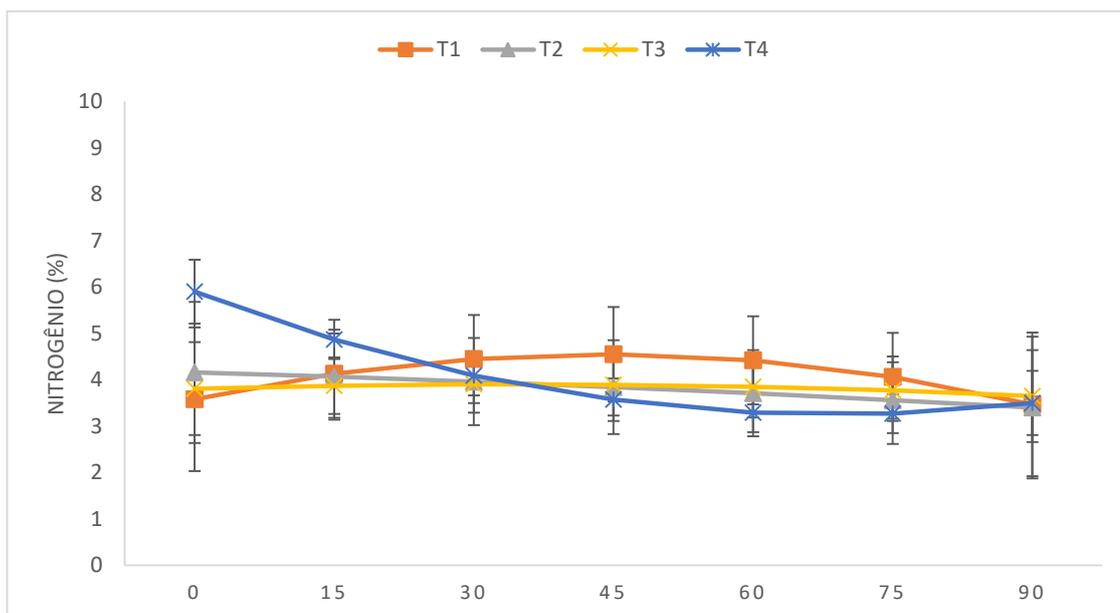


Figura 8: Índices de nitrogênio total (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Os valores de nitrogênio total (Figura 8) apenas diferiram-se significativamente ( $p < 0,05$ ) no tratamento T4 aonde o maior valor encontrado foi no tempo 0 (5,90%) e o menor valor encontrado no tempo 75 (3,27%), sendo estes valores maiores que os encontrados por Storino (2016) em experimento com compostagem de resíduos alimentares de origem animal e vegetal, aonde o maior valor encontrado foi de 2,99%. Valores similares ao encontrado no estudo foram verificados por Alvarenga et al. (2015), em compostagem de resíduos de agricultura e lodo de esgoto, onde encontraram valor de 3,2%, como os encontrados neste experimento. De acordo com a legislação vigente (BRASIL, 2009), o valor mínimo exigido para conteúdo de nitrogênio é de 0,5%, estando todos os tratamentos estudados de acordo com a mesma.

Dai Prá et al. (2009) relatam que na compostagem em resíduos ricos em nitrogênio ocorre eliminação do excesso do nutriente através da volatilização da amônia e que a diminuição da concentração de nitrogênio coincide com o aumento do conteúdo de matéria mineral, nitrito e nitrato na leira. De acordo com Meng et al. (2016) a nitrificação do meio pode ocorrer devido à altas temperaturas, o que culmina na inibição da atividade e do crescimento de bactérias nitrificantes

Lo Monaco et al. (2013) explicam que as perdas iniciais de nitrogênio se dão através da hidrólise de compostos nitrogenados pelos micro-organismos presentes na

leira e que degradam o Nitrogênio orgânico, levando à formação de  $N-NH_4^+$  (amonificação), que é utilizado no crescimento microbiano ou no processo de nitrificação. No entanto, quando o nitrogênio se encontra em quantidades maiores do que as assimiláveis pelos micro-organismos, o mesmo é perdido na forma de óxido de nitrogênio e amônia, sendo esta a maior fração das perdas ocorridas para a atmosfera.

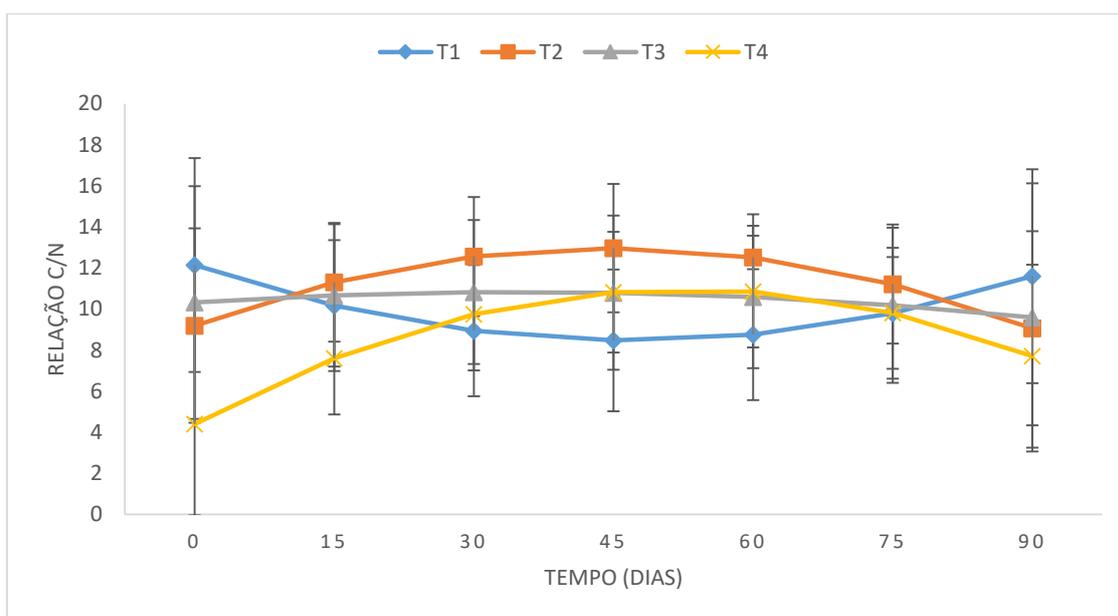


Figura 9: Índices da relação carbono/nitrogênio para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango

Os índices de relação C/N (Figura 9) não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) em nenhum dos tratamentos estudados. A relação C/N é comumente usada como indicativo de estabilização de resíduos, porém existem controvérsias sobre seu uso pois não apresenta um índice preciso, especialmente na presença de serragem e *biochar* (KHAN et al., 2014).

Raj; Antil (2011) encontraram valores de C/N em composto adicionado de resíduos de aves de 14,4, relatando declínio entre o início do processo e final dos 120 dias de experimento. Costa et al. (2016) ao realizar compostagem de cama aviária com diferentes tipos de resíduos estruturantes, encontrou valor igual a 23 ao final de 17 semanas de compostagem para tratamento com serragem. De acordo com a legislação brasileira (BRASIL, 2009), a relação C/N máxima estipulada para compostos orgânicos é de 20%, porém não há mínimo considerado para este

parâmetro, estando todos os compostos estudados dentro deste limite. O carbono e o nitrogênio associados têm uma grande parcela na qualidade da compostagem e do produto final, não podendo ser vistos apenas de forma separada. A relação carbono/nitrogênio é um dos índices mais utilizados para determinar a maturação de substâncias orgânicas e de seus efeitos no crescimento microbológico, visto que os micro-organismos necessitam de 30 partes de carbono para assimilar uma de nitrogênio e manter a degradação do composto em uma velocidade adequada (DAI PRÁ, 2009).

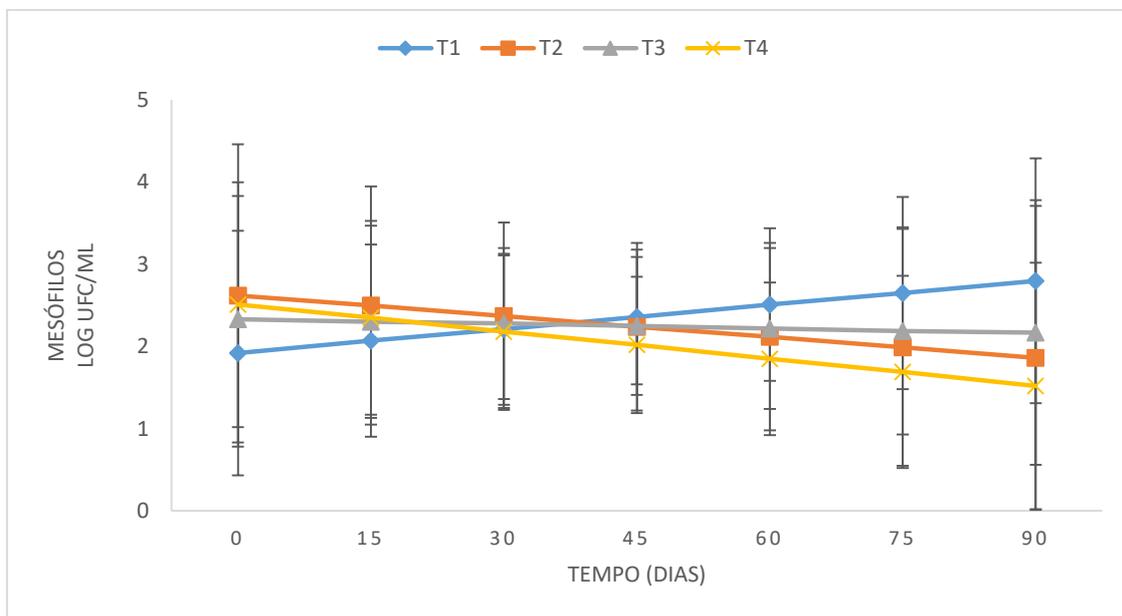


Figura 10: Contagem de bactérias mesófilas (log UFC/mL) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

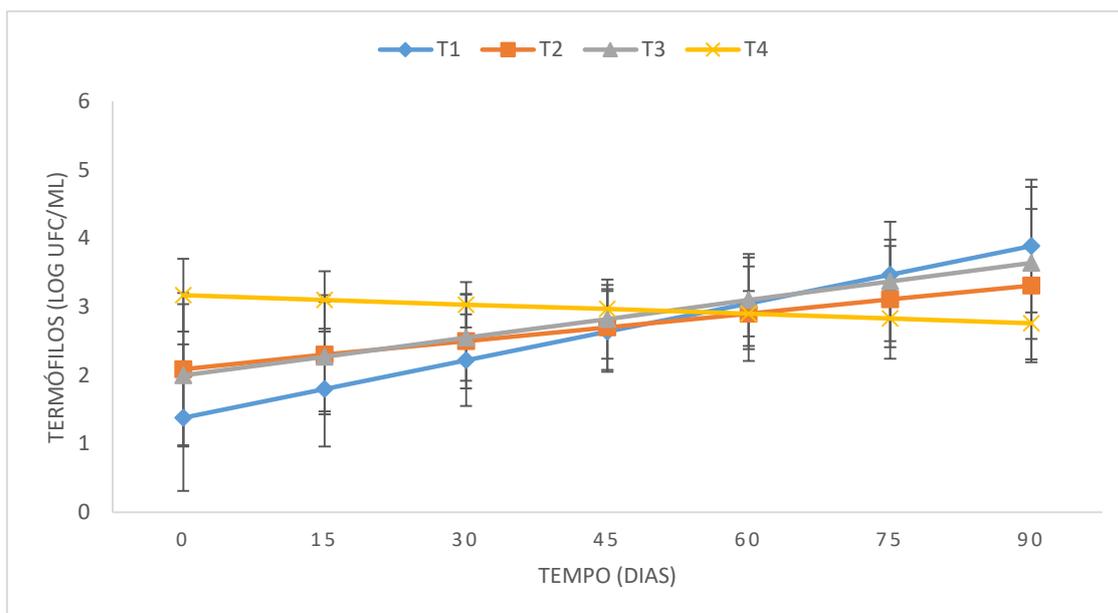


Figura 11: Contagem de bactérias termófilas (log UFC/mL) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Bactérias de fase mesofílica (Figura 10) e termofílica (Figura 11) foram evidenciadas em todas as etapas da compostagem. As bactérias de fase mesofílica não apresentaram diferenças estatísticas ( $p > 0,05$ ) ao longo do processo, ao passo de que as bactérias termofílicas apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) apenas para o tratamento T3, com um aumento da população bacteriana de 2,00 log UFC/mL para 3,64 log UFC/mL, evidenciando a fase termofílica ao longo do processo.

A flora termofílica é composta basicamente de actinomicetos, fungos e bactérias termofílicas, e são responsáveis pela degradação de polissacarídeos como hemicelulose, transformando-o em açúcares simples no início do processo. Já os micro-organismos mesofílicos tornam-se predominantes ao final do processo, até a temperatura da leira atingir a mesma temperatura ambiente, ocorrendo dessa forma a maturação do material, tornando-se fungos e actinomicetos os micro-organismos predominantes, prosseguindo com a degradação de substâncias mais resistentes como celulose e lignina (DAI PRÁ, 2009).

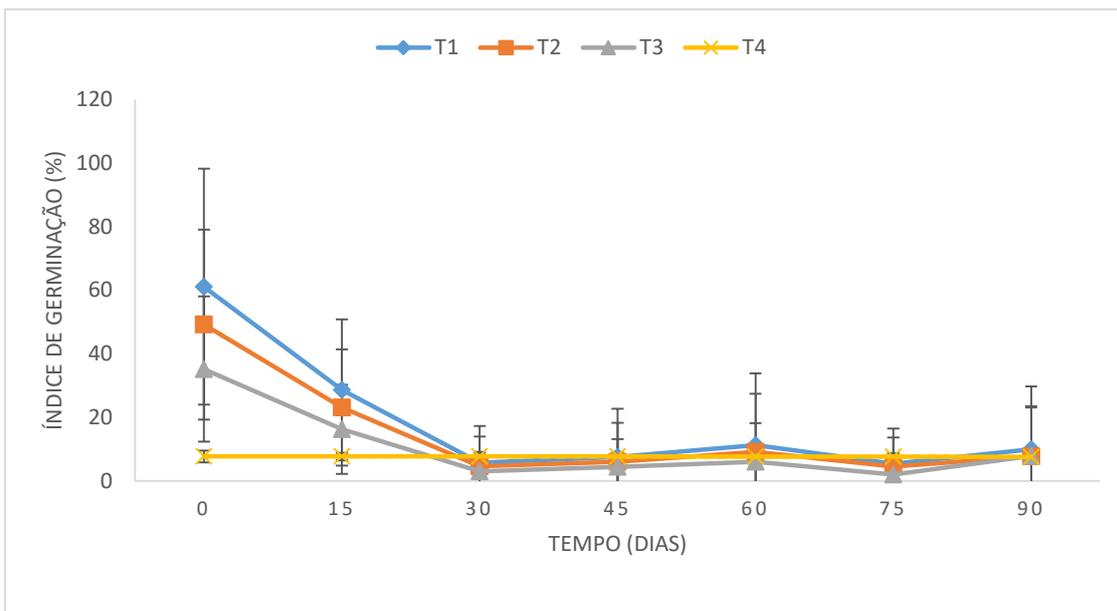


Figura 12: Índices de germinação para sementes de alface (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

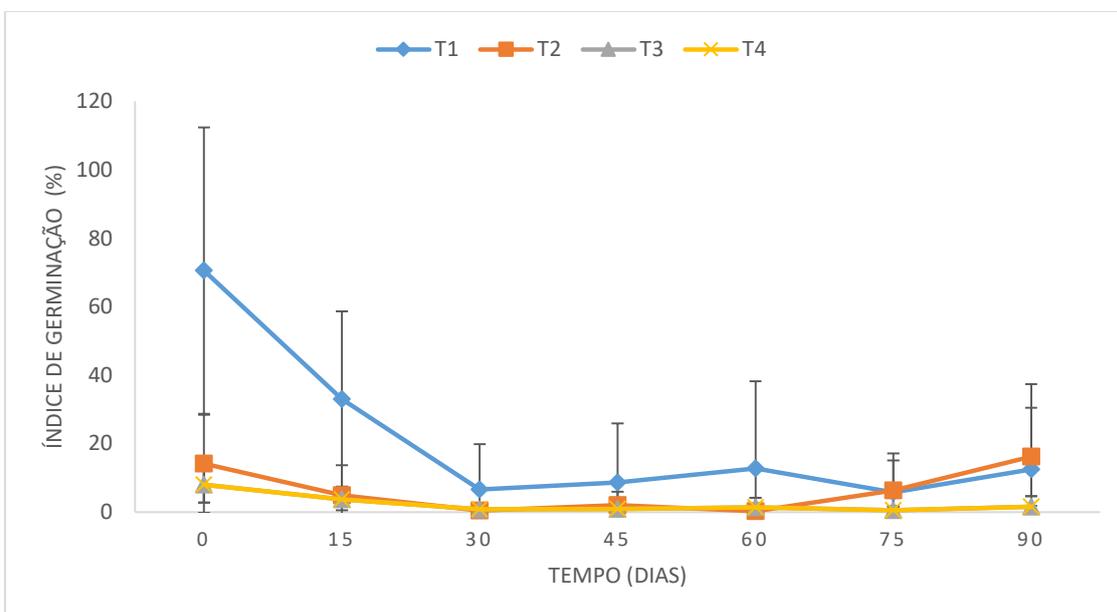


Figura 13: Índices de germinação para sementes de tomate (%) para compostagem de biossólido de abate de aves e suínos e cama de frango.

Os índices de germinação para ambas as sementes estudadas não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) em nenhum tratamento avaliado e demonstraram-se altamente fitotóxicos ao longo de todo processo de compostagem (Figuras 12 e 13).

A fitotoxicidade de um composto indica não somente o grau de maturação do mesmo, bem como a eficiência do processo na eliminação de compostos tóxicos às plantas ou até mesmo micro-organismos patogênicos. De acordo com Young et al., (2016), a compostagem minimiza a concentração de substâncias fitotóxicas e controla a proliferação de patógenos no composto e o que índice de germinação é um teste de fitotoxicidade amplamente utilizado para determinar a toxicidade de amostras sólidas complexas, como resíduos ou compostos orgânicos. Entretanto, há pouquíssimos estudos e ferramentas toxicológicas na literatura quando um material demonstra alta toxicidade à um agente biológico. De acordo com Mendes et al. (2016), ainda que o composto possa ter um valor agrônômico aparentemente alto, a resposta germinativa para o teste de fitotoxicidade observada em ambas as sementes utilizadas indica que o composto não pode ser recomendado como fertilizante orgânico para uso na agricultura, devido aos baixos valores de índice de germinação encontrados nos tratamentos ao final do processo, sendo para T1 o valor encontrado aos 90 dias de tratamento foi de 9,91%, para T2 de 7,70%, para T3 de 7,82% e para T4 de 7,53% em sementes de alface. Já para sementes de tomate, os valores encontrados foram de 12,44% para T1, 16,17% para T2, 8,83% para T3 e 1,55% para T4 aos 90 dias de tratamento.

Diferentemente deste estudo, Raj; Antil (2011) em compostagem de resíduos agroindustriais encontraram valores de índice de germinação em sementes de tomate em torno de 70% aos 120 dias do processo. Já Guo et al. (2015) em compostagem de dejetos de suínos encontraram valores para índice de germinação de sementes de pepino ente 53 e 66%, associando baixos índices de germinação com baixos teores de relação C/N. Entretanto, resultados obtidos utilizando o índice de germinação como parâmetro para avaliar fitotoxicidade de compostos orgânicos devem ser interpretados de maneira cuidadosa, visto que o mesmo é afetado também pelo tipo de semente usada e taxas de extração utilizadas (TANG et al., 2006).

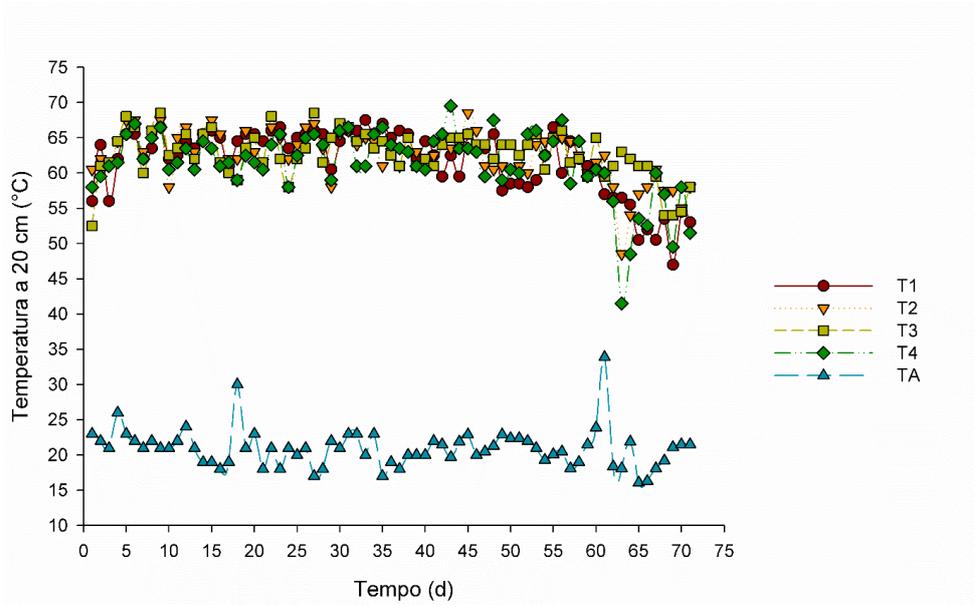


Figura 14: Temperatura das leiras a 20cm de profundidade e temperatura ambiente

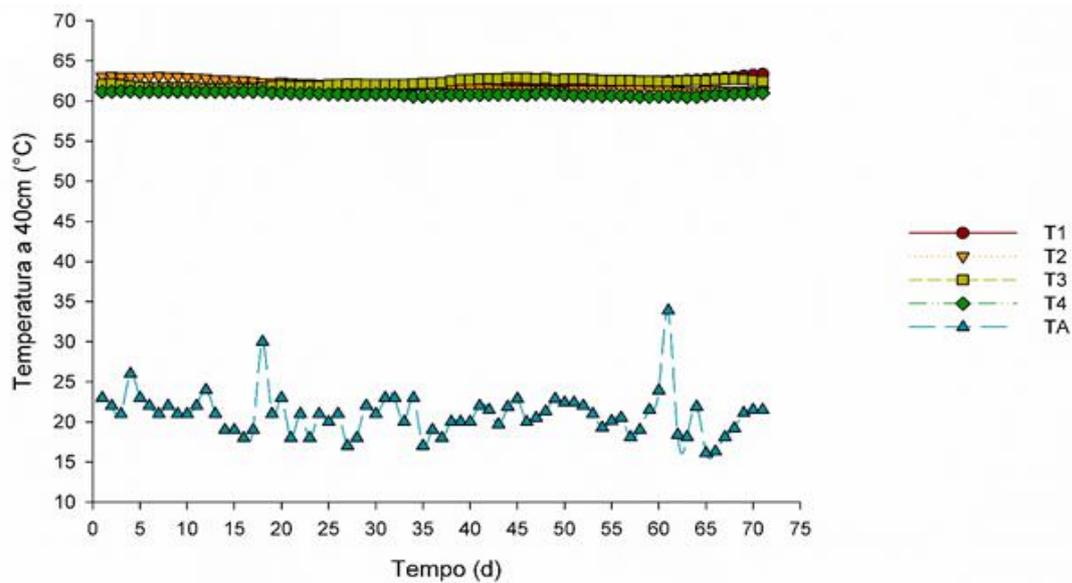


Figura 15: Temperatura das leiras a 40cm de profundidade e temperatura ambiente

A evolução das temperaturas medidas a 20 cm e 40 cm nas leiras estão representadas nas figuras 14 e 15. As leiras atingiram a temperatura da fase termofílica ( $>45^{\circ}\text{C}$ ) nos primeiros dias de compostagem e se mantiveram estáveis sem diferença significativa ( $p>0,05$ ) até o final do experimento, não apresentando assim interferência da temperatura ambiente durante o processo. De acordo com Bernal (2009), a temperatura ótima para processos de compostagem estão em torno de 40 à  $65^{\circ}\text{C}$ , já que temperaturas acima de  $55^{\circ}$  são indispensáveis para a eliminação de

micro-organismos patogênicos, sendo a faixa entre 52 à 60°C a mais favorável para decomposição. Uma temperatura entre 40 e 60°C nos primeiros dias de compostagem indica que o ecossistema está equilibrado na leira e que o processo tem grandes chances de ser bem sucedido e que a atividade microbiana está sendo favorecida (FERNANDES; SILVA, 2008).

Hachicha et al. (2009) afirma que a fase termofílica longa reflete na disponibilidade de substâncias degradáveis e na capacidade isolante do material utilizados. Os autores relatam valores médios de temperatura durante compostagem de bio-sólido de agroindústria de azeite e dejetos de aves de 60°C durante os 3 primeiros meses de compostagem e de 57,17°C nos 4 primeiros meses de compostagem, similares às verificadas neste experimento, o que acarreta em eliminação completa de patógenos no composto final.

## **7. CONCLUSÃO**

O processo de compostagem proposto neste estudo obteve níveis físico-químicos adequados ao longo do processo, estando dentro dos parâmetros exigidos pela legislação vigente no país. Porém, a alta fitotoxicidade encontrada sugere que são necessários novos estudos e análises para determinar de forma clara quais os possíveis compostos tóxicos estão presentes nos compostos estudados, para que os mesmos possam ter uma aplicabilidade agrícola segura, sendo que uma possível alternativa para minimizar este efeito adverso pode ser um maior tempo de processo de compostagem. A hipótese testada foi comprovada parcialmente, a compostagem é uma alternativa para estabilizar e valorizar resíduos como biossólidos, serragem e cama de frango.

## 8. REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 10.004. Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: **ABNT**, 71p. 2004.

ABREU, P.G.; PAIVA, D.P.; ABREU, V.M.N.; COLDEBELLA, A.; CESTONARO, T. Casca de arroz e palhada de soja na compostagem de carcaças de frangos de corte. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 33, n. 1, p. 51-57. 2011.

ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; SANTOS, T.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.C.; CUNHA-QUEDA, C. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**. 2015.

AOAC INTERNATIONAL. Official methods of analysis. Gaithersburg: Published by **AOAC International**. Ed. 16. V. 2. 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Compendium of methods for the microbiological examination of foods. Washington: **APHA**. Ed. 4. 676 p. 2001.

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, 31–40. 2012.

BARREIRA, L.P. Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, **Universidade de São Paulo**. São Paulo, 2005.

BECK-FRIIS, B.; SMÅRS, S.; JÖNSSON, H.; KIRCHMANN, H. Gaseous emission of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. **Journal of Agricultural Engineering Research**, n. 78, p. 423-430. 2001.

BELLAVER, C.; PALHARES, C. P. Uma visão sustentável sobre a utilização da cama de aviário. **Avicultura Industrial**, n. 06, p. 14-18, 2003.

BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 79p. Dissertação. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra. Departamento de Engenharia Mecânica. 2009. Disponível em:  
<<https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/20257/1/Avalia%C3%A7%C3%A3o%20de%20fitotoxicidade%20atrav%C3%A9s%20de%20Lepidium%20sativum%20no%20%C3%A2mbito%20de%20processos%20de%20compostagem.pdf>>

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.

BERNHART, M., FASINA, O.O. Moisture effect on the storage, handling and flow properties of poultry litter. **Waste Management**, v. 29, p. 1392-1398. 2009.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE: Estatística da Produção Pecuária**. Brasília-DF: 2016.

BRASIL. **Lei 12.305**, de 02 de agosto de 2010. Disponível em:  
<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)>

BRASIL. **Instrução Normativa nº 25**, de 23 de julho de 2009. Disponível em: <<http://www.dpv24.iciag.ufu.br/new/dpv24/Apostilas/IN%20MAPA%2025%202009.pdf>>

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Exportação**. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br/animal/exportacao>> 2014.

BRITO, M. J. C. Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) – **Universidade Tiradentes**, Aracajú, 2008.

CESTONARO, T. ABREU, P. G.; ABREU, V. M. N.; COLDEBELLA, A.; TOMAZELLI, I.; HASSEMER, M.J. Desempenho de diferentes substratos na decomposição de carcaça de frango de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 12, v. 14, p. 1318-1322. 2010.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Abate de bovinos e Suínos – Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno), Série P+L. São Paulo. 2014.

CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, E. C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. Compostagem, 2008. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Piracicaba: ESALQ, 2008.

CHANG, J. I.; CHEN, Y. J. Effects of bulking agents on food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, p.5917-5924. 2010.

CHOI, E. Piggery Waste Management: Towards a Sustainable Future. **IWA Publishing**, London. 2007.

CONGHOS, M.M.; AGUIRRE, M.E.; SANTAMARIA, R.M. Biodegradation of sunflower hulls with different nitrogen sources under mesophilic and thermophilic incubations. **Biology and Fertility of Soils**, n. 38, p. 282-287. 2003.

CORRÊA, E. K.; MENDES, P. M.; CORRÊA, L. B. Destinação da cama aviária. In: DAI PRÁ, M. A.; ROLL, V. F. B. (Org.). **Cama de aviário: utilização, reutilização e destino**. I. ed. Porto Alegre: Editora Manas/ Evangraf. 2012.

COSTA, M.S.S.M.; BERNARDI, F.H.; COSTA, L.A.M.; PEREIRA, D.C.; LORIN, H.E.F.; ROZATTI, M.A.T.; CARNEIRO, L.J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-9. 2016.

DAI PRÁ, M. A.; CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B.; LOBO, M. S.; SPEROTTO, L.; MORES. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos**. Porto Alegre: Evangraf, 2009. 144p.

DAI PRÁ, M. A.; ROLL, V. F. B. Cama de aviário: utilização, reutilização e destino. 2ª Ed. Editora Evangraf; Porto Alegre. 2014:88p

EL FELS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assesment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 87, p. 128–137, 2014.

Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária — EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

Environmental Protection Agency US – **EPA**. Biosolids. Disponível em <<https://www.epa.gov/biosolids>> Acesso em: agosto 2016.

FAVOINO, E. The EU legislation and the requirements following for national organic waste management strategies and policies. First Baltic Biowaste Conference, **European Compost Network/Organic Recovery and Biological Treatment association**. 2006.

FAVOINO, E., HOGG, D. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. **Waste Management**, v. 26, p. 61–69. 2008.

FEITOSA, B. C. Aproveitamento dos resíduos de madeira no Pará. 2008. Disponível em:  
<[http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira\\_materia.php?num=1274&subject=Res%EDduos&title=Aproveitamento%20dos%20res%EDduos%20de%20madeira%20no%20Par%E1](http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira_materia.php?num=1274&subject=Res%EDduos&title=Aproveitamento%20dos%20res%EDduos%20de%20madeira%20no%20Par%E1)> Acesso em 08 de outubro de 2016.

FERNANDES, F.; SILVA, S. Manual Prático para a Compostagem de Biosólidos. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico **PROSAB**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina – UEL. 91p. 2008.

FIALHO, L. L. **Caracterização da matéria orgânica em processos de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. 2007. 170p. Tese. Universidade de São Paulo. Instituto de química de São Carlos, 2007.  
FUKAYAMA, ELLEN HATSUMI. Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante. **Jaboticabal**, 2008. 99f.

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, J.; LIN, X. J.; SOMG, Z. G.; JIAO, H. C.; Vitamin E supplementation alleviates the oxidative stress induced by dexamethasone treatment and improves meat quality in broiler chickens. **Poultry Science**, v. 89, n. 2, p. 318-327. 2010.

GROTH, V.A.; CARVALHO-PEREIRA, T.; SILVA, E.M.; NIEMEYER, J.C. Ecotoxicological assesment of biosolids by microcosms. **Chemosphere**, v. 161, p. 342-348, 2016.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, J.J., GALEA, Z., ÁLVAREZ, J.M., HORMAZA, J.I., LÓPEZ, R. Evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues. **Journal of Environmental Management**, v.147, p. 132-139. 2015.

GUO, R.; GUOXUE, L.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171-178. 2012.

HACHICHA, S.; SELLAMI, F.; CEGARRA, J.; HACHICHA, 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.

HENCLIK, A., KULCZYCKA, J., GORAZDA, K., WZOREK, Z. Conditions of sewage sludge management in Poland and Germany. **Engineering Protection Environment**, v. 17, n. 2, p. 185-197. 2014.

HIMANEN, M.; PROCHAZKA, P.; HANNINEN, K.; OIKARI, A. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. **Chemosphere**, v. 88, p. 426–431, 2012.

HUANG, Y., ANDERSON, M., MCLLVEEN-WRIGHT, D., LYONS, G.A., MCROBERTS, W.C., WANG, Y.D., ROSKILLY, A.P., HEWITT, N.J. Biochar and renewable energy generation from poultry litter waste: A technical and economic analysis based on computational simulations. **Applied Energy**, 2014.

ILANI, T.; HERRMANN, I.; KARNIELI, A.; ARYE, G. Characterization of the biosolids composting process by hyperspectral analysis. **Waste Management**, v. 48, p. 106-114. 2016.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: **EMBRAPA**.156 p. 2009.

IQBAL, M.K.; SHAFIQ, T.; AHMED, K. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1913-1919, 2010.

JIANG, X., DONG, R., ZHAO, R., 2011. Meat products and soil pollution caused by livestock and poultry feed additive in Liaoning, China. **J. Environ. Sci.** 23, 135e137.  
JOAKIM, K., NICLAS, S., MATS, E. Landfill mining: a critical review of two decades of research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513-520. 2012.

JUNHO, A. P.; ROMERO, M. de A.; BRUNA, G. C. Curso de gestão ambiental: Manole, São Paulo, 386p. 2004.

KELLEHER, B. P.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; O'DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. J. Advances in poultry disposal technology a review. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 27-36, 2002.

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

KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Ed. 6. Piracicaba/São Paulo, 2012.

KHAN, N.; CLARK, I.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SHEA, S.; MEIER, S.; BOLAN, N. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 245-251. 2014.

KOMILIS, D.P.; HAM, R.K.; PARK, J.K. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. **Water Research**, v. 38, p. 1707-1714. 2004.

KULIKOWSKA, D.; GUSIATIN, Z. M.; Sewage sludge composting in a two-stage system: carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. **Waste Management**, v. 38, p. 312-320, 2015.

KUMAR, S.; KUMAR, M.; THUROW, K.; STOLL, R.; KRAGL, U. Fuzzy filtering for robust bioconcentration factor modeling. **Environmental Modelling & Software**. n. 24, p. 44-53. 2009.

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.

LENNOX, J.A., ABUBA, C., ALABI, B.N., AKUBUENY, F.C. Comparative Degradation of sawdust by microorganisms isolated from it. **African Journal of Microbiology Research**, v. 4, n.13, p.1352-1355. 2010.

LIANG, C.; DAS, R. C.; McCLENDON, R. W.; The influence of temperature and moisture content regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 2, p. 131-137. 2003.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. **Chemosphere**. v. 93, p. 1247-1257, 2013.

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

LI, J.T., ZHONG, X.L., WANG, F., ZHAO, Q.G. Effect of poultry litter and livestock manure on soil physical and biological indicator in a rice wheat rotation system. **Plant, Soil and Environment**, v. 57, p. 351–356. 2011.

LO MONACO, P. A. V.; PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; FERRES, G. C.; RIBEIRO, I. C. A. Avaliação da relação C/N e da qualidade do composto produzido em leiras de compostagem de carcaça e diferentes camas de criatório de frangos. **Engenharia na Agricultura**, v. 21, n, 6, p. 563-573. 2013.

LOU, Z., ZHAO, Y., CHAI, X., YUANT, T., SONG, Y., NIU, D. Landfill refuse stabilization process characterized by nutrient change. **Environmental Engineering Science**, v. 26, n.11, p. 1655-1660. 2009.

MALAMIS, D.; BOURKA, A.; STAMATOPOULOU, E.; MOUSTAKAS, K.; SKIADI, O.; LOIZIDOU, M. Study and assesment of segregated biowaste composting: the case study of Attica municipalities. **Journal of Environmental Management**, p.1-6. 2016.

MARTÍNEZ-BLANCO, J., COLÓN, J., GABARRELL, X., FONT, X., SÁNCHEZ, A., ARTOLA, A., RIERADEVALL, J. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v. 30, p. 983–994. 2010.

MARTÍNEZ-BLANCO, J., MUÑOZ, P., ANTÓN, A., RIERADEVALL, J. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 985–997. 2011.

MANIOS, T. The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete. **Environment International**, v. 29, p.1079–1108. 2004.

MARTIN JH, LEFCORT MD. An analysis of the feasability of using broiler litter as a fuel. In: **Seventeenth Annual International Pittsburgh Conference**. Pittsburgh: Pennslyvania. 2000.

MASSUKADO, L. M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares. 204 p. Tese (Doutorado em Ciências da engenharia ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, **Universidade de São Paulo**, São Carlos. 2008.

MENDES, P. M.; BECKER, R.; CORRÊA, L. B.; BIANCHI, I.; DAI PRÁ, M. A.; LUCIA Jr, T.; CORRÊA, E. K. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. **Journal of Environmental Production**, v. 167, p. 156-159. 2016.  
MENG, L.; WEIGUANG, L.; ZHANG, S.; WU, C.; LU, L.; Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. **Bioresource Technology**. 2016.

MIERZWA-HERSZTEK, M.; GONDEK, K.; BARAN, A. Effect of poultry litter biochar on soil enzymatic activity, ecotoxicity and plant growth. **Applied Soil Ecology**, v. 105, p. 144-150. 2016.

MOORE, P.A.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R. et al. Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. **Journal of Environmental Quality**., v.24, p.293-300, 1995.

MOURA, J. A.; GONZAGA, M. I. S.; ANJOS, J. L.; RODRIGUES, A. C. P.; LEÃO, T. D. S.; SANTOS, L. C. O. Respiração basal e relação de estratificação em solo cultivado com citros e tratado com resíduos orgânicos no estado de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias**. v. 36, n. 2, p. 731-746. 2015.

NADIA, O. F.; XIANG, L. Y.; LIE, L. Y.; ANUAR, D. C.; AFANDI, M. P. M.; BAHARUDDIN, S. A. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 28, p. 81-94. 2015.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Org.) Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2. Madison, **Soil Science Society of America**, p.539-579, 1982.

PACHECO, J. R. Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína). São Paulo: **CETESB**, 2006. 85p.

PEREIRA NETO, J.T. Manual de compostagem processo de baixo custo. Belo Horizonte: **UNICEF**. 56p. 1996.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 102, p.2868-2873. 2011.

REIS, R.A.; BERNARDES, T.F.; AMARAL, R. Teores de compostos nitrogenados do capim Marandu (*Brachiariabrizantha*, cv. Marandu) ensilado com polpa cítrica peletizada. In: **REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA**, 40., 2004, Campo Grande. Anais... Campo Grande: Sociedade Brasileira de Zootecnia. 2004.

RICH, N.; BHARTI, A. Assessment of different types of in-vessel composters and its effect on stabilization of MSW compost. **International Research Journal of Engineering and Technology**, v. 2, ed. 3, 2015.

RIGBY, H.; CLARKE, O.B.; PRITCHARD, D.; MEEHAN, B.; BESHAN, F.; SMITH, S.R.; PORTER, N. A. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science of the Total Environment**., n. 541, p. 1310-1338, 2016.

RIISPOA. Regulamento da Inspeção Industrial e Sanitária Produtos de Origem Animal. Disponível em:  
<[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Aniamal/MercadoInterno/Requisitos/RegulamentoInspecaoIndustrial.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Aniamal/MercadoInterno/Requisitos/RegulamentoInspecaoIndustrial.pdf)>

ROLL, A.P.; ROLL, V. F. B. Aspectos relacionados com a utilização da cama. In: DAI PRÁ, M. A.; ROLL, V. F. B. (Org.). **Cama de aviário: utilização, reutilização e destino**. I. ed. Porto Alegre: Editora Manas/ Evangraf. 2012.

SILVA, Aluizio Caldas. **Estudo da durabilidade de compósitos reforçados com fibras de celulose**. 2002. 128p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia da Construção Civil, 2002. Disponível em <[www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-05112002-172710/publico/Aluizio.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-05112002-172710/publico/Aluizio.pdf)>

SHAMMAS, N. K.; WANG, L. K. Biosolids composting. In WANG, L. K. (Org.) *Handbook of Environmental Engineering*, 2008. P.669-714.

STANLEY, A.; TURNER, G. Composting. **Teaching Science**. v. 56, n. 2, p. 34-38, 2010.

STORINO, F.; ARIZMENDIARRIETA, J.S.; IRIGOYEN, I.; MURO, J.; APARICIO-TEJO, P.M. Meat waste as feedstock for home composting: effects on the process and quality of compost. **Waste management**, v. 56, p.53-62. 2016.  
TANG, J. C.; MAIE, N.; TADA, Y.; KATAYAMA, A. Characterization of the maturing process of cattle manure compost. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 2, p. 380-389. 2006.

TEIXEIRA, M.G. Aplicação de conceitos da ecologia industrial para a produção de materiais ecológicos: o exemplo do resíduo de madeira. 2005. 159f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Elimination of Phytotoxicity during cocomposting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, v. 65, p. 43-49, 1998.

TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the processo of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, p. 506–512, 2010.

TOGNETTI, F.L., MAZZARINO, M.J., HERNÁNDEZ, M.T. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. **Compost Science and Utilization**, n.13,p. 6–13. 2005.

UYARRA, E., GEE, S., Transforming urban waste into sustainable material and energy usage: the case of Greater Manchester (UK). **Journal of Cleaner Production**, n. 50, p. 101-110. 2013.

VALENTE, B.S.; XAVIER, E.G. Compostagem como ferramenta de gestão ambiental de carcaças de codornas. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM Santa Maria**, v. 19, n.2, p.649-657. 2015.

YUAN, J.; CHADWICK, D.; ZHANG, D.; LI, G.; CHEN, S.; LUO, W.; DU, L.; HE, S.; PENG, S. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, n.56, p.403-410. 2016.

YOUNG, B. J.; RIZZO, P. F.; RIERA, N. I.; TORRE, V. D.; LÓPEZ, V. A.; MOLINA, C. D.; FERNÁNDEZ, F. E.; CRESPO, D. C.; BARRENA, R.; KOMILIS, D. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. **Waste Management**, v. 54, p. 101-109. 2016.

ZHAO, L.; HADLOCON, L. J. S.; MANUZON, R. B.; DARR, M. J.; KEENER, H. M.; HEBER, A. J.; NI, J. Ammonia concentrations and emission rates at a commercial poultry manure composting facility. **Biosystems Engineering**, v.150, p. 69-78. 2016.  
ZHOU, Y., SELVAM, A., WONG, J.W.C. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, n.168, p. 229–234. 2014.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; DE BERTOLDI, M. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, n. 22, p.54-57. 1981.

WILLIAMS, C.M. Poultry waste management in developing countries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Poultry Development Review, **Agriculture and Consumer Protection Department, Animal Production and Health Division**. 2011.