



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem dos resíduos de
incubatório**

JULIANA DIAS DE OLIVEIRA

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

Área de concentração: Produção Animal

Dourados - MS

Março de 2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem dos resíduos de
incubatório**

JULIANA DIAS DE OLIVEIRA

Orientadora: Dr^a Ana Carolina Amorim Orrico

Dourados - MS

Março de 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

O48e	<p>Oliveira, Juliana Dias de.</p> <p>Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem dos resíduos de incubatório. / Juliana Dias de Oliveira. – Dourados, MS: UFGD, 2022.</p> <p>Orientadora: Ana Carolina Amorim Orrico.</p> <p>Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p>1. Composto. 2. Estacionalidade. 3. Leires estáticas. 4. Redução de massa. 5. Volatização de n. I. Título.</p>
------	---

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.

©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

**EFEITOS DA AERAÇÃO E DA ESTAÇÃO DO ANO NA COMPOSTAGEM DOS
RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO**

por

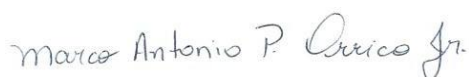
JULIANA DIAS DE OLIVEIRA

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

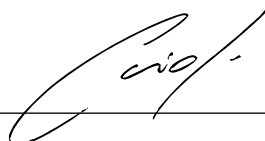
Aprovado em: 04/03/2022



Dra. Ana Carolina Amorim Orrico
Orientadora-UFGD



Dr. Marco Antonio Previdelli Orrico Junior
UFGD



Dr. Caio de Teves Inácio
Embrapa solos

BIOGRAFIA DO AUTORA

Juliana Dias de Oliveira, filha de Celeste Dias e Iolanda de Oliveira Pimentel Dias, nasceu em Caagazu, Paraguai no ano de 1997. Concluiu o ensino médio em 2014 na Escola Estadual Nova Itamarati, localizada no Assentamento Itamarati. No ano de 2015 ingressou no curso de Zootecnia na Universidade Federal da Grande Dourados. Em março de 2020 ingressou no Programa de Pós - Graduação em Zootecnia na mesma Universidade na área de concentração em Produção Animal. Recebeu bolsa CAPES durante todo o Curso de Mestrado.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus e Nossa Senhora Aparecida, pois me sustentaram até aqui com todo o amor. Aos meus pais por todo o apoio. Às minhas irmãs por toda a ajuda sempre. À minha querida orientadora que sempre acreditou em meus sonhos e me apoiou durante toda a minha trajetória na universidade. E a todos os amigos e colegas que de alguma forma contribuíram durante a minha caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida, pelo amor e proteção de sempre.

A Nossa Senhora Aparecida por estar sempre comigo em todos os momentos.

Agradeço aos meus pais Iolanda de Oliveira Pimentel e Celeste Dias pelo apoio.

As minhas irmãs Aline, Alice e em especial a Raquelina por estar sempre ao meu lado, auxiliando um tudo que preciso.

Agradeço muito a minha orientadora Dr^a Ana Carolina Amorim Orrico por estar ao meu lado sempre em qualquer situação, pela confiança e por não me deixar desistir, a senhora é excelente em tudo que faz, devo tudo que estou realizando a senhora, obrigada de coração.

Aos meus amigos Jaqueline Braz, Wellington dos Santos, Karen Mello e Aline Silva.

Agradeço aos amigos Isabelly Alencar, Janaina Freire, Lorryne Pedroso, Liliane Dauzacker, Brenda Kelly, Bruna Rocha, Amanda Maria por toda a ajuda durante o período de mestrado, vocês foram essenciais, me diverti muito neste tempo com vocês.

Aos meus amigos Mirelly Tainá e Marcio Avila pela parceria de sempre, vocês são fundamentais na minha vida, obrigada por estarem sempre ao meu lado.

Agradeço ao querido Aylpy Renan que tive o prazer de conhecer durante este ano e que em pouco tempo já se tornou uma pessoa muito especial, obrigada pelo apoio e companheirismo.

Agradeço a Ranielle Nogueira que foi a peça chave para o desenvolvimento deste trabalho, obrigada por me permitir colaborar com esta pesquisa.

Meus sinceros,

Muito Obrigada!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
CAPÍTULO 1	3
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
CAPÍTULO 2	12
Resumo.....	13
Abstract	14
Introdução.....	15
Material e Métodos.....	16
Resultados e Discussão	21
Conclusão	34
Referências	36
Considerações Finais.....	39

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Composição química dos resíduos e tratamentos experimentais utilizados na compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, conduzidas no inverno e verão 17
- Tabela 2 - Reduções de sólidos voláteis (SV), carbono, fibra em detergente neutro (FDN), lignina e nitrogênio e durante a compostagem dos resíduos de incubatório, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 50, 70 e 90 dias de compostagem..... 24
- Tabela 3 - Composição em macro e micronutrientes dos fertilizantes gerados a partir da compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, aeradas ou não, e conduzidas nas estações de verão e inverno 31

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática do experimento.	19
Figura 2 - Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de incubatório em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no verão (A) e inverno (B).....	22
Figura 3- Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.	27
Figura 4- Reduções de carbono (C) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.	28
Figura 5- Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.	29
Figura 6- Reduções de lignina durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.	30
Figura 7- Reduções de nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.	31

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O incubatório é o local onde os ovos férteis permanecem incubados até que ocorra o desenvolvimento completo dos pintainhos de um dia, que serão destinados a produção dos frangos de corte e as aves de postura. Uma parcela dos ovos incubados não completará o ciclo de desenvolvimento e em alguma etapa do processo de incubação se tornará resíduo, originado assim o resíduo de incubatório.

A idade das aves influencia na geração desses resíduos, pois as características dos ovos gerados se modificam com o avançar da idade, sendo que os ovos provenientes de aves jovens são menores e apresentam baixa taxa de fertilidade comparados aos ovos de aves em idade mediana (Vlcková et al., 2018). Com o aumento da idade das aves os ovos se tornam maiores, tendo a casca menos resistente e mais porosa, facilitando a perda de umidade para o meio ambiente, e reduzindo a taxa de eclodibilidade, fatores que colaboram para aumento da proporção de descartes em relação ao número de ovos incubados.

Além da idade das aves, existem outras características que condenam os ovos ao descarte, como: tamanho que não corresponda ao exigido, ovos com duas gemas ou sujos, com presença de trincas ou fissuras, com conteúdo exposto e os inférteis, sendo essas características avaliadas durante a recepção e as etapas de transferência dos ovos dentro do incubatório. Os pintainhos natimortos ou com deformidades também são descartados, sendo este descarte realizado já no nascedouro. Todos esses descartes originarão os resíduos de incubatório, sendo a maior parte proveniente do nascedouro (83,56%), seguida das transferências (14,66%) manual ou mecânica e por último, da recepção dos ovos (2,65%) (Orrico et al., 2020).

De acordo com Orrico et al. (2020) o coeficiente de resíduo para os descartes de incubatório é de 0,16, ou seja, para cada um quilograma de pintainho produzido são gerados 0,16 quilograma de resíduo. Caso se considere um incubatório de pequeno porte, com capacidade para receber 92.000 ovos incubáveis ao dia, seria estimada a geração de aproximadamente 590 kg de resíduos/dia, considerando-se o peso de nascimento dos pintainhos igual a 45g (Castro et al., 2020).

O principal problema de toda esta geração de resíduo está no descarte, pois este material apresenta elevado potencial de contaminação, o que limita a sua manipulação, já que podem ser transmissores de doenças (Das et al., 2002). Assim realizar a compostagem desse material em leiras estáticas pode ser uma alternativa viável, visto que este método pode ser realizado em

grande escala, reduzindo o despejo deste material em aterros sanitário e sua manipulação também, além de agregar valor ao resíduo (Gu et al., 2017).

O principal desafio de se utilizar as leiras estáticas é a baixa taxa de aeração que pode ocorrer no interior da pilha, visto que o resíduo de incubatório se torna uma massa densa e compacta, comprometendo a passagem de ar no meio. Com isso a utilização da aeração forçada pode melhorar a distribuição de ar dentro das leiras, fazendo com que o processo ocorra de forma eficiente, já que a compostagem é um processo aeróbico, necessitando assim da presença de oxigênio para que os microrganismos se desenvolvam e degradem o material orgânico disponível até que ocorra a estabilidade (Silva & Yatawara, 2017). Porém, para que a aeração forçada seja eficiente alguns parâmetros como o tamanho da leira, o fluxo e a condução de ar precisam ser considerados, pois o adequado desenvolvimento da compostagem dependerá do correto funcionamento desses componentes.

Apesar de a aeração se apresentar como um método benéfico para melhorar a eficiência do processo de compostagem, dependendo do tipo do sistema ao qual as células de compostagem serão dispostas a aeração pode ser dispensada, o que seria algo benéfico para o processo em termos de redução de custo, sistemas de condução de compostagem que são abertos podem promover a aeração natural, seja pelas pilhas dispostas ao ar livre ou até mesmo células de compostagem construídas de madeira e com paredes vazadas, pois isto facilita a entrada de ar no interior do material.

Assim a utilização de leiras estáticas de compostagem com paredes vazadas pode representar uma alternativa de melhoria na aeração do material, pois a estrutura desse tipo de leira permite que o ar alcance o interior da leira de forma natural, sendo uma possibilidade para reduzir custos com o uso de aeração forçada sem prejudicar o bom funcionamento do processo.

Desta forma, esta dissertação é composta por dois capítulos, onde o primeiro é formado pela revisão de literatura, obedecendo às normas para elaboração de dissertação do Programa de Pós- Graduação em Zootecnia da Universidade Federal da Grande Dourados e o segundo capítulo é formado pelo artigo científico escrito conforme às normas da revista *Renewable Agriculture and Food Systems*.

CAPÍTULO 1

REVISÃO DE LITERATURA

A avicultura é responsável por uma significativa parcela da receita do setor agrícola, já que é uma das atividades de produção animal mais consolidadas no mundo. Somente no ano de 2020 a produção de frango de corte no Brasil chegou a 13,845 milhões de toneladas e a produção de ovos em 53.533.542.389 unidades (ABPA, 2021). Sabe-se que para chegar a toda essa produção é necessário que os ovos férteis sejam incubados para assim originar os frangos de corte e as aves de postura (Omomule et al., 2020).

Dentro do incubatório existem diferentes etapas de avaliação e classificação dos ovos e onde os descartes podem ser originados. A primeira delas corresponde a recepção, onde ovos acima de 75 ou abaixo de 46g são descartados, assim como os que contêm duas gemas, os que estão trincados, com manchas ou sujos. Após essa classificação, os ovos considerados viáveis são encaminhados para a sala de incubação, permanecendo nas incubadoras por 18 dias.

A segunda classificação ocorre durante a transferência dos ovos para a sala de incubação, sendo esta transferência realizada de duas formas, a primeira sendo a manual onde ovos com trincas e rachaduras visíveis, ou qualquer outro comprometimento de qualidade, são retirados por um operador e descartados. Já a segunda é a mecânica, realizada com o auxílio da ovoscopia para visualizar o conteúdo interno dos ovos e assim verificar possíveis problemas de desenvolvimento do embrião (Orrico et al., 2020). Após essas duas etapas da transferência os ovos considerados viáveis seguem para o nascedouro, aguardando o momento de eclosão.

No nascedouro, completado os 21 dias de incubação, ocorre uma nova seleção, descartando-se pintainhos natimortos ou com alguma deformidade, sendo nesta etapa gerado em torno de 79% do total de resíduo produzido no incubatório (Orrico et al., 2020). Todos esses descartes compostos com resíduos desde a recepção dos ovos até o nascedouro são misturados e encaminhados para um único ponto de coleta, se tornando assim uma massa características semi-sólidas (Araújo e Albino et al., 2011) e concentrações significativas de nitrogênio, lipídios e cálcio na sua composição.

Antes dos descartes desses resíduos, a indústria promove a sua moagem, a finalidade de reduzir o tamanho de partícula e assim facilitar o acondicionamento em containers e minimizar o volume de material transportado. Esse processamento promove maior exposição do conteúdo dos resíduos, além de aumentar sua densidade e conseqüente capacidade de compactação. Esses resíduos também podem apresentar um alto número de patógenos, que além de serem

prejudiciais ao meio ambiente, tem um alto risco de manipulação por conta da alta carga contaminante, podendo transmitir graves doenças (Das et al., 2002).

Pensando em promover um tratamento eficiente e principalmente que agregue valor a esses resíduos o processo de compostagem se apresenta como uma excelente alternativa, pois é uma técnica simples e de baixo custo. A compostagem é considerada uma das tecnologias mais promissoras no tratamento de resíduos, promovendo o tratamento do material pela decomposição da matéria orgânica via aeróbia, resultando na obtenção de um material estável, utilizado como fertilizante orgânico e fonte de nutrientes ao solo (Xu et al., 2021, Toledo et al., 2018).

Durante a compostagem ocorre a elevação da temperatura da massa, indicando a decomposição do resíduo (Bryndum et al., 2017). Esse processo é dividido em duas fases, sendo primeira a mesofílica, correspondente ao início da decomposição dos resíduos orgânicos pela ação de bactérias e microrganismos, com a liberação de calor, atingindo a temperatura de até 40° C. Ultrapassada essa faixa de temperatura a atividade mesofílica é suprimida pelo início da fase termofílica, ocorrendo eliminação dos microrganismos mesófilos, e iniciando o desenvolvimento de actinomicetos, bactérias e fungos.

A fase termofílica é responsável pela decomposição de moléculas mais complexas presentes no material, sendo esta fase caracterizada por temperaturas entre 40 e 65°C, onde a rápida degradação dos constituintes orgânicos resulta no aquecimento da massa. Essa fase é considerada de extrema importância para o processo de compostagem, pois é neste período que ocorrerá a sanitização do material, sendo que se mantidas temperaturas acima de 50°C por três dias consecutivos ocorrerá a eliminação ou ampla redução de patógenos (Bryndum et al., 2017). Após este período entra a fase de maturação da compostagem, onde a celulose e lignina são transformadas em substâncias húmicas, ocorrendo diminuição da atividade microbiana com a temperatura diminuindo gradativamente e se aproximando da temperatura ambiente até que ocorra a estabilização, gerando assim o composto final (Costa et al., 2017).

Em estudo realizado por Orrico et al (2020) avaliando a compostagem dos dejetos de ovinos com inclusões de resíduo de incubatório verificou-se que a temperatura permaneceu acima de 40° C por mais de 15 dias consecutivos e que quando adicionado maiores quantidades de resíduo de incubatório as temperaturas foram superiores em relação a não inclusão ou inclusões do resíduo em menores proporções. Também foi observado que a maior inclusão de

resíduo de incubatório (50%) foi responsável pela maior redução de sólidos totais, sólidos voláteis e carbono que foram de 49,3, 55,4 e 56,5 % respectivamente.

A compostagem pode ser eficiente no tratamento dos descartes de incubatório, porém a alta carga contaminante desses descartes traz a necessidade de buscar por alternativas nesse processo que reduza o contato direto com o resíduo, sendo a utilização das leiras estáticas uma possibilidade para proporcionar menor risco de contaminação (Tong et al., 2019).

Apesar de as leiras estáticas reduzirem os riscos de manipulação com o resíduo, existe uma implicação em relação a este sistema que é a ausência de oxigênio presente no meio, pois este método de tratamento causará uma compactação do material, o que se torna ainda maior por conta das características do resíduo de incubatório. A deficiência de oxigênio na compostagem pode condenar totalmente o funcionamento do processo, provocando o desenvolvimento de microrganismos indesejáveis (Han et al., 2018), aumentando a duração do processo (Jiang et al., 2011), além de gerar um produto final de baixa qualidade (Waqas et al., 2018), já que este método de reciclagem ocorre na presença de oxigênio (Soto-Paz et al., 2019).

A aeração nas leiras estáticas de compostagem visa melhorar a eficiência do processo, sendo mais comumente utilizados o revolvimento e a aeração forçada das leiras (Cayuela et al., 2006). A aeração por revolvimento pode ser realizada de forma manual ou mecânica, sendo que este método requer maior frequência principalmente no início do processo, para que possa promover adequada disponibilidade de oxigenação. Já a aeração forçada se caracteriza pela injeção de ar atmosférico no interior das pilhas estáticas, sendo possível controlar o período que o resíduo será aerado e a taxa de fluxo de ar desejada (Sidelko et al., 2019).

A utilização da aeração permite um maior constância no aporte de oxigênio para o resíduo enleirado, favorecendo a ação dos microrganismos, que resultará no aumento de temperatura e consequente degradação, resultando em uma estabilização mais rápida e eficiente (Zhang & Sun, 2018, Asakura et al., 2013). Porém, para que a aeração seja eficiente durante a compostagem é necessário que a mesma seja conduzida com ajuste do fluxo de ar, o qual influencia o tempo de mineralização da matéria orgânica (Sidelko et al., 2019); e da frequência e forma de distribuição do ar, que devem ser realizadas de acordo com o tipo de resíduo trabalhado (Kazemi et al., 2017). A aeração insuficiente irá reduzir o desenvolvimento e atividade microbiana, e a aeração excessiva pode influenciar nas perdas de calor e umidade do material, além de acentuar as emissões gasosas como amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O) (Jiang et al., 2015). Jiang et al (2015) testaram diferentes fluxos de aeração (de 0 a 54 L/kg de

ST) durante a compostagem de dejetos suínos com o objetivo de avaliar as emissões de gases do efeito estufa e observaram que os fluxos de aeração mais intensos resultaram em maiores perdas de NH_3 e N_2O , porém reduziram as emissões de CH_4 . Já Guo et al (2012) testaram fluxos de aeração de 0,24, 0,48 e 0,72 L/Kg de MS e concluíram que o de 0,24 L não forneceu oxigênio suficiente para a boa atuação de microrganismos, enquanto o de 0,72 L elevou as perdas de N, sendo o fluxo de 0,48 L recomendado para fornecer aeração adequada, sem comprometer a umidade e atividade microbiana no material em compostagem.

O uso de agente volumoso pode contribuir para melhorar a aeração em leiras estáticas, proporcionando maior espaçamento entre as partículas dos resíduos, favorecendo a entrada de ar no interior das leiras. Para os resíduos de incubatório a associação com o agente volumoso na formação das pilhas seria uma alternativa de se promover menor o adensamento do material enleirado, além de colaborar no balanço da relação C:N, que é baixa no resíduo de incubatório, sobretudo devido à presença das cascas de ovos (Manga et al., 2021).

A aeração pode ser benéfica ou não, sendo influenciada pelas condições climáticas, pois durante o inverno pode ocorrer a perda excessiva de calor do meio causado pela injeção de ar frio no interior da leira, prejudicando a decomposição da matéria orgânica e consequentemente aumentando as emissões gasosas por conta do crescimento de bactérias indesejáveis (Zheng et al., 2020). Outro agravante durante o inverno é a baixa umidade presente no ar, que ao ser injetado no meio, pode auxiliar no ressecamento excessivo do ambiente em compostagem e restringir a atuação dos microrganismos. Tiquia (2010) afirmou que a umidade pode ser perdida rapidamente em leiras que recebem aeração forçada, principalmente nos períodos de menores precipitações, retardando assim o desenvolvimento do processo de compostagem.

Já na estação de verão por conta das temperaturas mais elevadas, a umidade do material tende a ser maior, se comparada ao inverno (Zheng et al., 2020), o que pode influenciar no aquecimento da massa como defende Larney et al., (2000) que acredita ser neste período a ocorrência de melhor desenvolvimento do processo, sendo essas condições válidas para as regiões onde os verões são quentes e chuvosos.

Apesar da aeração forçada ser uma possibilidade para melhorar a eficiência do processo de compostagem, sua presença poderia ser dispensada em função do tipo e disposição da composteira utilizada, com a vantagem adicional de redução de custos. A condução de pilhas em células com paredes intermitentes, ao invés de contínuas, e a associação dos resíduos com

agentes volumosos, como já mencionado, seriam formas de propor a condução da compostagem em pilhas estáticas sem o uso de aeração forçada, sem comprometer o desempenho do processo.

Com base em todos os fatores que foram mencionados e em como essas variáveis podem interagir, nessa pesquisa avaliou-se a compostagem dos resíduos de incubatório em leiras estáticas com paredes vazadas, conduzidas nas estações de verão e inverno, recebendo ou não aeração forçada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA- Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório anual de atividades. São Paulo; 2021.

https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA_Relatorio_Anual_2021_web.pdf.

ASAKURA, H.; NAKAGAWA, K.; ENDO, K.; YAMADA, M.; ONO, Y.; ONO, Y. Influence of oxygen flow rate and compost addition on reduction of organic matter in aerated waste layer containing mainly incineration residue. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, p. 53- 58, 2013.

BRYNDUM, S.; MUSCHLER, R.; NIGUSSIE, A.; MAGID, J.; DE NEERGAARD, A. Reduced turning frequency and delayed poultry manure addition reduces N loss from sugarcane compost. **Waste Management**, v. 65, p. 169–177, 2017.

CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ- MONEDERO, M. A.; ROIG, A. Evaluation of two different aeration systems for composting two- phase olive mill wastes. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 616- 623, 2006.

CASTRO, R. M. A. D.; CARVALHO, F. B.; STRINGHINI, J. H. The broiler breeder and the weight of the fertile egg on the initial development of chicks feeded with pre-start micropelleted and crushed ration. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, p. 1600-1615, 2020.

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 strategt to broiler agro-industrial wastes: selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **J. Clean. Prod**, v. 142, p. 2084-2092, 2017.

DAS, K. C.; MINKARA, M. Y.; MELEAR, N. D.; TOLLNER, E. W. Effect of Poultry Litter Amendment on Hatchery Waste Composting. **Poultry Science**, v. 11, p. 282- 290, 2002.

GU, W.; LU, Y.; TANA, Z.; XU, P.; XIE, K.; LI, X.; SUN, L. Fungi diversity from different depths and times in chicken manure waste static aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 447- 453, 2017.

HAN, Z.; SUN, D.; WANG, H.; LI, R.; BAO, Z.; QI, F. Effects of ambient temperature and aeration frequency on emissions of ammonia and greenhouse gases from a sewage sludge aerobic composting plant. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 457- 466, 2018.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G.; GUO, R.; ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, p. 1754- 1760, 2011.

JIANG, T.; LI, G.; TANG, Q.; MA, X.; WANG, G.; SCHUCHARDT, F. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale. **Journal of Environmental Sciences**, v. 31, p. 124- 132, 2015.

KAZEMI, K.; ZHANG, B.; LYE, L.M.; ZHU, Z. Evaluation of state and evolution of marine fish waste composting by enzyme activities. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v.44, p.348-357, 2017.

LARNEY, F.J.; OLSON, A.F.; CARCAMO, A.A.; CHANG, C. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 139– 148, 2000.

LILBURN, M. S.; BARBOUR, G. W.; NEMASETONI, R.; COY, C.; WERLING, M.; YERSIN, A. G. Protein quality and calcium availability from extruded and autoclaved turkey hatchery residue. **Poultry Science**, p. 76- 96, 1997.

MANGA, M.; CAMARGO- VALERO, M.A.; ANTHONJ, C.; EVANS, B.E. Fate of faecal pathogen indicators during faecal sludge composting with different bulking agents in tropical climate. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 232, p. 113670, 2021.

OMOMULE, T. G.; AJAYI, O. O.; OROGUN, A. O. Fuzzy prediction and pattern analysis of poultry egg production. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 171, p. 105301, 2020.

ORRICO, A. C. A.; SCHWINGEL, A. W.; COSTA, M. S. S. DE. M.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; BORQUIS, R. R. A.; ALVES, G. P.; OLIVEIRA, J. D.; LEITE, B. K. V.; GARCIA, R. G.; VILELA, R. N. S. Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler Chicken productive chain. **Waste management**, v. 105, p. 520- 530, 2020.

SIDELKO, R.; JANOWSKA, B.; SZYMÁNSKI.; MOSTOWIK, N.; GLOWACKA, A. Advanced methods to calculation of pressure drop during aeration in composting process. **Science of the Total Environmental**, v. 674, p. 19- 25, 2019.

SILVA, S.; YATAWARA, M. Assessment of aeration procedures on windrow composting process efficiency: A case on municipal solid waste in Sri Lanka. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 8, p .169-174, 2017.

SOTO- PAZ, J.; OVIEDO- OCAÑÁ, E. R.; MANYOMA- VELÁSQUEZ, P. C.; TORRES- LOZADA, P.; GEA, T. Evaluation of mixing ratio and frequency of turning in the co-composting of biowaste with sugarcane filter cake and star grass. **Waste Management**, v. 96, p. 86- 95, 2019.

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

TOLEDO, M.; SILES, J.A.; GUTIÉRREZ, M.C.; MARTÍN, M.A. Monitoring of the composting process of different agroindustrial waste: Influence of the operational variables on the odorous impact. **Waste Management**. V. 76, p. 266-274, 2018.

TONG, B.; WANG, X.; WANG, S.; MA, L.; MA, W. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. **Bioresource. Technology**, v. 293, p. 122046, 2019.

VLČKOVÁ, J.; TUMOVÁ, E.; MÍKOVÁ, K.; ENGLMAIEROVÁ, M.; OKROUHLÁ, M.; CHODOVÁ, D. Changes in the quality of eggs during storage depending on the housing system and the age of hens. **Poultry Science**, v. 98, p. 6187- 6193, 2019.

XU, Z.; QI, C.; ZHANG, L.; MA, Y.; LI, J.; LI, G.; LUO, W. Bacterial dynamics and functions for gaseous emissions and humification in response to aeration intensities during kitchen waste composting. **Bioresource Technology**, v. 337, p. 125369, 2021.

ZHANG, L.; SUN, X.Y. Effects of bean dregs and crab shell powder additives on the composting of green waste. **Bioresource Technology**, p. 283- 293, 2018.

ZHENG, J.; LIU, J.; HAN, S.; WANG, Y.; WEI, Y. N₂O emission factors of full- scale animal manure windrow composting in cold and warm seasons. **Bioresource Technology**, v. 316, p. 123905, 2020.

CAPÍTULO 2

Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem dos resíduos de incubatório

Resumo: A aeração forçada pode ser uma alternativa para melhorar o desempenho da compostagem em células estáticas, melhorando a degradação dos constituintes orgânicos, além da qualidade do composto. O objetivo do trabalho foi avaliar a influência da aeração forçada e da estação do ano na compostagem dos resíduos de incubatório em células estáticas com paredes vazadas. Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2 x 2, representado pela aeração (com e sem) e duas estações do ano (inverno e verão), com parcela subdividida no tempo, que foi representado pelos tempos de revolvimentos (50, 70 e 90) e 3 repetições (células). Houve a ocorrência de três fases termofílicas bem definidas durante a compostagem, sendo a primeira imediatamente após a formação das células e as demais após os revolvimentos aos 50 e 70 dias. A presença da aeração resultou em maiores degradações ($p < 0,01$) sólidos voláteis (SV), carbono (C) e lignina, para as células de compostagem conduzidas no verão até os 50 dias de compostagem, no entanto, aos 70 e 90 dias os resultados foram semelhantes entre células aeradas e não aeradas. No inverno, a presença de aeração afetou negativamente as reduções de C no período inicial de compostagem, no entanto, atuou de forma benéfica aos 70 e 90 dias do processo. As maiores ($p < 0,01$) reduções de N ocorreram durante o inverno e na ausência da aeração (55,25%), enquanto as menores reduções ocorreram no verão, independente da presença da aeração (48,40 e 48,96 %, sem e com aeração, respectivamente). As concentrações de ácidos húmicos foram influenciadas ($p < 0,05$) apenas pela estação do ano, sendo maior nos compostos gerados durante o verão. As concentrações de Mg, Fe, Na e B foram influenciadas pela estação do ano em que as células foram conduzidas, mas não pela presença de aeração, sendo maiores ($p < 0,01$) no verão, em relação ao inverno. No inverno a aeração é recomendada após os 50 dias, já no verão a aeração foi benéfica sobre a conservação de N e formação de ácidos húmicos.

Palavras - chave: Composto, estacionalidade, leiras estáticas, redução de massa, volatilização de N.

Influence of aeration and season on hatchery waste composting

Abstract: Forced aeration can be an alternative to improve the performance of composting in static windrows, improving the organic constituents degradation and the quality of the compost. The objective of this work was to evaluate the influence of forced aeration and the season on the composting of hatchery waste in static windrows with perforated walls. A completely randomized factorial 2 x 2 represented by aeration (with and without) and two seasons of the year (winter and summer), with split-plot in time, which was represented by the times of turnings (50, 70 and 90 days) and 3 repetitions (piles). There were three well-defined thermophilic phases during composting, the first being immediately after the formation of the windrows and the others after turnings at 50 and 70 days. The presence of aeration resulted in higher degradation ($p < 0.01$) of volatile solids (VS), carbon (C) and, lignin, for the windrows conducted in the summer up to 50 days of composting, however, at 70 and 90 days the results were similar between aerated and non-aerated windrows. In winter, the presence of aeration negatively affected the C reductions in the initial period of composting, however, it acted in a beneficial way at 70 and 90 days of the process. The highest ($p < 0.01$) N reductions occurred during the winter in the no aeration piles (55.25%), while the smallest reductions occurred in the summer, regardless of the presence of aeration (48.40 and 48.96 %, without and with aeration, respectively). Humic acid concentrations were influenced ($p < 0.05$) only by the season, being higher in the composts generated during the summer. The concentrations of Mg, Fe, Na and B were influenced by the season in which the windrows were conducted, but not by the presence of aeration, being higher ($p < 0.01$) in summer than in winter. In winter, aeration is recommended after 50 days, in summer, aeration was beneficial on the N conservation and formation of humic acids.

Keywords: Compost, seasonality, static windrows, mass reduction, N volatilization

Introdução

A incubação é uma das etapas mais importantes da avicultura, pois é nessa fase que serão produzidos os pintainhos destinados a avicultura de corte e postura (Omomule et al., 2020). Durante a incubação a quantidade de resíduo gerada será de 0,16 kg. kg⁻¹ de pintainho produzido (Orrico et al., 2020).

Esses descartes são compostos por ovos não incubados, embriões, pintainhos mortos e cascas (Chiu and Wei, 2011), tendo em sua composição altas concentrações de nitrogênio, lipídios e cálcio, além de elevado número de patógenos, representando assim um material contaminante e com riscos de manipulação. Nos incubatórios esses resíduos são submetidos ao processo de moagem com o intuito de melhorar o acondicionamento em recipientes coletores e agilizar o transporte, tornando-se assim um material com facilidade de compactação e conseqüentemente, mais denso.

Devido as características poluentes e patogênicas desse material, a compostagem representa uma importante ferramenta de tratamento e reciclagem dos nutrientes da sua composição, sendo a condução em leiras estáticas uma das formas preferenciais para promover segurança durante todo o processo. Devido ao menor contato, serão reduzidos os riscos de transmissão de doenças pelo resíduo, sendo que se forem mantidas as condições ideais para a compostagem, principalmente de aeração e umidade nas pilhas, haverá efetiva sanitização e ciclagem de nutrientes, proporcionando assim agregação de valor aos descartes (Haouas et al., 2021).

A principal implicação de compostar esses resíduos em células estáticas é a dificuldade de manter as condições de aeração em toda a pilha, principalmente pelas características do descarte de incubatório que, devido ao seu processamento, se apresentará como uma massa densa e, muitas vezes, agregada. A disposição adensada dos resíduos pode provocar o desenvolvimento de sítios anaeróbios, desfavorecendo a condição de aeração (Tong et al., 2019), trazendo atrasos ao processo além da proliferação de moscas e mau odor (Blazy et al., 2014).

Muitas pesquisas recomendam a condução de pilhas estáticas em reatores totalmente fechados (Liu et al., 2020), sendo a aeração forçada uma necessidade, desde que corretamente suprida para não ocorrer de forma excessiva ou insuficiente. Além do risco de ser inadequada, a aeração forçada demanda maiores investimentos e resultará em maiores custos para o processo de compostagem (Rasapoor et al., 2016). Dentre os principais fatores que colaboram para que

ocorra uma aeração inadequada, estão: fluxo e forma de distribuição da aeração ao longo do material em compostagem (Wu et al., 2019) e tipo de resíduo e sua capacidade de compactação (Kazemi et al., 2017).

A condução de pilhas estáticas em ambientes semi-abertos seria uma alternativa de estudo, como forma de promover a mesma, ou superior eficiência do processo de compostagem no tratamento e reciclagem dos resíduos, com menor emprego de recursos, pois a aeração forçada poderia ser reduzida, ou mesmo dispensada, dependendo das condições de confecção da pilha e do material enleirado (Trautmann and Krasny, 1997). A construção de células de compostagem com parede vazada (CCPV) é uma proposta que tem como objetivo promover maior eficiência ao processo de degradação dos resíduos orgânicos, permitindo maior aeração em todo o perfil da leira, sem oferecer riscos que podem estar associados a aeração forçada, como remoção excessiva de calor e injeção de ar seco, que podem reduzir a umidade do meio (Vilela et al., 2022).

Para melhorar as condições da circulação da aeração no interior das leiras estáticas a inclusão do agente volumoso pode ser uma boa alternativa, visto que esse material proporciona um maior espaçamento ao meio, diminuindo a compactação e ajustando o adensamento causado pelo resíduo de incubatório. O agente volumoso permitirá que a aeração seja melhor distribuída entre o material enleirado, auxiliando também no balanceamento da relação C:N (Awasthi et al., 2016; Zhou et al., 2018).

Ainda são escassos os resultados que demonstrem o comportamento da compostagem em leiras estáticas abertas, visto que este método pode reduzir o período de tratamento dos resíduos através da entrada de ar atmosférico que irá proporcionar um ambiente mais adequado para a ação microbiana, além de promover menor custo com a condução do processo. Dessa forma este trabalho se baseia nas seguintes hipóteses: 1. Que as células com paredes laterais vazadas são eficientes para promover a compostagem dos resíduos de incubatório, dispensando assim o uso da aeração forçada, 2. Que a estação do ano interfere na recomendação de uso da aeração e no comportamento da degradação.

Sendo assim, este estudo foi conduzido com o objetivo de avaliar a influência da aeração forçada e da estação do ano na compostagem dos resíduos provenientes do incubatório.

Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida no Galpão Experimental e no Laboratório de Manejo dos Resíduos Agropecuário, pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, localizada no município de Dourados-MS, Brasil (latitude 22°11'38''S, longitude 54°55'49''W e 462 m de altitude). Segundo a classificação climática de Köppen o clima da região é Cwa – Clima mesotérmico úmido, com verões quentes e invernos secos.

Para condução do experimento foi adotado o Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema fatorial 2 x 2, representado pela aeração (com e sem) e conduzido em duas estações do ano (inverno e verão), com parcela subdividida no tempo, representada pelos dias de revolvimentos (50, 70 e 90) e com 3 repetições (leiras).

Os resíduos utilizados foram provenientes dos descartes gerados em um incubatório localizado na cidade de Dourados, MS. O resíduo de incubatório utilizado foi coletado *in natura* e era composto por pintainhos mortos, conteúdo de ovos não férteis, cascas e penas, correspondendo aos descartes gerados em todas as etapas de classificação dos ovos. O agente volumoso utilizado foi o feno de gramínea de baixa qualidade, triturado em partículas de aproximadamente 2,0 cm e associado ao resíduo de incubatório na proporção de 1:3 (massa:massa). Na Tabela 1 está apresentada a composição química dos resíduos *in natura* e das composições das leiras experimentais nas estações de inverno e verão.

Tabela 1. Composição química dos resíduos e tratamentos experimentais utilizados na compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, conduzidas no inverno e verão

	Resíduos		Tratamentos Experimentais		
	Agente volumoso	Inverno	Verão	Inverno	Verão
pH	7,02	7,71	7,82	7,42	7,51
ST (%)	90,00	64,25	62,23	69,03	65,07
SV (% de ST)	94,25	46,32	46,51	61,40	60,98
C (% de ST)	52,36	29,59	29,69	33,8	33,5
N (% de ST)	0,47	3,19	3,26	2,22	2,34
C:N	111,40	8,24	9,11	15,60	15,49
EE (% de ST)	0,60	6,43	6,89	5,22	6,05
FDN (% de ST)	64,74	-	-	35,92	39,71
Lignina (% dos ST)	6,58	-	-	3,48	3,54

P (g.kg ⁻¹)	0,82	5,56	5,44	4,78	4,01
K (g.kg ⁻¹)	2,21	3,12	3,07	2,99	2,57
Ca (g.kg ⁻¹)	3,95	389,25	371,45	346,53	315,23
Mg (g.kg ⁻¹)	1,77	5,26	4,88	4,53	3,81
S (g.kg ⁻¹)	0,39	4,88	5,12	4,24	4,65
Na (mg.kg ⁻¹)	0,38	4,16	4,32	3,53	3,06
Mn (mg.kg ⁻¹)	96,51	0,45	0,52	0,91	1,12
Fe (mg.kg ⁻¹)	214,08	17,78	20,13	37,72	37,87
Cu (mg.kg ⁻¹)	1,70	1,89	1,93	1,10	1,16
B (mg.kg ⁻¹)	1,84	2,03	1,56	1,91	1,42

ST: sólidos totais, SV:sólidos voláteis, EE: extrato etéreo, FDN: fibra em detergente neutro

As células de compostagem foram construídas com madeira vazada nos lados, fundo, frente e piso da composteira e tiveram as seguintes dimensões: 0,85 x 0,50 e 1,20 m de altura, largura e profundidade, respectivamente. A capacidade estimada de cada célula foi para 200 kg de material in natura, compreendendo os resíduos orgânicos e o material absorvente. Cada célula de compostagem foi revestida internamente com sombrite ® permitindo que o material enleirado não fosse perdido pelas frestas entre as lâminas de madeira.

As células foram formadas em camadas alternadas de materiais, utilizando a proporção descrita de resíduos orgânicos e material absorvente, sendo uma camada de feno e uma de resíduo de incubatório e assim seguiu até o preenchimento da célula de compostagem, como demonstrado na Figura 1.

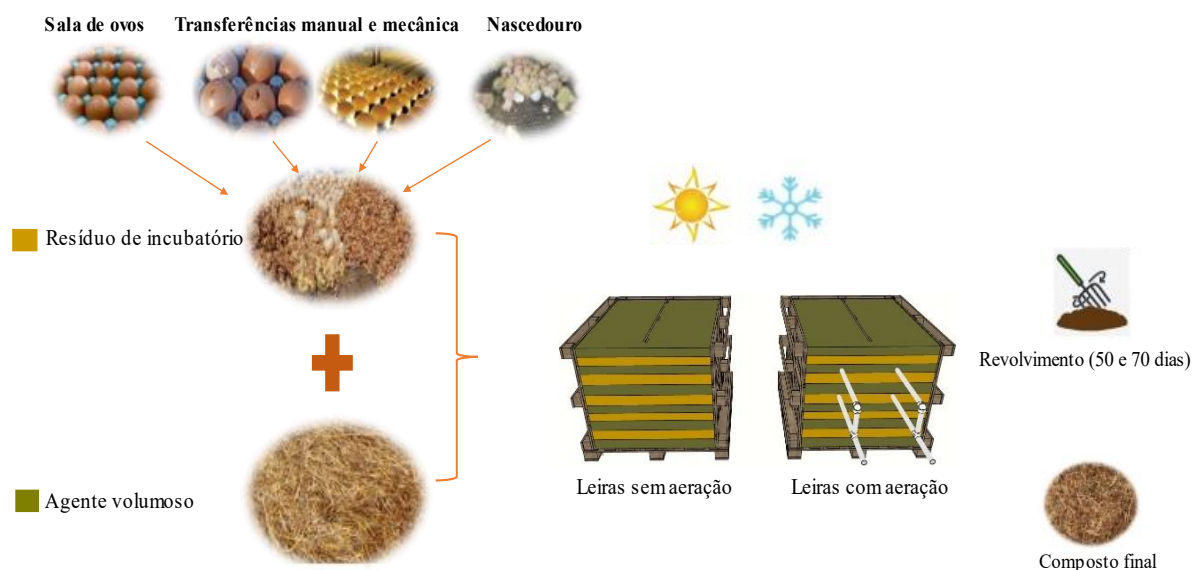


Figura 1 - Representação esquemática do experimento.

Na formação das células que receberam aeração foram inseridos tubos de PVC com diâmetro de 50 mm entre as camadas de resíduos formadas, sendo estes canos perfurados ao longo do comprimento para que pudessem conduzir a aeração por todo o perfil da célula. Estes canos foram distribuídos na horizontal, acompanhando a profundidade da célula, com distância de 25 cm da base para o primeiro cano e 55 cm da base para o segundo cano, sendo estes dois canos interligados na parte frontal da composteira em uma única entrada, que foi acoplada a um motor tipo soprador de ar, permitindo assim o fluxo contínuo diário de $0,57 \text{ L.kg}^{-1}.\text{SV.min}^{-1}$ conforme recomendação de (Rasapoor et al., 2009).

O período total de compostagem foi de 90 dias, ocorrendo o primeiro revolvimento aos 50 dias e o segundo aos 70 dias do processo. No revolvimento, todo o material do interior da célula foi retirado e acondicionado sobre lona plástica para homogeneização e adequação do teor de umidade, e posteriormente devolvido na composteira. A temperatura no interior de cada célula foi mensurada diariamente com auxílio de termômetro do tipo espeto em 10 pontos distintos e distribuídos aleatoriamente entre a base, o centro e o topo da célula para compor dessa maneira a média da temperatura.

Nos revolvimentos foram coletadas amostras de pontos aleatórios para avaliação da degradação dos constituintes orgânicos e qualidade do composto formado. As amostras iniciais foram secas por liofilização devido ao alto teor de gordura. Já as amostras coletadas aos 50, 70 e 90 dias foram secas em estufa de ventilação forçada por um período de 72 horas em

temperatura de 55° C. Durante os 90 dias de compostagem foram avaliadas as condições de umidade das leiras, elegendo-se aleatoriamente pontos para a coleta de amostras no perfil, e determinando os ST, para que fossem acrescentadas pequenas quantidades de água (evitando assim a formação de chorume) e se mantivesse a umidade dentro da faixa considerada de 40 a 60%. A compostagem foi finalizada quando as temperaturas das leiras se mantiveram na condição do ambiente, as degradações de sólidos se estabilizaram e os teores de C mantiveram as concentrações constantes, sendo então as leiras pesadas, homogeneizadas e amostradas para a caracterização final do composto.

No material inicial, aos 50, 70 e 90 dias de compostagem foram determinados os ST, sólidos voláteis (SV), carbono, nitrogênio, fibra em detergente neutro (FDN) e lignina. A qualidade do composto foi determinada pelas amostras dos 90 dias com a quantificação dos teores de macrominerais (P, K, Ca, Mg, S e Na) e microminerais (Mn, Fe, Cu e B) e dos ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), além da relação AH:AF.

Os teores de ST e SV foram mensurados de acordo com metodologias descritas por (APHA, 2012) e o pH foi determinado de acordo com metodologia descrita na IN 17/2007 (MAPA, 2007). Os teores de FDN e lignina foram determinados de acordo com a metodologia descrita por Van Soest et al. (1991). As concentrações de carbono e nitrogênio foram determinadas através do analisador Elementar modelo VARIO MACRO. Os teores de AH e AF foram determinados através do analisador Elementar modelo VARIO TOC, segundo metodologia descrita por Orrico et al. (2020). Os teores de microminerais e macrominerais foram determinados através do Espectrômetro de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), marca PerkinElmer, modelo Optima 8300 (Dual View).

Para avaliação da influência da estação, aeração e tempo de compostagem sobre as degradações dos constituintes orgânicos e perdas de N, os fatores foram analisados de forma independente se a interação entre ele foi não significativa pela ANOVA, caso contrário as interações foram desdobradas. Para os fatores qualitativos (aeração e estação do ano) foi realizado comparações de médias através do teste de Tukey ($p < 0,05$). E para o fator quantitativo (tempo de compostagem) foi realizada análise de regressão polinomial.

Para a análise dos resultados de composição química do composto final (aos 90 dias), quando ocorreu interação significativa pela ANOVA foi feito o desdobramento, considerando-se a estação dentro de cada nível de aeração e a aeração dentro de cada nível de estação, utilizando-se o teste de Tukey para comparação das médias. Quando a interação foi não

significativa, os fatores foram analisados de forma independente pelo teste de Tukey. Todas as análises foram realizadas no software R (2020).

Resultados e Discussão

As leiras estáticas permaneceram em faixa de temperaturas termofílicas durante a maior parte do período de compostagem. Durante o verão, as células que receberam aeração forçada persistiram em fase termofílica por 71 dias com temperatura média de 55,1 °C, enquanto as células não aeradas permaneceram por 69 dias com temperatura média de 53,0 °C. Já durante o inverno as células aeradas persistiram por 62 dias com média de temperatura de 50,7°C, enquanto as células sem aeração permaneceram por 68 dias com média de 54,8°C.

É possível observar (Figura 2 A e B) que nas duas estações avaliadas houve a ocorrência de três fases termofílicas bem pronunciadas, sendo a primeira imediatamente após a formação das células de compostagem e as demais após os revolvimentos aos 50 e 70 dias. Os picos de temperatura que ocorreram durante o verão nas células sem aeração foram de 70,0; 71,2 e 53,2°C no segundo, 50º e 71º dia de compostagem, enquanto que nas células aeradas esses valores foram de 69,7; 73,5 e 65,2 °C aos 3, 50 e 71 dias de compostagem. Durante o inverno sem aeração os picos de temperatura foram de 67,3; 63,3 e 72,2 °C aos 13, 51 e 71 dias de compostagem e as células com aeração atingiram os 63,8; 61,4 e 64,4 °C aos 10, 51 e 71 dias de compostagem.

A ocorrência desses picos demonstra a importância dos revolvimentos durante o desenvolvimento da compostagem, pois promove a homogeneização do conteúdo enleirado, além de permitir o ajuste da umidade nesse material. Resultados semelhantes foram encontrados por Zhang et al., 2021 que realizaram revolvimentos durante a compostagem em leiras estáticas e verificaram que houve aumento imediato de temperatura após este procedimento, promovendo melhor distribuição de calor e umidade no material.

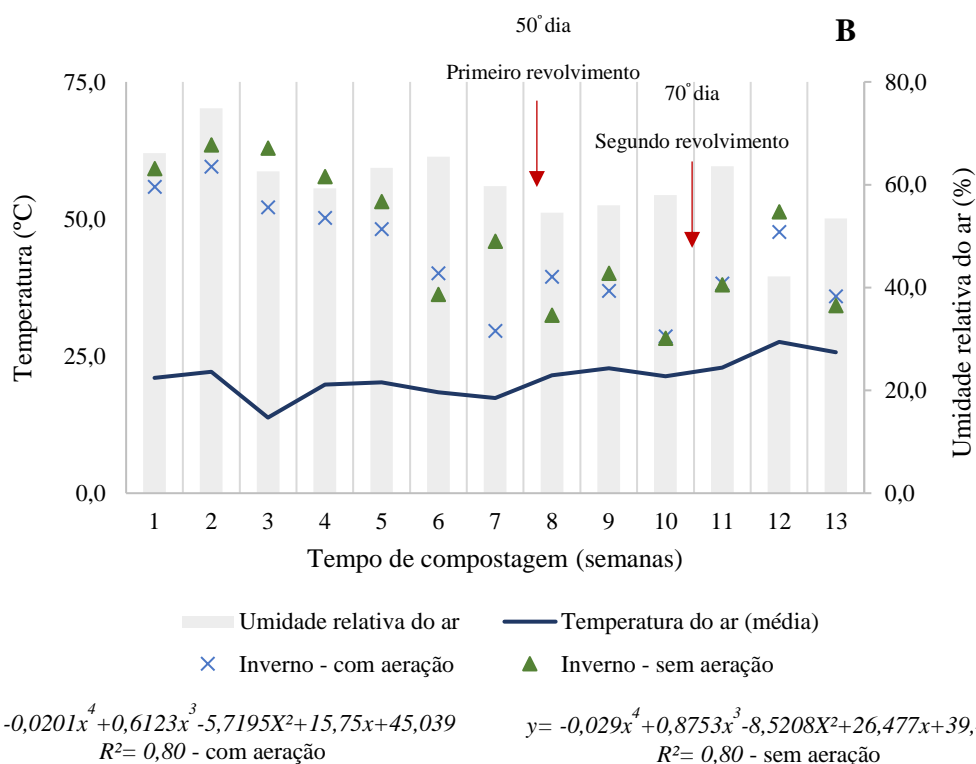
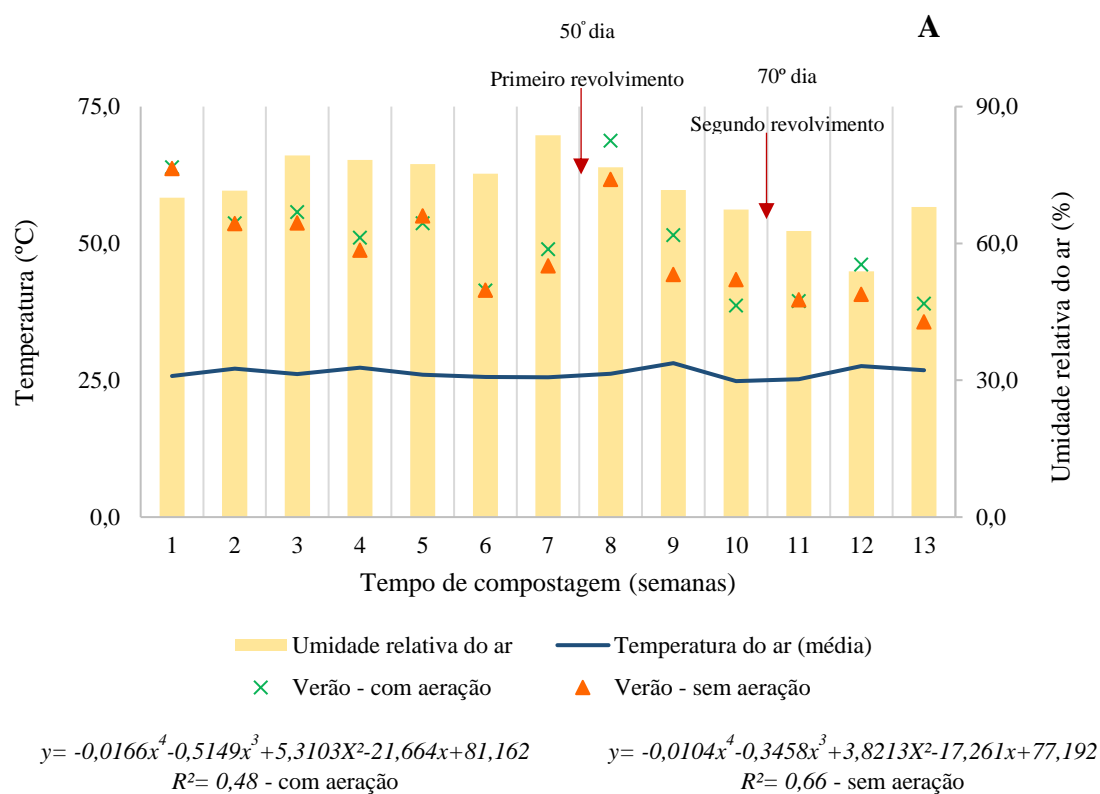


Figura 2 - Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de incubatório em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no verão (A) e inverno (B).

A maior persistência das leiras conduzidas no verão em fase de temperatura termofílica pode estar relacionada com as condições ambientais, visto que a temperatura e umidade média

do ar (26,3° C e 72%, respectivamente) foram maiores se comparadas ao inverno (21,1° C e 59,9 %, respectivamente). Em condições experimentais semelhantes Larney et al. (2000) também observaram que houve maior predominância da fase termofílica durante o verão em comparação com o inverno, quando conduziram a compostagem em leiras estáticas avaliando o efeito das estações do ano.

A presença de aeração possivelmente prejudicou o aumento da temperatura durante o inverno devido a injeção de ar frio e com menor umidade no interior da célula, o que pode ter auxiliado a maior desidratação do material enleirado, causando dificuldade de se alcançar novamente a temperatura termofílica após a aeração. Nessa estação, as perdas de temperatura e umidade também podem ter sido fomentadas pela presença de fendas nas paredes das composteiras, aumentando assim a exposição do material em compostagem para o meio. No entanto, apesar das possíveis influências ocasionadas pelas estações do ano e aeração, a temperatura desenvolvida pelas leiras estáticas caracterizou o comportamento desejável durante a compostagem, com alcance e persistência das temperaturas termofílicas, assim como ocorrência da fase mesofílica, que é de extrema importância para a maturação dos compostos a serem formados, até que se alcance o grau máximo de estabilização do material orgânico (Sthel et al., 2021).

A capacidade de retenção de água nas pilhas em compostagem também está associada a densidade dos substratos, sendo essa uma característica física que afeta a troca de calor dentro da pilha (Benito et al., 2005), sendo que o aumento da densidade colabora com a ocorrência de maior compactação reduzindo a capacidade de reter umidade. Em virtude da elevada densidade dos resíduos de incubatório, existe a preocupação com o aumento da densidade nas pilhas, e conseqüente restrição de aeração, sendo o agente volumoso uma necessidade. No nosso estudo, a densidade inicial não foi elevada (Tabela 1) e certamente não restringiu as condições de aeração, pois no estudo de Das et al., (2002) as pilhas estáticas formadas com resíduo de incubatório e agente volumoso, alcançaram a densidade inicial de 600 kg/m³ e os autores consideraram esse valor satisfatório.

As reduções dos constituintes orgânicos (Tabela 2) foram influenciadas ($p < 0,05$) pela presença da aeração, estação do ano e também o tempo de compostagem, com interação significativa entre esses três fatores para as reduções de SV, C e lignina. Já a redução de N foi influenciada ($p < 0,01$) pelo tempo de compostagem e também apresentou interação entre a estação do ano e aeração. Na redução de FDN houve efeito significativo ($p < 0,01$) e isolado da aeração, e interação entre estação e tempo de compostagem. É possível observar que a maior

parcela de redução dos constituintes avaliados ocorreu até os 50 dias de compostagem, sendo alcançados no mínimo 72,32; 75,19; 59,96 e 56,15% do total de SV, C, lignina e FDN degradados durante todo o processo.

Tabela 2 - Reduções de sólidos voláteis (SV), carbono, fibra em detergente neutro (FDN), lignina e nitrogênio e durante a compostagem dos resíduos de incubatório, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 50, 70 e 90 dias de compostagem.

Estação (E)	Aeração (A)	Tempo de compostagem (T, dias)			p valor					
		50	70	90	E	A	T	ExA	ExT	AxT
		Reduções de SV (%)								
Verão Inverno	com	38,32 b (X)	45,68 b (Y)	52,98 b (X)						
	sem	37,85 y (X)	47,37 y (X)	50,48 y (Y)						
	com	46,65 a (A)	51,73 a (A)	56,50 a (A)						
	sem	45,37 x (B)	51,55 x (A)	56,25 x (A)						
		Reduções de C (%)								
Verão Inverno	com	37,87 b (Y)	43,86 b (X)	50,37 a (X)						
	sem	39,88 y (X)	44,15 y (X)	47,48 y (Y)						
	com	46,90 a (A)	50,71 a (A)	53,33 a (A)						
	sem	44,57 x (B)	51,05 x (A)	54,16 x (A)						
		Reduções de lignina (%)								
Verão Inverno	com	21,63 b (X)	31,51 b (X)	36,07 b (X)						
	sem	19,78 y (Y)	27,15 y (Y)	32,96 y (Y)						
	com	30,79 a (A)	37,54 a (A)	42,18 a (A)						
	sem	29,33 x (B)	35,95 x (B)	39,34 x (B)						
		Reduções de FDN (%)								
Verão Inverno	com									
	sem	30,12 b	47,40 b	53,64 b	**		**			
	com									
	sem	37,05 a	51,83 a	56,27 a						
		Reduções de N (%)								
Verão Inverno	com		51,80 b (A)							
	sem		55,25 a (A)		**		**			
	com		48,96 a (B)							
	sem		48,40 a (B)							

Nas reduções de SV, C e lignina: Letras **a** e **b**, na coluna, comparam o efeito da estação dentro da condição com aeração, em cada período específico de compostagem. Letras **x** e **y**, na coluna, comparam o efeito da estação dentro da condição sem aeração, em cada período específico de compostagem. Letras **X** e **Y**, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de inverno, em cada período específico de compostagem. Letras **A** e **B**, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de verão, em cada período específico de compostagem. Para as reduções de N: Letras minúsculas comparam aeração, dentro de cada estação, enquanto letras maiúsculas comparam estação, considerando as condições com e sem aeração. Para as reduções de FDN: letras na coluna, comparam o efeito da estação, dentro de cada período de compostagem. Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo Teste de Tukey (**: p<0.01, *: p<0.05).

A presença da aeração resultou em maiores degradações ($p < 0,01$) de C e SV, para as leiras conduzidas no verão até os 50 dias de compostagem, no entanto, aos 70 e 90 dias os resultados foram semelhantes entre leiras aeradas e não aeradas. Possivelmente esse comportamento tenha relação direta com as maiores temperaturas na fase inicial do processo, sendo que a aeração forçada pode ter promovido melhores condições de aeração e favorecido o controle de temperatura, para que não se alcançasse valores superiores a 60°C (Lalremruati et al., 2021, Sun et al., 2022) e a aeração promoveu a renovação de ar dentro das leiras evitando que ocorresse superaquecimento do material por conta das altas temperaturas. Após os 50 dias, provavelmente devido a menor intensidade de alcance das temperaturas, a aeração não influenciou as degradações, sobretudo devido à presença das paredes vazadas na estrutura das pilhas, que podem ter auxiliado na manutenção da aeração no seu interior.

Durante a estação de inverno, a presença de aeração afetou negativamente as reduções de C no período inicial de compostagem (Tabela 2), no entanto, atuou de forma benéfica aos 70 e 90 dias do processo. A injeção de ar mais frio e com reduzido teor de umidade durante a estação de inverno possivelmente provocou intensa desidratação do material, e ao promover a homogeneização desse conteúdo durante os revolvimentos, com correção da umidade, beneficiou-se a digestão, resultando em maiores degradações desses constituintes.

Considerando o final do processo de compostagem, verifica-se que a aeração promoveu maiores reduções dos SV e C ($p < 0,01$) durante o inverno, quando comparada as leiras que não receberam aeração. Como já discorrido, acredita-se que os revolvimentos e a adição de água nas leiras aos 50 e 70 dias, agiram em conjunto com a presença da aeração, permitindo que aos 90 dias fossem alcançados valores que superaram as degradações desses constituintes na condição sem aeração.

Outro fator que pode ter auxiliado as maiores degradações é a ação de fungos filamentosos sobre a degradação do agente volumoso, que possivelmente foi beneficiada pela maior umidade do conteúdo enleirado, associado a presença de aeração nas leiras. Segundo Insam and De Bertoldi (2007) o crescimento máximo de fungos termófilos ocorrerá entre 35 e 55°C , sendo o aporte de oxigênio na leira mais determinante para o seu estabelecimento e sobrevivência do que para o de bactérias e actinomicetos. A ação dos fungos também foi verificada por Arvanitoyannis and Ladas (2008), os quais identificaram que o pico da atividade das enzimas fibrolíticas (xilanase e celulase) ocorre entre 30 e 60 dias de compostagem. No nosso ensaio, devido a participação do agente volumoso no material em compostagem, acredita-

se que as degradações da fração fibrosa tenham sido intensificadas a partir da 4^a e 5^a semana (temperaturas <55°C).

As degradações dos SV, C e lignina foram superiores ($p < 0,01$) no verão, em relação ao inverno (Tabela 2). Possivelmente, as condições ambientais, como temperatura e menor umidade do ar durante o inverno tenham limitado a redução dos constituintes em digestão, sobretudo nas condições de condução das leiras em estruturas com paredes vazadas, conforme já considerado. De acordo com as Figuras 3, 4 e 6, que representam a degradação desses constituintes ao longo do período de compostagem, é possível observar que aos 50 dias do processo as leiras conduzidas no verão apresentaram reduções superiores às obtidas no inverno, independente do parâmetro avaliado. Essa superioridade nas degradações para o verão em comparação com o inverno se manteve aos 70 e 90 dias.

O resíduo de incubatório é gerado diariamente e por isso não é possível se eleger uma estação do ano para que seja desenvolvida a sua compostagem, mas é de extrema importância se conhecer a intensidade dessas degradações em cada período do ano, para que seja planejado o manejo desse material, assim como o uso do composto. Em função da redução desses constituintes é que se determinará a qualidade do fertilizante gerado, sendo que principalmente a degradação dos constituintes de parede celular, em especial a lignina presente no agente volumoso, é que dimensionará a extensão de produção dos ácidos húmicos e fúlvicos, que são importantes condicionadores do solo (Caron et al., 2015) e indicadores de valorização do composto.

Em relação as degradações dos SV (Figura 3) ao longo das estações, destaca-se a ocorrência de comportamento linear para o verão, independente da presença de aeração ou não, enquanto durante o inverno a condição sem aeração apresentou comportamento quadrático, com redução das degradações após o revolvimento de 70 dias. Para o resíduo de incubatório, o teor de SV se mostra menor do que em outros resíduos, sobretudo em virtude da presença de cascas de ovos. As cascas também reduzem a capacidade de reter a umidade pelo material, resultando em maior facilidade de ressecamento em condições de aeração, sobretudo na estação de inverno, o que possivelmente resultou nas diferenças de comportamento entre as reduções de SV durante a estação, sendo determinante os ajustes de umidade realizados aos 50 e 70 dias. Como mencionado por Ge et al. (2022) a umidade adequada garante o transporte de nutrientes para o metabolismo dos microrganismos atuantes na compostagem, previndo a desidratação que ocorre em condições de restrição de água e que resulta na lentidão do processo. Os autores ainda mencionaram que a influência da umidade correta no estabelecimento da temperatura

termofílica, dará condições para o surgimento de microrganismos termófilos e alguns gêneros de fungos, *Mycothermus*, responsáveis pela produção de celulose e hemicelulase. Ainda nestas condições, poderão ocorrer o aparecimento de fungos *Solibacillus* e *Aspergillus*, característicos por atuarem na degradação de compostos lignocelulósicos (Huang et al., 2019) que são os principais precursores na formação dos ácidos húmicos.

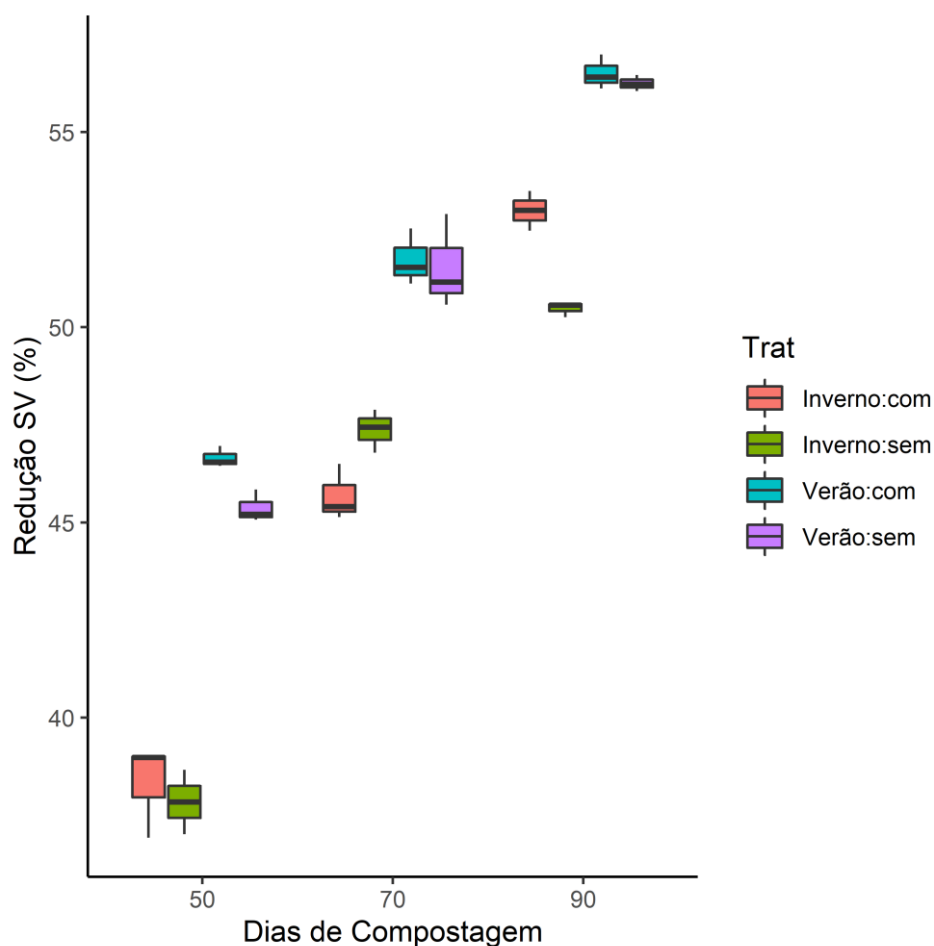


Figura 3. Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.

Durante o verão a aeração beneficiou as reduções de C somente até os 50 dias (Figura 4), sendo que após este período a degradação deste constituinte apresentou maior velocidade no tratamento sem o uso da aeração. Esse comportamento sugere que em condições práticas a aeração pode ser utilizada nos primeiros 50 dias do processo e dispensada após esse período, para a estação de verão, já que é no período inicial da compostagem onde a aeração é mais requerida devido a intensa atividade microbiana. Porém, essa recomendação é válida para as células de compostagem avaliadas neste trabalho, com capacidade para 200kg de substrato, e para leiras com quantidades superiores de material, a aeração possa ser necessária durante todo

o processo. Já no inverno, após o revolvimento de 70 dias o uso da aeração se mostrou benéfico para alcançar maiores reduções de C, o que pode estar relacionado aos fatores já discutidos anteriormente, com favorecimento da ação de fungos filamentosos, que serão importantes na redução dos constituintes fibrosos, provenientes do agente volumoso (Chang et al., 2021) .

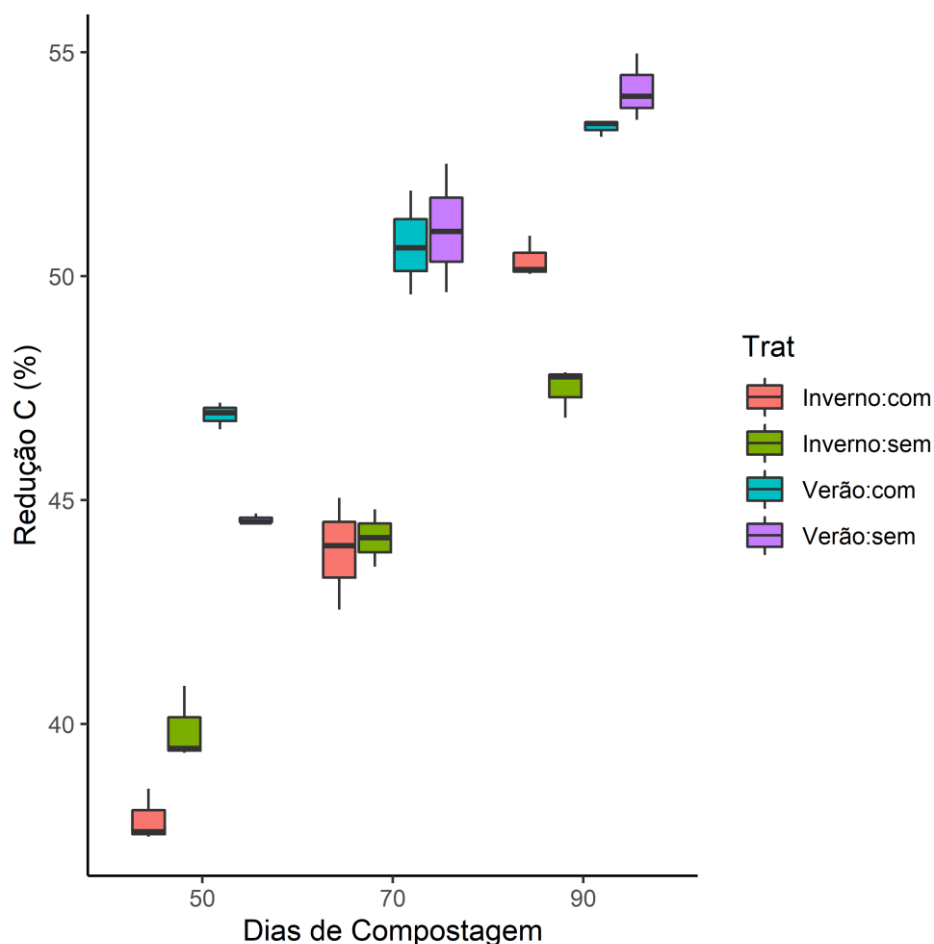


Figura 4. Reduções de carbono (C) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.

As reduções de FDN (Figura 5) apresentaram comportamento quadrático de redução ao longo do tempo de compostagem, em ambas as estações, se caracterizando por maiores intensidades de reduções no início do processo. Esses maiores valores de redução na fase inicial do processo se referem aos componentes mais facilmente digestíveis, como a hemicelulose, presentes no agente volumoso, além do efeito benéfico da temperatura sob a digestão de componentes mais complexos, como a celulose e até mesmo lignina.

Destaca-se também o efeito da estação do ano, com maiores valores de redução da fração FDN durante o verão, em comparação com o inverno. Este comportamento possivelmente esteja relacionado com as maiores temperaturas na leira registradas durante o verão, indicando assim

maior atuação dos microrganismos termófilos, que contribuem de forma mais eficiente na degradação dos constituintes fibrosos presente no resíduo (Ge et al., 2022).

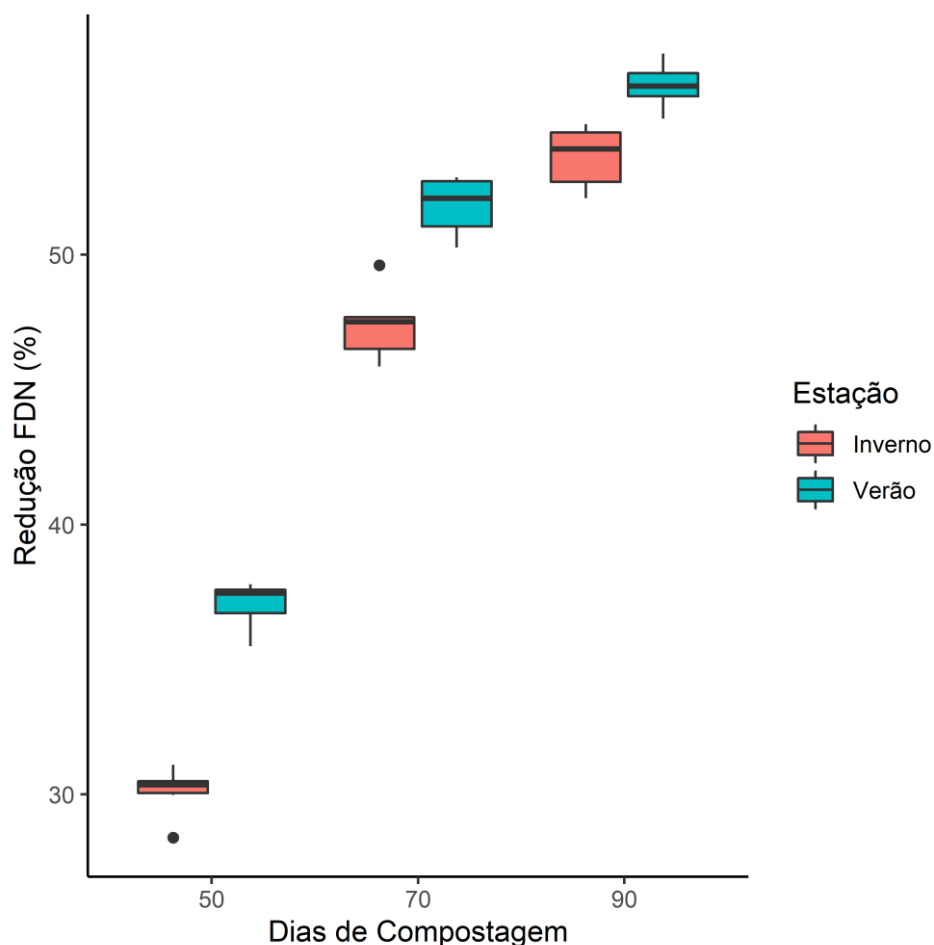


Figura 5. Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.

Como não ocorreu interação entre os tempos de compostagem e a aeração, o efeito isolado da aeração não foi demonstrado na Tabela 2, mas a presença da aeração resultou em maiores ($P < 0,01$) reduções de FDN (46,67%) quando comparada a ausência de aeração (45,43%). Este resultado indica que aeração possivelmente beneficiou o desenvolvimento de fungos no meio em compostagem, promovendo maior degradação dos constituintes fibrosos (Tabela 2 e Figura 6).

No meio aeróbio em compostagem, a celulose é digerida em sua maior parte por fungos, em relação as bactérias, sendo mais dependente deles quanto maior for o grau de lignificação do resíduo (Insam and De Bertoldi, 2007), enquanto para a lignina, a dependência pela ação dos fungos é total. Somado a essa condição, os fungos são mais dependentes de aeração do que as bactérias, sendo beneficiados na condição de leiras aeradas (Md. Tahir et al., 2019). Os

comportamentos quadráticos (Figura 6) demonstrados pela degradação de lignina durante as estações de verão, com e sem aeração, e inverno com aeração reforçam maiores intensidades de degradação na primeira metade do período experimental, o que resultou em maiores reduções. Destaca-se também que as maiores reduções foram alcançadas no período do verão, em comparação com o inverno, sendo que possivelmente a maior umidade do ar tenha colaborado para melhor condição interna das leiras.

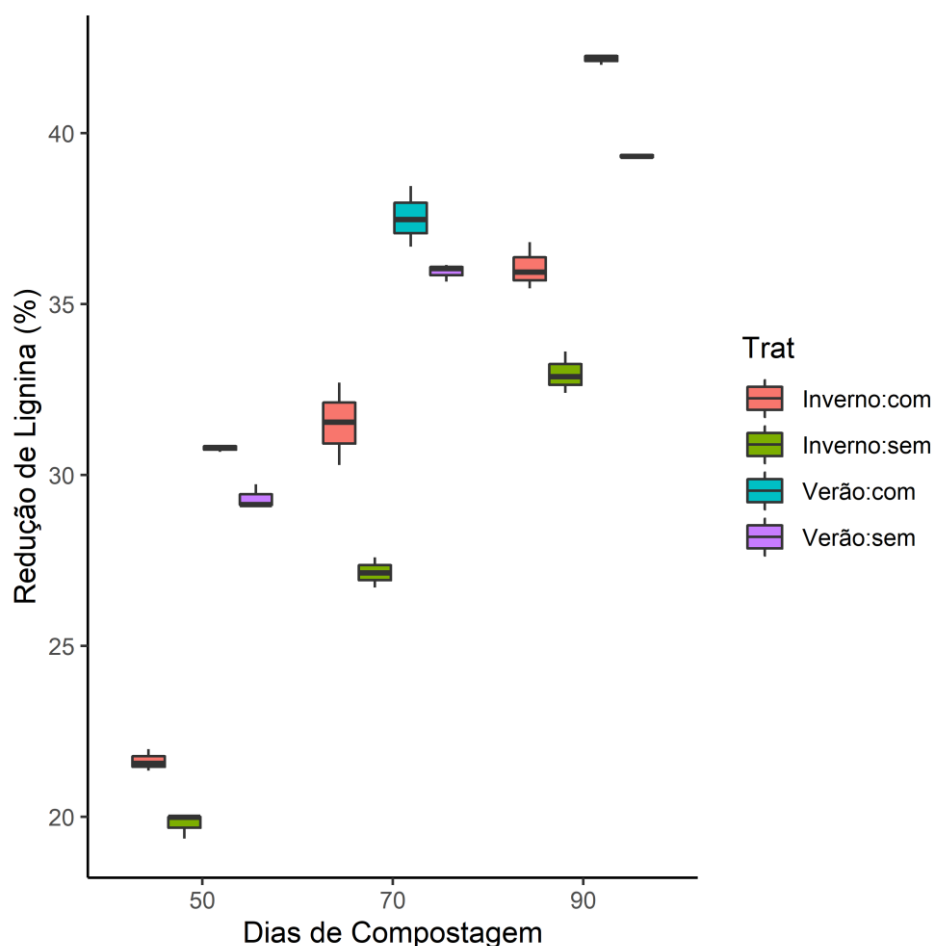


Figura 6. Reduções de lignina durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.

Para as reduções de N (Tabela 2 e Figura 7) durante a compostagem dos resíduos de incubatório, verificou-se efeito isolado do tempo ($p < 0,01$) e interação entre os fatores aeração e estação ($p < 0,01$). As reduções de N ao longo do período de compostagem são uma resposta esperada para o processo e de ocorrência mais intensa na fase inicial. Os resíduos de incubatório possuem significativas concentrações de N (Tabela 1) devido a presença de frações cárneas principalmente, e em menores proporções, os ovos não desenvolvidos. O N contido nessas frações é facilmente disponibilizado, sobretudo em condições de temperatura termofílicas e pH

em faixa alcalina (Orrico et al., 2020), o que pode ocasionar em grandes perdas para o meio, na forma de amônia (NH_3) principalmente em locais abertos, reduzindo assim sua concentração no composto (Szabová et al., 2010; Jiang et al., 2018).

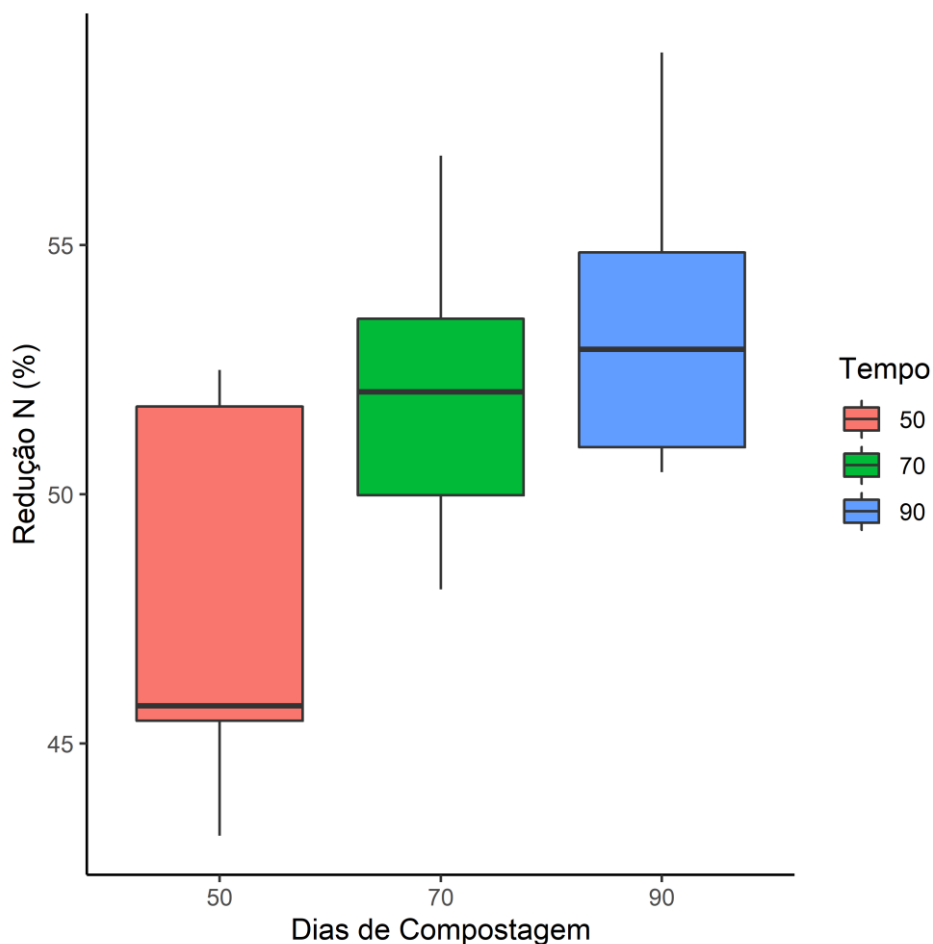


Figura 7- Reduções de nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, com e sem aeração e nas estações de inverno e verão.

Diferente dos demais constituintes a redução de N não é vantajosa para a compostagem, pois quanto maior for a redução deste componente no resíduo menor será a qualidade do composto gerado visto que o nitrogênio é um dos principais nutrientes que devem ser preservados no composto (Liang et al., 2018).

As maiores ($p < 0,01$) reduções de N (Tabela 2) ocorreram durante o inverno e na ausência da aeração (55,25%), enquanto as menores reduções ocorreram no verão, independente da presença da aeração (48,40 e 48,96 %, sem e com aeração, respectivamente). Este comportamento possivelmente esteja relacionado com a maior persistência e alcance de temperaturas da fase termofílica desenvolvida durante o inverno, quando não se utilizou a aeração (Figura 2), pois como descrito anteriormente as perdas de N são beneficiadas pelas

maiores temperaturas e o pH alcalino (Tabela 2), que é uma característica do resíduo de incubatório, devido a elevada presença de cascas. No estudo realizado por Rasapoor et al., (2016) os autores verificaram que a condição de aeração natural de leiras estáticas, assim como os revolvimentos mecânicos, permitiram maiores perdas de N (média de 63%) em comparação com a aeração forçada (52,8%), ao compostarem resíduos sólidos urbanos.

Outro fator que pode ter colaborado para as maiores volatilizações de N na estação de inverno sem aeração foram as menores reduções de constituintes fibrosos verificadas nessa condição. A fração energética proveniente da digestão do volumoso poderia ter sido associada ao N desprendido a partir da digestão do resíduo de incubatório, e assim utilizados no crescimento de biomassa microbiana (Md. Tahir et al., 2019), reduzindo as perdas de amônia para o meio.

Os fatores já discorridos para as perdas de N durante a compostagem determinaram as concentrações de N no composto (Tabela 3), sendo que os maiores valores foram nos fertilizantes gerados durante o verão, em comparação com o inverno. Não ocorreu interação entre estação e aeração, mas houve efeito isolado da aeração, sendo que as leiras que receberam aeração produziram compostos com maiores concentrações de N (20,24 g/kg de composto), em relação as não aeradas (17,89 g/kg de composto).

Para as concentrações de P e K, não foram verificadas influência ($p < 0,05$) da estação do ano ou presença de aeração. Similarmente, estudo conduzido por Rasapoor et al. (2016) não foi verificado influência da aeração nas concentrações de P e K para os compostos obtidos em diferentes condições de aeração.

Dentre os nutrientes requeridos em maiores quantidades para a fertilização dos solos, N, P e K, somente o N sofreu influência das condições de compostagem avaliadas. Esse comportamento pode estar relacionado com a eficiência das CCPLV na melhor condição de aeração proporcionada ao ambiente das leiras, não sendo, portanto, uma condição limitante para a eficiente compostagem de resíduos de abatedouro em pilhas estáticas. Ressalta-se que todos os compostos gerados atenderam os valores mínimos requeridos pelo Mapa (IN 25) para o uso comercial, com concentrações de $N > 0,5\%$, $C > 15\%$ e $C:N \leq 20$.

A composição final do composto é uma constante preocupação, sobretudo em virtude da presença de elementos indesejáveis e contaminantes (WRAP, 2014). Para compostos originados de descartes contendo resíduos cárneos o uso como fertilizante deve se restringir a áreas que não possuam culturas vegetais destinadas ao consumo humano (European Parliament,

2009). A mínima concentração de Fe sugerida pela classificação da WRAP (2014) para fertilizantes orgânicos é de 200mg/kg de composto, enquanto que os teores de Na e Cu não devem ultrapassar as concentrações de 150 e 100 mg/kg de composto, respectivamente.

As concentrações de Mg, Fe e Na foram influenciadas pela estação do ano em que as leiras foram conduzidas, mas não pela presença de aeração. Para todos esses nutrientes as maiores concentrações ($p < 0,01$) ocorreram no verão, em relação ao inverno, e esse comportamento pode estar associado as maiores reduções de constituintes orgânicos verificadas no verão.

Tabela 3. Composição em macro, micronutrientes, ácidos húmicos, fúlvicos e relação ácido húmico e fúlvico dos fertilizantes gerados a partir da compostagem dos resíduos de incubatório em pilhas estáticas, aeradas ou não, e conduzidas nas estações de verão e inverno

Aeração (A)	Inverno		Verão		P valor		
	sem	com	sem	com	E	A	E*A
N (g/kg)	17,82 b		20,35 a		*	*	ns
P (g/kg)	4,37	4,63	4,80	4,87	ns	ns	ns
K (g/kg)	5,50	5,19	6,10	6,33	ns	ns	ns
Ca (g/kg)	259,93	278,68	258,01	251,16	ns	ns	ns
Mg (g/kg)	4,60 b		5,43 a		*	ns	ns
S (g/kg)	4,07	4,29	4,21	4,10	ns	ns	ns
Na (mg/kg)	2,93 b		3,48 a		*	ns	ns
Mn (mg/kg)	90,11	82,15	85,13	86,30	ns	ns	ns
Fe (mg/kg)	313,83b		511,52a		*	ns	ns
Cu (mg/kg)	3,95	4,04	4,71	4,64	ns	ns	ns
B (mg/kg)	4,61	4,46	4,89	5,34	ns	ns	ns
Ac húmico (AH, mg/g)	12,38 b		26,39 a		*	-	ns
Ac fúlvico (AF, mg/g)	13,17 aA	12,81aA	12,15 aA	10,82 bB	-	-	**
AH / AF	0,94 bB	0,97 bA	2,18 aB	2,44 aA	-	-	*

Na linha, letras minúsculas comparam estação e letras maiúsculas comparam aeração. E: estação. ns: não significativo. Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo Teste de Tukey (**: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$)

As concentrações de ácidos húmicos foram influenciadas ($p < 0,05$) apenas pela estação do ano, sendo maior nos compostos gerados durante o verão. A formação dos ácidos húmicos ocorre a partir da lignina, representando o estágio mais avançado na humificação do composto (Caron et al., 2015). É possível que a menor variação nas temperaturas internas das leiras, que

foram permitidas pela condição climática do verão, tenha permitido o maior avanço na degradação da lignina, e assim maior formação dos ácidos húmicos.

A formação de ácidos fúlvicos e a relação entre os ácidos húmicos e fúlvicos (AH/AF) foram influenciadas pela interação entre estação do ano e aeração ($p < 0,05$) (Tabela 3). Em relação aos ácidos fúlvicos, a presença de aeração não influenciou os compostos gerados no inverno ($p < 0,05$) e reduziu as concentrações ($p < 0,05$) presentes nos produzidos no verão. A formação dos ácidos fúlvicos contém moléculas de menor peso, em comparação com os húmicos, com menor ocorrência de estruturas aromáticas, sendo assim um produto intermediário no processo de humificação do composto (Caron et al., 2015).

Dessa forma, a maior qualidade do composto, está relacionada com a maior concentração de ácidos húmicos em relação aos fúlvicos, e pode ser expressa pela relação em AH/AF. Nossos resultados (Tabela 3) demonstram que a relação entre eles foi elevada, com valores que variaram de 9,00 a 24,44 partes de AH para cada parte de AF. No trabalho de Costa et al., (2017) foram compostados aproximadamente 50% de resíduos vegetais juntamente com descartes provenientes de incubatórios ou resíduos cárneos e os autores verificaram que nos compostos formados a relação AH/AF máxima foi de 1,3. É possível que a diferença entre as relações obtidas em ambos os experimentos esteja associada a degradação da lignina, pois no trabalho de Costa et al., (2017) os resíduos vegetais eram provenientes de árvores ou forrageiras de alto porte, o que caracteriza fonte de lignina com maior complexidade na estrutura química (Koshijima and Watanabe, 2003), além da inclusão do resíduo vegetal ter representado em média 50% das leiras. Sendo assim, como forma de priorizar a melhor qualidade do composto, recomenda-se a adoção de fontes de volumosos com fontes de lignina de menor complexidade.

Conclusão

A aeração e estação do ano influenciaram a compostagem dos resíduos de incubatório, sendo que durante o inverno a aeração pode ser adotada após os 50 dias de compostagem, como forma de incentivar as reduções de constituintes orgânicos e melhorar a qualidade do composto. Já durante o verão a aeração não afeta a redução dos constituintes orgânicos, com exceção da lignina, e possui efeito benéfico sobre a conservação de N e formação de ácidos orgânicos.

Vale ressaltar que essas recomendações se adequam as condições de compostagem desenvolvidas no nosso trabalho e que em leiras estáticas de maior capacidade, a aeração pode ser exigida durante todo o tempo de compostagem. Assim, para estudos futuros sugere-se a

investigação dos diferentes tamanhos de células de compostagem sobre o uso de aeração forçada nas estações de verão e inverno.

Referências

- APHA, A. P. H. A.** 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 nd. Washington.
- Asakura, H., Nakagawa, K., Endo, K., Yamada, M., Ono, Y., and Ono, Y.** 2013. Influence of oxygen flow rate and compost addition on reduction of organic matter in aerated waste layer containing mainly incineration residue. *Journal of Environmental Sciences (China)* 25(1):53–58.
- Awasthi, M. K., Wang, Q., Ren, X., Zhao, J., Huang, H., Awasthi, S. K., Lahori, A. H., Li, R., Zhou, L., and Zhang, Z.** 2016. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 219:270–280.
- Blazy, V., de Guardia, A., Benoist, J. C., Daumoin, M., Lemasle, M., Wolbert, D., and Barrington, S.** 2014. Odorous gaseous emissions as influence by process condition for the forced aeration composting of pig slaughterhouse sludge. *Waste Management* 34(7):1125–1138.
- Caron, V., Pereira, J., and Camargo, P.** 2015. Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos. *Produtor Rural* 58:46.
- Chang, H. Q., Zhu, X. H., Wu, J., Guo, D. Y., Zhang, L. H., and Feng, Y.** 2021. Dynamics of microbial diversity during the composting of agricultural straw. *Journal of Integrative Agriculture* 20(5):1121–1136.
- Chiu, W. Z. and Wei, H. W.** 2011. Optimization of the thermal conditions for processing hatchery waste eggs as meal for feed. *Poultry Science* 90(5):1080–1087.
- Costa, M. S. S. de M., Bernardi, F. H., Costa, L. A. de M., Pereira, D. C., Lorin, H. E. F., Rozatti, M. A. T., and Carneiro, L. J.** 2017. 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* 142:2084–2092.
- European Parliament.** 2009. Regulation (EC) n° 1069/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and repealing Regulation (EC) n° 1774/2002 (Animal. Legislation.gov.uk [Internet]. Available at

Website <https://www.legislation.gov.uk/eur/2009/1069/title/I/chapter/II>.

- Ge, M., Shen, Y., Ding, J., Meng, H., Zhou, H., Zhou, J., Cheng, H., Zhang, X., Wang, J., Wang, H., Cheng, Q., Li, R., and Liu, J.** 2022. New insight into the impact of moisture content and pH on dissolved organic matter and microbial dynamics during cattle manure composting. *Bioresource Technology* 344(PA):126236.
- Haouas, A., Modafar, C. El, Douira, A., Filali-maltouf, A., Moukhli, A., and Amir, S.** 2021. Evaluation of the nutrients cycle, humification process, and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge. 302.
- Huang, Y., L, D., Shah, G. M., Chen, W., Wang, W., Xu, Y., and Huang, H.** 2019. Hyperthermophilic pretreatment composting significantly accelerates humic substances formation by regulating precursors production and microbial communities. *Waste Management* 92:89–96.
- Insam, H. and De Bertoldi, M.** 2007. Microbiology of the composting process. *Compost science and technology*:26–45.
- Jiang, J., Kang, K., Chen, D., and Liu, N.** 2018. Impacts of delayed addition of N-rich and acidic substrates on nitrogen loss and compost quality during pig manure composting. *Waste Management* 72:161–167.
- Kazemi, K., Zhang, B., Lye, L. M., and Zhu, Z.** 2017. Evaluation of state and evolution of marine fish waste composting by enzyme activities. *Canadian Journal of Civil Engineering* 44(5):348–357.
- Lalremruati, M. and Devi, A. S.** 2021. Changes in physico-chemical properties during composting of three common household organic solid wastes amended with garden soil. *Bioresource Technology Reports* 15(May):100727.
- Larney, F. J., Olson, A. F., Carcamo, A. A., and Chang, C.** 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75(2):139–148.
- Liang, J., Shen, Y., Shou, Z., Yuan, H., Dai, X., and Zhu, N.** 2018. Nitrogen loss reduction by adding KH₂PO₄-K₂HPO₄ buffer solution during composting of sewage sludge. *Bioresource Technology* 264(March):116–122.
- Liu, Z., Wang, X., Wang, F., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., and Ma, L.** 2020.

- The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor : Benefits and limitations. *Journal of Cleaner Production* 270:122328.
- MAPA.** 2007. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília 53(9):1689–1699.
- Md. Tahir, P., Liew, W. P. P., Lee, S. Y., Ang, A. F., Lee, S. H., Mohamed, R., and Halis, R.** 2019. Diversity and characterization of lignocellulolytic fungi isolated from oil palm empty fruit bunch, and identification of influencing factors of natural composting process. *Waste Management* 100(2019):128–137.
- Omomule, T. G., Ajayi, O. O., and Orogun, A. O.** 2020. Fuzzy prediction and pattern analysis of poultry egg production. *Computers and Electronics in Agriculture* 171(November 2019):105301.
- Orrico, A. C. A., Schwingel, A. W., Costa, M. S. S. de M., Orrico Junior, M. A. P., Borquis, R. R. A., Alves, G. P., de Oliveira, J. D., Leite, B. K. V., Garcia, R. G., and Vilela, R. N. da S.** 2020. Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. *Waste Management* 105:520–530.
- Rasapoor, M., Adl, M., and Pourazizi, B.** 2016. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Management* 184:528–534.
- Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M., and Hoveidi, H.** 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Management* 29(2):570–573.
- Van Soest, P. J., Robertson, J. B., and Lewis, B. A.** 1991. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *Journal of Dairy Science* 74(10):3583–3597.
- Sun, S., Abdellah, Y. A. Y., Miao, L., Wu, B., Ma, T., Wang, Y., Zang, H., Zhao, X., and Li, C.** 2022. Impact of microbial inoculants combined with humic acid on the fate of estrogens during pig manure composting under low-temperature conditions. *Journal of Hazardous Materials* 424(November):127713.
- Szabová, E., Juriš, P., and Papajová, I.** 2010. Sanitation composting process in different

seasons. *Ascaris suum* as model. *Waste Management* 30(3):426–432.

Tong, B., Wang, X., Wang, S., Ma, L., and Ma, W. 2019. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. *Bioresource Technology* 293(August):122046.

Trautmann, M. N. and Krasny, M. E. 1997. Composting in the classroom Scientific Inquiry for high school students. Cornell Waste Management Institute.

WRAP, W. and R. P. 2014. Guidelines for the Specification of Quality Compost for use in Growing Media. Wrap [Internet]. Available at Website <http://www.wrap.org.uk>.

Wu, J., Zhao, Y., Yu, H., Wei, D., Yang, T., Wei, Z., Lu, Q., and Zhang, X. 2019. Effects of aeration rates on the structural changes in humic substance during co-composting of digestates and chicken manure. *Science of the Total Environment* 658:510–520.

Zeng, J., Yin, H., Shen, X., Liu, N., Ge, J., Han, L., and Huang, G. 2018. Effect of aeration interval on oxygen consumption and GHG emission during pig manure composting. *Bioresource Technology* 250(November 2017):214–220.

Zhang, S., Wang, J., Chen, X., Gui, J., Sun, Y., and Wu, D. 2021. Industrial-scale food waste composting: Effects of aeration frequencies on oxygen consumption, enzymatic activities and bacterial community succession. *Bioresource Technology* 320(PA):124357.

Zhou, Y., Selvam, A., and Wong, J. W. C. 2018. Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste composting. *Bioresource Technology* 249(October 2017):182–188.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compostagem dos resíduos de incubatório pode ser uma importante recomendação e adoção para as plantas produtoras de pintainhos, visto que muitas vezes os resíduos são destinados em aterros sanitários, sem qualquer tratamento prévio. Além da questão ambiental, ao destinar os resíduos sem que se promova a reciclagem de seus nutrientes, parte dos investimentos empregados deixam de retornar ao ciclo produtivo, reduzindo assim a agregação de valor a atividade de incubação.

A compostagem desses resíduos em pilhas estáticas, com maior possibilidade de ventilação pelas paredes laterais, é uma forma menos onerosa, financeiramente e também em mão de obra, para tratamento e obtenção de fertilizante orgânico de qualidade. E os dados alcançados com essa pesquisa podem servir de incentivo para que as unidades de incubação iniciem o aproveitamento e melhor destinação dos resíduos ali gerados. O uso dos fertilizantes orgânicos pode ser focado na produção de grãos, retornando assim para a própria cadeia avícola, vale ressaltar que os resultados encontrados nessa pesquisa são válidos para células de compostagem com paredes vazadas com capacidade de 200 Kg, pois dependendo das dimensões das células utilizadas o comportamento pode ocorrer de outra maneira, já que a distribuição de ar no interior das células pode apresentar comportamento diferente.

Pesquisas adicionais, buscando a avaliação da eficiência das leiras com paredes vazadas para maiores quantidades de resíduos e o uso de aditivos que permitam menos perdas de N devem ser conduzidas, com o intuito de se aprimorar as condições de compostagem, recomendando seu uso em escala industrial. A compostagem do resíduo de incubatório em associação com resíduos que permitam maior umidade na massa enleirada, também podem ser investigadas em pesquisas futuras.