

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM

AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

DISSERTAÇÃO

**Uso do Biocarvão na Redução de Solubilidade de
Metais Pesados Durante a Compostagem da
Cama de Frango**

Fernando José Pereira Ferreira

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**USO DO BIOCARVÃO NA REDUÇÃO DE SOLUBILIDADE
DE METAIS PESADOS DURANTE A COMPOSTAGEM DA
CAMA DE FRANGO**

FERNANDO JOSÉ PEREIRA FERREIRA

Sob a Orientação do Professor
Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho

Co-orientação da Pesquisadora
Camila da Costa Barros de Souza

Dissertação submetida como requisito
parcial para obtenção do grau de **Mestre**,
no Programa de Pós-Graduação em
Agronomia – Ciência do Solo, Área de
Concentração em Manejo do Solo e
Qualidade Ambiental.

Seropédica, RJ
2023

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

| | |
|--|---|
| F383u | Ferreira, Fernando José Pereira, 1992- Uso do biocarvão na redução de solubilidade de metais pesados durante a compostagem da cama de frango / Fernando José Pereira Ferreira. - Seropédica, 2023. 57 f: il. |
| Orientador: Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Coorientadora: Camila da Costa Barros de Souza. | |
| Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2024. | |
| 1. Biodisponibilidade. 2. Adubo orgânico. 3. Avicultura. I. Amaral Sobrinho, Nelson Moura Brasil do, 1956-, orient. II. Souza, Camila da Costa Barros de, 1992-, coorient. III. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. IV. Título. | |

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA (CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 68 / 2023 - CPGACS
(12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.062490/2023-65

Seropédica-RJ, 18 de setembro de 2023.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

FERNANDO JOSÉ PEREIRA FERREIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15/09/2023.

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ

(Orientador)

Erica Souto Abreu Lima. Dra. UFRRJ

Ana Carolina Callegario Pereira. Dra. UNIFOA

(Assinado digitalmente em 18/09/2023 15:32)
ERICA SOUTO ABREU LIMA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1412091

(Assinado digitalmente em 18/09/2023 15:25)
NELSON MOURA BRASIL DO AMARAL SOBRINHO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DATS (11.39.00.35)
Matrícula: 387263

(Assinado digitalmente em 18/09/2023 20:28)
ANA CAROLINA CALLEGARIO PEREIRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 081.324.787-03

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **68**, ano: **2023**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, data de emissão: **18/09/2023** e o código de verificação: **997946db63**

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais, por sempre estarem comigo em todos os momentos bons e ruins da minha vida, a minha noiva por ser sempre minha companheira, aos meus irmãos e sobrinhos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar força nos momentos de alegria e nos momentos de fraqueza;

Aos meus pais, Carlos Alberto e Sônia Maria por ter me proporcionado uma excelente educação e muita perseverança;

Aos meus irmãos, Eduardo José e Lucas José por serem meus companheiros;

A minha noiva Palloma de Castro, por ser incrível e sempre me dar forças e nunca me deixar desistir em momentos difíceis;

Aos meus amigos de Universidade Rural;

Ao meu orientador Profº Nelson Moura por me acompanhar desde o início do mestrado e a minha Co-orientadora Camila Barros, por ser paciente e amiga durante todo o mestrado

A todo o corpo docente desta instituição que contribuíram muito no meu processo de aprendizagem;

E por último, a minha agência financiadora CNPq, pelo financiamento da bolsa, a Universidade Rural pela enriquecedora oportunidade de aprendizagem.

BIOGRAFIA

Graduado em Engenharia Agronômica pela Universidade Estadual do Maranhão (2021). Atualmente possui Pós-graduação em nível de especialização em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL), e Mestrado em andamento em Agronomia - Ciência do solo pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Além de possuir Curso Técnico em Química pelo Instituto Federal do Maranhão (2015).

RESUMO

FERREIRA, Fernando José Pereira. **Uso do biocarvão na redução de solubilidade de metais pesados durante a compostagem da cama de frango.** 2023. 57f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

A utilização de resíduos agropecuários na adubação de culturas, principalmente, hortaliças, como a cama de frango (CF), vem sendo adotada por produtores em todo o Brasil. Entretanto, a aplicação de resíduos orgânicos sem tratamento prévio e de forma indiscriminada vem contribuindo para a contaminação do meio ambiente e de alimentos produzidos por metais pesados. O processo de compostagem reduz a biodisponibilidade para alguns metais pesados no resíduo, contudo para o chumbo não se tem observado essa redução. Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial do biocarvão (BC) adicionado à CF, na redução da biodisponibilidade de metais pesados durante o processo de compostagem. Os tratamentos foram constituídos pelas diferentes proporções de BC que foram adicionados à CF, previamente, à compostagem (ausência (0%); 5%; 10%, e 15%, com base no peso seco), e pelos diferentes tempos de compostagem avaliados (CF fresca (0); 30; 60, e 90 dias). O ensaio foi realizado em delineamento experimental inteiramente casualizado. Verificou-se que os tratamentos com adição do BC atingiram temperaturas superiores quando comparados aos tratamentos sem BC. Com relação ao pH, a CF compostada, a menor dose de BC (5%), apresentou um aumento mais expressivo de pH em comparação aos tratamentos com as doses mais elevadas (10% e 15%). No que se refere à condutividade elétrica e densidade, a maior dose (15%) apresentou valores mais elevados em relação aos demais tratamentos. Considerando a evolução de CO₂, nos tratamentos que receberam BC, aos 30 dias de compostagem houve uma maior emissão de CO₂ nos tratamentos com 10% e 15% de BC. Entretanto, com relação ao teor de carbono, observou-se nos tratamentos com a adição de BC uma redução no teor. Esses resultados demonstraram, de forma clara, que a adição de BC a CF, aumentou a porosidade e, consequentemente, a circulação de ar, favorecendo a atividade microbiana e acelerando a mineralização da CF durante a compostagem. Verificou-se também que a adição de biocarvão a CF durante a compostagem reduziu as perdas de N na forma de NH₃. Os resultados dos teores biodisponíveis de metais pesados no composto e acumulados na planta demonstraram o potencial efetivo do biocarvão na redução da biodisponibilidade, inclusive para o chumbo. Para o processo de compostagem da cama de frango, a adição de biocarvão apresentou os melhores resultados para a imobilização de metais pesados. Visto que, dentre os tempos de compostagem e as dosagens testadas, a retenção dos metais se mostrou mais efetiva no tempo de 90 dias e com a dose de 15% de biocarvão.

Palavras-chave: Biodisponibilidade. Adubo orgânico. Avicultura.

ABSTRACT

FERREIRA, Fernando José Pereira. **Use of biochar to reduce the solubility of heavy metals during chicken litter composting.** 2023. 57p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Agronomy Institute, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

The use of agricultural waste to fertilize crops, mainly vegetables, such as chicken litter (CF), has been adopted by producers throughout Brazil. However, the application of organic waste without prior treatment and indiscriminately has contributed to the contamination of the environment and food produced by heavy metals. The composting process reduces the bioavailability of some heavy metals in the waste, however this reduction has not been observed for lead. Therefore, the objective of the present work was to evaluate the potential of biochar (BC) added to CF, in reducing the bioavailability of heavy metals during the composting process. The treatments consisted of different proportions of BC that were added to CF, prior to composting (absence (0%); 5%; 10%, and 15%, based on dry weight), and the different composting times evaluated. (Fresh CF (0); 30; 60, and 90 days). The test was carried out in a completely randomized experimental design. It was found that treatments with the addition of BC reached higher temperatures when compared to treatments without BC. Regarding pH, the composted CF, with the lowest doses of BC (0% and 5%), showed a more significant increase in pH compared to treatments with the highest doses (10% and 15%). With regard to electrical conductivity and density, the highest dose (15%) presented higher values in relation to the other treatments. Considering the evolution of CO₂, in treatments that received BC, after 30 days of composting there was a greater emission of CO₂ in treatments with 10% and 15% BC. However, in relation to carbon content, a reduction in carbon content was observed in treatments with the addition of BC. These results clearly demonstrated that the addition of BC to CF favored microbial activity, accelerating the mineralization of CF during composting. It was also found that the addition of biochar to CF during composting reduced N losses in the form of NH₃. The results of the bioavailable levels of heavy metals in the compost and accumulated in the plant demonstrated the effective potential of biochar in reducing bioavailability, including for lead. For the chicken litter composting process, the addition of biochar showed the best results for the immobilization of heavy metals. Since, among the composting times and dosages tested, the retention of metals was more notable in the 90-day period and with a dosage of 15% biochar.

Key words: Bioavailability. Trace metals. Remediation.

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Concentração de metais pesados no biocarvão..... | 15 |
| Tabela 2. Taxa de recuperação dos metais pesados em amostra certificada NIST-2782 industrial references ludge (Industrial Sludge), obtida pelo método USEPA 3050. | 21 |
| Tabela 3. Taxa de recuperação dos metais pesados em amostra certificada SEM 2709 ^a - San Joaquin Soil, obtida pelo método USEPA 3050B. | 25 |
| Tabela 4. Temperatura da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 27 |
| Tabela 5. Emissão de CO ₂ sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 28 |
| Tabela 6. Teor de carbono na cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 29 |
| Tabela 7. Densidade da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 30 |
| Tabela 8. Valores de pH da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 31 |
| Tabela 9. Valores de CE da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 32 |
| Tabela 10. N mineral na cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 33 |
| Tabela 11. Teores totais no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 33 |
| Tabela 12. Concentração de metais pesados na fração F1 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 35 |
| Tabela 13. Concentração de metais pesados na fração F2 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 36 |
| Tabela 14. Concentração de metais pesados na fração F1 + F2 no composto da cama de frango sem (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 37 |
| Tabela 15. Concentração de metais pesados na fração F3 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 38 |
| Tabela 16. Concentração de metais pesados na fração F4 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 39 |
| Tabela 17. Total acumulado de metais pesados por plantas de milho adubada com cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 42 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Carvão vegetal utilizado para o experimento. Foto: Acervo do Autor..... | 15 |
| Figura 2. Moinho de bola e carvão vegetal (biocarvão) triturado. Fotos: Arcevo do Autor... .. | 15 |
| Figura 3. Pilhas de compostagem e revolvimento manual das pilhas. Fotos: Arcevo do Autor. | 16 |
| Figura 4. Determinação da leitura de pH. Foto: Acervo do Autor..... | 17 |
| Figura 5. Determinação da leitura de CE. Foto: Acervo do Autor..... | 17 |
| Figura 6. Realizações de materiais de captura de CO ₂ e NH ₃ e procedimento de titulação. Arcevo do Autor..... | 18 |
| Figura 7. Procedimento de filtragem de amostras e mesa agitadora. Fotos: Acervo do Autor. | 19 |
| Figura 8. Amostras no destilador para análise de N-mineral. Fotos: Acervo do Autor. | 20 |
| Figura 9. Amostras do composto sobre o bloco digestor. Fotos: Acervo do Autor. | 21 |
| Figura 10. Amostras levadas ao banho-maria durante a análise de fracionamento químico. Foto: Acervo do Autor. | 22 |
| Figura 11. Distribuição da cultura do milho ao longo do período de 45 dias em casa de vegetação. | 23 |
| Figura 12. Solo posto para secagem ao ar em casa de vegetação na UFRRJ. Foto | 24 |
| Figura 13. Temperatura da cama de frango sem adição de biocarvão(0%) e com adição debiocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 26 |
| Figura 14. Emissão de CO ₂ observada pela incubação da compostagem obtida pelo método de captura conjunta de CO ₂ e NH ₃ | 27 |
| Figura 15. Teor de carbono na cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 28 |
| Figura 16. Densidade da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 29 |
| Figura 17. Valores de pH da Cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem. | 30 |
| Figura 18. Condutividade elétrica (CE) da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem | 32 |
| Figura 19. Valor de N-mineral da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem..... | 33 |
| Figura 20. Distribuição percentual dos metais Cu, Fe, Zn, Mn, Ni, Cr, Pb e Al ligados às frações hidrossolúveis (F1), solúvel em Ác. Acético (F2), solúvel em cloridrato de hidroxilamina (F3), oxidada (F4) de amostras da compostagem da cama de frango com biocarvão (5%, 10% e 15%) e sem biocarvão. | 41 |
| Figura 21. Produção de massa seca (g) de plantas de milho adubadas com cama de frango não compostada e compostada por 30, 60 e 90 dias com a adição de 5, 10 e 15%, acrescido do controle (sem adição de adubo). | 44 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 3 |
| 2.1 Metais Pesados..... | 3 |
| 2.2 Cama de Frango | 4 |
| 2.3 Compostagem | 6 |
| 2.3.1 Fatores que afetam a compostagem | 7 |
| 2.4 Biocarvão | 11 |
| 2.5 Formação de Substâncias Húmicas no Processo de Compostagem | 13 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 15 |
| 3.1 Obtenção do Biocarvão..... | 15 |
| 3.2 Compostagem da Cama de Frango com Biocarvão..... | 16 |
| 3.3 Avaliações do Composto | 17 |
| 3.3.1 pH e condutividade elétrica..... | 17 |
| 3.3.2 Densidade | 18 |
| 3.3.3 Emissões de CO ₂ e de NH ₃ | 18 |
| 3.3.4 N mineral..... | 19 |
| 3.3.5 Teor total e fracionamento químico de metais pesados no composto..... | 20 |
| 3.4 Experimento com Planta Indicadora em Casa de Vegetação para Avaliação de Biodisponibilidade de Metais Pesados | 23 |
| 3.4.1 Avaliações biométricas das plantas..... | 24 |
| 3.4.2 Análises química na planta de milho | 24 |
| 3.4.3 Análises químicas do solo | 24 |
| 3.5 Análise Estatística..... | 25 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 26 |
| 4.1 Alterações na Cama de Frango Durante a Compostagem | 26 |
| 4.1.1 Temperatura | 26 |
| 4.1.2 Emissão de CO ₂ | 27 |
| 4.1.3 Carbono orgânico | 28 |
| 4.1.4 Densidade | 29 |
| 4.1.5 pH..... | 30 |
| 4.1.6 Condutividade elétrica (CE)..... | 31 |
| 4.1.7 N-mineral | 32 |
| 4.1.8 Teores totais de metais pesados no composto..... | 33 |

| | |
|---|----|
| 4.1.9 Alterações na biodisponibilidade de metais pesados na cama de frango durante a compostagem..... | 35 |
| 4.2 Transferência de Metais Pesados para Planta Bioindicadora | 42 |
| 4.2.1 Acumulação de metais pesados na planta de milho | 42 |
| 5. CONCLUSÕES | 45 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 46 |

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior exportador mundial e o terceiro maior em produção e consumo mundial de frangos de corte, ficando atrás somente dos Estados Unidos e para a China (EMBRAPA, 2022). Um dos principais resíduos orgânicos gerados a partir da produção avícola é conhecido como cama de aviário, também denominado de esterco de aviário ou cama de frango. Além da cama de frango, também existem outros resíduos orgânicos gerados na produção agrícola, como carcaças de aves mortas, que podem ser destinados a produção agrícola quando devidamente tratados.

O uso da cama de frango in natura na adubação apresenta consideráveis restrições, principalmente devido ao seu potencial de poluição do solo e das águas subsuperficiais, caso não receba um tratamento prévio adequado. Entre os principais danos ambientais associados à aplicação desse material não tratado na agricultura, destaca-se a contaminação por metais pesados. Essa contaminação pode resultar no acúmulo desses elementos nas camadas superficiais do solo, além de comprometer a qualidade dos mananciais e dos alimentos produzidos (KPOMBLEKOU-A e MORTLEY, 2016). Essas preocupações ressaltam a importância de práticas adequadas de manejo e tratamento da cama de frango, a fim de mitigar os riscos ambientais e garantir a segurança alimentar.

Os metais pesados encontrados na cama de frango possuem diversas origens, deste modo as rações das aves é uma das principais fontes desses contaminantes, principalmente de Zn, Cu, Fe e Mn que são adicionados, deliberadamente, como probióticos, pois favorecem o crescimento e engorda desses animais (WANG et al., 2013). Os metais pesados estão entre os principais contaminantes e representam um grande risco ambiental devido à sua toxicidade, potencial bioacumulativo (XU et al., 2018), além da persistência no ambiente, causando impactos na saúde, na produtividade das culturas e na economia (LAHORI et al., 2017). Metais pesados como Zn, Cu, Fe e Mn são micronutrientes, mas podem vir a ser potencialmente tóxicos dependendo da concentração. No entanto, elementos como Cd e Pb, entre outros não apresentam funções fisiológicas nos organismos vivos e, portanto, são tóxicos até mesmo em baixas concentrações (NAZIR et al., 2015).

Dessa maneira, torna-se importantíssimo propor e desenvolver medidas que possam ser implementadas ou aprimoradas com o objetivo de reduzir os riscos de contaminação nos agroecossistemas. Entre essas estratégias, o tratamento por compostagem da cama de frango, antes de sua aplicação como fertilizante orgânico, tem ganhado destaque significativo. Essa abordagem não apenas promove a transformação do resíduo em um insumo mais seguro, mas também contribui para a diminuição da biodisponibilidade de metais pesados presentes na cama de frango (SOUZA et al., 2019).

A principal forma de reduzir a biodisponibilidade desses elementos na compostagem é através da imobilização desses elementos em estruturas orgânicas mais humificadas de maior recalcitrância. Entretanto, para alguns metais pesados, apenas a compostagem não é suficiente para a redução da sua biodisponibilidade (SOUZA, 2021). Assim a adição de materiais adsorventes, que são capazes de formar complexos de elevada estabilidade com esses elementos, podem contribuir para a redução da biodisponibilidade e toxicidade desses elementos. Diante disso, o biocarvão, devido sua característica de elevada superfície de adsorção e alta densidade de grupos funcionais de superfície, pode reduzir a biodisponibilidade dos metais pesados durante a compostagem pela complexação desses elementos na estrutura ou, por ação indireta, através da estimulação da atividade microbiana e formação de húmus durante a compostagem (HAHN, 2004).

O biocarvão, também conhecido como carvão vegetal ou terra preta, é um material carbonizado produzido a partir da pirólise da biomassa, material este que é submetido a altíssimas temperaturas. Logo, sua estrutura porosa e propriedades químicas únicas têm demonstrado a capacidade de adsorver, imobilizar e reduzir a biodisponibilidade de metais pesados no solo (LEHMANN e JOSEPH, 2009). Nesse contexto, pesquisas recentes têm explorado a influência do biocarvão na compostagem de resíduos orgânicos e sua interação com metais pesados. Estudos como o de Zhang et al. (2020) corroboram com o tema, quando demonstraram que a adição de biocarvão reduziu, significativamente, a lixiviação de metais pesados, tornando-os menos disponíveis para contaminação do solo e das águas subterrâneas.

Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial do biocarvão (BC), adicionado à cama de frango, na redução da biodisponibilidade de metais pesados durante o processo de compostagem.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Metais Pesados

Metal pesado é um termo adotado para identificar um grupo de metais e metalóides que estão associados com poluição e toxicidade, incluindo neste termo alguns elementos que, em baixa concentração, são essenciais aos organismos vivos (AMARAL SOBRINHO et al., 2009). Esses elementos, assim como cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni), zinco (Zn), entre outros, em geral, estão naturalmente presentes nos solos em baixas concentrações por consequência dos processos pedogenéticos do solo ao longo do tempo Alloway, (1995) e da atividade vulcânica (PAZ-FERREIRO et al., 2014). Todavia, com a intensificação das atividades industriais, da urbanização e da agricultura os riscos de contaminação dos solos pelos metais pesados têm aumentado (ANDRADE et al., 2009).

Os metais pesados podem ser adicionados ao solo por meio da aplicação de lodo de esgoto, adubação fosfatada Hooda; alloway, (1998), fundição, mineração, uso de pesticidas e fertilizantes Paz-ferreiro et al., (2014), além de outros resíduos provenientes de indústrias e urbanos. A mineração, o processamento e uso de metais têm causado contaminação ambiental diversa e difusa, com altas concentrações de vários metais, como Cd, Cu, Pb e Zn.

Os metais pesados presentes no solo podem ser absorvidos pelas plantas ou, alternativamente, lixiviados, resultando na contaminação das águas subterrâneas (PIERANGELI et al., 2005). Nesse cenário, o dano ambiental associado à contaminação ocorre quando a quantidade de metal liberada no ambiente ultrapassa a capacidade do solo de retê-lo. Consequentemente, esses metais pesados podem ser assimilados pelas plantas ou transportados para os lençóis freáticos, comprometendo a qualidade da água (BERTOLI, 2011; FERNANDES et al., 2011). Esse fenômeno destaca a importância de monitorar e gerenciar a presença de metais pesados no solo, a fim de proteger tanto os agroecossistemas quanto os recursos hídricos.

Vários metais são adicionados às rações para gados e aves, não apenas como nutrientes essenciais, mas também como suplemento para melhorar a saúde e a eficiência alimentar (BOLAN et al., 2010). Nutrientes essenciais, como cobre e zinco, participam de uma ampla gama de processos enzimáticos envolvendo muitos aspectos das funções fisiológicas. Além disso, muitos metais, incluindo Co, Fe, Mn e Se, são adicionados como aditivos alimentares e promotores de crescimento para prevenir doenças, melhorar o ganho de peso e a conversão alimentar, e a aumentar a produção de ovos no caso de aves (MILLER et al., 1986). Grande parte desses metais não são totalmente assimilados pelos animais e, consequentemente, são eliminados nos seus dejetos e se concentram nos resíduos.

A biodisponibilidade dos metais pesados no solo é, em grande parte, determinada pelas formas químicas desses elementos e pelos mecanismos de complexação com a matéria orgânica. Em contrapartida, os teores totais de metais pesados apresentam uma influência relativamente menor sobre esse processo (SU e WONG, 2004; ZHELJAZKOV e WARMAN, 2004; HE et al., 2009b). Essa compreensão é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo e remediação em ambientes contaminados, de maneira que a interação entre os metais pesados e a matéria orgânica pode afetar significativamente sua disponibilidade para as plantas e organismos do solo.

Os procedimentos de extração sequencial se baseiam na reação de amostras de solo com uma série de soluções extratoras com força de extração/solubilização crescentes, que causam a liberação sucessiva dos metais a partir de sítios de sorção com reatividade crescente (ou disponibilidade decrescente). Essas técnicas fornecem informações sobre a distribuição do elemento entre as diferentes fases geoquímicas do solo, entretanto pode ser aplicado em resíduos orgânicos. Para solos, que propõe a existência de compartimentos de elementos com

diferentes solubilidades e capacidade de mobilização, determinados, seletivamente, pela utilização de diferentes reagentes, com diferentes forças extratoras (RAMÍREZ, 2018). Sendo assim, são obtidas informações quantitativas sobre as forças de ligação dos metais nas frações sólidas e o potencial de reação dos metais em distintas modificações naturais e antrópicas do meio ambiente (MARTINS et al., 2013).

Variados métodos de extração sequencial foram propostos para a análise de amostras de solo, conforme indicado por (TESSIER et al., 1979; SHUMAN, 1985; MA & UREN, 1998; URE et al., 1993; SILVEIRA et al., 2006). No entanto, esses esquemas de extração não são padronizados, resultando em várias modificações que visam adaptar as metodologias às condições específicas de cada estudo (SILVEIRA et al., 2006). Como consequência, a complexidade e o número de frações solubilizadas podem variar significativamente dependendo do procedimento adotado. Entre as diversas metodologias disponíveis, a proposta por Tessier et al. (1979) se destaca como a mais amplamente utilizada e citada na literatura, sendo especificamente desenvolvida para amostras de solos e sedimentos. Este método considera cinco frações geoquímicas: a fração trocável; a fração ligada a carbonatos; a fração associada a óxidos de ferro e manganês; a fração ligada à matéria orgânica; e a fração residual. Ao longo do tempo, o método original passou por inúmeras modificações, com alterações nos reagentes, concentrações e proporções utilizadas, o que dificultou a comparação entre os resultados obtidos em diferentes estudos. Por meio dessa situação, visando à padronização de um método de extração sequencial que possibilite comparações mais consistentes entre os resultados, a Comissão Europeia, através do Bureau Community of Reference (BCR), desenvolveu um método simplificado com o intuito de garantir uma ampla aceitação internacional. Essa iniciativa é fundamental para promover a uniformidade nas análises e facilitar a interpretação dos dados obtidos em pesquisas sobre contaminação do solo. O protocolo BCR, possui boa reprodutibilidade e recuperação Davutluoglu et al., (2011), e possibilita o fracionamento de metais em quatro frações: F1 - fração hidrosolúvel, considerada a fração biodisponível; F2 – fração solúvel em maio ácido; F3 – fração solúvel em cloridrato de hidroxilamina; e F4- fração oxidada.

2.2 Cama de Frango

A cama de aviário, comumente referida como cama de frango (CF) ou esterco de aviário, é constituída por uma combinação de excrementos e penas de aves, além de incluir ração desperdiçada proveniente dos comedouros, aves que faleceram, produtos veterinários e substâncias utilizadas no tratamento da cama durante seu uso (HAHN, 2004). Essa composição heterogênea torna a cama de aviário um material rico em nutrientes, mas também suscetível a questões relacionadas à gestão ambiental e à saúde pública.

Para a seleção do material absorvente com compõe a CF algumas características devem ser observadas, tais como: o tamanho médio das partículas; a maciez; a capacidade de absorção de umidade; liberação de umidade; o isolamento térmico; o baixo custo, e a facilidade de obtenção (EGUTE et al., 2009). As funções da cama de frango assimilam, entre outras, terem boa capacidade higroscópica, retém umidade, ser rico em carbono (celulose e lignina) e ter partículas de tamanho médio (material picado ou triturado). Além de tudo, a cama deve também possuir características que contribuam para seu aproveitamento como composto, fertilizante ou combustível (COBB, 2009).

Até 2001, após sua utilização, a cama de frango destinava-se à alimentação de ruminantes. Porém, decorrente dos casos registrados de encefalopatia espongiforme bovina na Europa, possivelmente, transmitida por meio da cama de frango, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por meio da Instrução Normativa n. 8/04, proibiu o uso em

todo o território nacional de excretas de aves para a alimentação de ruminantes (PALERMO et al., 2005).

Isso mostra que a sua utilização como adubo orgânico é conveniente por ser, ao mesmo tempo, uma forma mais racional e econômica para o descarte deste resíduo, como também uma forma eficiente de adubação das culturas, mostrando sua importância e destaque (KPOMBLEKOU-A e MORTLEY, 2016). Uma vez que, com a realização de todos os manejos necessários, durante o lote e no período de vazio sanitário, a CF pode ser um produto rico em macro e micronutrientes que pode ser utilizado de forma racional como um adubo orgânico ou como condicionador de solo, melhorando as características físicas e químicas do solo onde for aplicado.

De acordo com Blum et al., (2003) a cama de frango de corte torna-se uma boa fonte de nutrientes ao solo, quando manejada adequadamente, podendo suprir parcialmente ou totalmente o adubo químico na cultura. A incorporação de fertilizante orgânico derivado da cama de frango pode desempenhar um papel significativo na melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo (VALADÃO et al., 2011). Contudo, a utilização da matéria orgânica como único parâmetro para a recomendação de adubação nitrogenada se revela insuficiente. Embora a cama de frango seja uma fonte importante de nitrogênio (N) para as plantas, é fundamental que esse nutriente seja liberado em formas minerais que possam ser efetivamente absorvidas pelas plantas (ARGENTA et al., 2002). Essa consideração é crucial para otimizar o uso de fertilizantes e garantir um crescimento saudável das culturas.

A matéria orgânica representa a principal reserva de nitrogênio do solo, caracteriza pelo suprimento do nutriente para as culturas. O valor agronômico da cama de aves está diretamente associado à quantidade de nutrientes presentes, principalmente N, P e K, e à taxa de liberação deles para as plantas. De acordo com Argenta et al., (2007), aproximadamente, 55% do N, 70% do P e 80% do K são excretados através das fezes das aves, sendo que esta elevada concentração de nutrientes se deve a alimentação das aves na qual contém elevados teores de nutrientes e baixa assimilação pelos animais. Em 240 amostras avaliadas de cama de frango de corte Zhang et al., (2002) obteve os teores médios de 2,8% de N, 2,7% de P e 2,3% de K, com teores de umidade de 23% e pH de 7,1%.

Embora a cama de aviário apresente efeitos positivos significativos sobre a produtividade das culturas, seu uso na agricultura pode também levar ao aumento dos níveis de poluição ambiental, especialmente em relação à atmosfera. Isso ocorre devido à emissão de óxido nitroso (N_2O) resultante do processo de desnitrificação, que contribui para o efeito estufa e o aquecimento global. Ademais, a aplicação inadequada desse material pode causar impactos negativos nos mananciais, bem como nas águas superficiais e subterrâneas, por meio da lixiviação de nitratos (BALLEM, 2011). Essas questões ressaltam a necessidade de um manejo cuidadoso e sustentável da cama de aviário, visando equilibrar os benefícios agronômicos com a proteção ambiental.

Os resíduos oriundos da criação de frangos de corte podem ser caracterizados como poluentes ao meio ambiente, isso porque aos resíduos provenientes da avicultura, de modo que não tratado adequadamente, podem causar diversos problemas ambientais. Além de tudo, a rápida degradação microbiana desses materiais pode levar à volatilização de amônia, geração de odores desagradáveis e atração de insetos e roedores. Ademais, a acumulação inadequada pode contaminar o solo e os corpos d'água adjacentes, afetando a qualidade ambiental. Entretanto, o manejo adequado destes resíduos com altos conteúdos de nutrientes possibilita uma redução do impacto ambiental (OLIVEIRA et al, 2013).

2.3 Compostagem

Os resíduos gerados pela produção animal podem ser estabilizados através de processos biológicos que envolvem microrganismos aeróbios, um método conhecido como compostagem (HADIN et al., 2016). Esses processos são notáveis por resultarem em matéria orgânica mais estabilizada, apresentarem baixo custo de implantação e manutenção, além de serem altamente eficientes na degradação de substâncias tóxicas e patógenos. A compostagem também promove a redução da massa e do volume dos resíduos, a concentração de nutrientes e a valorização orgânica dos materiais (COSTA et al., 2009; LARNEY et al., 2006; LARNEY et al., 2008).

A compostagem é um processo que envolve a transformação da matéria orgânica por meio de uma sucessão rápida de populações microbianas que operam sob condições aeróbicas. Essa dinâmica microbiana é fundamental para a degradação eficiente dos resíduos orgânicos, resultando em um produto estabilizado que pode ser utilizado como fertilizante. A atividade desses microrganismos não apenas promove a decomposição da matéria, mas também contribui para a melhoria das propriedades do solo e para a ciclagem de nutrientes. Durante esse processo, parte da matéria orgânica é mineralizada em dióxido de carbono (CO₂), enquanto outra parte é convertida em matéria orgânica estabilizada, como as substâncias húmicas (WU et al., 2014). Esta técnica é amplamente aceita como uma solução para a reciclagem de resíduos orgânicos na agricultura, pois evita os problemas associados à aplicação direta de resíduos ou materiais pouco estabilizados, como a imobilização de nutrientes e a fitotoxicidade (GUIDONI et al., 2013). Ademais, a compostagem proporciona uma destinação adequada para os resíduos, prevenindo seu acúmulo em locais inadequados (FAN et al., 2017). Deste modo, a compostagem se destaca como uma das melhores opções para o tratamento de resíduos agrícolas, sendo um processo ambientalmente favorável que agrega valor a uma ampla variedade de materiais. Os compostos resultantes são amplamente utilizados em jardins, hortas, substratos para plantas e na adubação do solo para produção agrícola em geral (EPSTEIN, 2011). O composto obtido é rico em matéria orgânica, que desempenha um papel crucial na manutenção da fertilidade do solo, além de fornecer nutrientes essenciais para as plantas. Quando realizada adequadamente, a compostagem pode reduzir o risco de contaminação dos alimentos, garantindo a segurança na utilização dos resíduos provenientes da produção animal.

A aplicação desse composto também contribui para a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Esses benefícios ajudam o solo a se tornar mais resistente a problemas ambientais como doenças, secas e toxicidade, além de facilitar a absorção de nutrientes pelas culturas e favorecer a ciclagem de nutrientes devido à intensa atividade microbiana (MISRA et al., 2003; EPSTEIN, 2011). Como resultado, observa-se um aumento nos rendimentos produtivos e uma diminuição nos gastos com fertilizantes inorgânicos.

O processo de compostagem pode ser dividido em duas fases principais: termofílica e mesofílica (CHIARELOTTO et al., 2018). Essa dinâmica envolve uma comunidade microbiana bastante heterogênea (ARAÚJO et al., 2009). A fase termofílica ocorre entre 45°C e 65°C e é crucial para aumentar a eficiência do processo, promovendo a redução do volume e da massa dos materiais compostados (JEONG, 2001). Essa etapa é fundamental para diminuir o número de microrganismos patogênicos presentes nos resíduos; portanto, é essencial manter temperaturas entre 55°C e 65°C para garantir a redução da carga microbiana do produto (JÚNIOR et al., 2010; SANTOS, 2016). Contudo, a fase mesofílica mantém temperaturas entre 30°C e 45°C durante grande parte do processo, caindo para valores entre 25°C e 30°C ao final (ORRICO et al., 2007). Durante essa fase final da compostagem, ocorre a maturação do composto, resultando em um aumento significativo na qualidade do composto orgânico (BERNAL et al., 2009). Basicamente, o processo de compostagem oferece inúmeras vantagens para os produtores. Além de ser economicamente viável, essa técnica reduz a quantidade total

de resíduos gerados, evita a formação de odores desagradáveis e pode ser realizada em qualquer época do ano (OTENIO et al., 2010).

2.3.1 Fatores que afetam a compostagem

a) Temperatura

O processo inicial de decomposição é conduzido por microrganismos mesófilos, que degradam os componentes solúveis e rapidamente degradáveis. Como resultado do metabolismo desses microrganismos, que é exotérmico, calor é gerado e acumulando no interior da leira, a temperatura se elevada para valores em torno de 40 a 45°C, num período de 2 a 3 dias. Quando a temperatura atinge valores superiores aos 45 °C, os organismos mesófilos são suprimidos pela comunidade termofílica, iniciando a fase em que se deve à máxima decomposição dos compostos orgânicos, a fase de degradação ativa, onde os polissacarídeos, como amido, celulose e proteínas, são transformadas em subprodutos mais simples. Durante essa fase, a temperatura da massa tende a se elevar como resultado do acúmulo de calor produzido pelos organismos. Contudo, deve-se manter tal valor entre 55 e 65 °C, pois temperaturas acima de 70 °C mantidas por longos períodos, apesar de tornarem o processo mais eficiente na inativação de patógenos, que geralmente são mesofílicos, restringem o número de microrganismos decompositores, podendo assim acarretar na insolubilização de proteínas hidrossolúveis e no desprendimento de amônia, em especial quando o material possuir baixa relação C/N, como é verificado na cama de frango, por exemplo (KIEHL, 2004; VALENTE, 2009).

A temperatura é frequentemente considerada por diversos pesquisadores como o indicador mais significativo da eficiência do processo de compostagem. Ela está intimamente relacionada à atividade metabólica dos microrganismos envolvidos, a qual é diretamente influenciada pela taxa de aeração disponível durante a compostagem (PEREIRA NETO, 1988; LI et al., 2008). Essa relação destaca a importância de um controle adequado da temperatura e da aeração para otimizar a degradação da matéria orgânica e garantir a eficácia do processo de compostagem.

b) Umidade

A umidade é um fator crucial para as atividades metabólicas e fisiológicas dos microrganismos envolvidos na compostagem, com uma faixa ideal de umidade situada entre 50% e 60% (TIQUIA et al., 1998b; RODRIGUES et al., 2006). Estudos de Richard et al. (2002) afirmam que materiais com 30% de umidade diminuem a atividade microbiana. O excesso de umidade compromete o aumento de oxigênio na leira, uma vez que a matéria orgânica em decomposição é hidrófila, fazendo com que as moléculas de água se apeguem fortemente à superfície das partículas e saturando seus microporos e macroporos (ECOCHEM, 2004).

Essa saturação impacta negativamente as propriedades físicas e químicas do composto (TIQUIA et al., 1998b). Além disso, a umidade interfere indiretamente na temperatura do processo de compostagem, que é uma consequência da atividade metabólica dos microrganismos. Foi observado em um experimento conduzido por Tiquia et al. (1998b), os efeitos de três níveis de umidade (50%, 60% e 70%) sobre a atividade microbiana na compostagem da cama de suínos. Os resultados mostraram um efeito significativo da umidade sobre a atividade microbiana e, consequentemente, sobre a temperatura da massa em compostagem. Deste modo, os pesquisadores observaram que os teores de umidade entre 50% e 60% promoveram uma atividade microbiana significativamente maior em comparação com níveis de umidade em torno de 70%, isso porque à melhor troca gasosa e à penetração do

oxigênio na massa em compostagem. Todavia, Sellami et al. (2008) investigaram a compostagem da mistura de resíduos da produção de azeite de oliva, excretas de aves e casca de gergelim, constatando que o teor de umidade na faixa de 50% a 70% favoreceu a degradação da matéria orgânica. Da mesma forma, Sivakumar et al. (2007) estudaram a compostagem de carcaças de frangos, excretas de frangos e palha, verificando que teores de umidade entre 40% e 65% estimularam a atividade microbiana. Logo esses estudos evidenciam a importância do controle adequado da umidade no processo de compostagem, uma vez que ela influencia diretamente tanto a atividade microbiana quanto a eficiência geral do processo.

c) Aeração

A aeração é considerada um dos fatores mais críticos no processo de decomposição da matéria orgânica, conforme destacado por Peixoto (1988). Ela é classificada como o principal mecanismo para evitar o aumento excessivo da temperatura durante a compostagem, além de aumentar a velocidade de oxidação, reduzir a liberação de odores e minimizar o excesso de umidade em materiais em decomposição (PEREIRA NETO, 1994; KIEHL, 2004). A baixa disponibilidade de oxigênio compromete a viabilidade dos microrganismos aeróbios, que são então substituídos por anaeróbios. Essa transição é indesejável, pois pode levar à emissão de odores desagradáveis (KIEHL, 2004). O fornecimento adequado de ar é de suma importância durante todo o processo de compostagem, especialmente na fase de degradação ativa, onde a atividade microbiana é mais intensa. Uma vez que a manutenção de condições aeróbicas não apenas favorece a eficiência do processo, mas também contribui para a produção de um composto de maior qualidade. Portanto, o controle da aeração deve ser uma prioridade nas práticas de compostagem para garantir um ambiente propício ao desenvolvimento dos microrganismos benéficos e à degradação eficaz da matéria orgânica. Na fase de maturação, com a diminuição da atividade microbiana, reduz-se também a necessidade de aeração (PEIXOTO, 1988).

d) pH

Ao longo do processo de compostagem, o pH da mistura tende a variar, sendo este parâmetro útil para monitorar a maturação do substrato obtido. De maneira geral, uma leira de compostagem apresenta inicialmente um pH ácido, o que se deve ao fato de que muitos dos materiais utilizados, como fezes e resíduos vegetais, possuem uma natureza ácida. Assim, durante a fase mesófila, que marca o início da decomposição, ocorre a formação de ácidos orgânicos e a incorporação de carbono microbiano ao protoplasma celular, o que resulta em um meio mais ácido do que o material de origem. Nessa fase inicial, os microrganismos também metabolizam o nitrogênio orgânico, convertendo-o em nitrogênio amoniacal. Ao longo do processo de compostagem, essa amônia pode ser perdida por volatilização ou convertida em nitrato por meio do processo de nitrificação, um fenômeno que contribui para a acidificação (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001). Vale ressaltar que, se o pH diminuir para níveis críticos, com valores iguais ou inferiores a 5,0, pode ocorrer a inibição da atividade microbiana, comprometendo o processo e impedindo que se alcance a fase termofílica (FERNANDES e SILVA, 1999).

Posteriormente a fase mesófila, espera-se que os valores de pH aumentem devido à liberação de bases durante a decomposição da matéria orgânica. Essas bases reagem com os ácidos orgânicos e minerais formados anteriormente no composto. É comum observar também a formação de ácidos húmicos, que posteriormente reagem com elementos químicos alcalinos para formar humatos alcalinos (VALENTE et al., 2009). Além disso, a diminuição da disponibilidade de oxigênio ou condições de anaerobiose podem levar à perda do nitrato

previamente formado por desnitrificação, um fenômeno que tem um efeito alcalinizante (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001). Assim, a tendência é que o pH aumente à medida que a mistura de resíduos é decomposta. Essa dinâmica do pH é fundamental para garantir a eficiência do processo de compostagem e a qualidade do composto final.

e) Granulometria

A granulometria, ou dimensão das partículas, é um parâmetro crucial que afeta o processo de compostagem, uma vez que a degradação da matéria orgânica é influenciada pela superfície específica do resíduo. Deste modo, quanto menor a granulometria dos materiais utilizados, maior será a área superficial em contato com o oxigênio, o que favorece a atividade microbiana e aumenta a taxa das reações bioquímicas. Entretanto, partículas excessivamente finas podem levar à compactação do material, dificultando a difusão de oxigênio e criando zonas de anaerobiose. Essa compactação também pode prejudicar a distribuição dos microrganismos e dos metabólitos microbianos, comprometendo a eficiência do processo (FERNANDES e SILVA, 1999; VALENTE, 2009).

Uma perspectiva eficaz para otimizar a granulometria é a mistura de diferentes tipos de resíduos. Essa prática tem se mostrado uma solução viável para adequar o tamanho das partículas e melhorar as condições do processo de compostagem (ANDREOLLI, 2001; FERNANDES e SILVA, 1999; VALENTE, 2009). A combinação de materiais com diferentes características físicas pode promover uma estrutura mais porosa e arejada, favorecendo tanto a atividade microbiana quanto a eficiência geral da decomposição.

f) Relação C/N

A relação carbono/nitrogênio (C/N) é um índice fundamental para o crescimento dos organismos durante o processo de compostagem, visto que os microrganismos tem necessidade de carbono como fonte de energia e de nitrogênio para a síntese de proteínas (VALENTE, 2009). Então a quantidade de nitrogênio requerida por unidade de carbono pode variar conforme os tipos de microrganismos envolvidos, todavia pesquisas indicam que a relação C/N inicial ideal para o substrato de compostagem deve situar-se em torno de 30. Contudo, esse valor pode oscilar entre 20 e 70, dependendo da biodegradabilidade do material utilizado (VALENTE, 2009).

A inadequação da relação C/N pode resultar em problemas tanto em situações de valores baixos quanto altos desse parâmetro. Relações muito baixas podem levar à perda de nitrogênio por volatilização da amônia, enquanto relações elevadas diminuem o desenvolvimento dos microrganismos devido à escassez de nitrogênio necessário para a síntese proteica, resultando em um processo de decomposição mais lento. Ao final da compostagem, a relação C/N tende a convergir para um intervalo entre 10 e 20. Por essa razão, esse parâmetro é considerado um indicador importante da qualidade do composto final (VALENTE, 2009).

Logo, o monitoramento e a adequação da relação C/N são essenciais para otimizar o processo de compostagem e garantir a produção de um composto de alta qualidade.

g) Microrganismos

De acordo com Miller (1992), o processo de compostagem é caracterizado por uma contínua mudança nas espécies de microrganismos envolvidos, em resposta às variações nas condições do meio. Essa dinâmica torna praticamente impossível identificar todas as espécies presentes. Smith e Paul (1990) enfatizam que a compreensão dos processos microbianos é essencial para entender a ciclagem de nutrientes e a dinâmica da matéria orgânica. Além disso, a intensidade da atividade dos microrganismos decompõeadores durante a compostagem está diretamente relacionada à diversidade e à concentração de nutrientes disponíveis (Pereira Neto, 2007). A microbiota do composto desempenha um papel crucial na determinação da taxa de decomposição e é responsável pela maioria das modificações químicas e físicas do material (MONDINI et al., 2004).

Os principais nutrientes presentes em resíduos de origem vegetal e animal encontram-se predominantemente em formas orgânicas e passam por diferentes estágios Kiehl (1985), com intensidades variadas e por diferentes populações de microrganismos. Esses organismos secretam enzimas que permitem a digestão da matéria orgânica fora da célula (PRIMAVESI, 1981). Para que ocorra essa digestão, os microrganismos liberam enzimas hidrolíticas que quebram porções da matéria orgânica em formas solúveis e de baixo peso molecular. A presença de oxigênio é essencial nessa fase, pois permite que a matéria orgânica já absorvida seja metabolizada (KIEHL, 2004). Miller (1992) também destaca que a predominância de certas espécies de microrganismos e sua atividade metabólica determinam a fase do processo de compostagem. Corrêa et al. (1982) afirmam que, no início da decomposição dos resíduos orgânicos, durante a fase mesófila, predominam as bactérias, responsáveis pela quebra inicial da matéria orgânica e pela liberação de calor na massa em compostagem. Nesta fase, fungos também desempenham um papel importante como seres heterotróficos que utilizam a matéria orgânica sintetizada pelas bactérias e outros microrganismos como fonte de energia (PEREIRA NETO, 2007). Esses microrganismos produzem ácidos que degradam proteínas, amidos e açúcares (TURNER, 2002). Uma vez que a temperatura aumenta devido à liberação de calor, ocorre uma substituição dos microrganismos mesófilos por bactérias termófilas (PEIXOTO, 1988; RIFFALDI et al., 1986).

Assim, durante todo o processo de mineralização, há também um componente de imobilização, renovação da matéria orgânica e assimilação de nutrientes minerais, promovendo o crescimento e a manutenção da biomassa (AQUINO et al., 2005). Além disso, ocorre produção contínua de calor, com desprendimento de CO₂ e vapor d'água (KIEHL, 2004). Essas características estão relacionadas ao metabolismo exotérmico dos microrganismos, à respiração celular e à evaporação da água, o que favorece o aumento da temperatura gerada no interior da massa em compostagem (ZUCCONI e BERTOLDI, 1991).

Os microrganismos desempenham um papel crucial nos processos bioquímicos envolvidos na compostagem. Mudanças na diversidade microbiana, na sucessão das populações e na capacidade enzimática durante o processo de compostagem podem impactar significativamente a decomposição e a humificação dos resíduos orgânicos. Essas alterações, por sua vez, influenciam tanto a quantidade quanto a qualidade das substâncias húmicas (SH) formadas durante a compostagem (GUO et al., 2019; MAEDA et al., 2010). A compreensão da dinâmica microbiana é essencial para otimizar as condições de compostagem e garantir a produção de um composto rico em nutrientes e com propriedades benéficas para o solo. Assim, o monitoramento da diversidade microbiana e das atividades enzimáticas ao longo do processo pode fornecer insights valiosos sobre a eficiência da decomposição e a formação de compostos orgânicos estáveis. Ademais, compreender a dinâmica microbiana durante o processo de compostagem é fundamental para otimizar as condições desse processo e garantir a produção de um composto final de alta qualidade.

2.4 Biocarvão

O biocarvão, também conhecido como *biochar*, é um produto sólido da decomposição térmica da matéria orgânica a uma temperatura abaixo de 900 °C sob condições de déficit de oxigênio (AHMAD, 2014), produzido para aplicação ambiental ou agrícola. O biocarvão é composto, principalmente, de moléculas aromáticas que não estão organizadas em camadas idealmente aderentes (HUSSAIN 2016). A estrutura e as propriedades do biocarvão estão intimamente relacionadas com o processo de sua formação. Com o aumento das temperaturas de pirólise, o teor de carbono no biocarvão aumenta, enquanto o teor de hidrogênio e oxigênio diminui (portanto, a polaridade do biocarvão diminui). Dentro da faixa de 400 a 700 °C, um aumento na temperatura de pirólise leva à maior aromaticidade e hidrofobicidade do biocarvão, bem como maior área de superfície específica e volume de poros (LEHMANN e JOSEPH, 2009).

A temperatura de carbonização é um dos fatores mais determinantes nas propriedades físicas do biocarvão. Em geral, observa-se que a superfície específica do biocarvão tende a aumentar com o incremento da temperatura até um certo limite (BROWN et al., 2006). Entretanto, em temperaturas elevadas, superiores a 1000°C, ocorre um fenômeno de "derretimento" ou fusão das estruturas, resultando na degradação dos compostos aromáticos presentes. Esse processo leva à perda de carbono e de atributos físicos desejáveis, como a porosidade do material. Estas mudanças nas propriedades físicas do biocarvão em função da temperatura de carbonização são fundamentais para entender seu desempenho em aplicações agrícolas e ambientais. Portanto, é crucial otimizar as condições de carbonização para maximizar os benefícios do biocarvão, garantindo que suas características físicas sejam mantidas e potencializadas.

O tipo de matéria usada como matéria-prima também afeta as propriedades do biocarvão. Vários tipos de biomassa podem ser usados como matéria-prima para a produção de biocarvão, como resíduos do processamento de madeira, lodo de esgoto, resíduos da criação de animais e produção agrícola (INYANG, 2016). Assim, uma grande variedade de biomassas e opções tecnológicas de pirólise pode ser usada na produção de biocarvão e a sua qualidade depende destas opções. Daí a importância da seleção adequada da matéria-prima, que, posteriormente, determinará as propriedades do biocarvão. Por exemplo, o biocarvão produzido a partir de esterco animal, geralmente, tem menor superfície específica em comparação com o biocarvão derivado de madeira e massa vegetal (ZIELINSKA, 2015). Para a produção de biocarvão, é imprescindível conhecer a composição química da matéria-prima (teores de celulose e hemicelulose, lignina, cinzas e extractivos), uma vez que a dinâmica de degradação térmica depende desta composição.

Além disto, quanto maior o teor de lignina, maior o rendimento em sólido após a pirólise (LEE et al., 2013). Por outro lado, biomassas mais ricas em celulose pirolisam mais rapidamente do que as demais (GANI; NARUSE, 2007).

O biocarvão é um material altamente poroso, geralmente alcalino, e possui uma extensa área de superfície específica. Durante o processo de pirólise, é possível reter aproximadamente 50% do carbono presente na biomassa original dentro do biocarvão. Essa retenção resulta em uma estrutura aromática que confere ao biocarvão uma maior resistência à degradação em comparação com muitas outras formas de matéria orgânica no solo. A oxidação do biocarvão no solo ocorre de maneira lenta, o que favorece a formação de grupos funcionais em sua superfície, como grupos carboxílicos e fenólicos. Todavia, essa natureza recalcitrante do biocarvão não significa que ele permaneça inalterado após a aplicação no solo. É importante destacar que o tempo durante o qual o biocarvão mantém sua estabilidade é um fator crucial, embora ainda não esteja completamente compreendido, especialmente em relação a diferentes

condições climáticas (BOURKE et al., 2007). Essa compreensão é essencial para avaliar o potencial do biocarvão em práticas de manejo sustentável e na melhoria da qualidade do solo.

Durante o processo de pirólise, ocorre uma perda de massa significativa, principalmente na forma de compostos voláteis, resultando em uma matriz composta por carbonos amorfos e rígidos. À medida que a temperatura da pirólise aumenta, a proporção de carbonos aromáticos no biocarvão também se eleva, devido à perda relativa de matéria volátil (inicialmente água, seguida por hidrocarbonetos, vapores de alcatrão, além de H₂, CO e CO₂) e à conversão de grupos alquilo em grupos arilo (anel aromático) (BOURKE et al., 2007). Usualmente, espera-se que o biocarvão não sofra degradação significativa durante a compostagem, dada a sua estrutura química recalcitrante (PROST et al., 2013). No entanto, dependendo da matéria-prima utilizada e das condições de pirólise, biocarvões derivados de madeira processados em temperaturas relativamente baixas podem apresentar degradação parcial, liberando compostos que servem como uma fonte de carbono orgânico para os microrganismos.

Uma pesquisa realizada por Zhao et al. (2017) com biocarvão obtido a partir de ramificações de árvores revelou que, com o aumento da temperatura de pirólise, houve uma redução na quantidade de grupos funcionais ácidos, como os ácidos carboxílicos, além de um aumento na porosidade e na área superficial do material. A densidade do biocarvão é uma característica física crucial. A massa específica do biocarvão produzido a partir de diferentes tipos de madeira em fornos tradicionais varia geralmente entre 0,45 g cm⁻³ e 0,30 g cm⁻³ (PASTOR-VILLEGRAS et al., 2006). A porosidade do biocarvão é responsável pela maior parte das superfícies com cargas reativas (PETTER e MADARI, 2012). Isso mostra que essas estruturas periféricas reativas podem ser hidrofílicas ou hidrofóbicas e apresentar diferentes níveis de reatividade, dependendo da eletronegatividade dos grupos funcionais que se ligam ao carbono nas estruturas aromáticas policondensadas. Isso resulta em uma heterogeneidade química na superfície do biocarvão (BRENNAN et al., 2001). Portanto, as propriedades físicas e químicas do biocarvão, como porosidade, área de superfície específica e cargas eletroquímicas, são fortemente influenciadas pela temperatura de carbonização e pelas condições de concentração de oxigênio ao longo do processo (PETTER e MADARI, 2012).

Durante a compostagem, o biocarvão contribui para a degradação do carbono orgânico solúvel (DOC) em maior grau do que nos sistemas sem adição de biocarvão (KHAN et al., 2014). Devido à grande porosidade e diversidade de poros do biocarvão, a sua adição à massa orgânica compostada aumenta a porosidade da mistura de materiais. Devido a isso, os processos dependentes de oxigênio dominam durante a compostagem, o que leva a um processo de compostagem mais eficiente. O biocarvão também tem um efeito acelerador indireto na degradação da matéria orgânica através da estimulação da atividade microbiana e enzimática, que por sua vez causa um aumento da temperatura durante a compostagem (ZHANG et al., 2016). A presença de biocarvão nos compostos causa também o aumento da estabilidade das substâncias húmicas através do aumento do caráter aromático da matéria orgânica durante a compostagem, conforme observado por (JINDO et al., 2016).

A incorporação de biocarvão na compostagem pode aprimorar significativamente o processo, principalmente devido à sua capacidade de criar um ambiente propício para o desenvolvimento de microrganismos decompositores. Isso se deve à sua extensa área de superfície, que favorece a colonização microbiana, além de aumentar a porosidade do composto. Essa maior porosidade resulta na diminuição da densidade do material, o que, por sua vez, melhora a aeração e a disponibilidade de oxigênio (O₂) na leira. Adicionalmente, o biocarvão possui uma alta capacidade de troca catiônica (CTC), o que lhe permite reter nutrientes de forma eficaz. Logo, essa característica é crucial para evitar a perda de nutrientes por lixiviação ou volatilização, garantindo que eles permaneçam disponíveis para o metabolismo dos microrganismos presentes na leira. Assim, o biocarvão não apenas serve como um suporte físico para o desenvolvimento microbiano, mas também contribui para a eficiência

geral do processo de compostagem ao promover a retenção de nutrientes essenciais. Ademais, o biocarvão possui uma capacidade alcalinizante que ajuda a neutralizar a acidez gerada nos primeiros dias de decomposição da matéria orgânica. Essa propriedade é fundamental para evitar que o pH do meio fique abaixo da faixa ideal para a atividade dos microrganismos (SANCHEZ-MONEDERO et al., 2018). Segundo Dias et al. (2010), em relação à estrutura e às características físicas da leira em compostagem, aditivos como o biocarvão podem aumentar os espaços vazios por meio do aumento da porosidade. Isso previne a compactação do material e, consequentemente, melhora a oxigenação. Além do mais, no que diz respeito à sua composição química, os autores afirmam que o biocarvão serve como uma fonte de carbono, proporcionando energia essencial para os microrganismos envolvidos no processo de decomposição (SANCHEZ-MONEDERO et al., 2019). Dessa forma, a adição de biocarvão não apenas melhora as condições físicas da leira, mas também contribui para a eficiência metabólica dos microrganismos, favorecendo o processo de compostagem como um todo.

Existem diferentes maneiras pelas quais o biocarvão pode afetar direta ou indiretamente a microbiologia do composto. Vários autores observaram por microscopia eletrônica de varredura (MEV) a proliferação de microrganismos em superfícies de biocarvão durante a compostagem (YOSHIZAWA et al., 2006; WEI et al., 2014). A colonização do biocarvão foi atribuída à sua porosidade, grande área de superfície, sorção de carbono orgânico dissolvido e sua alta capacidade de retenção de água (PROST et al., 2013). Enquanto a maioria dos microporos são muito pequenos para a maioria dos microrganismos, de fato os macroporos podem ser colonizados pela microflora, considerando também a grande variação do tamanho dos poros registrada em biocarvões produzidos por diferentes matérias-primas e condições de pirólise. Tamanho dos macroporos (diâmetros médios dos poros 0,4–13 µm) se encaixa bem nos tamanhos gerais de procariontes (1–10 µm) (THIES e RILIG, 2009).

Assim, efeitos positivos adicionais do biocarvão na compostagem incluem: o carregamento da matriz porosa e superfícies adsortivas do biocarvão com nutrientes. (SCHMIDT et al., 2014).

2.5 Formação de Substâncias Húmicas no Processo de Compostagem

A matéria orgânica encontrada em solos, turfas, sedimentos e águas naturais é um sistema complexo composto por diversas substâncias que estão em constante transformação, influenciadas por fatores físicos, químicos e biológicos. Os produtos resultantes dessas transformações podem ser classificados em dois grandes grupos. O primeiro grupo, conhecido genericamente como substâncias não húmicas, é formado por compostos como proteínas, aminoácidos, polissacarídeos, ácidos graxos e outras biomoléculas que possuem características físicas e químicas bem definidas.

Em contraste, o segundo grupo é denominado substâncias húmicas (SH), que se originam da oxidação e subsequente polimerização da matéria orgânica. As substâncias húmicas constituem uma mistura heterogênea de moléculas polidispersas, com altas massas moleculares e uma variedade de grupos funcionais. Além disso, essas substâncias são caracterizadas por sua longa permanência no solo, o que lhes confere uma natureza recalcitrante (STEVENSON, 1994; PICCOLO, 2001; GARCÍA et al., 2018a). Esta distinção entre os dois grupos é fundamental para entender o papel da matéria orgânica na fertilidade do solo e na dinâmica dos ecossistemas.

As substâncias húmicas (SH) resultam de transformações químicas e biológicas da matéria orgânica, oriundo tanto de fontes vegetais quanto animais, além do metabolismo microbiano, elas representam o maior reservatório de carbono orgânico na superfície terrestre Simpson et al., (2002) e desempenham um papel crucial na regulação de diversos processos ecológicos e ambientais. As SH colaboram para o crescimento das plantas e a saúde dos

ecossistemas terrestres, regulam os ciclos do carbono e do nitrogênio no solo, influenciam o destino e o transporte de compostos antropogênicos e metais pesados, além de estabilizar a estrutura do solo (PICCOLO, 2002). Ademais, essas substâncias afetam a fisiologia das plantas e a composição e função dos microrganismos presentes na rizosfera (VARANINI e PINTON, 2001). As moléculas de SH são heterogêneas e suas associações são determinadas por fatores como forma, tamanho, afinidade química e hidrofobicidade. A estabilidade dessas associações é influenciada pela força das interações que mantêm sua estrutura supramolecular (PICCOLO, 2012). Com base em sua solubilidade em soluções ácidas e básicas, as SH são operacionalmente classificadas em três categorias: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Os ácidos fúlvicos (AF) são solúveis em toda a faixa de pH e são compostos principalmente por polissacarídeos, aminoácidos e compostos fenólicos. Eles se destacam por serem mais reativos do que as outras frações devido à maior quantidade de grupos carboxílicos e fenólicos que contêm (SILVA e MENDONÇA, 2007).

Recentemente, estudos têm se concentrado na ação dos AF sobre o metabolismo e o crescimento das plantas, considerando-os a fração humificada com menor massa molecular e maior solubilidade no solo (STEVENSON, 1994). Os ácidos húmicos (AH), por sua vez, são solúveis em meio alcalino, mas insolúveis em meio ácido. Eles são caracterizados por sua coloração escura e por serem compostos de macromoléculas com massa molecular superior à dos AF (STEVENSON, 1994). Os AH apresentam um teor de carbono mais elevado, menor teor de oxigênio e um teor semelhante de hidrogênio em comparação aos AF (PICCOLO, 2002). A humina (HUM) é insolúvel tanto em meio ácido quanto alcalino e possui uma capacidade de reação reduzida (RICE, 2001). Sua baixa acidez em relação aos AF e AH, juntamente com sua forte associação com minerais do solo, resulta em sua insolubilidade em meio aquoso alcalino (STEVENSON, 1994). Além disso, essa insolubilidade pode ser atribuída à forte adsorção da humina aos constituintes inorgânicos do solo (PRIMO et al., 2011).

Em relação às características estruturais das SH, a presença de grupos funcionais distintos como carboxilas, hidroxilas fenólicas e carbonilas confere a essas substâncias um comportamento polieletrolítico. Isso permite que atuem como agentes complexantes para diversos íons metálicos (ROCHA e ROSA, 2003). As interações entre as SH e os íons metálicos influenciam as propriedades do solo, impactando diretamente as plantas. Processos essenciais para o desenvolvimento vegetal como precipitação e dissolução, troca iônica, mobilidade, transporte e acumulação de nutrientes bem como a química e a atividade bioquímica dos metais são fortemente modulados pelas SH. Isso se deve à presença de grupos funcionais como CO_2 , H_2 , OH fenólicos, $\text{C}=\text{O}$, $-\text{COOH}$ e $-\text{NH}_2$ em sua estrutura, que permitem formar ligações mais estáveis do que aquelas encontradas no solo natural. Como resultado, os elementos metálicos tendem a ser mais retidos (SCHNITZER, 1978; SHOBAA; CHUDNENKO, 2014). Desse modo, as substâncias húmicas influenciam diversos atributos do solo como a coloração escurecida, aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), redução da densidade aparente, melhor agregação das partículas e aumento da disponibilidade de fósforo e atuam como bioestimulantes para as plantas (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014; CARON et al., 2015).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Obtenção do Biocarvão

O biocarvão foi preparado a partir de carvão vegetal comercial produzido de madeira de eucalipto (Figura 1). A caracterização dos teores de metais pesados presentes no biocarvão está apresentada na Tabela 1.



Figura 1. Carvão vegetal utilizado para o experimento. Foto: Acervo do Autor.

Tabela 1. Concentração de metais pesados no biocarvão.

| Cu | Fe | Mn | Zn | Al | Ni |
|-------|-------|--------|-------|--------|------|
| mg/kg | | | | | |
| 2,76 | 28,00 | 106,62 | 17,69 | 315,60 | 2,59 |

*Cr, Pb, Cd não detectado.

O material foi seco em estufa de circulação forçada de ar e triturado utilizando moinho de bola, conforme demonstrado na (Figura 2).



Figura 2. Moinho de bola e carvão vegetal (biocarvão) triturado. Fotos: Arcevo do Autor.

3.2 Compostagem da Cama de Frango com Biocarvão

A cama de frango foi coletada em granjas localizadas no município de São José do Vale do Rio Preto (SJVRP), região serrana do Estado do Rio de Janeiro. A compostagem foi realizada durante 90 dias em área da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – Seropédica/RJ, em delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições.

As leiras de compostagem foram construídas em um local de fácil acesso, neste local foram colocado uma lona sobre o piso para a instalação das leiras, uma forma de não ter o contato direto das leiras com o piso. No total, foram 4 leiras com as respectivas doses de biocarvão e tempo de compostagem.

Os tratamentos compreenderam às diferentes proporções de biocarvão que foram adicionados à cama de frango para a realização da compostagem (ausência (0%); 5%; 10%, e 15%, com base no peso seco) e pelos diferentes tempos de compostagem da cama de frango (cama de frango não compostada, cama de frango com 30, 60 e 90 dias de compostagem).

O composto foi homogeneizado através do revolvimento manual das leiras de acordo com a temperatura da mesma (Figura 3). A temperatura foi, continuamente, monitorada utilizando termômetros de bulbo de mercúrio. A umidade do composto foi mantida em torno de 50% a 60%. Durante a compostagem, foram realizadas avaliações dos parâmetros pH, condutividade elétrica (CE), densidade e emissões de CO_2 e NH_3 do composto ao longo dos 90 dias, conforme (LAZCANO et al., 2008; BERNAL et al., 2009; SOM et al., 2009; LEAL, 2020).



Figura 3. Pilhas de compostagem e revolvimento manual das pilhas. Fotos: Arcevo do Autor.

Amostras compostas representativas foram coletadas da cama de frango não compostada e compostada durante: 14; 30; 60, e 90 dias para as avaliações de teores totais e fracionamento químico de metais pesados, nitrogênio mineral, emissões de CO_2 e NH_3 . A determinação do pH e de CE foi feita em amostras obtidas aos: 1; 7; 14; 30; 60, e 90 dias de compostagem. Amostras compostas foram obtidas por meio da coleta de amostras simples, que foram retiradas de forma aleatória das leiras de compostagem, abrangendo desde o topo até a base das leiras.

3.3 Avaliações do Composto

3.3.1 pH e condutividade elétrica

Os valores de pH e a CE foram avaliados em solução de água destilada (5:1 v/v), conforme o método descrito por BRASIL (2007). De modo que, foram utilizadas uma proporção do composto com água destilada de 5:1 (v/v) em erlenmeyer, totalizando uma mistura de 300 ml, em seguida essas amostras foram transferidas para a mesa agitadora por 1 hora a 60 RPM. Após esse período foi retirada uma pequena alíquota da solução contida nos erlenmeyers, e transferiu-se para copinhos de 10ml. As leituras do pH foram feitas nessas alíquotas, conforme demonstrado na (Figura 4). Essas determinações foram realizadas em triplicata.



Figura 4. Determinação da leitura de pH. Foto: Acervo do Autor.

A condutividade elétrica foi determinada no mesmo extrato aquoso obtido para a determinação do pH, após 1 (uma) hora de repouso das soluções Figura 5.



Figura 5. Determinação da leitura de CE. Foto: Acervo do Autor.

3.3.2 Densidade

A determinação da densidade foi feita por meio de uma proveta de 100 ml. A proveta plástica de 100 ml foi preenchida até, aproximadamente, a marca de 100 ml com o substrato na umidade atual. Em seguida, esta proveta foi deixada cair, sob a ação de sua própria massa, de uma altura de 10 cm, por 3 (três) vezes consecutivas. Com auxílio da espátula nivelou-se a superfície levemente e foi lido o volume obtido (ml). Posteriormente, pesou-se o material (g) descontando a massa da proveta. Em seguida, foram aplicadas as seguintes fórmulas: (BRASIL, 2007):

$$D.\text{úmida (kg/m}^3) = [\text{Massa úmida (g)}/\text{Volume (mL)}] \times 1000$$

$$D.\text{seca (kg/m}^3) = D. \text{úmida (kg/m}^3) \times [(100 - \text{Umidade Atual (\%)})/ 100]$$

3.3.3 Emissões de CO₂ e de NH₃

As emissões de CO₂ e de NH₃ foram quantificadas conforme metodologia descrita por Leal (2020), na qual, sumariamente, as amostras são umedecidas em torno de 70 a 85% de sua capacidade máxima de água e armazenadas em potes de plástico para pré-incubação. Em seguida, foram adicionadas as soluções de captura em dois recipientes, os quais foram colocados dentro dos potes de incubação. Um recipiente contendo 30 mL de NaOH 1,0 mol.L⁻¹ e o outro recipiente contendo 10 mL da solução de ácido bórico 1,0 %(m/v). Preparou-se potes de incubação contendo os “brancos”. Sendo que os mesmos foram utilizados em amostras, apenas com os recipientes contendo as soluções de captura. Após o passo anterior, os potes foram colocados na câmara de incubação por um tempo de 48 horas a uma temperatura constante de 30°C. Após período de incubação, a solução de ácido bórico foi titulada utilizando solução de H₂SO₄ 0,05 mol.L⁻¹. Nos recipientes contendo NaOH foram adicionados aproximadamente 2,0 mL de cloreto de bário 10 %(m/v), para completar a captura do CO₂ e sua precipitação como carbonato. Para a realização da titulação da solução de NaOH, adicionou-se 2 gotas de fenolftaleína 1,0% (m/v) como indicador Figura 6. A solução de NaOH foi titulada utilizando ácido clorídrico 1,0 mol.L⁻¹.



Figura 6. Realizações de materiais de captura de CO₂ e NH₃ e procedimento de titulação. Arcevo do Autor.

3.3.4 N mineral

Com a finalidade de avaliar a dinâmica do nitrogênio, foram determinados nos compostos o teor de nitrogênio mineral extraído com KCl, conforme metodologia proposta por Tedesco et al., (1995). Para a extração do N mineral com KCl, pesou-se 3g do composto em tubos do tipo falcon, em seguida adicionou-se 45 ml da solução de KCl no material. Posteriormente, levou-se os tubos falcons para a mesa agitadora, permanecendo por um período de 1 hora em 100 RPM. Após esse período, retiraram-se os tubos da mesa agitadora e levou-se para filtrar (Figura 7). As amostras foram armazenadas em potes de polietileno e posteriormente armazenadas no freezer.

Para determinar o N mineral foi necessário pipetar uma alíquota de 20 mL do extrato para frasco de destilação de 100 mL. Ajustou-se no condensador um frasco de erlenmeyer de 50 mL contendo 5 mL de indicador ácido bórico Figura 8. Adicionou-se 0,2 g de MgO e 0,2 g de liga de Devarda. Em seguida, conectou-se imediatamente o frasco no destilador para assim iniciar a destilação levantando a coluna d'água. E por fim, foi recolhido 35-40 mL de destilado no frasco de erlenmeyer, parar posterior titulação. O destilado continha a soma de NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- . Antes das amostras, foi destilado e titulado a prova em branco (TEDESCO et al., 1995).



Figura 7. Procedimento de filtragem de amostras e mesa agitadora. Fotos: Acervo do Autor.

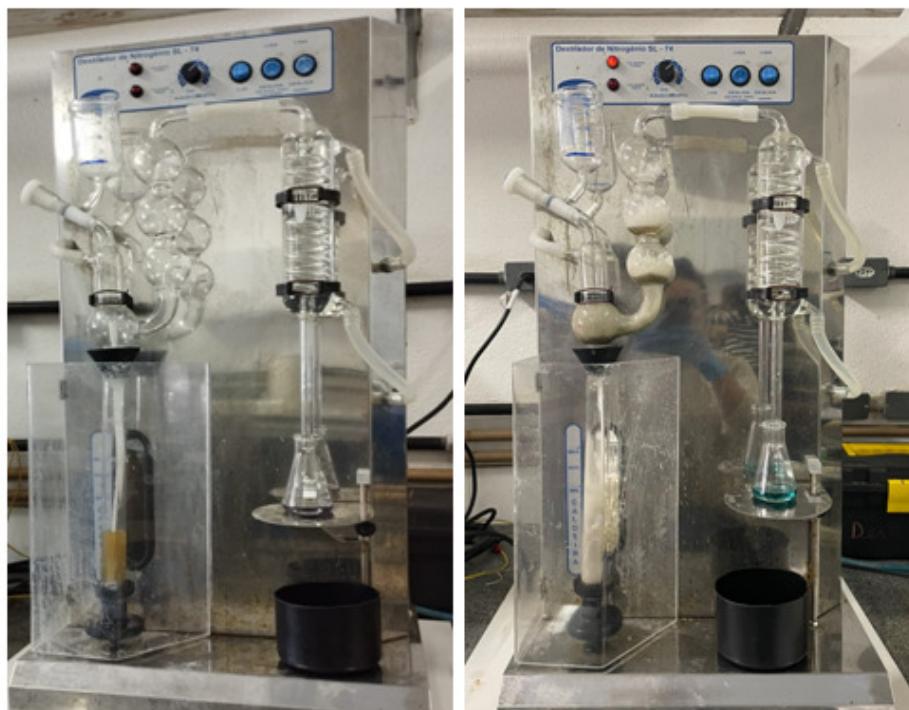


Figura 8. Amostras no destilador para análise de N-mineral. Fotos: Acervo do Autor.

3.3.5 Teor total e fracionamento químico de metais pesados no composto

Os teores totais dos metais pesados no composto e no biocarvão foram obtidos pelo método de digestão 3050, conforme estabelecido pela USEPA (2008), foi utilizado para determinar a concentração dos elementos por meio da espectrofotometria de absorção atômica, utilizando um equipamento modelo Varian 55B, que possui capacidade sequencial rápida e correção com lâmpada de deutério. Para a análise, foram pesadas 1g de cada amostra do composto e 0,5g de biocarvão, que foram então colocadas em tubos de digestão de vidro pyrex, equipados com um funil na parte superior para a condensação dos gases. Os tubos foram submetidos a um bloco digestor a uma temperatura de 95 ± 5 °C, juntamente com 5 ml de HNO_3 (VETEC 65%) durante um período de 15 minutos. Após esse intervalo, foram adicionados mais 10 ml de HNO_3 (VETEC 65%), realizando a lavagem das paredes do tubo e mantendo a temperatura por mais 2 horas. Após o resfriamento, as amostras foram retiradas do bloco digestor e, em seguida, adicionaram-se 8 ml de H_2O_2 (VETEC 30%), completando o volume com água destilada até 50 ml após a efervescência causada pelo H_2O_2 . Os extratos resultantes foram filtrados em papel filtro (filtração lenta) e armazenados em frascos de polietileno devidamente identificados. (SOUZA, 2021).



Figura 9. Amostras do composto sobre o bloco digestor. Fotos: Acervo do Autor.

A amostra de lodo industrial “NIST 2782 – Industrial Sludge”, que possui certificação do National Institute of Standards and Technology (NIST, 2011), foi utilizada como material de referência para validar o método analítico. Os resultados de recuperação obtidos a partir desse material de referência certificado encontraram-se dentro dos intervalos considerados normais pelo NIST para amostras de resíduos orgânicos, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Taxa de recuperação dos metais pesados em amostra certificada NIST-2782 industrial references ludge (Industrial Sludge), obtida pelo método USEPA 3050.

| Elemento | Valor Determinado | Valor Certificado ¹ | Recuperado (Digestão) ² | NIST Recuperado ³ | LD ⁴ |
|-----------|---------------------|--------------------------------|------------------------------------|------------------------------|-----------------|
| | mg kg ⁻¹ | | % | mg L ⁻¹ | |
| Cu | 2118,47 | 2594±52 | 81,7 | 94,0 | 0,074 |
| Fe | 240494,13 | 269000± 7000 | 89,4 | 94,0 | 0,59 |
| Ni | 132,42 | 154,1±3,1 | 85,9 | 62,0 | 0,083 |
| Co | 44,65 | 66,3 ±4,8 | 67,3 | 82,0 | 0,079 |
| Cr | 80,65 | 109 ±6,0 | 74,0 | 61,0 | 0,049 |
| Pb | 521,83 | 574±11 | 90,9 | 97,0 | 0,085 |
| Cd | 2,18 | 4,17 ± 0,09 | 52,4 | ND | 0,03 |
| Zn | 1230,88 | 1254 ± 196 | 98,2 | 93,0 | 0,61 |
| Mn | 209,70 | 300 | 69,9 | 86,0 | 0,051 |
| Al | 1001,83 | 13700±900 | 7,3 | 11,0 | 0,98 |

¹Valor certificado pelo NIST dos elementos em relação aos teores totais. ²Taxa de recuperação do valor determinado em relação ao total = (valor determinado/ valor certificado total) x 100. ³Valor recuperado. Pelo NIST-2782. ⁴Limite de detecção (LD). ND – Não detectado.

A metodologia utilizada para a extração sequencial foi a BCR (Community Bureau of Reference), baseada no método descrito por (URE et al., 1993), com modificações na fração hidrossolúvel. Abaixo são descritas, sucintamente, a forma de obtenção das frações químicas dos metais pesados.

Fração hidrossolúvel (F1): Para a obtenção da fração hidrossolúvel, foram adicionados 30 ml de água destilada a 1 grama da amostra, colocada em um tubo de centrífuga do tipo Falcon. A mistura foi agitada em uma mesa horizontal por 1 hora à temperatura ambiente. Após

a agitação, as amostras foram centrifugadas por 15 minutos a 3000 RPM. A fase líquida resultante foi transferida para outro tubo, devidamente identificado como F1, enquanto a parte sólida permaneceu no tubo original.

Fração solúvel em meio ácido (F2): Para a fração solúvel em meio ácido, foram adicionados 40 ml de ácido acético ($0,11 \text{ mol.L}^{-1}$ em pH 5,0) sobre o resíduo sólido no tubo. A mistura foi agitada em mesa horizontal por 20 horas. Após esse período, as amostras foram centrifugadas por 15 minutos a 3000 RPM. A fase líquida foi transferida para um novo tubo identificado como F2, e o sólido retido no tubo foi lavado com água destilada antes da adição da próxima solução extratora. O procedimento de limpeza da matriz consistiu na adição de 10 ml de água destilada aos tubos, que foram agitados por 15 minutos e centrifugados novamente para a separação das fases. A suspensão resultante foi combinada com a fase líquida obtida anteriormente e o volume total foi completado até 50 ml.

Fração solúvel em cloridrato de hidroxilamina (F3): Para a fração solúvel em cloridrato de hidroxilamina, foram adicionados 40 ml de cloridrato de hidroxilamina ($0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ em pH aproximadamente 2,0) sobre o resíduo sólido no tubo e a mistura foi agitada por 20 horas. Após essa agitação, as amostras foram centrifugadas por 15 minutos a 3000 RPM. A fase líquida foi retirada e transferida para um novo tubo identificado como F3, enquanto o sólido remanescente no tubo passou pelo mesmo procedimento de limpeza da etapa anterior, completando o volume até 50 ml.

Fração oxidada (F4): Para a fração oxidada, inicialmente foram adicionados 20 ml de uma solução de peróxido de hidrogênio ($8,8 \text{ mol.L}^{-1}$ em pH entre 2,0 e 3,0) ao resíduo sólido. A mistura permaneceu por 1 hora à temperatura ambiente com agitação manual ocasional sob uma capela. Após esse período, as amostras foram submetidas a um banho-maria a 85°C até que o volume fosse reduzido para cerca de 2-3 ml (conforme ilustrado na Figura 10). Em seguida, as amostras foram resfriadas por aproximadamente 10 minutos e adicionados 45 ml da solução de acetato de amônio. As amostras foram agitadas por mais 20 horas. Após esse tempo, foram acrescentados 5 ml da solução de acetato de amônio ($1,0 \text{ mol.L}^{-1}$ em pH aproximadamente 2,0), seguindo-se os procedimentos de centrifugação descritos nas etapas anteriores e separando a fase líquida para outro tubo identificado como F4. (SOUZA, 2021).



Figura 10. Amostras levadas ao banho-maria durante a análise de fracionamento químico. Foto: Acervo do Autor.

A concentração dos metais foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica, em equipamento modelo Varian 55B com capacidade sequencial rápida e correção com lâmpada de deutério.

3.4 Experimento com Planta Indicadora em Casa de Vegetação para Avaliação de Biodisponibilidade de Metais Pesados

Com a finalidade de avaliar a biodisponibilidade de metais pesados para uma planta indicadora, foi utilizado o milho (*Zea mays L.*) desenvolvido em solo tratado com CF compostada em diferentes tempos e doses de biocarvão.

Foi realizado um experimento em delineamento experimental inteiramente casualizado em arranjo fatorial com tratamento adicional com quatro repetições. Os tratamentos compreenderam solo tratado com cama de frango compostada em diferentes tempos (cama de frango não compostada, cama de frango com 30, 60 e 90 dias de compostagem), acrescido de diferentes proporções de biocarvão (0%, 5%, 10% e 15%, com base no peso seco), e o controle (sem aplicação de composto).

O experimento foi realizado com vasos, preenchidos com solo (Planossolo Háplico) previamente peneirado, em casa de vegetação (Figura 11), localizada em áreas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. A recomendação de adubação foi realizada de acordo com a análise de solo com base no recomendado pelo manual de adubação e calagem do Rio de Janeiro (FREIRE et al., 2013). Sendo assim, o experimento recebeu adubação mineral. A cultivar de milho utilizada foi a Sol-da-manhã (NF, BRS 4157). Foram semeadas seis sementes por vaso. Após a emergência, 5 dias após a semeadura (DAS), realizou-se o desbaste, deixando somente duas plantas por vaso. Os vasos foram irrigados diariamente, mantendo-os na capacidade de campo.



Figura 11. Distribuição da cultura do milho ao longo do período de 45 dias em casa de vegetação.

Após o ciclo do milho, que permaneceu por 45 dias em casa de vegetação, a planta foi colhida para determinação dos teores totais de metais pesados nos seus tecidos (parte aérea e raiz).

3.4.1 Avaliações biométricas das plantas

a) Massa fresca e massa seca

Para determinar a massa fresca da planta, a parte aérea (PA) e raiz foram separadas com auxílio de alicates de poda, em seguida foi feito a pesagem desse material em balança analítica. Para determinação da massa seca, o material foi posto para secagem em estufas de circulação forçada de ar a 65°C até atingir peso constante.

3.4.2 Análises química na planta de milho

Os teores totais foram obtidos pelo método de digestão 3050 proposto pela USEPA (1996), descrito anteriormente. A concentração dos elementos foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica, em equipamento modelo Varian 55B com capacidade sequencial rápida e correção com lâmpada de deutério.

3.4.3 Análises químicas do solo

O solo foi seco ao ar, destorrado, peneirado com peneira de malha de 2 mm (nº10 ABNT) e homogeneizado para as análises química Figura 12. As amostras de solo foram maceradas em almofariz de ágata e peneiradas com peneira de malha de 0,150 mm, para a determinação dos teores pseudototais de metais pesados.



Figura 12. Solo posto para secagem ao ar em casa de vegetação na UFRRJ. Foto

A determinação dos teores pseudototais dos elementos Cu, Zn, Pb, Fe, Mn, Ni, Cr e Al foi realizada segundo o método 3050B da (USEPA, 1996). Esse método consiste na pesagem de 1g das amostras sendo colocadas em tubos de digestão, onde, posteriormente, foram adicionados os ácidos. Inicialmente foi adicionado 10 mL de HNO₃ nos tubos de digestão, sendo então colocados no bloco digestor à aproximadamente 95 ± 5 °C por 15 min, após isso foram adicionados mais 5 mL do mesmo ácido, porém deixando o tubo duas horas no bloco digestor. Após esse tempo, os tubos foram retirados do bloco e deixados para esfriarem por aproximadamente 10 min, e em seguida acrescentou-se 2 mL de H₂O destilada e 3 mL de H₂O₂,

até a efervescência (± 10 minutos). Após o término da efervescência, os tubos foram postos, novamente, nos blocos digestores, onde permaneceram por mais duas horas. Após esse período, adicionou-se 10 mL de HCl concentrado e deixou-se por mais 15 min no bloco. Após a digestão e resfriamento das amostras, no laboratório, avolumou-se para 50 mL com água destilada e deionizada, em seguida foi realizada a filtragem e posterior armazenamento dos extratos das amostras em tubos de polietileno.

Os extratos foram submetidos a análises para a quantificação das concentrações de metais pesados utilizando um espectrofotômetro de absorção atômica, modelo Varian 55B, que possui capacidade sequencial rápida e correção com lâmpada de deutério. Para garantir a qualidade das análises e a determinação dos teores pseudototais, foi utilizada a amostra certificada “SRM 2709 - San Joaquin Soil”, reconhecida pelo National Institute of Standards and Technology (NIST, 2003), como material de referência.

Os resultados de recuperação obtidos a partir desse material certificado estavam dentro dos intervalos considerados normais pelo NIST para amostras de solo, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Taxa de recuperação dos metais pesados em amostra certificada SEM 2709^a - San Joaquin Soil, obtida pelo método USEPA 3050B.

| Elemento | Valor Determinado | Valor Certificado ¹ | | Taxa de recuperação | | LD ⁴ |
|----------------------------|-------------------|--------------------------------|-----------|---------------------|------------------------|-----------------|
| | | Total | Lixiviado | Total ² | Lixiviado ³ | |
| -mgkg⁻¹- | | | | | | |
| Pb | 15,00 | 17,30 \pm 0,10 | 9,20 | 86,71 | 163,04 | 0,08 |
| Zn | 96,71 | 103,0 \pm 4,00 | 79,00 | 93,89 | 122,42 | 0,07 |
| Cu | 23,87 | 33,90 \pm 0,70 | 27,00 | 70,41 | 88,41 | 0,01 |
| Mn | 433,50 | 529,0 \pm 18,00 | 420,00 | 81,95 | 103,21 | 0,00 |
| Cr | 32,2 | 130,00 \pm 4,00 | 53,00 | 24,77 | 60,75 | 0,01 |
| Fe | 20337,4 | 33600,00 \pm 1600,00 | 16000,00 | 60,53 | 127,11 | 0,72 |

¹Valor certificado pelo NIST dos elementos em relação aos teores totais e lixiviados; ²Taxa de recuperação do valor determinado em relação ao total = (valor determinado/valor certificado total) x 100; ³Taxa de recuperação do valor determinado em relação ao lixiviado = (valor determinado/valor certificado lixiviado) x 100;

⁴Límite de detecção (LD).

3.5 Análise Estatística

Os dados gerados nos experimentos foram submetidos à análise de variância ($p \leq 0,05$); e sendo significativos, estes foram comparados pelo teste de Tukey a 5%. Todos os procedimentos estatísticos serão realizados utilizando o programa estatístico R (R Core Team, version 3.2).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Alterações na Cama de Frango Durante a Compostagem

4.1.1 Temperatura

Observa-se na Figura 13 que, durante todo o processo de compostagem (90 dias) as temperaturas das diferentes pilhas de compostagem (sem biocarvão e com biocarvão nas diferentes doses) não ultrapassaram os 40°C. A cama de frango obtida nas granjas de SJVRP para a realização do experimento de compostagem apresentava características como pouco odor e coloração escurecida, indicando que não era um material, recentemente, removido das granjas e sugerindo que já havia sofrido uma mineralização parcial. Assim, acredita-se que, devido essa característica inicial da CF, não foi observado um aumento inicial da temperatura nas leiras, evidenciando que a etapa termofílica da compostagem foi prejudicada. Pode-se observar uma redução inicial da temperatura em todos os tratamentos (0%, 5%, 10% e 15%). Entretanto, após o 30º dia de compostagem as temperaturas das leiras aumentaram, atingindo o máximo de 27,85°C para o tratamento de 0%, 34,75°C para o de 5%, 34,25°C para o de 10% e 34,38°C para o de 15%.

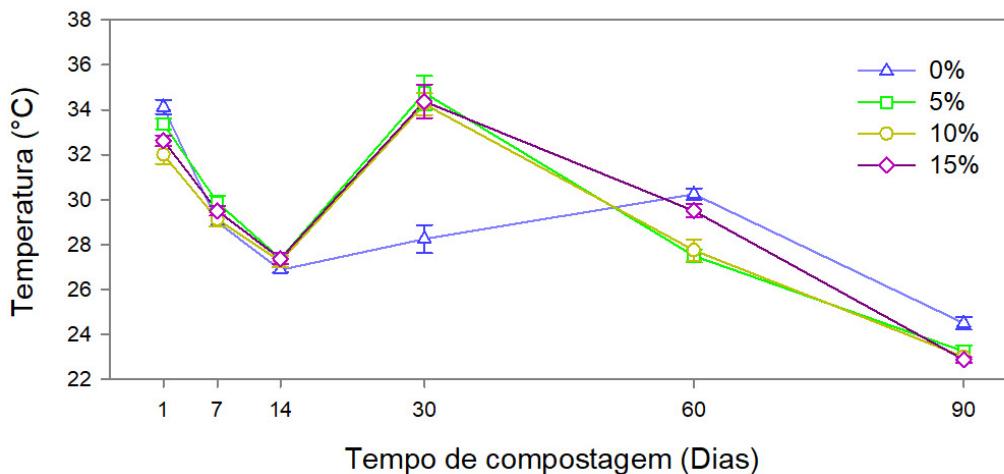


Figura 13. Temperatura da cama de frango sem adição de biocarvão(0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

Observa-se na Tabela 4 que, aos 30 dias, os tratamentos com adição do biocarvão não se diferenciaram, estatisticamente entre si, entretanto, foram estatisticamente superiores ao tratamento sem adição do biocarvão. Evidencia-se que os tratamentos que receberam biocarvão, independente da dose, atingiram temperaturas superiores aos tratamentos sem biocarvão em um período mais curto. Esse resultado sugere que a atividade microbiana foi favorecida quando é adicionado o biocarvão ao meio, além disso, os micros sítios do biocarvão podem ter favorecido uma maior aeração e, consequentemente, o aumento da atividade dos microrganismos, resultando em aumento da temperatura. Já o tratamento sem biocarvão atingiu seu pico de temperatura mais tarde, aos 60 dias. Segundo Zhang et al., (2016), a adição de biocarvão aumenta a aeração e, portanto, o número de microrganismos, o que acelera as transformações e, adicionalmente, causa um aumento na quantidade de calor produzido. Waqas et al., (2018) demonstraram que a adição de biocarvão na compostagem de resíduos, numa taxa de 15 % em peso, causou um rápido aumento da temperatura, alta decomposição da matéria orgânica e provocou o aumento do pH composto.

Tabela 4. Temperatura da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (\%) | Dias de compostagem | | | | | |
|------|---------------------|----------|---------|----------|----------|----------|
| | 1 | 7 | 14 | 31 | 61 | 90 |
| 0 | 34,1 Aa | 29,0 Abc | 26,9 Ad | 28,3 Bcd | 30,3 Ab | 24,5 Ae |
| 5 | 33,4 Aba | 29,9 Ab | 27,4 Ac | 34,8 Aa | 27,5 Bc | 23,3 ABd |
| 10 | 32,0 CBb | 29,1 Ac | 27,3 Ad | 34,3 Aa | 27,8 Bcd | 23,0 Be |
| 15 | 32,6 Cb | 29,5 Ac | 27,4 Ad | 34,4 Aa | 29,5 Ac | 22,9 Be |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.2 Emissão de CO₂

Os resultados da emissão de CO₂ estão apresentados na (Figura 14) e mostram algumas diferenças entre os tratamentos com e sem biocarvão, durante o período de compostagem. Observa-se que, os tratamentos que receberam a adição de biocarvão, apresentaram um aumento na emissão de CO₂ a partir de 14 dias de compostagem, enquanto o tratamento sem biocarvão apresentou um expressivo aumento da emissão de CO₂ apenas após 30 dias de compostagem. Esses resultados corroboram com a evolução da temperatura observada na Figura 13, no qual os tratamentos que receberam biocarvão apresentaram um aumento mais expressivo da temperatura após 14 dias de compostagem, enquanto o tratamento sem biocarvão apresentou um aumento mais lento da temperatura, com pico em 60 dias de compostagem. A atividade microbiana durante a compostagem pode ser avaliada através da emissão de CO₂, uma vez que os microrganismos que povoam a leira se alimentam de carbono orgânico e libera CO₂, vapor de água e calor. Assim, observa-se que a adição de biocarvão favorece a atividade microbiana durante a compostagem e, consequentemente, a mineralização do resíduo.

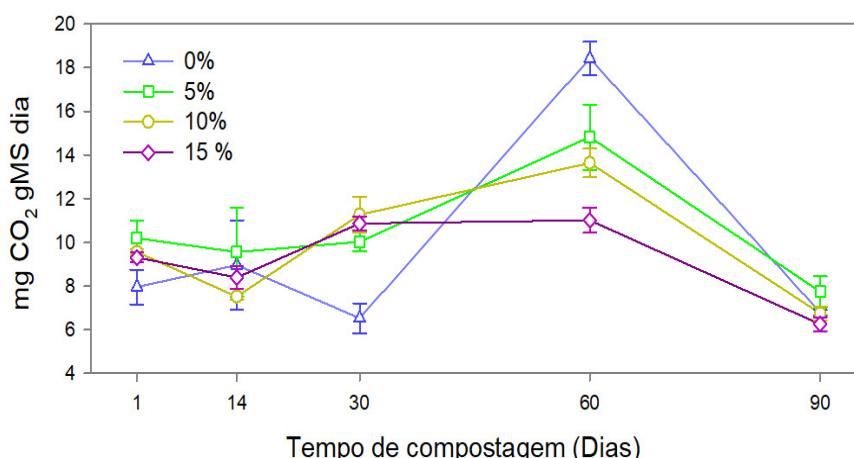


Figura 14. Emissão de CO₂ observada pela incubação da compostagem obtida pelo método de captura conjunta de CO₂ e NH₃.

Observa-se que aos 30 dias a dose sem biocarvão diferencia-se das doses com biocarvão, como mostra na Tabela 5. Os tratamentos que receberam biocarvão, independente da dose, apresentaram maior emissão de CO₂ aos 30 dias. Contudo, aos 60 dias houve uma inversão, ou seja, o tratamento sem adição de biocarvão apresentou maior emissão de CO₂ do que as CF que receberam adição de biocarvão. Considerando que todos os tratamentos possuem quantidades

semelhantes de substrato energético (CF), o aumento acelerado da atividade de microrganismos nos tratamentos que receberam biocarvão favoreceu uma rápida mineralização da matéria orgânica e aumento da emissão de CO₂. Enquanto, durante a compostagem da CF, na ausência de biocarvão, esse processo é mais lento e se pronuncia apenas aos 60 dias, onde se verificou uma maior evolução de CO₂.

Tabela 5. Emissão de CO₂ sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose | Dias de compostagem | | | | |
|------|---------------------|---------|-----------|-----------|---------|
| | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| 0 | 7,96 Ab | 8,96 Ab | 6,53 Bb | 18,43 Aa | 6,78 Ab |
| 5 | 10,19 Ab | 9,55 Ab | 10,02 Ab | 14,82 Ba | 7,75 Ab |
| 10 | 9,56 Abc | 7,52 Ac | 11,26 Aab | 13,63 Bca | 6,75 Ac |
| 15 | 9,31 Aab | 8,4 Aab | 10,87 Aa | 11,01 Ca | 6,25 Ac |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.3 Carbono orgânico

A (Figura 15) demonstra as alterações no teor de carbono (%) da cama de frango durante o processo de compostagem. Observa-se que a adição de biocarvão favoreceu a redução do teor carbono orgânico das amostras. No final da compostagem, aos 90 dias, a maior parte da matéria orgânica lável foi mineralizada, restando apenas estruturas orgânicas mais recalcitrantes. Assim, todos os tratamentos apresentam teores semelhantes de carbono aos 90 dias, não diferindo estatisticamente entre si Tabela 6. Entretanto, assim como observado para os parâmetros de temperatura e emissão de CO₂ do composto, a adição de biocarvão antecipou a redução do teor de carbono, ratificando o favorecimento da mineralização promovido pela ação do biocarvão na compostagem. Aos 60 dias, observa-se uma redução expressiva do carbono dos compostos que receberam biocarvão, diferenciando-se, estatisticamente, do tratamento sem adição de biocarvão aos 60 dias Tabela 6. Contudo, a redução do teor de carbono da CF na ausência de biocarvão é mais tardia, ocorrendo apenas aos 90 dias de compostagem.

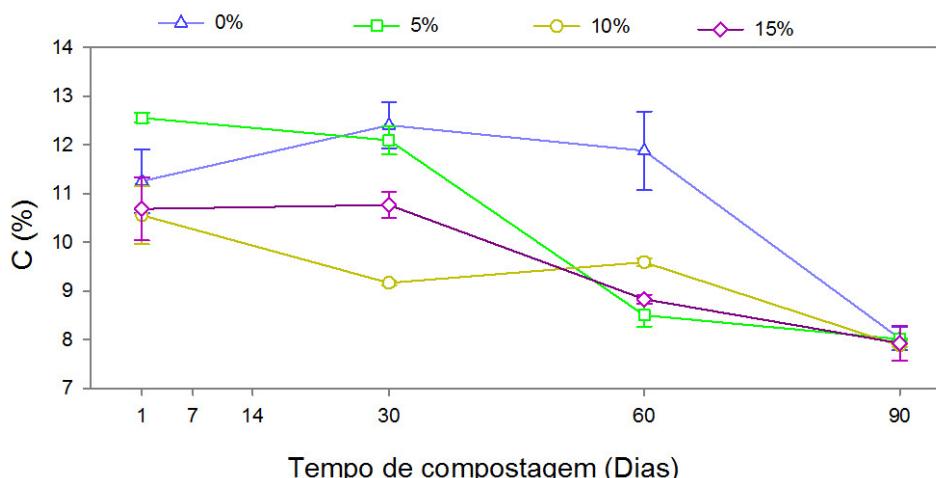


Figura 15. Teor de carbono na cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

Tabela 6. Teor de carbono na cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose | Dias de compostagem | | | |
|------|---------------------|-----------|----------|---------|
| | 1 | 30 | 60 | 90 |
| 0 | 12,38 Aa | 12,41 Aa | 11,88 Aa | 8,02 Ab |
| 5 | 12,56 Aa | 12,10 Aba | 8,50 Bb | 8,01 Ab |
| 10 | 10,56 Ba | 9,17 Cbc | 9,59 Bab | 7,88 Ac |
| 15 | 10,69 Ba | 10,77 Ba | 8,83 Bb | 7,93 Ab |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.4 Densidade

A densidade úmida da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) aumentou durante os 90 dias de compostagem, conforme observado na (Figura 16). Ademais, observa-se que o tratamento com maior dose de biocarvão (15%) apresentou aumento mais expressivo da densidade durante o processo de compostagem. Verifica-se na Tabela 7 que até 22 dias de compostagem não houve diferença estatística nas dosagens testadas de biocarvão. A partir do dia 30, são observadas diferenças estatísticas, com relação às doses, sendo a maior diferença encontrada no tempo de 90 dias com 15% do biocarvão, indicando um aumento considerável da densidade do composto com a maior dose de biocarvão, em detrimento das outras doses. A adição de BC a CF favorece a mineralização durante a compostagem, conforme discutido, anteriormente. Assim, a fração lável é reduzida e, com isso, permanece as frações de maior recalcitrância, isto é, moléculas maiores e mais densas. Portanto, esses resultados indicam que a adição de biocarvão acelera o processo de compostagem, criando uma condição mais favorável para aqueles microrganismos aeróbios que decompõem a matéria orgânica, e que, provavelmente, está relacionado a uma maior difusão de oxigênio nos micro sítios favorecida pelos espaços porosos, e à sua estrutura porosa desenvolvida e à elevada área superficial que pode servir como um habitat adequado para microrganismos (SUN et al., 2016; VANDECARSTEELE et al., 2016; LIU et al., 2017a). Ademais, a ventilação melhorada e o teor de umidade proporcionam aos microrganismos um ambiente de vida ótimo nas pilhas de composto alteradas (MALIŃSKA et al., 2014; WEI et al., 2014; ZHANG et al., 2014).

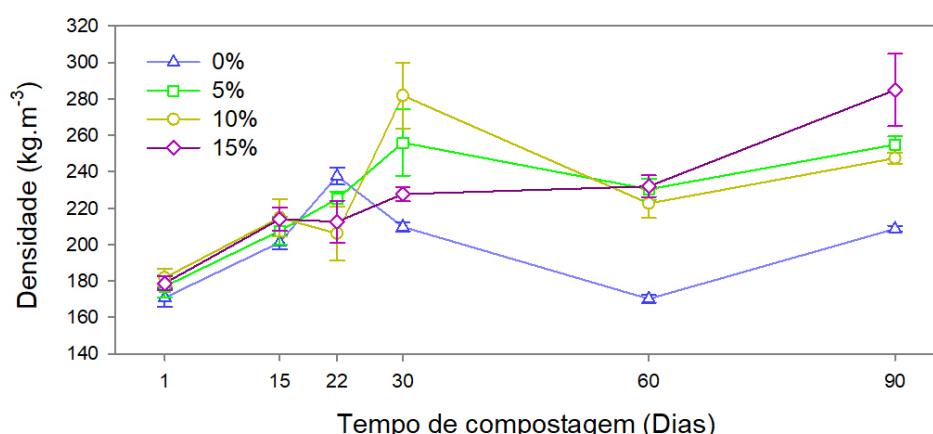


Figura 16. Densidade da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

Após os 60 dias de compostagem, aproximadamente, observa-se um aumento mais expressivo da densidade em todos os tratamentos. Isso ocorre devido ao processo de humificação da matéria orgânica, que resulta em aumento do peso molecular das substâncias húmicas presentes (TIQUIA et al., 2002).

Tabela 7. Densidade da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose | Dias de compostagem | | | | | |
|------|---------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| | 1 | 15 | 22 | 30 | 60 | 90 |
| 0 | 170,83 Abc | 201,17 Aabc | 237,56 Aa | 209,73 Da | 170,15 Bc | 208,59 Cab |
| 5 | 177,03 Ac | 207,45 Abc | 224,98 Aab | 255,92 BCa | 230,33 Aab | 254,85 ABa |
| 10 | 181,77 Ad | 214,75 Abcd | 206,05 Acd | 281,77 Aa | 222,58 Abc | 247,43 Bab |
| 15 | 178,78 Ac | 213,97 Abc | 212,52 Abc | 227,66 CDb | 231,96 Ab | 284,85 Aa |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.5 pH

As variações no pH da cama de frango, tanto sem a adição de biocarvão (0%) quanto com a adição de biocarvão em proporções de 5%, 10% e 15%, ao longo dos 90 dias de compostagem, estão ilustradas na (Figura 17). O processo de compostagem teve início com a cama de frango apresentando um pH elevado, variando entre 8,62 e 8,61. Uma prática corriqueira na avicultura é a reutilização da mesma cama em múltiplos ciclos de aves, como observado nas granjas de São José do Vale do Rio Preto. Essa prática frequentemente envolve o uso de desinfetantes alcalinos, como óxido de cálcio, hidróxido de cálcio e até mesmo hidróxido de sódio (soda cáustica), o que contribui para o elevado valor de pH observado na cama de frango (KUANA, 2009; PAULINO, 2006).

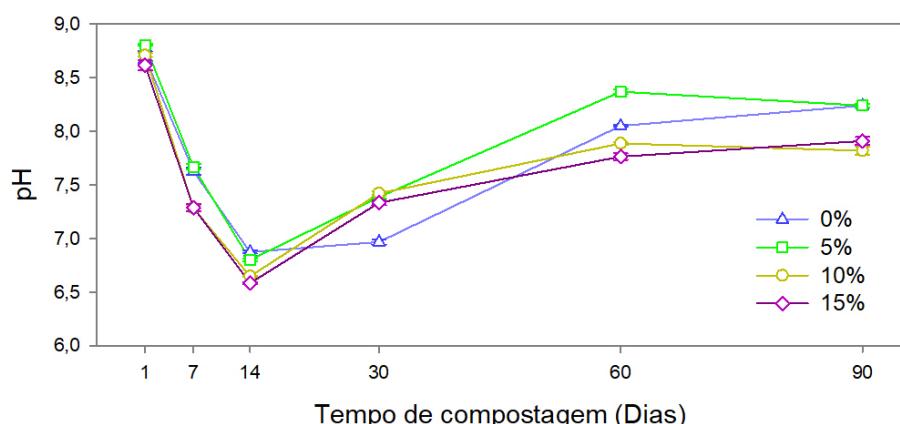


Figura 17. Valores de pH da Cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

Observa-se que todos os tratamentos apresentaram uma diminuição inicial do pH nos primeiros 14 dias de compostagem, conforme ilustrado na (Figura 17). No início do processo, o pH da mistura de resíduos atinge valores mais baixos devido à formação de ácidos orgânicos (HERBETS et al., 2005). Ao longo do tempo, os ácidos e as proteínas solúveis são metabolizados, resultando em um aumento do pH até o final da compostagem. Assim, após o 14º dia, foi registrado um aumento do pH em todos os tratamentos. Entretanto, os tratamentos com menores doses de biocarvão (0% e 5%) mostraram um aumento mais acentuado do pH em

comparação aos tratamentos com doses mais elevadas de biocarvão (10% e 15%). É importante destacar que as doses de 10% e 15% estabilizaram em valores de pH mais baixos. A Tabela 8 revela que, a partir dos 60 dias de compostagem, os tratamentos com 10% e 15% de biocarvão apresentaram valores de pH significativamente inferiores aos dos tratamentos com 0% e 5% de biocarvão.

O aumento menos pronunciado nos tratamentos com maiores doses de biocarvão pode ser atribuído à captura da amônia volátil nos microporos estruturais do biocarvão. Além disso, a presença abundante de grupos funcionais na superfície do biocarvão favorece a captura e conversão do nitrogênio em forma orgânica (DUAN et al., 2021). Akdeniz (2019), em sua revisão sobre a aplicação do biocarvão na compostagem de resíduos animais, observou que sua utilização em uma taxa de 10% pode reduzir o pH do material compostável, prevenir a formação de lixiviados, diminuir as emissões de amônia, metano e óxido nitroso, além de prolongar a fase termofílica, otimizando assim o processo. Portanto, esses resultados estão alinhados com estudos anteriores.

Tabela 8. Valores de pH da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose (%) | Dias de compostagem | | | | | |
|-------------|---------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 1 | 7 | 14 | 31 | 61 | 90 |
| 0 | 8,69 Ba | 7,63 Ad | 6,87 Ae | 6,97 Be | 8,05 Bc | 8,24 Ab |
| 5 | 8,81 Aa | 7,67 Ad | 6,80 Af | 7,39 Ae | 8,37 Ab | 8,24 Ac |
| 10 | 8,71 Aba | 7,28 Bd | 6,65 Be | 7,42 Ac | 7,89 Cb | 7,82 Bb |
| 15 | 8,62 Ba | 7,29 Bd | 6,58 Be | 7,33 Ad | 7,76 Dc | 7,91 Bb |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.6 Condutividade elétrica (CE)

Na Figura 18 são apresentadas as alterações na CE da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante os 90 dias de compostagem. Verifica-se que, quanto maior foi à adição de biocarvão no início da compostagem, mais elevada foi a CE do composto ao final da compostagem. O aumento da condutividade elétrica durante a compostagem pode ser atribuído ao aumento da concentração de sais promovida pela mineralização do material de origem orgânica (BENITES et al., 2004). O aumento da concentração de íons devido à oxidação e degradação da matéria orgânica pode estar relacionado ao aumento da concentração de nutrientes, o que pode indicar o potencial uso do composto como fertilizante (SANCHEZ-MONEDERO et al., 2001).

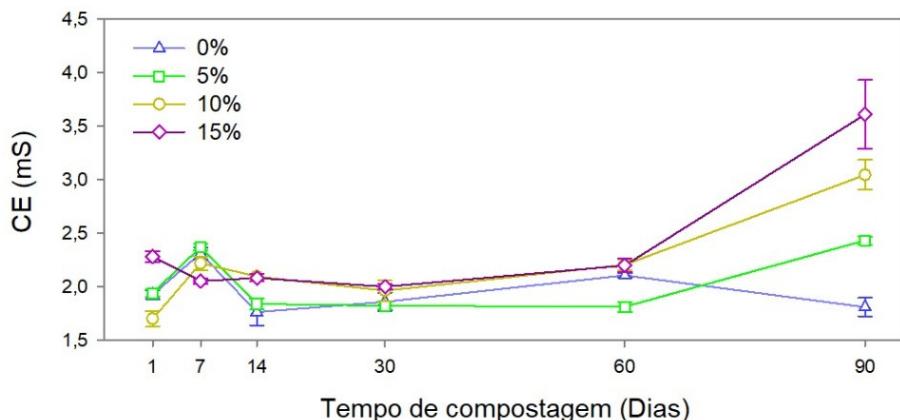


Figura 18. Condutividade elétrica (CE) da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem

De acordo com a Tabela 9, os valores de condutividade elétrica aumentaram para todas as dosagens com biocarvão, ao longo do tempo de compostagem. Entretanto, o mesmo não foi observado para o tratamento que não recebeu biocarvão. Destaca-se que a maior CE registrada foi no dia 90 com a maior dose de biocarvão (15%), indicando o efeito do biocarvão na mineralização e liberação dos sais no composto. Além disso, no tempo 90, todos os tratamentos com a adição de biocarvão foram, significativamente, superiores ao tratamento com ausência de biocarvão. Aos 90 dias, o aumento da CE foi proporcional ao aumento das doses de biocarvão.

Tabela 9. Valores de CE da cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose (%) | Dias de compostagem | | | | | |
|----------|---------------------|---------|---------|----------|-----------|---------|
| | 1 | 7 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| 0 | 1,92 Bb | 2,37 Aa | 1,76 Ab | 1,86 Ab | 2,10 ABab | 1,81 Db |
| 5 | 1,94 Bb | 2,31 Aa | 1,84 Ab | 1,82 Ab | 1,81 Bb | 2,43 Ca |
| 10 | 1,70 Bc | 2,22 Ab | 2,09 Ab | 1,96 Abc | 2,20 Ab | 3,04 Ba |
| 15 | 2,28 Ab | 2,05 Ab | 2,08 Ab | 2,00 Ab | 2,19 Ab | 3,61 Aa |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

4.1.7 N-mineral

Na Figura 19 são apresentadas as reduções dos teores de N mineral no composto de CF com diferentes doses de biocarvão (0, 5, 10 e 15%) durante 90 dias de compostagem. Observa-se uma redução expressiva do N mineral nos primeiros 14 dias, em todos os tratamentos, devido, possivelmente, a perda por volatilização, conforme observado na Figura 19. De acordo com a Tabela 10, é possível constatar que houve redução do tempo 0 ao tempo 90, indicando perda do N mineral em todos os tratamentos, no processo de compostagem. Entretanto, destaca-se que nas maiores doses de biocarvão (10% e 15%) foram as amostras onde houve uma menor perda de N mineral, sobretudo, com 15% de biocarvão, sendo essa dosagem a que mais reteve N mineral no composto. Esses resultados corroboram com os resultados anteriores e sugerem que, além da maior dose de biocarvão (15%) reduzir a perda de N por volatilização de NH₃, maiores doses de biocarvão ainda favorecem uma maior atividade microbiana e, consequentemente, da mineralização.

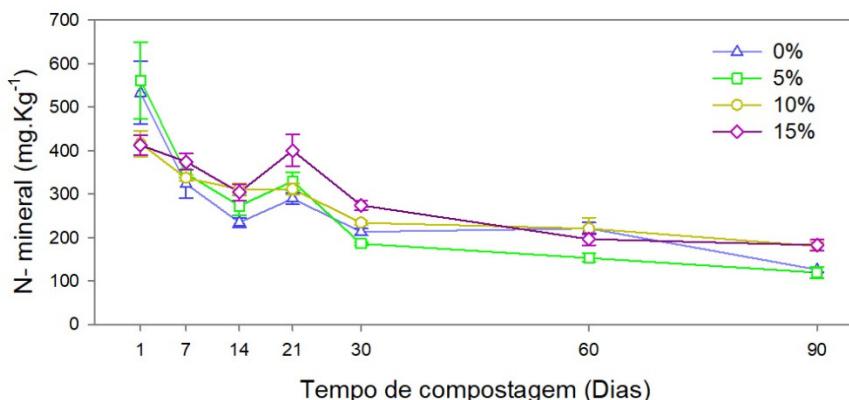


Figura 19. Valor de N-mineral da cama de frango sem adição de biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

Tabela 10. N mineral na cama de frango sem adição de biocarvão (0%), com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| Dose | Dias de compostagem | | | | | | |
|------|---------------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-----------|
| | 0 | 7 | 14 | 21 | 30 | 60 | 90 |
| 0 | 532,70 Aa | 323,14 Ab | 234,50 Bc | 289,41 Bbc | 212,89 ABcd | 220,89 Ac | 126,13 Ad |
| 5 | 561,51 Aa | 346,63 Ab | 272,87 ABbc | 329,31 ABb | 185,59 Bcd | 152,91 Ad | 119,35 Ad |
| 10 | 415,94 Ba | 336,79 Aab | 311,19 Abc | 311,33 Bbc | 233,89 ABcd | 220,68 Ad | 180,08 Ad |
| 15 | 412,44 Ba | 374,46 Aab | 303,84 ABbc | 400,18 Aa | 273,92 Acd | 196,22 Ade | 182,31 Ae |

4.1.8 Teores totais de metais pesados no composto

As modificações nos teores totais de metais pesados ocorridas durante 90 dias de compostagem da cama de frango, com e sem adição de biocarvão, são apresentadas na Tabela 11. Observa-se que a cama de frango não compostada, no tempo zero (0), apresenta uma redução na concentração dos metais analisados com o aumento da dose de biocarvão. Uma vez que o biocarvão apresenta baixas concentrações dos metais avaliados, conforme demonstrado na Tabela 2, a adição do biocarvão à massa do resíduo promove uma “diluição” na concentração dos metais pesados na cama de frango, levando a uma maior redução na concentração dos metais com o aumento da dose de biocarvão.

Tabela 11. Teores totais no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biocarvão (%) | Total | | | | |
|----------------|---------------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| C _u | 0 | 159,17 Ac | 160,36 Ac | 158,54 Cc | 273,59 Ab | 293,44 Aa |
| | 5 | 151,69 Abc | 141,59 Bc | 147,69 Cc | 264,63 Ab | 281,65 Aba |
| | 10 | 142,69 ABb | 142,69 Bb | 257,27 Aa | 261,82 Aa | 265,01 BCa |
| | 15 | 135,50 Bc | 131,86 Bc | 229,47 Bb | 241,05 Bb | 260,98 Ca |

Continua...

Continuação da Tabela 11.

| (mg/kg) | Biocarvão (%) | Total | | | |
|---------|---------------|-------------|--------------|--------------|-------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 |
| Ni | 0 | 6,99 Aab | 8,49 Aa | 6,04 Ab | 5,83 Ab |
| | 5 | 7,23 Aab | 8,40 Aa | 6,33 Ab | 6,19 Ab |
| | 10 | 7,03 Aa | 7,19 Aa | 5,56 Aab | 6,59 Aab |
| | 15 | 7,10 Aa | 7,29 Aa | 5,04 Ab | 6,50 Aab |
| Fe | 0 | 6431,00 Aab | 6622,02 Aab | 5729,22 Bb | 6683,32 Aa |
| | 5 | 5994,44 ABb | 6227,15 ABb | 6694,68 Ab | 6534,65 Ab |
| | 10 | 5346,27 Bc | 5625,22 BCbc | 5994,33 ABbc | 6317,44 Ab |
| | 15 | 5225,02 Bb | 5238,55 Cb | 5370,93 Bb | 5960,43 Ab |
| Mn | 0 | 522,33 Ac | 570,70 Ac | 572,03 Ac | 648,20 Ab |
| | 5 | 528,24 Ab | 535,96 ABb | 556,58 Ab | 650,48 Aa |
| | 10 | 517,79 Ac | 537,9 ABC | 570,73 Abc | 628,01 ABab |
| | 15 | 513,96 Ac | 500,10 Bc | 537,55 Abc | 590,04 Bb |
| Cr | 0 | 13,58 Ab | 29,57 Aa | 12,60 Ab | 10,93 Bb |
| | 5 | 12,85 Ab | 28,52 Aa | 15,84 Ab | 13,05 ABb |
| | 10 | 9,35 Ac | 24,53 Aa | 13,25 Abc | 15,47 ABbc |
| | 15 | 10,05 Ac | 27,44 Aa | 13,18 Abc | 19,62 Aab |
| Pb | 0 | 10,90 Ab | 10,88 Ab | 14,50 Aa | 15,50 Aa |
| | 5 | 9,92 Ab | 10,88 Ab | 14,25 Aa | 16,00 Aa |
| | 10 | 12,25 Ab | 11,92 Ab | 13,13 Ab | 15,88 Aa |
| | 15 | 10,67 Ac | 11,88 Abc | 14,29 Ab | 15,63 Aa |
| Zn | 0 | 537,59 Ac | 538,42 Ac | 537,88 Ac | 611,32 Ab |
| | 5 | 521,23 ABb | 476,67 Bc | 529,13 ABb | 601,33 Aa |
| | 10 | 485,51 BCb | 487,04 Bb | 515,09 ABb | 571,95 ABA |
| | 15 | 459,00 Cc | 453,48 Bc | 494,05 Bbc | 535,12 Bb |
| Al | 0 | 5167,76 Aa | 5896,51 Aa | 4414,63 Aa | 5750,76 Aa |
| | 5 | 4867,88 Aa | 5573,26 Aa | 6250,88 Aa | 5128,13 Aa |
| | 10 | 3983,13 Aa | 5030,88 Aa | 5319,01 Aa | 5063,88 Aa |
| | 15 | 3952,51 Aa | 4131,01 Aa | 5027,26 Aa | 3840,88 Aa |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

Verifica-se na Tabela 11 que, de uma maneira geral, o processo de compostagem promoveu um aumento da concentração dos metais analisados. Entretanto, o tempo de compostagem que promoveu um maior enriquecimento desses metais variou de acordo com o elemento e com a dose de biocarvão adicionada. No caso do Cu, o maior enriquecimento com a compostagem está presente no tempo de 60 dias, na ausência de biocarvão (0%) e na dosagem de 5% de biocarvão. Diferentemente, observado para as dosagens de 10% e 15% de biocarvão, que apresentaram maior enriquecimento no tempo de 30 dias, que é consequência da perda de carbono na forma de CO₂, durante a mineralização da matéria orgânica conforme discutido anteriormente.

Contudo, foram observadas reduções na concentração de Ni e Cr após 14 dias de compostagem, para todas as doses. Para os metais Al e Pb, foram observadas reduções nas concentrações aos 90 dias de compostagem. A mineralização da matéria orgânica também

resulta na perda de metais que estavam anteriormente imobilizados na fração orgânica, os quais são liberados no lixiviado e se tornam disponíveis para a formação de complexos orgânicos solúveis (SOUZA et al., 2019).

4.1.9 Alterações na biodisponibilidade de metais pesados na cama de frango durante a compostagem

Tabela 12 apresenta a fração hidrossolúvel dos metais pesados extraídos da cama de frango compostada sem a adição de biocarvão e com a adição de diferentes doses de biocarvão. Os elementos Ni, Cr e Pb não foram detectados nessa fração. Observa-se, na Tabela 12, que a adição de maiores dose de biocarvão (10% e 15%) promoveram uma expressiva redução dessa fração aos 90 dias de compostagem. A redução mais notável ocorreu para o Cu e Al no tratamento de 15% de biocarvão aos 90 dias de compostagem, onde foram detectados valores abaixo de 1 mg.Kg⁻¹. Houve uma redução de, aproximadamente, 2000 vezes para o Cu e 1500 vezes para o Al, com relação à concentração desses elementos na cama de frango não compostada (20,69 mg.Kg⁻¹ para Cu e 150,31 mg.Kg⁻¹ para Al).

Tabela 12. Concentração de metais pesados na fração F1 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F1 | | | | |
|---------|-------------|-------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| Cu | 0 | 20,69 Aa | 13,86 Ac | 12,74 Ac | 17,81 Ab | 19,07 Aab |
| | 5 | 17,69 BCa | 10,86 Bb | 11,87 ABb | 16,67 Aa | 16,45 Ba |
| | 10 | 19,18 Aba | 9,12 BCb | 10,17 BCb | 10,58 Bb | 0,01 Cc |
| | 15 | 17,14 Ca | 7,64 Cb | 8,21 Cb | 8,54 Cb | 0,01 Cc |
| Fe | 0 | 41,38 Aa | 16,77 Ac | 16,39 BCc | 32,09 Ab | 30,55 Ab |
| | 5 | 36,13 Aa | 14,69 ABd | 23,34 Ac | 30,50 Aab | 26,90 Abc |
| | 10 | 39,44 Aa | 9,27 BCd | 20,23 ABb | 12,84 Bcd | 18,81 Bbc |
| | 15 | 35,97 Aa | 7,11 Cc | 11,08 Cbc | 12,99 Bbc | 14,07 Bb |
| Mn | 0 | 14,58 Aa | 13,84 Ba | 13,51 Aa | 9,89 Ab | 7,55 Ac |
| | 5 | 12,88 BCa | 13,54 Ba | 10,91 Bb | 8,49 Ac | 5,46 Bd |
| | 10 | 13,61 Aba | 14,61 ABa | 8,96 Cb | 5,71 Bc | 3,61 Cd |
| | 15 | 11,89 Cb | 15,29 Aa | 7,93 Cc | 4,94 Bd | 2,96 Ce |
| Zn | 0 | 27,15 Aa | 16,40 Acd | 15,43 Ad | 18,41 Abc | 20,67 Ab |
| | 5 | 23,48 Ba | 13,86 ABC | 13,57 Abc | 16,99 Ab | 17,50 Bb |
| | 10 | 26,41 Aa | 12,35 BCb | 11,44 BCb | 10,49 Bb | 10,17 Cb |
| | 15 | 22,77 Ba | 10,64 Cb | 9,44 Cb | 9,19 Bb | 9,14 Cb |
| Al | 0 | 150,31 Ca | 121,93 Aab | 38,75 Ac | 51,20 Abc | 25,25 Ac |
| | 5 | 260,63 Aba | 75,23 ABB | 27,30 Ab | 65,10 Ab | 38,45 Ab |
| | 10 | 295,81 Aa | 58,13 ABB | 22,33 Ab | 26,90 Ab | 17,20 Ab |
| | 15 | 196,51 BCa | 50,63 Bb | 55,20 Ab | 43,10 Ab | 0,10 Ab |

*Ni, Pb e Cr não foram detectados. Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

A fração dos metais pesados solúvel em meio ácido (F2) está apresentada na Tabela 13. Considerando os tempos de 0 dias e 90 dias, observam-se aumentos na concentração do Mn, Pb, Zn e Al nas dosagens de 0%, 5% e 10% de biocarvão. Entretanto, assim como observado na F1, ao final do processo de compostagem é verificada uma expressiva redução dos metais

na fração F2 quando adicionado as maiores dose de biocarvão. O Mn foi o metal que apresentou uma maior redução da fração F2, comparando o maior teor de $411,66 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (60 dias de compostagem com 0% de biocarvão) para $2,91 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (90 dias de compostagem com 15% de biocarvão).

Tabela 13. Concentração de metais pesados na fração F2 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F2 | | | | |
|---------|-------------|-------------|--------------|------------|------------|------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| Cu | 0 | 0,01 Cc | 1,22 Bb | 1,70 Aa | 1,65 Aa | 1,58 Aa |
| | 5 | 1,65 Aa | 1,51 Aab | 1,26 BCb | 1,54 Aa | 1,38 Aab |
| | 10 | 1,45 Aa | 1,24 Ba | 1,43 Ba | 1,49 Aa | 0,87 Bb |
| | 15 | 1,17 Ba | 1,31 Aba | 1,07 Ca | 1,05 Ba | 0,01 Cb |
| Fe | 0 | 0,72 Bd | 9,83 Bc | 24,28 Aa | 23,56 Aa | 19,01 ABb |
| | 5 | 12,21 Ab | 19,91 Aa | 19,38 Ba | 22,50 ABa | 22,10 Aa |
| | 10 | 11,69 Ac | 17,49 Ab | 22,64 ABa | 20,55 ABab | 17,45 Bb |
| | 15 | 9,61 Ab | 18,84 Aa | 19,78 Ba | 18,34 Ba | 0,72 Cc |
| Mn | 0 | 78,17 Acd | 43,23 Bd | 217,49 Ab | 411,66 Aa | 172,88 Abc |
| | 5 | 72,86 Ab | 178,98 Ab | 162,01 Ab | 305,22 ABa | 104,88 ABB |
| | 10 | 74,07 Abc | 112,96 ABabc | 193,33 Aab | 231,62 Ba | 60,52 Abc |
| | 15 | 21,18 Ac | 109,34 ABbc | 150,75 Aab | 249,63 Ba | 2,91 Bc |
| Pb | 0 | 6,03 ABb | 6,17 Ab | 6,67 Ab | 7,42 Aab | 8,67 Aba |
| | 5 | 5,05 Bc | 7,05 Ab | 7,42 Aab | 8,92 Aa | 8,05 Bab |
| | 10 | 7,00 Ab | 7,50 Ab | 7,42 Ab | 8,55 Aab | 9,67 Aa |
| | 15 | 6,17 ABb | 6,67 Aab | 8,05 Aa | 8,17 Aa | 5,05 Cb |
| Zn | 0 | 1,87 Bd | 101,58 Cc | 138,95 Aa | 108,70 Ac | 121,85 ABb |
| | 5 | 106,59 Ac | 114,21 Bbc | 136,22 Aa | 105,04 Ac | 126,35 Aab |
| | 10 | 110,53 Aa | 114,69 Ab | 109,35 Ba | 111,81 Aa | 113,78 Ba |
| | 15 | 106,05 Ab | 142,31 Aa | 104,56 Bb | 109,51 Ab | 0,86 Cc |
| Al | 0 | 18,92 Bc | 44,92 Ab | 78,67 Aa | 56,42 Ab | 50,17 Ab |
| | 5 | 45,55 Ab | 57,30 Aab | 72,80 Aa | 43,30 ABb | 49,42 Ab |
| | 10 | 42,17 Aab | 53,30 Aa | 49,17 Bab | 33,67 Bb | 36,05 Aab |
| | 15 | 35,05 ABb | 53,55 Aa | 51,30 Bab | 38,17 Bab | 2,29 Bc |

*Ni e Cr não foram detectados. Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

Salienta-se que as frações F1 e F2 representam as frações lábeis e mais biologicamente ativas dos metais (SINGH e KALAMDHAD, 2012; QIAO et al., 2016). A soma dessas frações está representada na Tabela 15. Observa-se uma expressiva redução da soma das frações lábeis aos 90 dias de compostagem com a adição de 15% de biocarvão, para todos os metais avaliados, demonstrando o potencial da adição do biocarvão durante a compostagem na remoção de metais pesados da fração biodisponível. Observa-se uma redução do Cu na fração lábil (F1 + F2), a partir dos 14 dias, sendo essa redução ainda mais expressiva aos 90 dias. A fração lábil (F1+F2) de Fe apresentou uma redução de quase 60%. Considerando o Mn, a redução da fração lábil é ainda mais expressiva, reduzindo de $180,43 \text{ mg.Kg}^{-1}$ para $5,87 \text{ mg.Kg}^{-1}$ aos 90 dias de compostagem. Logo, para todos os metais, ficou clara a importância da maturação e da adição de biocarvão no processo de compostagem.

Tabela 14. Concentração de metais pesados na fração F1 + F2 no composto da cama de frango sem (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F1+F2 | | | | |
|-----------|-------------|----------------|--------------|------------|------------|------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| Cu | 0 | 20,70 Aa | 15,08 Ab | 14,44 Ab | 19,45 Aa | 20,65 Aa |
| | 5 | 19,34 ABa | 12,37 Bb | 13,12 ABb | 18,20 Aa | 17,83 Ba |
| | 10 | 20,62 Aa | 10,36 BCb | 11,60 Bb | 12,06 Bb | 0,88 Cc |
| | 15 | 18,31 Ba | 8,94 Cb | 9,28 Cb | 9,60 Cb | 0,02 Cc |
| Fe | 0 | 42,10 Bb | 26,59 Bc | 40,67 Ab | 55,65 Aa | 49,56 Aa |
| | 5 | 48,34 ABab | 34,60 Ac | 42,72 Ab | 53,00 Aa | 49,00 Aab |
| | 10 | 51,13 Aa | 26,75 Bd | 42,87 Ab | 33,39 Bcd | 36,26 Bbc |
| | 15 | 45,59 ABa | 25,94 Bb | 30,86 Bb | 31,32 Bb | 14,79 Cc |
| Mn | 0 | 92,75 Acd | 57,07 Bd | 231,00 Ab | 421,54 Aa | 180,43 Abc |
| | 5 | 85,74 Ab | 192,52 Aab | 172,92 Ab | 313,71 ABa | 110,34 ABb |
| | 10 | 87,67 ABC | 127,57 ABabc | 202,29 Aab | 237,33 Ba | 64,12 Bc |
| | 15 | 33,07 Ac | 124,63 ABbc | 158,68 Aab | 254,57 Ba | 5,87 Bc |
| Pb | 0 | 6,03 ABb | 6,17 Ab | 6,67 Ab | 7,42 Aab | 8,67 ABa |
| | 5 | 5,05 Bc | 7,05 Ab | 7,42 Aab | 8,92 Aa | 8,05 Bab |
| | 10 | 7,00 Ab | 7,50 Ab | 7,42 Ab | 8,55 Aab | 9,67 Aa |
| | 15 | 6,17 ABb | 6,67 Aab | 8,05 Aa | 8,17 Aa | 5,05 Cb |
| Zn | 0 | 29,02 Bc | 117,98 Bb | 154,37 Aa | 127,11 Ab | 142,52 Aa |
| | 5 | 130,06 Ab | 128,07 Bb | 149,78 Aa | 122,02 Ab | 143,85 Aa |
| | 10 | 136,94 Aa | 127,04 Bab | 120,79 Bb | 122,29 Ab | 123,95 Bb |
| | 15 | 128,81 Ab | 152,95 Aa | 113,99 Bc | 118,70 Abc | 9,99 Cd |
| Al | 0 | 169,22 Ba | 166,84 Aa | 117,42 Aab | 107,62 Aab | 75,42 Ac |
| | 5 | 306,17 Aa | 132,52 Ab | 100,10 Ab | 108,40 Ab | 87,87 Ab |
| | 10 | 337,97 Aa | 111,42 Ab | 71,50 Ab | 60,57 Ab | 53,25 ABb |
| | 15 | 231,54 Ba | 104,17 Ab | 106,50 Ab | 81,27 Ab | 2,39 Bc |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

O biocarvão, em função da sua característica de elevada superfície específica e alta densidade de grupos funcionais de superfície, apresenta uma elevada capacidade de adsorção de metais pesados, reduzindo a biodisponibilidade desses metais tóxicos durante a compostagem. Outro fator que também pode contribuir para redução da biodisponibilidade desses elementos, por ação indireta, é decorrente da estimulação da atividade microbiana e formação de húmus durante a compostagem, conforme também verificado neste trabalho (HAHN, 2004). (ZHANG et al., 2020) demonstraram que a adição de biocarvão reduziu, significativamente, a lixiviação de metais pesados, tornando-os menos disponíveis para contaminação do solo e das águas subterrâneas. Além disso, experimentos conduzidos por (LI et al., 2017) revelaram que o biocarvão promoveu a imobilização de metais pesados como zinco e níquel, auxiliando na preservação da qualidade do solo e na mitigação dos riscos ambientais.

A fração solúvel em cloridrato de hidroxilamina (F3) representa a fração dos metais associados, principalmente, aos óxidos, e está apresentada na Tabela 16. O Cu e Pb foram os metais que apresentaram os menores teores nesta fração, e que apresentaram redução comparando os tempo e doses de biocarvão, sendo determinado as menores concentrações no tempo de 90 dias para Cu, e no mesmo tempo com 15% de biocarvão para Pb. Para Fe, Mn e

Zn, os teores desses metais apresentaram incremento independente da dosagem, ao longo do tempo de compostagem, indicando a transferência desses metais para essa fração mais recalcitrante, principalmente, em 90 dias de compostagem, na ausência e presença de biocarvão, independente da dosagem. No caso do Al houve incremento até o dia 14. Contudo, após 14 dias de compostagem observa-se uma redução nessa fração. Aos 14 dias de compostagem, o maior incremento ocorreu com 15% de biocarvão.

Tabela 15. Concentração de metais pesados na fração F3 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F3 | | | |
|---------|-------------|-------------|------------|------------|------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 |
| Cu | 0 | 0,55 Ab | 0,26 Ac | 1,04 Aa | 1,11 Aa |
| | 5 | 0,63 Ab | 0,20 Ac | 0,88 Aa | 0,85 Ba |
| | 10 | 0,53 Ab | 0,23 Ac | 0,91 Aa | 0,92 ABa |
| | 15 | 0,43 Ab | 0,14 Ac | 1,04 Aa | 0,58 Cb |
| Fe | 0 | 249,32 Ac | 332,42 Bbc | 389,78 Aab | 443,04 Aa |
| | 5 | 285,61 Ac | 417,56 Aab | 461,43 Aa | 322,53 Bc |
| | 10 | 248,87 Ab | 413,61 Aba | 389,81 Aa | 384,94 ABa |
| | 15 | 261,43 Ab | 401,91 Aba | 409,65 Aa | 426,34 Aa |
| Mn | 0 | 190,91 Ab | 205,86 Ab | 209,83 Bb | 204,42 Bb |
| | 5 | 187,88 Ab | 187,04 Ab | 196,88 Bb | 268,12 Aa |
| | 10 | 161,51 Ac | 184,37 Ac | 265,14 Ab | 256,98 Ab |
| | 15 | 170,36 Ab | 163,16 Ab | 188,97 Bb | 208,28 Bb |
| Pb | 0 | 4,00 Ba | 3,75 Aa | 2,13 Bb | 4,38 Aa |
| | 5 | 4,88 ABa | 3,75 Aa | 2,13 Bb | 3,88 ABa |
| | 10 | 5,25 Aa | 3,50 Ab | 2,83 Bbc | 3,25 BCb |
| | 15 | 4,50 ABa | 3,13 Abc | 4,25 Aab | 2,63 Cc |
| Zn | 0 | 278,00 Ab | 320,20 Aa | 347,26 ABa | 333,13 Aa |
| | 5 | 305,41 Ab | 316,80 Aab | 347,24 ABa | 329,94 Aab |
| | 10 | 282,66 Ab | 332,03 Aa | 366,54 Aa | 342,42 Aa |
| | 15 | 282,50 Ac | 305,52 Abc | 323,65 Bab | 327,18 Aab |
| Al | 0 | 204,71 Ba | 201,63 Ca | 197,13 Ba | 191,38 Aa |
| | 5 | 247,88 ABa | 276,51 Ba | 259,88 Aa | 134,17 Bb |
| | 10 | 273,13 Aab | 283,51 Aba | 225,83 ABb | 138,67 Bc |
| | 15 | 256,51 Ab | 333,01 Aa | 244,75 ABb | 210,25 Abc |

*Ni e Cr não foram detectados. Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

A fração oxidada (F4) dos metais pesados representa a fração desses elementos mais, intimamente, ligados à matéria orgânica recalcitrante do resíduo, e está apresentada na Tabela 17. Observa-se para o Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, e Al um aumento dos teores nessa fração no tempo de 90 dias, indicando que a compostagem contribuiu para a retenção desses elementos na fração mais recalcitrante e de menor risco ambiental da cama de frango. Contudo, nos casos do Cu e Fe, aos 90 dias de compostagem não houve diferença significativa entre os tratamentos com ausência e presença do biocarvão. Considerando o Mn, Pb, Zn e Al, aos 90 dias de compostagem, observa-se uma diferença significativa na dosagem com 15% de biocarvão, indicando que essa dosagem contribuiu de forma muita expressiva para a imobilização desses

metais na fração mais recalcitrante do composto, reduzindo os riscos ambientais de contaminação das águas subsuperficiais e de transferências para os alimentos.

Com relação ao Ni e Cr, comparando os tempos de compostagem, verifica-se que até o tempo 14 dias ocorreu uma concentração dos elementos na fração F4, e posterior a esse tempo, até o tempo de 90 dias, ocorreu redução de seus teores. No caso do Ni, com 90 dias, os menores teores foram encontrados nas maiores dosagens de 10% e 15% com biocarvão, e no caso do Cr não houve diferença significativa entre todos os tratamentos. Considerando as alterações ao longo do tempo de compostagem, comparando no tempo 0 e 90, observa-se que esses elementos estavam associados, majoritariamente, nessa fração da matéria orgânica desde o início da compostagem, sendo baixa a influência da maturação da matéria orgânica na translocação desses elementos para essa fração da matéria orgânica.

Logo, o processo de compostagem para os metais avaliados, foi de importante influência para a transferência dos metais de frações mais lábeis para frações mais recalcitrantes e, para o caso do Ni e Cr, a manutenção desses elementos em frações estáveis da matéria orgânica. Esse efeito benéfico da compostagem é potencializado e amplificado com a adição de maiores doses de biocarvão (15%), reafirmando a importância do processo de compostagem e indicando as melhores dosagens de biocarvão para redução da labilidade de metais pesados.

Tabela 16. Concentração de metais pesados na fração F4 no composto da cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F4 | | | | |
|---------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| Cu | 0 | 137,93 Ac | 145,04 Ac | 143,06 Cc | 253,03 Ab | 272,78 Aa |
| | 5 | 131,73 ABb | 129,03 ABb | 133,69 Cb | 245,58 ABa | 263,81 Aa |
| | 10 | 121,55 Abc | 132,11 Abc | 244,75 Ab | 248,84 Aab | 264,12 Aa |
| | 15 | 116,77 Bc | 122,79 Bc | 219,15 Bb | 230,87 Bb | 260,95 Aa |
| Ni | 0 | 6,83 Aab | 8,49 Aa | 6,04 Ab | 5,83 Ab | 6,76 Aab |
| | 5 | 7,23 Aab | 8,40 Aa | 6,33 Ab | 6,19 Ab | 5,60 ABb |
| | 10 | 7,03 Aa | 7,19 Aa | 5,56 aAB | 6,59 Aab | 4,80 Bb |
| | 15 | 7,10 Aa | 7,29 Aa | 5,04 Ab | 6,50 Aab | 4,68 Bb |
| Fe | 0 | 6139,57 Aab | 6263,00 Aa | 5298,78 Bb | 6184,63 Aab | 6881,83 Aa |
| | 5 | 5660,49 ABb | 5774,99 ABb | 6190,53 Ab | 6159,13 Ab | 7527,86 Aa |
| | 10 | 5046,27 Bb | 5184,85 BCb | 5561,65 ABb | 5899,12 Ab | 6843,94 Aa |
| | 15 | 4918,00 Bb | 4810,70 Cb | 4930,42 Bb | 5502,77 Ab | 6776,28 Aa |
| Mn | 0 | 238,67 Aab | 307,77 Aa | 131,20 Abc | 110,65 Ac | 271,75 Ba |
| | 5 | 262,34 Aab | 148,67 Bc | 186,78 Abc | 103,52 Ac | 307,11 Aba |
| | 10 | 268,61 Aa | 225,96 ABab | 103,30 Ac | 133,71 Abc | 298,50 Ba |
| | 15 | 310,53 Aab | 212,31 ABbc | 189,91 Ac | 127,19 Ac | 409,19 Aa |

Continua...

Continuação da Tabela 16.

| (mg/kg) | Biochar (%) | Fração - F4 | | | | |
|---------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | 0 | 14 | 30 | 60 | 90 |
| Cr | 0 | 13,57 Ab | 29,56 Aa | 12,59 Ab | 10,40 Bb | 11,53 Ab |
| | 5 | 12,84 Ab | 28,51 Aa | 15,83 Ab | 12,45 ABb | 18,43 Ab |
| | 10 | 9,34 Ab | 24,52 Aa | 13,24 Ab | 14,61 ABb | 16,68 Aab |
| | 15 | 10,04 Ac | 27,43 Aa | 13,17 Abc | 18,72 Ab | 19,02 Ab |
| Pb | 0 | 0,87 Ab | 0,96 Ab | 5,71 Aa | 3,71 Aa | 3,33 Bab |
| | 5 | 0,00 Ab | 0,08 Ab | 4,71 Aba | 3,21 Aa | 2,21 Bab |
| | 10 | 0,00 Ac | 1,22 Abc | 2,87 Bab | 4,08 Aa | 2,00 Babc |
| | 15 | 0,00 Ac | 2,08 Ac | 2,67 Bbc | 4,83 Aab | 6,58 Aa |
| Zn | 0 | 230,57 Aa | 100,25 Ab | 36,26 Ac | 151,08 Ab | 209,21 Aa |
| | 5 | 85,76 Bb | 31,81 Bc | 32,11 Ac | 149,36 Aa | 147,24 Ba |
| | 10 | 65,92 Bab | 27,97 Bb | 27,76 Ab | 107,23 ABa | 116,49 Ba |
| | 15 | 47,69 Bbc | 0,07 Bc | 56,41 Ab | 89,25 Bb | 217,51 Aa |
| Al | 0 | 4793,82 Aa | 5528,04 Aa | 4100,09 Aa | 5451,76 Aa | 5367,21 Aba |
| | 5 | 4313,84 Ab | 5164,24 Aab | 5890,91 Aab | 4885,57 Aab | 6495,51 Aa |
| | 10 | 3372,04 Aa | 4635,96 Aa | 5021,68 Aa | 4864,64 Aa | 4358,97 BCa |
| | 15 | 3464,46 Aa | 3693,84 Aa | 4676,01 Aa | 3549,36 Aa | 3044,07 Ca |

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

A Figura 20 apresenta a porcentagem da participação dos metais pesados em cada fração (F1, F2, F3 e F4). O Ni apresentou, aproximadamente, 100% de seus teores na fração F4, durante o período de compostagem. O Cu foi o elemento que apresentou maior porcentagem na fração F1, com teores variando entre 0,004% - 13,44%. No tempo 0 (zero) os teores variaram entre 11,66% - 13,44%, sendo nesse tempo, os maiores teores encontrados e, com o avanço da maturação do composto, houve redução na concentração desse metal, principalmente, no tempo de 90 dias e com as dosagens de 10% e 15% de biocarvão, onde foram determinados os percentuais mínimos de 0,004%, indicando a mudança desse elemento para frações mais recalcitrantes e de menor biodisponibilidade.

O Zn, Mn, Fe e Cu apresentaram predomínio nas frações F3 e F4 ao longo do processo de compostagem. Com relação ao Zn e Mn, a soma das frações F3 e F4 variou entre 67,39% - 98,29% para Zn e entre 48,61% - 99,13% para Mn. Para esses elementos, semelhante ao constatado para Cu, ocorreram mudanças na distribuição desses elementos da fração F2 para frações mais recalcitrantes. No caso do Zn, essa transferência foi da fração F2 para a F3, e no caso do Mn da fração F2 para a F4. Essas mudanças foram nítidas no tempo de 90 dias de compostagem com adição de 15% de biocarvão, onde foram encontrados os valores mínimos de 0,14% e 0,14%, para Zn e Mn, respectivamente, indicando o importante papel da compostagem e do biocarvão na retenção desses metais.

Diferentemente, o Pb apresentou predomínio na fração F2, tornando-se mais biodisponível ao longo do tempo, independente das dosagens de biocarvão adicionada, comparativamente aos demais metais estudados. Em F2, os teores de Pb variaram entre 39,61% - 74,38%. Considerando a cama de frango não compostada, a variação ficou entre 50,90% - 57,82%, porém, aos 90 dias de compostagem a variação ficou entre 39,61% - 74,38%, sendo o valor mínimo encontrado na dose de 15% de biocarvão, indicando que essa seria a dose mais adequada dentre as testadas para a redução da biodisponibilidade do Pb, em associação com a compostagem.

De uma maneira geral, a compostagem e a adição de biocarvão contribuíram para a manutenção e aumento relevante da recalcitrância dos metais pesados, no tempo de 90 dias e com adição de 15% de biocarvão, demonstrando a importância da prática de compostagem para resíduos orgânicos, e indicando a utilização do aditivo biocarvão para maior eficiência na retenção desses metais, inclusive para o chumbo.

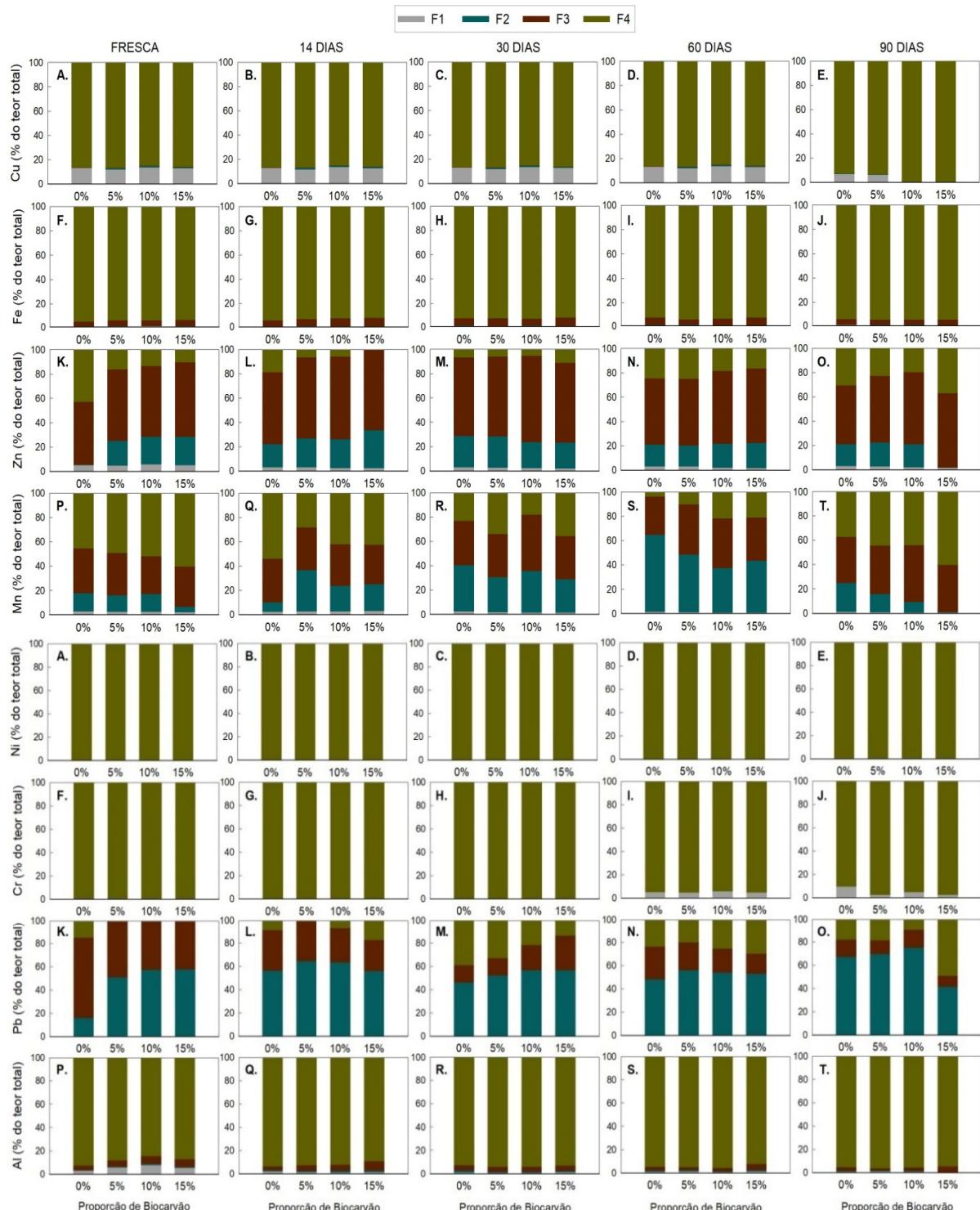


Figura 20. Distribuição percentual dos metais Cu, Fe, Zn, Mn, Ni, Cr, Pb e Al ligados às frações hidrossolúveis (F1), solúvel em Ác. Acético (F2), solúvel em cloridrato de hidroxilamina (F3), oxidada (F4) de amostras da compostagem da cama de frango com biocarvão (5%, 10% e 15%) e sem biocarvão.

4.2 Transferência de Metais Pesados para Planta Bioindicadora

4.2.1 Acumulação de metais pesados na planta de milho

Nenhum método de extração química utilizado isoladamente é capaz de refletir com precisão a fitodisponibilidade de metais pesados em compostos aplicados ao solo (TANDY et al., 2005; MEZZIES et al., 2007). Diante disso, a Tabela 17 apresenta os teores acumulados dos metais pesados em plantas de milho adubadas com a cama de frango compostada sem adição do biocarvão e com a adição de diferentes doses do biocarvão, acrescido do controle (sem adubação). O Pb, Cr e Ni, não foram detectados nas plantas indicadoras. Observa-se que as plantas adubadas com a CF compostada por 90 dias apresentaram menor acumulação de metais pesados em comparação ao tratamento com a cama de frango não compostada. Ademais, observa-se que a adição CF compostada por 90 dias com adição de 15% de biocarvão reduziu a transferência dos metais pesados às plantas.

Tabela 17. Total acumulado de metais pesados por plantas de milho adubada com cama de frango sem biocarvão (0%) e com adição de biocarvão (5%, 10% e 15%) durante 90 dias de compostagem.

| (mg/planta) | Biochar (%) | Tempo (dia) | | | |
|-------------|-------------|-------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | 0 | 30 | 60 | 90 |
| Cu | 0 | 4,60 Ab* | 5,78 Aab* | 7,35 Aa* | 6,46 Aab* |
| | 5 | 2,89 Ab ^{NS} | 5,47 Aa* | 4,78 Bab* | 5,27 ABa* |
| | 10 | 3,36 Ab* | 4,95 Aab* | 6,38 ABa* | 5,17 ABAb* |
| | 15 | 3,92 Aa* | 3,52 Aa* | 5,49 ABa* | 3,48 Bb* |
| | Controle | | 0,51 | | |
| Zn | 0 | 10,50 Ac ^{NS} | 85,82 Aa* | 41,38 Ab* | 28,27 Abc ^{NS} |
| | 5 | 15,29 Aa ^{NS} | 34,80 Ba ^{NS} | 26,31 Aa ^{NS} | 37,34 Aa ^{NS} |
| | 10 | 8,99 Ab ^{NS} | 27,74 Bab ^{NS} | 35,84 Aa ^{NS} | 29,69 Aab ^{NS} |
| | 15 | 21,11 Aa ^{NS} | 29,50 Ba ^{NS} | 30,95 Aa ^{NS} | 19,47 Aa ^{NS} |
| | Controle | | 13,24 | | |
| Fe | 0 | 157,52 Ab ^{NS} | 268,59 Aa* | 237,06 Aab* | 254,38 ABa* |
| | 5 | 138,56 Ab ^{NS} | 222,30 ABab ^{NS} | 191,05 Aab ^{NS} | 279,00 Aa* |
| | 10 | 151,02 Aa ^{NS} | 196,10 ABa ^{NS} | 240,07 Aa ^{NS} | 197,34 ABa ^{NS} |
| | 15 | 151,97 Aa ^{NS} | 157,43 Ba ^{NS} | 202,58 Aa ^{NS} | 161,90 Ba ^{NS} |
| | Controle | | 131,24 | | |
| Mn | 0 | 22,29 Aa ^{NS} | 29,54 Aa ^{NS} | 28,08 Aa ^{NS} | 25,32 ABa ^{NS} |
| | 5 | 19,77 Aa* | 24,87 Aa ^{NS} | 19,75 Aa* | 27,55 Aa ^{NS} |
| | 10 | 18,89 Aa* | 24,05 Aa ^{NS} | 23,49 Aa ^{NS} | 23,06 ABa ^{NS} |
| | 15 | 17,33 Aa* | 14,69 Ba* | 21,57 Aa ^{NS} | 17,38 Ba* |
| | Controle | | 29,70 | | |

Contiuna...

Continuação da Tabela 17.

| (mg/planta) | Biochar (%) | Tempo (dia) | | | |
|-------------|-------------|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | 0 | 30 | 60 | 90 |
| Zn | 0 | 292,20 Aa* | 167,09 ABbc ^{NS} | 131,07 Ac* | 234,78 Aab ^{NS} |
| | 5 | 71,50 Bb ^{NS} | 203,94 Aa* | 177,28 Aa ^{NS} | 159,88 Ba ^{NS} |
| | 10 | 99,31 Bb ^{NS} | 208,37 Aa* | 163,08 Aab ^{NS} | 153,03 Bab ^{NS} |
| | 15 | 77,51 Bb ^{NS} | 119,87 Bb ^{NS} | 193,75 Aa ^{NS} | 75,56 Cb ^{NS} |
| Controle | | | 113,68 | | |

*Pb, Ni e Cr não foram detectados nas amostras. Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas na coluna ou minúsculas na linha, não diferem entre si segundo teste de Tukey, com 5% de significância.

Observa-se que para Cu na ausência de biocarvão (0%) aos 90 dias de compostagem, a planta indicadora acumulou 6,46 mg.Kg⁻¹. Esse valor foi reduzido para 3,48 mg.kg⁻¹ acumulado quando se aumentou a dose de biocarvão (15%). Esse resultado sugere que com o aumento da dose de biocarvão durante a compostagem reduziu a biodisponibilidade desse metal. O Zn, embora não se observe diferença estatística entre as doses de biocarvão aos 90 dias, houve redução do acumulado em cerca de 40% da dose de 0% para a de 15%, seguindo a mesma tendência do Cu. Para Fe e Mn observa-se diferença estatística entre as doses de 0% e 15%, assim como é observado diferença com relação ao tempo, sendo maior acumulação no tempo de 90 dias. Para o Al, elemento extremamente tóxico para as plantas, observa-se uma diferença significativa entre a dose de 0% com as doses de biocarvão, principalmente, com relação a dose de 15%, reduzido a acumulação desse metal na planta em, aproximadamente, 4 vezes.

A Figura 21 apresenta a produção de massa seca das plantas de milho adubadas com a CF compostada em diferentes tempos com diferentes doses de biocarvão. Esses resultados demonstram que as maiores doses de biocarvão (10% e 15%) não foram fitotóxicas para a planta. Ademais, não foram observadas diferenças expressivas na produção de biomassa nas plantas com a adubação de CF compostada com diferentes doses de biocarvão. Assim, a redução da quantidade acumulada de metais pesados observado nas plantas tratadas com CF compostada por 90 dias com 15% de biocarvão está relacionado com a redução das frações lábeis (biodisponíveis) dos metais pesados no composto, não tendo relação com alterações na produção de biomassa.

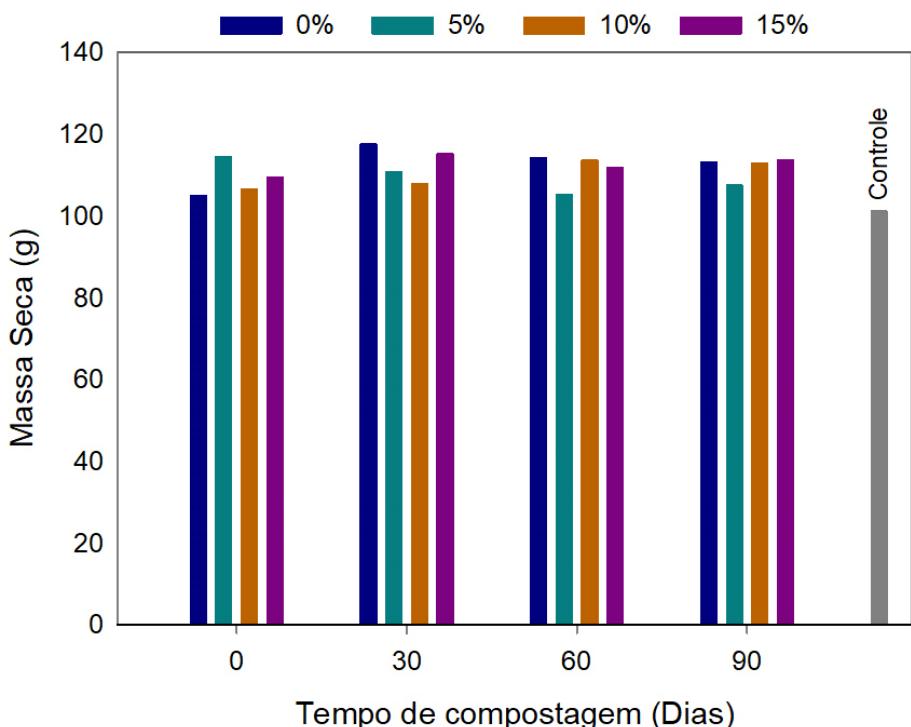


Figura 21. Produção de massa seca (g) de plantas de milho adubadas com cama de frango não compostada e compostada por 30, 60 e 90 dias com a adição de 5, 10 e 15%, acrescido do controle (sem adição de adubo).

Portanto, o resultado de acumulação dos metais pesados na planta indicadora corrobora com a redução das frações lábeis (F1 e F2) observados nas Tabelas 13, 14 e 15, sugerindo que a adição de biocarvão a cama de frango durante a compostagem, principalmente, na maior dose (15%) e 90 dias de compostagem, reduz de forma expressiva a biodisponibilidade dos metais pesados na cama de frango e a transferência desses elementos para as plantas adubadas com esse resíduo. (AHMAD et al., 2016) revelaram que a imobilização de metais pesados com o uso de diferentes tipos de biocarvão reduziu a absorção de metais pesados pelas plantas. Sendo assim, evidencia-se o potencial do biocarvão associado a compostagem para a redução da biodisponibilidade, ficando recomendado que o tempo ideal de compostagem seria de 90 dias com a adição de 15% de biocarvão na cama de frango.

5. CONCLUSÕES

A adição de biocarvão na compostagem da cama de frango beneficia a atividade microbiana contribuindo para uma mais rápida mineralização da matéria orgânica. Devido a isso, a compostagem de cama de frango com a adição de biocarvão, principalmente nas maiores doses (10 e 15%), atingem temperaturas mais elevadas em um período mais curto de tempo, apresentando uma maior emissão de CO₂, antecipando a redução do teor de carbono, produzindo um composto de maior densidade, com valores mais baixos de pH e maior CE. A adição de biocarvão na CF para a compostagem reduz as perdas de N na forma de NH₃.

A adição de biocarvão durante a compostagem da cama de frango mostrou-se eficiente em reduzir a biodisponibilidade dos metais pesados, imobilizando esses elementos em frações mais recalcitrantes. Dentre os tempos de compostagem e as doses testadas, a imobilização dos metais se mostrou mais expressiva no tempo de 90 dias e com a dose de 15% de biocarvão, indicada pela maior transferência dos metais testados para as frações F4, assim como, a menor acumulação dos metais nas plantas, indicando menor transferência desses elementos para a cadeia trófica e auxiliando na manutenção da qualidade dos alimentos.

Dentre os metais estudados, o Pb apresentou comportamento atípico, comparativamente, aos demais metais estudados, indicado pelo aumento da sua labilidade ao longo do processo de compostagem, independente da porcentagem de biocarvão adicionada. Entretanto, no tempo 90 dias de compostagem e com 15% de biocarvão, acompanhando os demais metais, houve uma redução em sua labilidade.

Dentre os metais pesados estudados, o Pb foi o que se manteve mais biodisponível. O comportamento desse elemento requer mais pesquisas para que seja determinado uma estratégia para retenção desse metal.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S. OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v.99, p.19-33, 2014.
- AHMAD M.; OK, Y. S.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; KIM, B. Y.; AHN, J. H.; LEE, Y. H.; AL-WABEL, M. I.; LEE, S. E.; LEE, S. S. Imobilização de chumbo e cobre em solo de campo de tiro usando biochars derivados de palha de soja e agulha de pinheiro: avaliações químicas, microbianas e espectroscópicas. **J. Hazard Mater.** 301: 179-186. 2016.
- AKDENIZ, N. A systematic review of biochar use in animal waste composting. **Waste Management**, 88: 291-300. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.054>.
- ALLOWAY, B. J. Cadmium. In: ALLOWAY, B. J. (ed). **Heavy metals in soils**. New York. p. 122-151. 1995.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados nos solos. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. (eds.). **Química e mineralogia do solo: Aplicações**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Parte II. v.2. p.249-312. 2009.
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - Fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p.1879-1888, 2009.
- ANDREOLI, C. V. Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, Inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro: Rima, 2001. 282 p.
- AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; GUERRA J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesq. Agropec. Bras.**, 40: 1087- 1093. 2005.
- ARAÚJO, F. F.; TIRITAN, C. S.; OLIVEIRA, T. R. Compostos orgânicos semicurados na adubação de pastagem degradada de Brachiariadecumbens. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 1, p. 1-6, 2009.
- ARGENTA, G. SILVA, P. R. F.; MIELNICZUK, J.; BORTOLINI, C. G. Parâmetros de planta como indicadores do nível de nitrogênio. **Pesq. Agropec. Bras.** Brasília, v. 37, n. 4, p. 519-527, abr. 2002.
- BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Humicacids. **Revista Ceres**, v. 61, suplemento, p.856-881, 2014.
- BALLEM, A. **Inibidor de nitrificarão adicionado ao solo com cama de aviário e sua influência na dinâmica do nitrogênio e do carbono**. Dissertação, 2011. (Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo) Área de Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), 2011.

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, n. 22, p. 5444-5453, 2009.

BERTOLI, A. C. **Efeitos do Cádmio e do Chumbo no Crescimento, Translocação e Teor de Nutrientes Tomateiro (*Lycopersicum esculentum*) Cultivado em Solução Nutritiva.** Dissertação (Mestrado em Agroquímica), 2011.

BOLAN, N. S. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. In: **Advances in agronomy.** [s.l.] Elsevier, v. 110 p. 1-75. 2010.

BOURKE, J.; MANLEY-HARRIS, M.; FUSHIMI, C.; DOWAKI, K.; NONOURA, T.; ANTAL, M. J. Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? A model of the chemical structure of carbonized charcoal. **Industrial and Engineering Chemistry Research** 46, 5954-5967. 2007.

BLANES-VIDAL, V.; SOMMER S. G.; NADIMI, E. S. Modeling surface pH and emissions of hydrogen sulphide, ammonia, acetic acid and carbon dioxide from a pig waste lagoon. **Biosystems Engineering**, n. 104, p. 510-521, 2009.

BLUM, L. E. B.; AMARANTE, C. V. T.; GÜTTLER, G.; MACEDO, A. F.; KOTHE, M.; SIMMLER, A. O.; PRADO, G.; GUIMARÃES, L. S. Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 21, n. 04, p. 627-631, out./dez., 2003.

BRASIL. **Instrução Normativa SDA Nº 17 de 21 de maio de 2007.** Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento (MAPA), Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA), 2007.

BRENNAN, J. K.; BANDOSZ, T. J.; THOMSON, K. T.; GUBBINS, K. E. Water in porous carbons. Colloids and surfaces A: physicochemical and engineering aspects. **Oxford**, v. 187 188, n. 1, p. 539 568, 2001.

BROWN, R. A.; KERCHER, A. K.; NGUYEN, T. H.; NAGLE, D. C.; BALL, W. P. Production and characterization of synthetic wood chars for use as surrogates for natural sorbents. **Organic Geochemistry**. **Oxford**, v. 37, n. 3, p. 321-333, 2006.

CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; CASTRO, P. R. C. **Condicionadores do solo:** ácidos húmicos e fúlvicos. Série Produtor Rural, n. 58. USP: Piracicaba, 2015. 48p.

COBB Vantress Brasil. **Manual de Manejo de Frangos de Corte Cobb.** Guapiaçu, SP, p. 65, 2009.

CORRÊA, E. K. **Avaliação de diferentes tipos de camas na criação de suínos em crescimento e terminação.** Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas. Pelotas. 91 p. 1998.

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

CHIARELOTTO, M.; DAMACENO, F. M.; BOFINGER, J.; RESTREPO, J. C. P. S.; JÚNIOR, G. B.; LORIN, H. E. F.; SANTOS, L. M.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M. Análise de fritura na determinação da qualidade de compostos orgânicos obtidos por processo de compostagem. In: FORUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2018, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2018.

DAVUTLUOGLU, O. I.; GALIP, S.; CAGATAYHAN B. E.; TURAN, Y.; BULENT, S. Heavy metal content and distribution in surface sediments of the Seyhan River, Turkey. **Journal of Environmental Management**, 92:2250-2259, 2011.

ECOCHEM. **Composting process**. 2004. http://www.ecochem.com/t_compost_faq2.html. Acesso em: 2/7/2023.

EMBRAPA. **Central de inteligência aves e suínos**: Estatística. Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas/frangos/mundo> Acesso em: 15 de mar. de 2023.

EPSTEIN, E. **Industrial Composting**: Environmental Engineering and Facilities Management. CRC Press, Boca Raton, Florida. 2011.

FAN, Y. V.; LEE, C. T.; KLEMES, J. J.; CHUA, L. S.; SARMIDI, M. R.; LEOW, C. W. Evaluation of effective microorganisms on home scale organic waste composting. **Journal of Environmental Management**, p.1-8, 2017.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual Prático para Compostagem de Biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES. 91 p. 1999.

FERNANDES, J. D. **Estudo de impactos ambientais em solos**: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. v. 7, n. 1, p. 25, 2011.

FREIRE, L. R.; BALIEIRO, F. C.; ZONTA, E.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; LIMAE.; GUERRA, J. G. M.; FERREIRA, M. B. C.; LEAL, M. A. A.; CAMPOS, D. V. B.; POLIDORO, J. C. **Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro** / editor técnico, Luiz Rodrigues Freire. – Brasília, DF: Embrapa; Seropédica, RJ: Editora Universidade Rural, 2013.

GANI, A.; NARUSE, I. Effect of cellulose and lignin content on pyrolysis and combustion characteristics for several types of biomass. **Renewable Energy**, v. 32, p. 649-661, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.02.017>.

GUO, X.; LIU, H.; WU, S. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. **Science of the Total Environment, Amsterdam**, v. 662, p. 501–510, apr. 2019.

GUIDONI, L. L. C.; BITTENCOURT, G.; MARQUES, R. V.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. **Compostagem domiciliar**: implantação e avaliação do processo. **Tecno-Lógica**, v. 17, n.1, p.44-51, 2013.

HADIN, Å.; ERIKSSON, O.; HILLMAN, K. A review of potential critical factors in horse keeping for anaerobic digestion of horse manure. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 65, p. 432-442, 2016.

HAHN, L. **Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas**. Florianópolis. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas, 2004. 130 p. (Dissertação Mestrado).

HAO, J.; WEI, Z.; WEI, D.; MOHAMED, T. A.; YU, H.; XIE, X.; ZHU, L.; ZHAO, Y. Roles of adding biochar and montmorillonite alone on reducing the bioavailability of heavy metals during chicken manure composting. **Bioresour. Technol.**, v. 294, p. 122199, 2019.

HE, M.; LI, W.; LIANG, X.; WU, D.; TIAN, G. Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. **Waste Management**, v. 29, p. 590-597, 2009b

HERBETS, R. A.; COELHO, C. R. A.; MILETTI, L. C.; MENDONÇA, M. M. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Health and Environment Journal**, v. 6, n. 1, p. 41-50, 2005.

HOODA, P. S.; ALLOWAY, B. J. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. **Geoderma**, v. 84, p. 121-134, 1998.

HUSSAIN, M.; FAROOQ, M.; NAWAZ, A.; AL-SADI, A. M.; SOLAIMAN, Z. M.; ALGHAMDI, S. S.; AMMARA, U.; OK, Y. S.; SIDDIQUE, K. H. M. Biochar para produção agrícola: potenciais benefícios e riscos. **J. Solos Sedimentos** 1-32. 2016.

INYANG, M. I.; GAO, B.; YAO, Y.; XUE, Y.; ZIMMERMAN, A.; MOSA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; OK, Y. S.; CAO, X. Uma revisão do biochar como adsorvente de baixo custo para remoção aquosa de metais pesados. Crítico. **Rev. Ambiente. Sci. Tecnol.** 46,406-433. 2016.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, **Proceedings...** 2007.

SOLOMON, S. D.; QIN, M.; MANNING, Z.; CHEN, M; MARQUIS, K. B.; AVERYT, M. TIGNOR, H. L.; MILLER (Eds.) **Cambridge University Press**, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

JEONG, Y. K.; KIM, J. S. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting process. **Bioresource Technology**, v. 79, p. 129-133, 2001.

JINDO, K.; SONOKI, T.; MATSUMOTO, K.; CANELLAS, L.; ROIG, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Influência da adição de biocarvão nas substâncias húmicas dos estrumes de compostagem. **Gerenciamento de Resíduos**. 49, 545-552. 2016.

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

KHAN, N.; CLARK, I.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SHEA, S., MEIER, S., BOLAN, N. Maturidade índicesnaco-compostagem de esterco de galinha e serragem com biochar. **Biorecurso. Tecnol.** 168, 245-251. 2014.

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

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

KUMAR, A.; KUMAR, A.; CABRAL-PINTO, M. M. S.; CHATURVEDI, A. K.; SHABNAM, A. A.; SUBRAHMANYAM, G.; MONDAL, R.; GUPTA, D. K.; MalYan, S. K.; KUMAR, S. S.; KHAN, S. A.; YADAV, K. K. Lead Toxicity: Health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 7, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>.

KPOMBLEKOU-A, K.; MORTLEY, D. **Organic Fertilizers in Alabama**: Composition, Transformations, and Crop Response in Selected Soils of the Southeast United States, Organic Fertilizers - From Basic Concepts to Applied Outcomes, Dr. Marcelo Laramendy (Ed.), InTech. 2016.

KUANA, S. L. Limpeza e desinfecção de instalações avícolas. In: JÚNIOR, A. B.; SILVA, E. N.; FÁBIO, J. DI.; SESTI, L.; ZUANAZE, M. A. A. **Doenças das aves**. 2^a ed. Campinas: Facta, 1.104 p. 2009.

LAHORI, A. H.; ZHANYU, G.; ZENGQIANG, Z.; RONGHUA, L.; MAHAR, A.; AWASTHI, M. K.; FENG, S.; SIAL, T. A.; KUMBHAR, F.; PING, W.; SHUNCHENG, J. Use of biochars as an amendment for remediation of heavy metal-contaminated soils: Prospects and challenges. **Pedosphere**, v. 27, n. 6, p. 991-1014, 2017. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60490-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60490-9)

LARNEY, F. J.; BUCKLEY, K. E.; HAO, X.; MCCaughey, W. P. Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: Nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1844-1854, 2006.

LARNEY, F. J.; OLSON, A. F.; MILLER, J. J.; DEMAERE, P. R.; ZVMUYU, F.; MCALLISTER, T. A. Physical and chemical changes during composting of wood-chipbedded and straw-bedded beef cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, p. 725-735, 2008.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, p. 1013-1019, 2008.

LEAL, M. A. A. **Método de avaliação da estabilidade de materiais orgânicos por meio de emissões potenciais de CO₂ e de NH₄**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2020.

LEE, Y.; EUM, P. R. B.; RYU, C.; PARK, Y. K.; JUNG, J. H.; HYUN, S. Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of Geodae-Uksae 1. **Bioresource Technology**, v. 130, p. 345-350, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.012>

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar para Gestão Ambiental: Ciência e Tecnologia**. Earthscan. 2009.

LI, X.; ZHANG, R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. **Bioresource Technol.**, 99: 359-367. 2008.

LI, M.; ZHANG, A.; WU, H.; LIU, H.; LV, J. Previsão de liberação potencial de matéria orgânica de biochars derivados de resíduos agrícolas usando fluorescência e absorbância ultravioleta. **J. Perigo. Mater.** 334, 86-92. 2017.

LIU, N.; ZHOU, J.; HAN, L.; MA, S.; SUN, X.; HUANG, G. Função e caráter multi-escala caracterização do biocarvão de bambu durante a compostagem aeróbia de esterco de aves. **Biorecurso. Tecnol.** 241, 190-199. 2017a.

MAEDA, K.; HANAJIMA, D.; MORIOKA, R.; OSADA, T. Characterization and spatial distribution of bacterial communities within passively aerated cattle manure composting piles. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, p. 9631-9637, dec. 2010.

MALINSKA, K.; ZABOCHNICKA-ŚWIUMATEK, M.; DACH, J. Efeitos da alteração do biochar sobre emissão de amônia durante a compostagem de lodo de esgoto. **Eco Eng.** 71, 474-478. 2014.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/> Acessado em 10 Jan. 2019.

MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, M. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Current Agricultural Science and Technology**, 17:383-391. 2013.

MA, Y. B.; UREN, N. C. Transformations of heavy metals added to soil application of a new sequential extraction procedure. **Geoderma**, v. 84, p .157-168, 1998.

MENZIES, N. W.; DONN, M. J.; KOPITTKE, P. M. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 121-130, 2007

MILLER, W. P.; MARTENS, D. C.; ZELAZNY, L. W. Effect of Sequence in Extraction of Trace Metals from Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, n. 3, p. 598, 1986.

MILLER, F. C. Composting as a process base don the control of ecologically selective factors. In: MEETING, F. B. **Soil Microb. Ecol.**, 18: 515- 543. 1992.

MISRA, R. V.; ROY, R. N.; HIRAOKA, H. **On-farm composting methods**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, p.1-35. 2003.

MONDINI, C. F. F.; SINICCO, T. Enzymatic Activity as a parameter for the characterization of the composting process. **Soil Biol. Biochem.**, 36: 1587-1594. 2004.

MOREIRA RAMÍREZ, M. A. **Fracionamento geoquímico de elementos-traço em sedimentos do sistema de ressurgência de Cabo Frio (Rio de Janeiro) nos últimos 8.000 anos.** 134 f. Tese (Doutorado em Geociência). Universidade Federal Fluminente – UFF, 2018.

NAZIR, R.; KHAN, M.; MASAB, M.; REHMAN, H. U.; RAUF, N. U.; SHAHAB, S.; AMEER, N.; SAJED, M.; ULLAH, M.; RAFEEQ, M.; SHAEEN, Z. Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants analysis of physicochemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam Kohat. **Journal of Pharmaceutical Sciences and Research**, v. 7, n. 3, p. 89-97, 2015.

NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Advances in humeomics: Enhanced struturalidentificationof huic molecules after size fractionation of a soil humic acid. **Analytica Chimica Acta**, v. 720, p. 77-79,2012.

NIST - National Institute of Standards and Technology. **Standard Reference Materials - SRM 2709 - San Joaquin Soil.** Baseline Trace Element Concentrations. Certificate Issue Date: 18 July 2003.

NIST - National Institute of Standards and Technology. **Standard Reference Materials - SRM 2782 - Industrial Sludge.** Baseline Trace Element Concentrations. Certificate Issue Date: 09 September 2011.

OLIVEIRA, E. S.; BIAZOTO, C. D. S. Avaliação dos impactos ambientais causados pelos aviários no município de Assis Chateaubriand, no oeste do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável** Nota Técnica Científica, v. 8 n. 2, 2

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Alterações físicas emicrobiológicas durante a compostagem dos dejetos de cabra. **Engenharia Agrícola**, v. 27, p.764-772, 2007.

OTENIO, M. H.; CUNHA, C. M.; ROCHA, B. B. **Compostagem de carcaças de grandes animais.** Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 4 p. (Embrapa Gado de Leite. Comunicado técnico, 61). 2010.

PALERMO, J.; SPINOSA, H. S.; GÓRNIAK, S. L. **Farmacologia Aplicada à Avicultura.** São Paulo: Roca, 897p. 2005.

PASTOR-VILLEGAS, J.; PASTOR-VALLE, J. F.; MENESES RODRÍGUEZ, J. M.; GARCÍA, M. Study of commercial wood charcoals for the preparation of carbon Adsorbents. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, Amsterdam, v. 76, n. 1-2, p. 103-108, 2006.

PEIXOTO, R. T. G. **Compostagem:** opção para o manejo orgânico do solo. IAPAR. Londrina. 46 p. 1988.

PEREIRA NETO, J. T. Monitoramento da eliminação de organismos patogênicos durante a compostagem de resíduos urbanos e lodo de esgoto pelo sistema de pilhas estáticas aeradas. **Engenh. Sanit.**, 27: 148-152. 1988.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem:** processo de baixo custo. UFV. Viçosa. 81 p. 2007.

PETTER, F. A.; MADARI, B. E. Biochar: agronomic and environmental potential in Brazilian Cerrado soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** (Impresso), v. 16, p. 761-768, 2012.

PRIMAVESI, A. O manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais. Nobel. São Paulo. 535 p. 1981.

PROST, K.; BORCHARD, N.; SIEMENS, J.; KAUTZ, T.; SÉQUARIS, J. M.; MÖLLER, A.; AMELUNG, W. Biochar afetado por compostagem com esterco de curral. **J. Ambiente. Qual.** 42, 164-172. 2013.

PAULINO, C. A. Antissépticos e desinfetantes. In: SPINOSA, H.; GORNIAK, S.; BERNARDI, M. **Farmacologia aplicada a medicina veterinária.** 4^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2006. p. 441-447.

PAZ-FERREIRO, J.; LU, H.; FU1, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal pollutedsoils: a review. **Solid Earth**, v. 5, p.65-75,2014.

PICCOLO, A. **The nature of soil organic matter and innovative soil management to fight global changes and maintain agricultural productivity.** Springer: Heidelberg, 2012. p. 1-20.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, 75:57-134,2002.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. M.; COSTA, E. T. S. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 523-532, 2005.

PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; DA SILVA, T. O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, v. 7, n. 5, 2011.

PROST, K.; BORCHARD, N.; SIEMENS, J.; KAUTZ, T.; SÉQUARIS, J. M.; MÖLLER, A.; AMELUNG, W. Biochar afetado por compostagem com esterco de curral. **J. Ambiente. Qual.** 42, 164-172. 2013.

QIAO, Y.; CROWLEY, D.; WANG, K.; ZHANG, H.; LI, H. Effects of biochar and Arbuscular mycorrhizae on bioavailability of potentially toxic elements in an aged contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 636-643, 2016

RICE, J. Humim. **Soil Science**, 166:848-857, 2001.

RICHARD, T. N.; TRAUTMANN, M.; KRASNY, S.; FREDENBURG, C. S. **The science and engineering of composting.** The Cornell composting website, Cornell University. http://www.compost.css.cornell.edu/composting_homepage.html. 2002. Acesso em: 01/08/2023.

RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R.; PERA, A.; BERTOLDI, M. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. **Waste Manage. Res.**, 4: 96-387. 1986.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interação com espécies metálicas.** 1 ed. São Paulo: Editora Unesp, 2003. 120 p. ISBN 85-7139-474-1.

RODRIGUES, M. S.; SILVA, F. C. L. P.; BARREIRA, E. A. K. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. **Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria.** FEPAF. Botucatu. p. 63-94. 2006.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v. 78, n. 3, p. 301-308, jul. 2001.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ-GARCIA, M.; VANDECASTEELE, B.; D'HOUSE, T.; LÓPEZ, G.; MARTINEZ-GAITÁN, C.; KUIKMAN, P. J.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Agronomic evaluation of biochar, compost and biocharblended compost across different cropping systems: Perspective from the European project Fertiplus. **Agronomy**, v. 9, 225, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy9050225>.

SANTOS, M. R. G. **Produção de substratos orgânicos a partir da compostagem de cama de cavalo.** 2016. 48 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura orgânica) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2016.

SELLAMI, F. R.; JARBOUI, K.; HACHICHA, E. A.; MEDHIOUB. Co-composting of oil exhausted olive-cake, poultry manure and industrial residues of agro-food activity for soil amendment. **Bioresource Technol.**, 99: 1177-1188. 2008.

SIMPSON, A. J.; KINGERY, W. L.; HAYES, M. H.; SPRAUL, M.; HUMPFER, E.; DVORTSAK, P.; KERSSEBAUM, R.; GODEJOHANN, M.; HOFMANN, M. Molecular structures and associations of humic substances in the terrestrial environment. **Naturwissenschaften**, v. 89, n. 2, pp. 84-88, 2002.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo.** Viçosa: SBCS, 2007.

SILVEIRA, M. L.; ALLEONI, L. R. F.; O 'CONNOR, G. A.; CHANG, A. C. Heavy metal sequential extraction methods - A modification for tropical soils. **Chemosphere**, v. 64, p. 1929-1938, 2006.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A. S. Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting. **Bioresource Technology**, v. 124, p. 169-179, 2012.

SIVAKUMAR, K. V. R. S.; KUMAR, P. N. R.; JAGATHEESAN, K.; VISWANATHAN. CHANDRASEKARAN, D. Seasonal variations in composting process of dead poultry bird. **Bioresource Technol.** 2007. <http://www.sciencedirect.com> Acessado em: 28/08/2023.

SOM, M. P.; LEMÉE, L.; AMBLÉS, A. Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4404-4416, 2009.

SOUZA, C. C. B.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; LIMA, E. S. A.; LIMA, J. O.; CARMO, M. G. F.; GARCÍA, A. C. Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals-nutrients solubility during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 247, p. 291-298, 2019.

SOUZA, C. C. B. **Alterações químicas, estruturais e na capacidade de adsorção de metais pesados da cama de frango durante a compostagem.** 2021. 162 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, Seropédica, 2021.

SU, D.; WONG, J. W. C. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. **Environment International**, v. 29, n. 7, p. 895-900, 2004.

SUN, D.; LAN, Y.; XU, E. G.; MENG, J., CHEN, W. Biochar como um novo nicho para cultivo comunidades microbianas na compostagem. **Gerenciamento de Resíduos**. 54, 93-100. 2016.

SCHMIDT, H. P.; KAMMANN, C.; NIGGLI, C.; EVANGELOU, M. W. H.; MACKIE, K. A. ABIVEN, S. Biochar e biochar-compost como corretivos do solos de um vinhedo: influências no crescimento das plantas, absorção de nutrientes, saúde das plantas e qualidade de uva. **Agrícola. Ecossist. Ambiente** 191, 117-123. 2014.

SCHNITZER, M. KHAN, S. U. **Soil Organic Matter.** Elsevier Publishing Company, Amsterdam, 1978, p. 1-64.

SHOBAA, V. N.; CHUDNENKO, K. V. Ion Exchange Properties of Humus Acids. **Eurasian Soil Science**, Vol. 47(8), p. 761-771, 2014.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLOG, J. M.; STOTZKY, G. (Eds.). **Soil**, 6: 357-396. 1990.

STEVENSON, F. J. **Humics Chemistry:** gênese, composição, reações. New York: John Wiley, 1994. P. 153-158.

TANDY, S.; BARBOSA, V.; TYE, A.; PRESTON, S.; PATON, G.; ZHANG, H.; MCGRATH, S. Comparison of different microbial bioassays to assess metal-contaminated soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, p. 530-536, 2005.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** 2. ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v. 51, n. 7, p. 844-851, 1979.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technol.**, 65: 43-49. 1998.

TIQUIA, S. M.; WAN, J. H. C.; TAM, N. F. Y. Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 37, p.1057-1065, 2002.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 169-183, 2000.

TURNER, C. The thermal inactivation of *E. coli* in straw and pig manure. **Bioresource Technol.**, 84: 57-61. 2002.

THIES, E.; RILLIG, M. C. Características do biochar: propriedades biológicas. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Eds.). **Biochar para Ciência e Tecnologia de Gestão Ambiental**. Earthscan, Londres, pp. 85-105. 2009.

URE, A. M.; QUEVAUVILLER, P.; MUNTAU, H.; GRIEPINK, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European Communities. **Int. J. Environ. Anal. Chem.**, v. 51, p. 135–151, 1993.

USEPA. **Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. In: Method 3050B, December. 1996.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A – **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. Revision 1. Washington, DC, 2007. 30p.

VALADÃO, F. C. A.; MAAS, K. D. B.; WEBER, O. L. S.; VALADÃO JÚNIOR, D. D.; SILVA, T. J. Variação nos atributos do solo em sistemas de Manejo com adição de cama de frango. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:2073-2082, 2011. Viçosa: CPT, 2007. 314p.

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

VANDECARTE, B.; SINICCO, T.; D'HOSE, T.; VANDEN NEST, T.; MONDINI, C. Biochar. A correção antes ou depois da compostagem afeta a qualidade do composto e as perdas de N, mas não a absorção de P pelas plantas. **J. Ambiente. Gerenciar.** 168, 200-209. 2016.

VARANINI, Z.; PINTON, R. Direct versus indirect effects of soil humic substances on plant growth and nutrition. In: PINTON, R.; VARANINI, Z.; NANNIPIERI, P. **The rhizosphere**. Marcel Dekker: Basel, 2001. p. 141-158.

WANG, C.; LU, H.; DONG, D.; DENG, H.; STRONG, P. J.; WANG, H.; WU, W. Insights sobre os efeitos do biochar na compostagem de esterco: evidências que apoiam a relação entre N₂O emissões e comunidade desnitrificante. **Ambiente. Sci. Tecnol.** 47, 7341-7349. 2013.

WANG, Q.; WANG, B.; LEE, X.; LEHMANN, J.; GAO, B. Sorption and desorption of Pb (II) to biochars as affected by oxidation and pH. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 188-194, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.189>

WAQAS, M.; NIZAMI, A. S.; ABURIAZAIZA, A. S.; BARAKAT, M. A.; ISMAIL, I. M. I.; RASHID, M. I. Optimization of food waste compost with the use of biochar. **Journal of Environmental Management**, 216: 70-81. 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.015>.

WEI, L.; SHUTAO, W.; JIN, Z.; TONG, X. Biochar influencia a comunidade microbiana estrutura durante a compostagem de talo de tomate com esterco de galinha. **Biorecurso. Tecnol.** 154, 148-154. 2014.

YOSHIZAWA, S.; TANAKA, S.; OHATA, M.; MINEKI, S.; GOTO, S.; FUJIOKA, K.; KOKUBUN, T. Efeito de promoção de vários carvões na proliferação de microrganismos de compostagem. **Tanso** 224, 261-265. 2006.

XU, Y.; SESHADRI, B.; SARKAR, B.; WANG, H.; RUMPEL, C.; SPARKS, D.; FARREAL, M.; HALL, T.; YANG, X.; BOLAN, N. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. **Science of the total environment**, v. 621, p. 148-159, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.214>

ZIELIŃSKA, A.; OLESZCZUK, P. A conversão de lodo de esgoto em biocarvão reduz teor de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e ecotoxicidade, mas aumenta o teor de metais vestigiais. **Bioenergia de biomassa** 75, 235-244. 2015.

ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M. Specification for sold waste compost. In: **The biocycle guide to the art & science of composting**. J. G. Press. Emmaus. p. 200-205. 1991.

ZHAO, Y.; ZHAO, W.; YANG, T.; ZHANG, X.; XIE, X.; CUI, H.; WEI, Z. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 191-199, 2017.

ZHANG, H.; SMOLEN, M. E.; HAMILTON, D. **Critérios de Qualidade da Cama de Aves**. v. 14, nº 24. Production technology, Department of Plant and Soil Sciences. Oklahoma cooperative extension service, 2002.

ZHANG, J.; LÜ, F.; SHAO, L.; HE, P. Caracterização da humificação do biochar e seu apotencial como uma emenda de compostagem. **J. Ambiente. Sci.** 26, 390-397. 2014a.

ZHANG, J.; CHEN, G.; SUN, H.; ZHOU, S.; ZOU, G. O biochar de palha acelera a matéria orgânica degradação e produz composto rico em nutrientes. **Biorecurso. Tecnol.** 200, 876-883. 2016.

ZHANG Z.; CHEN H.; AWASTHI S. K.; LIU T.; DUAN Y.; REN X.; PANDEY A.; AWASTHI, M. K. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. **J. Hazard. Mater.** p. 389. 2020.

ZHELJAZKOV, V. D.; WARMAN, P. R. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops. **Environmental Pollution**, v. 131, p. 187-195, 2004.