

ENGENHARIA AMBIENTAL

CARACTERIZAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO DE MISTURAS DE RESÍDUOS DE ORIGEM ANIMAL, VEGETAL E MINERAL SUBMETIDAS A DOSES DE INOCULANTES

Discente: Thaynara Rezende da Silva

**RIO VERDE – GO
2022**

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO - CAMPUS RIO VERDE
ENGENHARIA AMBIENTAL

CARACTERIZAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO DE
MISTURAS DE RESÍDUOS DE ORIGEM ANIMAL,
VEGETAL E MINERAL SUBMETIDAS A DOSES DE
INOCULANTES

THAYNARA REZENDE DA SILVA

Trabalho de Curso apresentado ao Instituto
Federal Goiano – Campus Rio Verde, como
requisito parcial para a obtenção do Grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Marconi Batista Teixeira
Co-orientador: Luiz Fernando Gomes
Co-orientador: Wilker Alves Morais

RIO VERDE - GO
Março de 2022

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

d467c da Silva, Thaynara Rezende
Caracterização de composto orgânico de misturas de
resíduos de origem animal, vegetal e mineral
submetidos a doses de inoculantes / Thaynara Rezende
da Silva; orientador Marconi Batista Teixeira Wilker
Alves Moraes. -- Rio Verde, 2022.
71 p.

TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2022.

1. adubação orgânica. 2. reciclagem de nutrientes.
3. eficiência de compostagem. 4. reaproveitamento de
resíduos. 5. fixação de macronutrientes. I. Wilker
Alves Moraes, Marconi Batista Teixeira, orient. II.
Título.

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- Tese Artigo Científico
 Dissertação Capítulo de Livro
 Monografia – Especialização Livro
 TCC - Graduação Trabalho Apresentado em Evento
 Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____

Nome Completo do Autor: Thaynara Rezende da Silva

Matrícula: 2017102200740262

Título do Trabalho: Caracterização de Composto Orgânico de Misturas de Resíduos de Origem Animal, Vegetal e Mineral Submetidas a Doses de Inoculantes

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não **Sim**, justifique: Futuramente parte do trabalho será publicado em forma de artigo científico.

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 16/05/2022

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde, GO, 22/04/2022.

Thaynara Rezende da Silva

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

Jarconi Batista Teixeira

Assinatura do orientador



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 24/2022 - DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CURSO

Aos 08 dias do mês de abril de 2022, às 19:00 horas e 00 minutos, reuniu-se a banca examinadora composta pelos docentes: Marconi Batista Teixeira (orientador), Wilker Alves Moraes (coorientador), Matheus Lemos Matias (membro) e Patrícia Caldeira de Souza (membro), para examinar o Trabalho de Curso intitulado “**Caracterização de Composto Orgânico de Misturas de Resíduos de Origem Animal, Vegetal e Mineral Submetidas a Doses de Inoculantes**” da estudante **Thaynara Rezende da Silva**, Matrícula nº 2017102200740262 do Curso de Engenharia Ambiental do IF Goiano – Campus Rio Verde. A palavra foi concedida a estudante para a apresentação oral do TC, houve arguição da candidata pelos membros da banca examinadora. Após tal etapa, a banca examinadora decidiu pela **APROVAÇÃO** da estudante. Ao final da sessão pública de defesa foi lavrada a presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora.

(Assinado Eletronicamente)

Marconi Batista Teixeira

Orientador

(Assinado Eletronicamente)

Wilker Alves Moraes

Coorientador

(Assinado Eletronicamente)

Matheus Lemos Matias

Membro

(Assinado Eletronicamente)

Patrícia Caldeira de Souza

Membro

Observação: o orientador, neste ato, assina em nome do Eng. Agrônomo Matheus Lemos Matias (Membro externo).

() O(a) estudante não compareceu à defesa do TC.

Documento assinado eletronicamente por:

- **Patrícia Caldeira de Souza, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 11/04/2022 12:15:49.
- **Wilker Alves Morais, 2017102320140165 - Discente**, em 08/04/2022 20:27:39.
- **Marconi Batista Teixeira, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 08/04/2022 20:23:20.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 08/04/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 377028
Código de Autenticação: 148beb9ece



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

RESUMO

SILVA, T. R. Caracterização de composto orgânico de misturas de resíduos de origem animal, vegetal e mineral submetidas a doses de inoculantes. 2019. 82p. Monografia (Curso de Bacharelado de Engenharia Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, GO, 2022.

A compostagem é o processo biológico utilizado para aumentar os teores de nutrientes disponíveis a partir da decomposição de resíduos biodegradáveis. No entanto, o enriquecimento com fontes minerais e a adição de microrganismos são pouco conhecidos. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi caracterizar o composto orgânico de duas misturas de resíduos de origem animal, vegetal e mineral submetidas a doses de inoculantes. O experimento foi conduzido junto ao Laboratório de Hidráulica e Irrigação, em área experimental do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, onde os tratamentos consistiram da combinação de duas misturas para formulação dos compostos, denominadas de M1 (50% resíduo vegetal, 25% de cama de frango e 25% pó de rocha) e M2 (53% resíduo vegetal, 27% cama de frango 20% pó de rocha), quatro doses de inoculantes (50, 100, 150 e 200% da dose recomendada) e cinco tempos de compostagem (15, 30, 45, 60 e 75 dias). Após a mistura e inoculação, o volume de 150 L de resíduos foram condicionados em reatores de compostagem. O experimento foi conduzido durante 75 dias, período em que foi avaliada a temperatura (diário), umidade (semanal) e densidade (quinzenal). Os atributos químicos avaliados foram o nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), potássio (K) cálcio (Ca), magnésio (Mg) (quinzenal). Durante a compostagem, a temperatura seguiu o padrão típico citado na literatura, no entanto, na M1 a temperatura máxima ($T_{max.} = 52^{\circ}C$) foi menor do que na M2 ($T_{max.} = 55^{\circ}C$). A umidade estimada apresentou amplitudes entre 45 e 58%. A densidade mínima (base seca) para o tempo de compostagem de 15 dias para M1 e M2 foi de 0,42 e 0,31 g.cm⁻³, já no composto final no tempo de compostagem de 75 dias foi de 0,67 e 0,55 g.cm⁻³, respectivamente. De maneira geral, a M2 apresentou maiores incremento para o N total entre 27,00 e 65,00%; e para o P total entre 30,00 e 64,00%. Para o K houve incremento entre 26,00 e 58,00% nos tempos de compostagem de 60 e 75 dias. Na M1, o N total, P total, K, Ca e Mg máximos, foram obtidos nas doses de inoculantes de 86,00; 84,00; 100,00; 90,00 e 90,00%, respectivamente, cujas doses incrementam cerca de 33,75% de N, 5,54% de P, 31,07% de Ca e 24,28% de Mg em função da dose recomendada. Na M2, o N total, P total, K, Ca e Mg máximos foram obtidos nas doses de inoculante de 150,00; 100,00;

150,00; 162,00 e 80,00%, respectivamente, sendo que essas doses incrementam cerca de 13,63% de N, 12,17% de K, 30,07% de Ca e 34,22% de Mg em relação à dose recomendada. Portanto, para a realização da compostagem é recomendado a utilização da M2 associada à dose de inoculante igual 150%

PAVAVRAS-CHAVES: adubação orgânica, reciclagem de nutrientes, eficiência de compostagem, fixação de macronutrientes, reaproveitamento de resíduos.

1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da população mundial leva a uma maior necessidade de produção de alimentos, fibra e energia, portanto, cada vez mais é necessária a intensificação da produção agropecuária para atender tanto a demanda do mercado nacional como internacional. No Brasil, as melhorias dos padrões tecnológicos aplicados no segmento rural favoreceram ganhos significativos da produtividade no campo, que por outro lado, aumentou progressivamente a quantidade de resíduos gerados durante o processo de produção. Desse modo, a intensificação produtiva resulta no aumento do fluxo de resíduos, que refletem nos desafios ambientais, sociais e econômicos da produção de bens de consumo.

A produção de proteína animal é um segmento importante para a segurança alimentar, portanto, o mercado brasileiro está em crescente expansão. No Brasil, a cadeia produtiva de carne de frango é a mais expressiva do setor, ocupando a primeira posição de produção mundial (14,03 milhões de toneladas), apesar de ser um ano de pandemia (ABPA, 2021). Nesse cenário, o Estado de Goiás surge como o 5º maior produtor brasileiro, representando 7,15% do abate em 2017 e responsável por 4,34% das exportações no mesmo ano (ABPA, 2018). Por outro lado, sob a perspectiva ambiental, a produção concentrada de animais é responsável por grande parte da produção de resíduos

com potencial contaminante. Isso se deve pela elevada carga orgânica, presença de microrganismos patogênicos, bem como pela elevada concentração de elementos químicos nos resíduos.

Bernardes et al. (2015) indicam que, a expansão da cadeia produtiva de carne nas cidades goianas foi estratégica, considerado parcerias público-privadas, logísticas operacionais, bem como a proximidade das áreas de produção de matéria-prima para formulação de ração. Nesse contexto, o município de Rio Verde é o 4º maior produtor brasileiro, com produção de 13 milhões de aves abatidas no ano de 2017 e o maior produtor do estado de Goiás (IBGE, 2018). Nesse caso, o número expressivo de animais produzidos na região, aliado a intensificação da produção em áreas concentradas geram resíduos orgânicos que sem tratamento prévio são fontes de contaminação para o solo e água, causando desequilíbrios ambientais.

Dentre os resíduos da produção avícola, a cama de frango é um resíduo sólido com grande impacto ambiental, que por outro lado, tem grande capacidade de tratamento e reaproveitamento. A cama de frango é caracterizada como material orgânico e serve como leito para as aves, que durante o processo de produção e acumula dejetos, resto de rações, penas e água (DALÓLIO et al., 2017), podendo ainda conter microrganismos patogênicos e resíduos de antimicrobianos utilizados no manejo da produção. Durante o crescimento dos animais no aviário é produzido cerca de quatro toneladas de cama de frango para cada 1000 aves produzidas (FOGAÇA et al., 2017).

No Brasil, o uso inadequado da cama de frango para alimentação de ruminantes e adubação de pastagens foi bastante difundida até o ano de 2001 (DUTRA et al., 2005), quando foi proibido pela Normativa n.º.15 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, pela associação da dieta de cama de frango com doenças como o botulismo em bovinos (MAPA, 2001). Portanto após 2001, surgiram novas preocupações e a necessidade de adequação para o descarte ambientalmente correto dos resíduos gerados na produção avícola.

Vale ressaltar que por muitos anos esse resíduo foi manejado de forma inadequada, em alguns casos utilizados sem muito conhecimento técnico como complemento para melhoria da fertilidade do solo nas propriedades rurais. Esse fato gera discussão sobre as alterações do equilíbrio do solo nos locais onde são aplicadas as doses

de cama de frango *in natura* (PEREIRA et al., 2018). Desse modo, o descarte do resíduo pode ser considerado uma prática barata e eficiente em curto prazo, a maior preocupação é que os resíduos não estão sendo considerado como um problema sanitário.

Diversos pesquisadores validaram processos de tratamento com impacto positivo no desenvolvimento mais sustentável dos bens de consumo, conforme proposto em Muscolo et al. (2018); Sun et al. (2019) e Yu et al. (2018). Esses autores evidenciaram diferentes formas de manejo durante a compostagem da cama de frango, demonstrando as melhores combinações de matérias-primas para formulação dos compostos orgânicos, bem como adequação e melhoria do processo com uso da biotecnologia. As pesquisas de Yadav et al. (2017); Wang et al. (2019); Shou et al. (2019) utilizaram o enriquecimento dos resíduos durante a compostagem para elevar o nível nutricional, obtendo um produto no final com maior qualidade nutricional.

Além disso, o uso de biotecnologias como a inoculação por microrganismo vem garantindo menor tempo de estabilização, pela degradação acelerada da matéria orgânica, bem como a solubilização de nutrientes (YU et al., 2018), favorecendo a capacidade de processamento dos pátios de compostagem. Atualmente, essas medidas de tratamento são promissoras para a transformação de resíduos orgânicos em produtos de valor agregado, adequando-se ao sistema econômico e sustentável. Portanto, o atual modelo de produção da agroindústria de aves tem potencial considerável de inovação, tornando as tecnologias de compostagem e reaproveitamento de resíduos bastante promissoras.

No Brasil, a cama de frango foi utilizada em pesquisas com o objetivo adequar o uso dos resíduos a uma finalidade, sem grandes impactos ambientais. A estudo realizado por Orrico Júnior et al. (2010) abordou os resíduos da avicultura submetidos ao processo de compostagem. Já Martinez et al. (2016) e Pereira et al. (2018) utilizaram a cama de frango para produção de energia através do biogás, nos trabalhos de Felini; Bono, (2011); Silva et al. (2011); Ribeiro et al. (2015); Menezes et al. (2018) utilizaram doses de cama de frango *in natura* para produção agrícola e florestal. Esses trabalhos forneceram informações sobre as vantagens, capacidade e limitações de cada sistema empregado.

No entanto, há uma lacuna de pesquisas para tratamento dos resíduos pelo processo de compostagem, bem como as formas de enriquecimento e a eficiência do uso de microrganismos durante o processo. Portanto, o desenvolvimento e descrição do processo de compostagem, bem como o estudo de enriquecimento, o uso de biotecnologia na melhoria dos parâmetros físico-químicos durante a compostagem são fundamentais, já que fornecem informações relevantes quanto à relação entre proporções de matérias primas apropriadas, qualidade da produção e tempo de compostagem, permitindo, dessa

forma, a tomada de decisão para melhoria e adequação dos sistemas empregados para produção de compostos orgânicos enriquecidos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Caracterizar os compostos orgânicos de duas misturas de resíduos de origem animal, vegetal e mineral submetidas a doses de inoculantes durante a compostagem.

2.2 Objetivos específicos

I. Avaliar a temperatura, umidade e densidade durante o processo de compostagem de diferentes misturas submetidas a doses de inoculante.

II. Determinar a concentração de nitrogênio total (N total); fosforo total (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) de diferentes misturas de materiais submetidas a doses de inoculante.

III. Identificar a melhor dose de inoculante, que propicie maior concentração de N total, P total, K, Ca e Mg durante a compostagem.

3. REVISÃO BIBLIOGRAFICA

3.1 Ocupação agrícola de Goiás e uso de fertilizantes químicos no Cerrado

A ocupação do território goiano somente se intensificou a partir da vinda de imigrantes atraídos pela transformação econômica do Estado (SILVA et al., 2013). Antes disso, no início do século 20 Goiás era um enorme vazio demográfico, com população estimada de aproximadamente 255.248 habitantes (LISITA, 1996), representando apenas 0,35 habitantes/km².

A primeira transformação de Goiás ocorreu por meio da implantação do trecho ferroviário (1920 e 1930), portanto, Goiás se incorporava cada vez mais ao mercado desenvolvido dos estados de São Paulo e Rio de Janeiro (RODRIGUEZ et al., 2011). Segundo Lisita (1996) a partir de 1930, pressionado pelas novas necessidades de economia mundial, o governo de Getulio Vargas trouxe uma nova fase para ocupação de Goiás, com a política conhecida como Marcha para o Oeste.

Silva et al. (2018) afirmou que no final da década de 1940 e no início de década de 1950 o estado de Goiás utilizava intensa propaganda sobre migração e colonização, bem como participava de parcerias com instituições e governos, cuja finalidade era atrair colonos, nacionais e estrangeiros, para ocupar o vasto e pouco povoado território goiano. A intenção era de estabelecer uma lógica de produção mecanizada em larga escala (ESTEVAM; CAMPOS JUNIOR, 2012). Foi assim que, já no início dos anos 50, Goiás

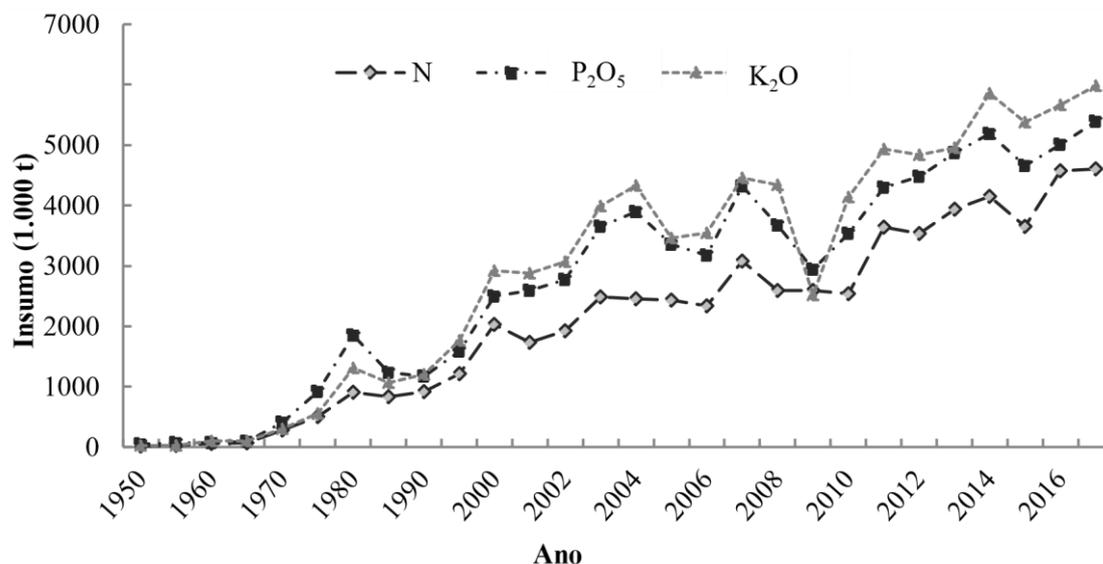
apresentava crescimento acelerado da grande propriedade latifundiária e a mecanização agrícola (LISITA, 1996).

Já na década de 50, o Centro Oeste era considerado a nova fronteira agrícola, recebendo apoio e incentivo de pacotes tecnológicos governamentais como a Revolução Verde (MOREIRA, 2017) e o Crédito Rural (TEIXEIRA, 2005), onde preconizava o uso da adubação, correção do solo, mecanização agrícola e capital para a produção.

Portanto, a produção e o incremento da produtividade nas terras denominadas antes como improdutivas foram baseados no apoio científico e tecnológico, que foram importantes para redução da acidez e baixa fertilidade natural dos solos (GAZONNI, 2018). Ávila et al. (2015) dizem que as políticas de modernização agrícola no CentroOeste, aprimoraram novas técnicas e melhoramentos nos produtos e processos, que, no entanto, foram importantes para melhorar e aumentar a produção e a produtividade no campo.

Nesse meio, os fertilizantes minerais foram à base para agricultura em larga escala e logo se tornaram essenciais à produção, representando grande participação nos parâmetros de produtividade das culturas agrícolas. O uso mais comum de fertilizantes químicos são os formulados, também chamados de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) (N elementar; P na forma Pentóxido de Fósforo P_2O_5 ; K na forma Óxido de Potássio K_2O).

Com a aplicação desses fertilizantes no solo é possível fornecer de forma artificial, parte ou total, das necessidades de macronutrientes primários para suprir a necessidade das plantas (DIAS, FERNANDES, 2006). A Figura 1 representa o crescimento do uso de N, P_2O_5 e K_2O , entre 1995 e 2017 no território brasileiro.



6000

Figura 1. Demanda de fertilizantes minerais (N, P₂O₅, K₂O) entre os anos de 1950 á 2017 no Brasil. Fonte: Adaptado de ANDA (2018).

Segundo dados da Agência Nacional de Difusão de Adubos (ANDA, 2018), no Brasil houve crescimento considerável no uso de fertilizantes minerais a partir dos anos de 1965, o crescimento foi motivado principalmente pelo aumento das áreas agricultáveis, bem como pelo acréscimo de produtividade considerando maior extração de nutrientes do solo para as plantas.

Com a demanda crescente no uso de fertilizantes minerais surgem diversas discussões quanto às incertezas da disponibilidade das fontes de matéria-prima para a fabricação de fertilizantes, principalmente de P e K. Outra preocupação é as altas nos preços a nível global para a aquisição dos insumos, que cada vez mais vem aumentando o custo de produção.

Com o incremento no uso de fertilizantes minerais no Brasil, observa-se também o aumento do custo de produção com a adubação, ocorrendo incremento médio 645% entre os anos de 1997 e 2018. A Figura 2 representa o custo de produção com fertilizantes para a região de Rio Verde, GO, em sistema de plantio direto com alta tecnologia para a soja, entre as safras de 1997/98 e 2018/2019.

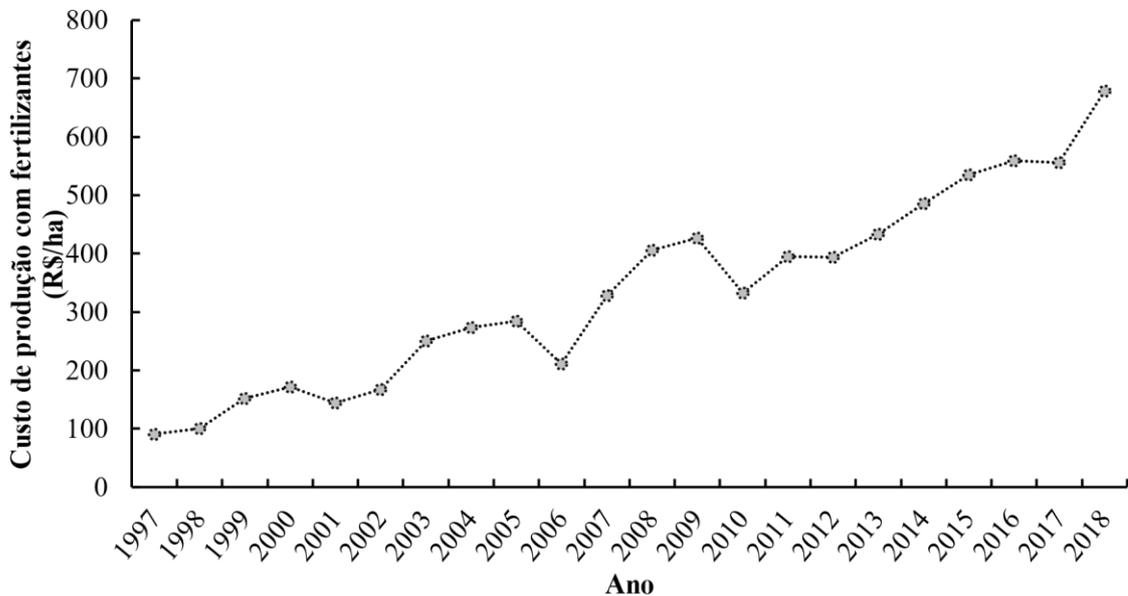


Figura 2. Custo de produção com fertilizantes para a região de Rio Verde - GO, sistema de plantio direto com alto padrão tecnológico para a produção de soja. Fonte: Adaptado de Conab (2019).

Nos solos do Cerrado, entre os nutrientes que apresentam pobreza generalizada, o fósforo (P) é o maior limitante, devido à disponibilidade e sua dinâmica no solo, pois além dos baixos níveis, alguns solos tem alta capacidade de reter P na fase sólida (MOURA et al., 2015), onde o solo deixa de ser fonte e passa a ser dreno de P. Nessas condições, há fixação e redução da disponibilidade de P nos solos, em consequência da acidez e teores de óxidos de ferro e de alumínio (REZENDE et al., 2016). Portanto, elevadas doses de adubação fosfatada é utilizada para obter a respostas das culturas.

No Brasil, estima-se o consumo de 5,39 milhões de toneladas de fertilizantes fosfatados, segundo o *International Plant Nutrition Institute* (IPNI 2018). A aplicação ocorre principalmente por fontes inorgânicas solúveis, caracterizado pelo rápido aproveitamento pelas plantas. Contudo, disponibilidade das reservas de P, bem como o efeito contaminante com aplicação acima da capacidade de retenção do solo, faz com que o emprego desse fertilizante seja reduzido e utilizado de forma mais eficiente (SANTOS et al., 2007).

O P é um macronutriente essencial para produção vegetal e envolve-se em vários elementos do crescimento das plantas. Contudo, o P em formas orgânicas e inorgânicas

seja abundante no solo, tem capacidade de formar complexos com outros constituintes do solo, fazendo com que apresente formas indisponíveis à absorção pelas plantas. Segundo Yadav et al. (2017) cerca de 60-70% do P solúveis aplicado no solo não estão disponíveis para as plantas, pois o P é convertido em forma imóvel por íons de Ferro (Fe), Alumínio (Al), Manganês (Mn) em solos ácidos e por íons de Ca e de Mg em solos alcalinos, transformando em complexos que a planta não pode absorver.

No entanto, o uso abusivo e intensivo de doses de fertilizantes minerais pode ser associado à contaminação da água e solos, que, por sua vez é responsável também pela perda do equilíbrio físico-químico e microbiológico do solo. Portanto, novas tecnologias de adubação são fundamentais para redução do custo de produção de lavouras, bem como pela redução da dependência unicamente de fontes minerais de adubação. Visto isso, o uso rocha fosfática, denominado fosfato natural, vem crescendo e trazendo vários benefícios para a produção agrícola, porém, esse tipo de produto apresenta lenta solubilização e menor eficiência agrônômica, o que acaba inviabilizando seu uso em algumas aplicações (ALVES et al., 2010).

Mas por outro lado, a utilização de fosfatos naturais combinados com resíduos orgânicos, como resíduos de produção de proteína animal, vem apresentando boas perspectivas quanto à qualidade nutricional do produto final, bem como pelo fosfato natural ser uma fonte alternativa de fornecimento de nutrientes e com custo baixo, garantindo o uso mais sustentável dos recursos nas atividades agrícolas (OLIVEIRA et al., 2015). Esse uso é potencializado principalmente em regiões que apresentam grande produção de animais e proximidades com fontes naturais rochas ricas em nutrientes.

3.2 Atividade avícola em Goiás

A avicultura é uma das importantes atividades que contribui para o PIB brasileiro, cujo crescimento desse setor foi comandado principalmente pela abertura de novos mercados nacionais e internacionais (VILANCULOS et al., 2018). A intensificação da produção brasileira deu-se pela melhoria dos processos de produção, como a introdução de novas tecnologias, melhoria genética, uso de instalações mais apropriadas e melhoria da qualidade da alimentação, bem como a alimentação racional (VOGADO et al., 2016).

Em Goiás, a produção de aves ganhou destaque, sendo considerado o estado com grande potencial de expansão, principalmente pela proximidade com regiões produtoras de grãos, que são processados e utilizados como matéria-prima para as formulações de

rações para a alimentação dos animais (OTTO et al., 2012). Além disso, segundo Vilanculos et al. (2018) a cadeia de frango em Goiás tornou-se competitiva, devendo-se principalmente ao clima, extensão territorial, disponibilidade de água, baixos custos de produção e sistema de produção por integração entre a empresa de processamento de carne e o produtor.

Nesse contexto, a atividade avícola instalou-se principalmente na microrregião do Sudoeste de Goiano, onde o município de Rio Verde-GO é o que mais recebeu incentivo e investimentos para a expansão. Segundo França et al. (2009) e França (2006) os investimentos foram intensificados principalmente em 1998, pois o município recebeu investimentos para construção de granjas, em função de ser a sede do Projeto Buriti (FRANÇA, 2006), esse projeto foi caracterizado pela elevada escala de produção, aumento de produtividade, tecnologia climatizada e integração com médios e grandes produtores rurais.

Em contrapartida, com a produção acelerada e incremento da produtividade, são agravados os problemas ambientais pelo elevado acréscimo na quantidade de resíduos gerados durante a produção, isto eleva os questionamentos quanto aos problemas ambientais locais. Na produção de aves, o principal resíduo gerado é a cama de frango, cujo material é fonte de alguns nutrientes importantes para produção vegetal, o que aumenta as possibilidades da sua utilização na agricultura.

Outro uso da cama de frango bastante difundido antes de 2001 foi a utilização para alimentação direta de ruminantes e na adubação de pastagens (DUTRA et al., 2005), no entanto, esse uso foi proibido pela Normativa n.º.15 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, pela associação da dieta de cama de frango com doenças como o botulismo em bovinos (MAPA, 2001). Portanto após 2001, houve a necessidade de adequação para novos usos.

A cama de frango é caracterizada por material vegetal distribuído sobre o piso do aviário, a camada de material pode variar de 5 a 10 cm de altura e 0,6 a 1,2 cm de espessura de partículas. Durante o processo de produção, a cama é incorporada com excreção das aves que acumula nitrogênio orgânico e inorgânico (BURT et al., 2017), podendo conter até 2% de N (SOUZA et al., 2018).

Na Tabela 1 foi apresentada a composição química da cama de frango em diferentes localidades do Brasil. Observam-se concentrações médias de 2,88% de N, 1,65% de P, 2,42% de K, 2,61% de Ca e 0,62% de Mg, segundo Pitta et al. (2012) essas características da cama de frango são relacionadas principalmente com o tipo de material base para a cama e as dietas fornecidas aos animais.

Tabela 1. Concentração de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) da cama de frango *in natura* de diferentes locais no Brasil.

Região	Referência	%				
		N	P	K	Ca	Mg
Ribeirão Preto/SP	Orrico Jr et al. (2010)	2,41	1,77	2,60	0,86	0,41
Campina Grande/PB	Souza et al., (2018)	1,93	0,21	1,98	1,28	0,79
Coimbra/MG	Guimarães et al. (2016)	3,54	1,19	2,96	2,39	0,71
Dourando/MS	Torales et al. (2014)	1,87	2,85	2,43	-	-
Coronel Vivida/PR	Pitta et al. (2012)	2,50	1,73	3,73	4,41	-
Rio Verde/GO	Silva et al. (2011)	4,70	1,30	1,69	1,76	0,48
São Joaquim/SC	Nava (2017)	2,40	2,73	2,19	-	-
Santana do Liv./RS	Katayama et al. (2018)	3,75	1,44	1,85	4,96	0,72

N – Nitrogênio; P – Fósforo; K – Potássio; Ca – Cálcio; Mg – Magnésio.

Os resíduos agroindustriais têm elevada capacidade de transformação por meio da compostagem, pois apresentam elevado teor de material orgânico e nutrientes como carbono, nitrogênio, fósforo e potássio, e alguns micronutrientes.

A compostagem é um processo de decomposição biológica da matéria orgânica, sendo assim, no processo é essencial no ambiente e favorável para a ação de comunidades microbianas complexas e enzimas correspondentes, que permitem que os resíduos sejam reciclados obtendo um produto estável rico em nutrientes e matéria orgânica (WEI et al., 2019). Com a utilização desse processo, vários autores afirmam como sendo uma mudança tecnológica e está melhorando o desempenho ambiental e econômico dessas atividades no campo (MUSCOLO et al., 2018; SUN et al., 2019; Yu et al., 2018).

3.3 Tratamento de resíduos pelo processo de compostagem

3.3.1 Sistemas de compostagem

Os sistemas de compostagem variam basicamente em três tipos, denominados, sistemas de leiras revolvidas (*Windrow*) sistema de leiras estáticas aeradas (*Static pile*) sistemas fechados ou reatores biológicos (*In-vessel*). A escolha do sistema empregado está relacionada com a facilidade de manuseio, controle das variáveis físicas, tempo de decomposição e investimentos para os pátios de compostagem.

Os sistemas *in-vessel*, conforme descrito em Manyapu et al. (2018), proporciona uma compostagem rápida, melhorando a eficiência e controle das variáveis que interferem durante o processo. O principal problema desse sistema é a baixa capacidade de processamento de material.

Para fins experimentais, Jeong et al. (2017) e Kim et al. (2017) utilizaram reatores de aço inox de 100 L para compostagem de dejetos bovinos, segundo os autores o reator foi construído para reduzir as perdas de calor com ambiente externo, melhorando o controle durante o estudo. Na pesquisa de Pandey et al. (2019) foi construído um reator em escala piloto com capacidade de 200 L para compostagem de dejetos de equinos, o sistema empregado foi apropriado no estudo da liberação de gás, bem como pela avaliação das características físico-químicas durante a compostagem.

O sistema de leiras revolvidas (*Windrow*) foram usados nos experimentos de Kong et al. (2018) e Barker et al. (2017), e nessas pesquisas as leiras foram montadas com dimensões de 20 x 2 x 1,5 m e 18 x 3,5 x 1,3 m (comprimento x largura x altura), respectivamente. Arriaga et al. (2017) apresentaram na sua pesquisa, leiras com dimensões de 115 x 3 x 1,3 m, cujos autores perceberam que com essas diferentes configurações de leiras fornecem também diferentes capacidades de processamento, sendo assim, nesse sistema de leiras revolvidas, o volume de produto processado está relacionado basicamente ao tamanho do pátio de compostagem e capacidade de revolvimento das leiras. A Figura 3, representa os sistemas de leiras estáticas com revolvimento manual (3A) e mecânico (3B), sistemas de leiras aeradas (3C e 3D) e reatores de compostagem em sistemas *in vessel* (3E e 3F).

A)

B)



Fonte: Programa Recicla Tibagi



Fonte: Biocomp

C)



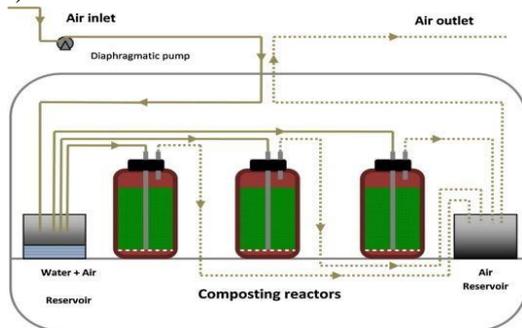
Fonte: CESA

D)



Fonte: CESA

E)



Fonte: Stamou et al. (2016)

F)



b) Rotary Drum composter

Fonte: Jain et al. (2019)

Figura 3. Sistemas de compostagem *Windrow* manual (A) e mecânico (B); leiras estáticas aeradas *static pile* (C e D), sistemas *in vessel* (E e F).

O sistema de leiras aeradas foi empregado no trabalho de Luo et al. (2018), cujos autores destacaram que a intensidade de aeração melhorou a eficiência do processo de compostagem, porém, a combinação do sistema de aeração com umidade elevada, foi observado o não atendimento dos padrões sanitários nas camadas intermediárias e superiores das pilhas de compostagem. Esse padrão demonstrou limitações em camadas muito espessas e umidades elevadas.

O manejo correto dos resíduos leva à obtenção de um produto estável e de qualidade. Contudo, a padronização da qualidade dos materiais a serem degradados é essencial para o processo. A composição química e o valor fertilizante do composto dependem da seleção adequada de substratos e da aplicação de inóculos bacterianos (KOPEC, et al., 2018). Um processo de compostagem bem elaborado, com o uso de microrganismos adequados e a seleção adequada de substratos não causa dificuldades em atender os requisitos de qualidade (KOPEC et al., 2018).

Os microrganismos desenvolvem-se em ambiente aeróbico atuando em substâncias orgânicas biodegradáveis, a ação é controlada por fungos, bactérias e actinomicetos e durante o processo há liberação de gás carbônico e vapor de água, (SANTOS FILHO et al., 2018). A ação biológica eficiente permite a decomposição de matéria orgânica, resultando em um produto de qualidade e com finalidade agrícola. Foi relatado por Bhattacharya; Pletschke, (2014) a presença de microrganismos pertencentes os gêneros *Geobacillus*, *Bacillus* e *Clostridium* durante a compostagem.

A transformação da matéria orgânica ocorre em duas fases distintas através de processos físicos-químicos e biológicos (Wang et al., 2019). A primeira fase é chamada de bioestabilização ou semimaturação, quando ocorrem as reações bioquímicas com maior intensidade e com elevação da temperatura, predominantemente termofílicas, ocorre nessa fase à eliminação de bactérias patogênicas; a segunda fase é chamada de maturação, quando ocorre a humificação (GALITSKAYA et al., 2016). Sendo assim, o período de compostagem depende de vários fatores biológicos, além disso, o uso de tecnologias pode auxiliar no tempo de compostagem, mas geralmente a primeira fase varia entre 25 a 35 dias e a segunda fase entre 30 a 60 dias (GALITSKAYA et al., 2016).

3.4 Fatores que afetam a compostagem

3.4.1 Aeração

A aeração é fato importante nos sistemas de compostagem, sendo que os microrganismos atuam em ambiente aeróbico, assim, o revolvimento durante o processo é necessário e fundamental para a manutenção da comunidade de microrganismos

(SILVA et al., 2017). As pilhas de compostagem podem ser aeradas por revolvimento manual, mecânico ou ainda por ventiladores de ar forçado. O método de revolvimento empregado depende principalmente da escala de produção e de recursos para instalação de equipamentos.

O revolvimento das pilhas auxilia ainda no controle da temperatura, bem como para regular o excesso de umidade nas leiras de compostagem. No trabalho de Heck et al. (2013) foi sugerido o revolvimento das leiras de compostagem com frequência de 2 a 3 vezes por semana, tanto para fornecimento de oxigênio, como também para regular a temperatura e umidade, com a redução nas frequências de aeração há condições anaeróbicas, reduzindo a eficiência da compostagem.

3.4.2 Temperatura

Durante a compostagem, a atividade microbiológica consome a fonte de energia e libera calor, sendo assim, a temperatura é considerada como indicador importante da qualidade do processo, e pode refletir diretamente a eficiência da compostagem (XIE et al., 2016). Durante a compostagem a temperatura segue um padrão típico de três fases (mesofílica, termofílica e maturação), a duração de tempo de cada fase depende da disponibilidade de materiais facilmente degradáveis, bem como pelos parâmetros de qualidade dos materiais.

Jeong et al. (2017), observaram que a temperatura permaneceu na fase termofílica por 42 dias de compostagem, logo após a temperatura decresce passando pela fase de resfriamento e atingindo a temperatura ambiente, os autores descrevem ainda que as temperaturas acima de 55°C é suficiente para eliminação dos patógenos presentes nos resíduos. Wei et al. (2018) realizaram experimento com compostagem com volume total de 12,5 litros, os autores observaram que durante os 3 a 4 primeiros dias ocorreu a fase de aquecimento, após houve aumento da temperatura entre 50 a 60°C, e mantendo acima de 40°C durante aproximadamente 30 dias.

Na pesquisa de Wang et al. (2019) com 120 litros de material para compostagem (lodo de esgoto – 60%, serragem - 30% e composto maduro - 10%), observaram que durante o processo a temperatura aumentou para 65 a 69°C nos dois primeiros dias, com a temperatura ficando acima de 50°C durante aproximadamente 10 dias. Bustamante et al. (2019) avaliaram a compostagem de 1200 kg de resíduos, os autores observaram temperaturas acima de 45°C durante aproximadamente 60 dias, e temperatura máxima de 63°C.

3.4.3 Umidade

A atividade biológica durante a compostagem é responsável pela degradação da matéria orgânica, sendo assim, o fornecimento de água é fundamental para a atividade dos microrganismos. A conservação da umidade durante a compostagem depende de parâmetros como o tipo de matéria orgânica, tamanho das partículas, configuração geométrica da leira de compostagem, peso específico da massa de compostagem, sistema e forma de aeração, entre outros. Portanto, Asses et al. (2019) sugerem umidade entre 50 a 60%, os autores afirmam ainda que, umidade abaixo de 30% é prejudicial, pois inibe a atividade microbiológica, e durante o processo a umidade não pode cair para 40%. Manyapu et al. (2018) sugerem umidade em cerca de 45 e 60% durante todo processo.

3.4.4 Relação C/N

A relação C/N é outro fator importante para a compostagem, esses elementos são usados como fonte de energia pela atividade microbiana. Manyapu et al. (2018) sugerem a combinação aceitável para compostagem entre 20:1 a 40:1, sendo o ideal entre 25:1 a 35:1. A relação apropriada de C e N contribui para o crescimento e atividade das colônias de microrganismos envolvidos no processo de degradação da matéria orgânica, possibilitando a produção do composto em menos tempo. A avaliação do composto com base na relação C/N mostra a intensidade do processo de compostagem e possíveis perdas de nitrogênio (KOPEC et al., 2018). Em alguns casos, a necessidade de adicionar grandes quantidades de resíduo vegetal aos resíduos é uma limitação (KOPEC et al., 2018).

3.4.5 pH

O processo de compostagem é relativamente pouco sensível aos valores de pH, pois a matéria orgânica com pH variável entre 3 e 11 pode ser compostada. No entanto, valores próximos a neutralidade são considerados ideais (5,5 a 8). No início do processo,

o pH atinge valores baixos, próximos a 5, próprio da ação das bactérias, e ao longo do processo com estabilização do composto vai atingindo valores entre 7 e 8 (COSTA et al., 2017).

3.5 Manejo com pó de rocha e inoculação

O manejo da compostagem associada com enriquecimento é uma medida promissora para resultar em compostos com alta qualidade química. Nesse contexto, o emprego dos fosfatos naturais na compostagem vem demonstrando boa capacidade de solubilização de fósforo e baixa interferência nos parâmetros de qualidade do composto. Alguns autores estabeleceram 20% de fosfato de rocha (cerca de 3,1% P) como o limite mais alto para adição ao composto, já que valores maiores poderiam ser tóxicos para os microrganismos (SÁNCHEZ et al., 2017).

Além da complementação de nutrientes, a produção de compostos orgânicos em larga escala exige uma tendência típica de executar o processo em tempo cada vez mais curto, esse fator permite maior fluxo de produto no pátio de compostagem, tornando o sistema mais eficiente. Essa tendência é justificada por questões econômicas e para aumentar a capacidade de processamento de matéria prima. Portanto, o desenvolvimento de técnicas e manejo para melhorar a eficiência da compostagem são medidas importantes para as melhorias dos sistemas.

A ciclagem de nutrientes durante a compostagem requer a ação de microrganismos específicos, que depende das condições e qualidade dos materiais utilizados, bem como no manejo empregado, o que poderá levar a baixa eficiência da ciclagem da matéria orgânica e liberação de nutrientes, devido à baixa atividade microbiológica. No entanto, estudos como de Xi et al. (2015); Wei et al. (2016); WEI et al. (2019) comprovaram que a inoculação com microrganismos podem melhorar a eficiência do processo de compostagem, sendo esses responsáveis pela decomposição de resíduos orgânicos complexos em moléculas mais simples (DUAN et al., 2019). ZUCARELI et al. (2018) afirmaram o uso de rocha associado a inoculação por bactérias eleva a disponibilidade de P.

Outra vantagem do uso da biotecnologia é demonstrada quando a compostagem é associada à adição de material para enriquecimento como o pó de rocha. Segundo Yadav et al. (2017) o fosfato de rocha é uma fonte natural de fósforo que pode ser uma alternativa aos fertilizantes minerais solúveis, mas por outro lado é limitado sua aplicação em alguns solos. Portanto, Silva et al., (2017) afirmaram que o uso de mecanismos alternativos,

como a adição de microrganismos, pode ser promissor na decomposição da matéria orgânica, bem como na ciclagem e solubilização de nutrientes, principalmente N, P, K, tornando-os em formas disponíveis para absorção pelas raízes das plantas.

Nesse aspecto, o enriquecimento e o desenvolvimento da biotecnologia podem potencializar a compostagem, melhorando a dinâmica, qualidade dos fertilizantes orgânicos e aumento da capacidade dos pátios de compostagem.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e clima

O experimento foi desenvolvido no campo experimental do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde (IF Goiano), junto ao Laboratório de Hidráulica e Irrigação, localizado no Sudoeste do Estado de Goiás, município de Rio Verde - GO, latitude $17^{\circ}48'28''\text{S}$ e longitude $50^{\circ}53'57''\text{W}$ e com altitude média de 720 m.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é de Aw (tropical), com chuva nos meses de outubro a maio (quente e chuvoso), e com seca de junho a setembro (seco e frio). A temperatura anual varia entre 20 a 35 °C e a precipitação pluviométrica acumulada anual entre 1.500 a 1.800 mm. Na Figura 4 é apresentada a localização da área de instalação do experimento, já na Figura 5 é apresentado os valores de temperatura máxima, mínima e precipitação durante a condução do experimento (1 a 75 dias) para o ano de 2019.

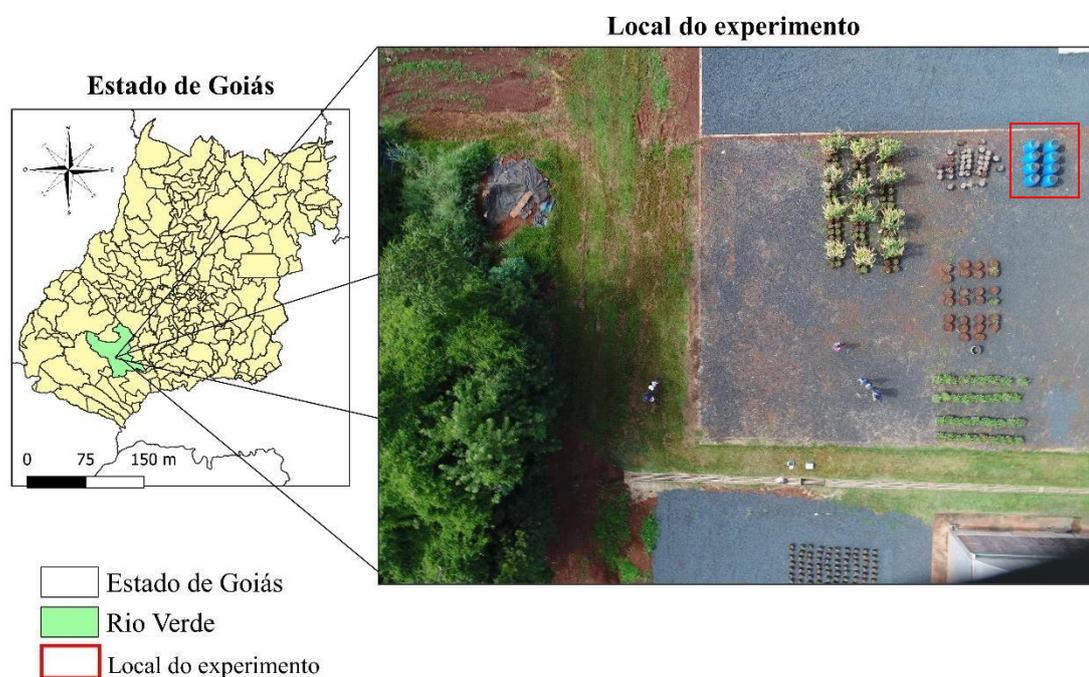


Figura 4. Localização da instalação do experimento na área experimental do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde - GO.

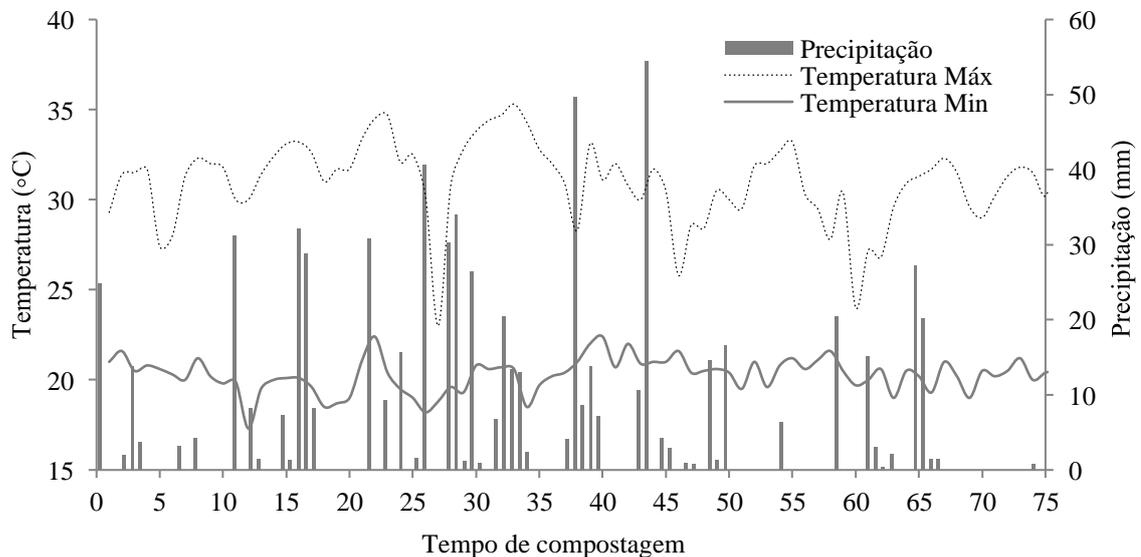


Figura 5. Médias diárias de temperatura máxima, mínima e precipitação pluvial durante a execução do experimento, para o ano de 2019 (Fonte: INMET, 2019).

4.2 Delineamento experimental

O delineamento experimental empregado foi inteiramente casualizados (DIC), analisado em esquema de parcelas subdivididas 2x4x5 (duas misturas, quatro doses de inoculante e cinco tempos de compostagem), cujas análises constituíram de amostras coletadas com três repetições nos reatores de compostagem.

As parcelas foram constituídas de duas misturas (M1 = 50% resíduo vegetal, 25% cama de frango e 25% de pó de rocha; e M2 = 53% de resíduo vegetal, 27% de cama de frango e 20% de pó de rocha), quatro doses de inoculante (50, 100, 150 e 200% da dose recomendada), e durante cinco tempos de compostagem (15, 30, 45, 60 e 75 dias). Cada unidade experimental foi constituída de 150 litros material para compostagem.

4.3 Caracterização inicial dos materiais

A cama de frango utilizada no experimento foi oriunda da produção de frangos de corte de uma granja comercial localizada próximo ao município de Rio Verde (GO) - Brasil. O resíduo vegetal consistiu em resíduo de grama obtida no campus do Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, adquirida aproximadamente duas semanas antes da execução do experimento. A rocha para enriquecimento consistiu de finos de micaxisto moída, cuja rocha é oriunda da mineração realizada próxima a Aparecida de Goiânia (GO) – Brasil. Para caracterização química dos materiais, foram coletadas amostras para caracterização inicial (três amostras simples na pilha e realizada uma amostra composta para análise).

O produto utilizado para inoculação contém ingredientes a base de celulase, amilase, *Lactobacillus plantarum*, *Bacillus subtilis* e *Enterococcus faecium* contendo $1,5 \times 10^6$ UFC g⁻¹. Esse produto é responsável por promover a ativação biológica, bem como apresenta um complexo de misturas de enzimas e bactérias, responsável pela otimização do processo de decomposição (NASCIMENTO et al., 2016; MIAMOTO et al., 2017). Na tabela 3 foram apresentados os resultados da análise inicial do pó de rocha, resíduo vegetal e cama de frango antes da mistura, bem como os resultados das análises das duas misturas (M1 e M2).

Tabela 2. Caracterização química inicial do resíduo vegetal (RV), cama de frango (CF), pó de rocha (PR) e da mistura 1 (M1) e da mistura 2 (M2) usados no experimento.

Nutrientes	¹ RV	² CF	³ PR	⁴ M1	⁵ M2
N (g kg ⁻¹)	33,4	8,22	0,57	8,66	13,64
P (g kg ⁻¹)	1,70	1,32	0,31	1,35	2,03
K (cmol _c dm ⁻³)	7,50	14,96	2,05	17,14	20,72
Ca (cmol _c dm ⁻³)	7,70	2,30	3,60	3,60	3,40
Mg (cmol _c dm ⁻³)	1,50	3,10	0,80	4,40	4,90

O – Fósforo; K- Potássio; Ca – Cálcio; Mg - Magnésio; ¹resíduo vegetal; ²Cama de Frango; ³Pó de rocha; ⁴Mistura 1 (53%RV, 27%CF, 20%PR); ⁵Mistura 2 (50%RV, 25%CF, 25%PR).

4.4 Execução do experimento

O experimento foi conduzido no período entre 01 de janeiro a 16 de março de 2019 (durante 75 dias). Os materiais foram misturados e homogeneizados em um misturador rotativo, inseridos nas sequências (RV-CF-PR). Durante a homogeneização, a

umidade foi elevada para que houvesse condições ótimas de desenvolvimento de microrganismos.

Logo em seguida, a calda de inoculação foi pulverizada sobre as misturas. A calda foi preparada minutos antes da pulverização em um recipiente com cinco litros de água, cujas doses utilizadas foram de 50, 100, 150 e 200%, determinadas a partir da recomendação de 150 g m^{-3} de composto orgânico.

Após a inoculação e homogeneização, o material para compostagem foi condicionada em reatores com capacidade de 200 litros; no entanto, os reatores foram completados até 150 litros para facilitar o manejo, revolvimento e a aeração durante o processo.

4.5 Manejo da compostagem

A aeração foi realizada diariamente nos primeiros 30 dias e, depois duas vezes por semana. A umidade foi elevada entre 50 a 60% no início da compostagem, posteriormente, não houve a necessidade de adição de água durante o experimento.

4.6 Avaliações

4.6.1 Avaliações de temperatura, umidade e densidade

A temperatura foi registrada diariamente, antes de realizar a aeração, em horário vespertino desde o início até completar 75 dias de compostagem. Para isso, foi usado um termômetro digital com haste de 30 cm e precisão de 1°C . O termômetro foi introduzido no centro do composto e registrado a temperatura.

As amostras para estimativa da umidade foram coletadas em intervalos de 15 dias, cuja umidade foi determinada pelo produto do peso das amostras úmidas com o peso da amostra seca em relação as amostras secas, os resultados foram expressos em %.

As amostras para estimativa da densidade foram coletadas em intervalos de 15 dias, cuja densidade foi determinada pela relação entre a massa seca e o volume das amostras (m/v) expressos em g cm^{-3} .

4.6.2 Avaliações químicas (N total, P total, K, Ca e Mg)

As amostras para as análises químicas foram coletadas em intervalos de 15 dias, aos 15, 30, 45, 60, 75 dias após o início do processo de compostagem, sendo as amostras secas em estufa a 65°C durante 48h, posteriormente, moídas utilizando moinho tipo Willye (TE-650/1) com diâmetro médio de 20 mesh. A seguir, as amostras foram embaladas, identificadas e enviadas para Laboratório terceirizado. Nas amostras foram determinados os macronutrientes N total, P total, K, Ca, Mg, conforme metodologia descritas em Teixeira et al. (2017).

4.7 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise da variância pelo teste F ($p < 0,05$) e em casos de significância, foi realizada análise de regressão para as doses de inoculante e o tempo de compostagem. As duas misturas (M1 e M2) foram comparadas pelo teste de Tukey, utilizando-se o software estatístico SISVAR® (FERREIRA, 2011).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros de temperatura umidade e densidade

Durante o processo de compostagem as mudanças de temperatura seguiram a curva típica (Figura 6), caracterizada pela fase mesofílica inicial, termofílica e maturação (PANDEY et al., 2019; ZHAO et al., 2018; WANG et al., 2019). Temperaturas acima de 45°C, de modo geral, estão relacionadas com o aumento da atividade biológica e a eficiência da compostagem (XIE et al., 2016).

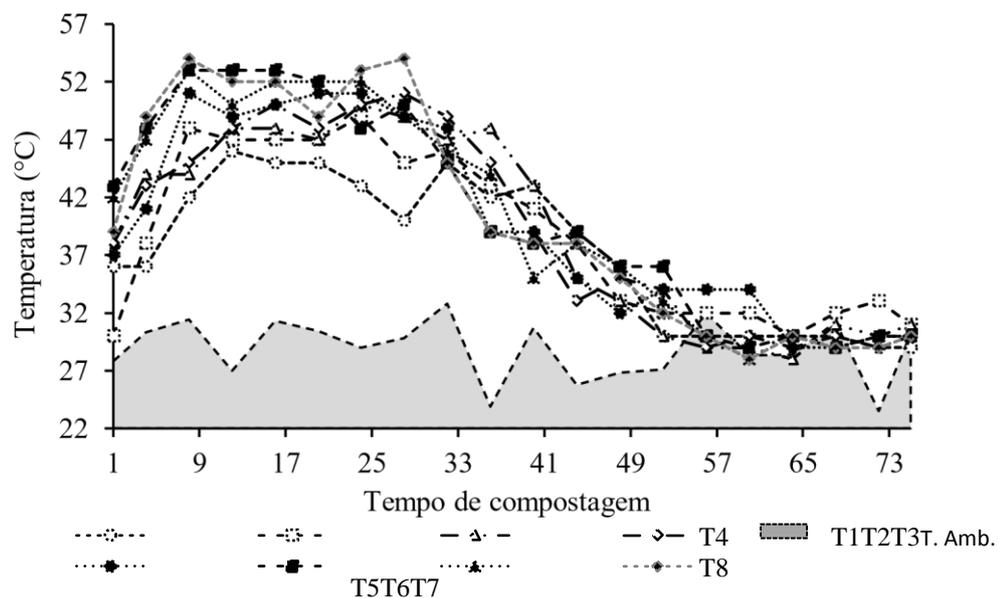


Figura 6. Comportamento da temperatura da compostagem e temperatura ambiente (T. Amb.) em função do tempo de compostagem para os diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4, T5, T6, T7 e T8), durante o período 75 dias.

Ocorreram padrões semelhantes para todos os tratamentos, no entanto, foi possível observar que as temperaturas dos tratamentos com a mistura de 50% resíduo vegetal, 25% cama de frango, 25% pó de rocha, foram menores do que os tratamentos da mistura de 53% resíduo vegetal, 27% cama de frango, 20% pó de rocha (Figura 6). A diferença de temperatura indica que as proporções adotadas para os tratamentos T1, T2, T3, e T4 podem ter efeito inibitório na atividade microbiana. (WANG et al., 2019).

Observa-se a fase de resfriamento dos tratamentos a partir do tempo de compostagem 30 a 55 dias, com decréscimo da temperatura próximo a temperatura ambiente (Figura 6). Padrão semelhante foi relado por Asses et al. (2019), que observaram

a temperatura de pilhas de compostagem entre 48 e 50°C durante 45 dias, após esse período a temperatura reduziu próximo a ambiente, indicando o início da fase de maturação do composto.

A temperatura de 45°C foi atingida em torno de 5 a 10 dias para os tratamentos T1, T2, T3 e T4; já nos tratamentos T5, T6, T7 e T8 a temperatura de 45°C foi atingida entre de 4 a 6 dias. Esse comportamento representou o início da fase termofílica (Tabela 3). O rápido acréscimo na temperatura é relacionado principalmente à quantidade de resíduo facilmente degradável (ZHAO et al., 2018). Observa-se que todos os tratamentos atenderam os requisitos mínimos de tratamento de patógenos, sendo necessária temperatura mínima de 45°C durante no mínimo seis dias (ELVING et al., 2010; JAIN et al., 2018), Tabela 3.

Tabela 3 Comportamento da temperatura para os tratamentos durante 75 dias.

Tratamentos	T. max. ¹ (°C)	T. méd. ² (°C)	Atingir 45°C ³ (dias)	> 40°C ⁴ (dias)	> 45°C ⁵ (dias)	> 50°C ⁶ (dias)
T1	47	36	9	37	16	0
T2	49	38	7	37	26	0
T3	51	38	4	39	32	3
T4	52	37	4	34	31	6
T5	52	38	5	32	29	15
T6	55	39	3	33	31	20
T7	55	38	3	34	31	19
T8	55	38	3	34	29	21

encontradas por Wang et al. (2019), que observaram temperaturas acima de 60°C por um período de 6 dias. Esse fato pode ter ocorrido devido ao baixo volume de material e a perda de calor do interior dos reatores para o ambiente externo.

A umidade durante a compostagem apresentou as condições recomendadas para eficiência da atividade biológica entre 40 a 60% (Tabela 4) (AGYARKO-MINTAH et al., 2016; SANCHEZ-MONEDERO et al., 2017). A umidade do T1 foi em média 12,1; 5,7;

¹ Temperatura máxima durante a compostagem(°C); ²Média das temperaturas durante a compostagem; ³Tempo (dias) para atingir 45°C; ⁴Tempo (dias) temperatura permaneceu acima de 40°C; ⁵Tempo (dias) temperatura permaneceu acima de 45°C; ⁶Tempo (dias) temperatura permaneceu acima de 50°C (dias).

As temperaturas máximas registradas de 55°C foram diferentes dos valores

6,6; 12,0; 7,9; 7,0; 7,0; 7,5; 4,3% maior do que o T2, T3 e T4. A umidade do T5 foi em média 7,2; 1,3; 1,0; 6,0; 4,0; 2,5; 2,6; 5,8; 6,9% maior do que o T6, T7 e T8.

Tabela 4. Comportamento da umidade (%) em função do tempo de compostagem para os tratamentos T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8.

Tratamentos	Umidade (%)								
	7	14	21	28	35	42	49	56	62
T1	52,86	51,03	53,06	58,89	55,00	55,43	55,89	56,37	52,56
T2	45,95	46,64	48,89	51,76	50,08	51,98	51,29	52,45	49,28
T3	47,67	49,50	49,78	50,89	51,05	51,39	52,70	52,23	50,56
T4	45,78	48,20	50,02	52,75	50,90	51,33	51,90	51,67	51,01
T5	50,20	50,55	50,89	55,00	53,67	53,43	53,40	54,80	53,80
T6	45,67	48,76	50,76	52,00	51,76	51,67	52,97	50,20	49,02
T7	46,59	51,93	53,67	52,08	52,90	52,90	52,76	51,99	51,01
T8	47,45	49,06	49,78	51,00	49,99	51,67	50,34	52,67	50,20

A densidade em função do tempo de compostagem apresentou comportamento crescente para os tratamentos. Semelhante ao estudo de Jain et al. 2018, que observaram aumento da densidade na compostagem de diferentes misturas de resíduos orgânicos.

As maiores variações na densidade ocorreram durante os 45 primeiros dias de compostagem, cuja densidade do T1 para o tempo de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, foi maior em 21,44; 7,31; 9,61 e 4,35% maior do que o tempo de compostagem de 15 dias. No T2, para os tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, a densidade foi maior em 23,01; 7,31; 9,61; 4,35% em relação ao tempo de compostagem de 15 dias. Para o T3 e T4 a densidade nos tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias foi maior em 19,85; 16,75; 0,29; 1,23 e 13,32; 20,60; 0,11; 1,09% em função do tempo de compostagem de 15 dias, respectivamente (Figura 7).

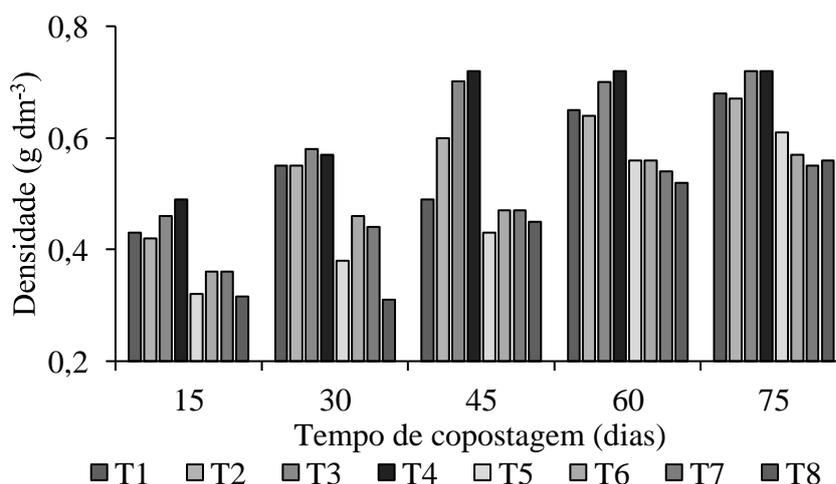


Figura 7. Densidade dos compostos orgânicos em função do tempo de compostagem para os diferentes tratamentos.

A densidade no T5 para os tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias foi maior em 15,42; 12,73; 22,22; 9,07% do que o tempo de compostagem de 15 dias (Figura 7). No T6, para os tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, a densidade foi maior em 20,45; 2,13; 16,38; 1,35% em relação ao dia 15. Para o T7 e T8, a densidade avaliada nos dias 30, 45, 60 e 75 foi maior em 19,27; 5,54; 13,69; 0,82 e 0,82; 29,89; 13,37 e 7,40% em função do tempo de compostagem de 15 dias, respectivamente (Figura 7).

5.2 Parâmetros químicos

A interação da mistura, doses de inoculante e tempo de compostagem foi significativa ao nível de 1% de probabilidade, para a concentração de nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (Tabela 5). Efeitos de diferentes formulações e misturas, bem como o uso de microrganismos na mudança da característica química durante a compostagem têm sido observados por vários autores (TRAN et al., 2015; WEI et al., 2017; WEI et al., 2019).

Tabela 5. Resumo da análise de variância (ANOVA) para as variáveis nitrogênio total (N total) fósforo total (P total), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em diferentes misturas, doses de inoculante e tempo de compostagem. Rio Verde - GO, 2019.

FV	GL	QM				
		N	P	K		
Ca						Mg
Mistura	1	606,33**	8,81**	414187,50*	0,20 ^{ns}	0,72 ^{ns}
IN	3	6,18**	0,13**	6422655,00**	0,16**	1,69*
TC	4	1,50**	0,16**	31171915,31**	3,08**	1,19**
Mistura*IN	3	9,03**	0,22**	1118702,50**	0,24**	0,21 ^{ns}
Mistura*TC	4	4,71**	0,08**	54965198,43**	0,46**	3,66**
IN*TC	12	3,84**	0,07**	1645544,06**	0,18**	0,23**
Mistura*IN*TC	12	2,30**	0,03**	2364632,18**	0,16**	0,52**
Resíduo (a)	2	0,32	0,00	24010,00	0,11	0,12
Resíduo (b)	6	0,21	0,00	88164,16	0,00	0,09
Resíduo (c)	72	0,30	0,00	181704,09	0,02	0,04
CV ₁ (%)	-	8,35	0,76	2,90	13,25	10,68
CV ₂ (%)	-	6,78	7,93	5,57	3,43	9,45
CV ₃ (%)	-	8,09	5,79	7,99	6,56	6,44

Nitrogênio (N) Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) Tempo de compostagem (TC), Doses de inoculante (IN), Fonte de variação (FV), Grau de liberdade (GL), Quadrado médio (QM) e Coeficiente de variação (CV). ** e * significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente, ^{ns} não significativo pelo teste F a 5% de probabilidade.

O N total verificado nos compostos orgânicos preparados com a mistura 1 (M1) (resíduo vegetal 50%, cama de frango 25%, pó de rocha 25%), em função da dose de inoculante (IN) de 50% e tempo de compostagem de 15, 30, 45 e 60 dias, foi menor 60,83; 52,44; 53,07; 50,61 e 50,05% do que os compostos formulados com mistura 2 (M2) (resíduo vegetal 53%, cama de frango 27%, pó de rocha 20%), respectivamente (Tabela 6). O menor incremento de N para a M1 pode ser justificado pela redução de material orgânico (cama de frango e resíduo vegetal) e aumento do material inorgânico (pó de rocha) que é relativamente pobre em N. Comportamento semelhante foi observado por Nishanth, Biswas (2008).

Tabela 6. Teste de médias para o nitrogênio total (N total), fósforo total (P total) e o potássio (K) para a mistura 1 (M1) e mistura 2 (M2) dentro de cada nível de doses de inoculante (IN) e tempo de compostagem (TC).

IN	TC	N total		P total		K	
		(g kg ⁻¹)				(cmol _c dm ⁻³)	
		M1	M2	M1	M2	M1	M2
50	15	3,58b	9,14a	0,55b	1,15a	6,24a	6,86a
	30	4,68b	9,84a	0,74b	1,41a	15,80a	9,40b
	45	4,69b	10,0a	0,81b	1,59a	19,06a	11,38b
	60	4,47b	9,06a	0,79b	1,39a	11,38b	20,15a
	75	4,52b	8,30a	0,78b	0,99a	11,96b	15,92a
100	15	5,77b	7,95a	0,67b	1,25	9,66b	12,92a
	30	5,28b	9,84a	0,78b	1,25a	16,24a	11,83b
	45	5,26b	8,55a	0,87b	1,15a	18,16a	13,24b
	60	4,75b	9,05a	0,75b	1,10a	13,24b	17,97a
	75	4,7b	9,43a	0,95b	1,32a	19,31a	19,83a
150	15	4,40b	9,33a	0,51b	0,97a	6,80b	9,21a
	30	4,06b	9,46a	0,64b	1,24a	18,36a	8,38b
	45	3,85b	9,78a	0,53b	1,47a	21,39a	9,15b
	60	4,13b	8,60a	0,53b	1,28a	9,15b	22,06a
	75	3,54b	9,15a	0,53b	1,19a	14,20b	19,76a
200	15	4,05b	8,73a	0,67b	1,10a	6,70b	11,70a
	30	4,03b	9,79a	0,59b	1,13a	15,67a	9,66b
	45	3,44b	9,33a	0,59b	1,32a	19,44a	9,02b
	60	3,07b	8,85a	0,53b	1,29a	9,02b	19,44a
	75	4,08b	9,30a	0,60b	1,28a	8,12b	18,04a

Médias seguidas de mesma letra coluna não diferem entre si pelo teste F a 5% de probabilidade. Doses de inoculante (IN), Tempo de compostagem (TC); Mistura 1 (M1 – 50% de resíduo vegetal, 25% de cama de frango, 25% de pó de rocha) Mistura (M2 – 53% de resíduo vegetal, 27% de cama de rango e 20% de pó de rocha), Nitrogênio total (N total) Fósforo total (P total), Potássio (K).

A dose de inoculante de 100% na M2 apresentou incremento de N total maior em 27,38; 46,36; 38,52; 47,53 e 61,31% em relação à M1, nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias, respectivamente. Na dose de inoculante de 100%, foi possível observar que no final da compostagem (75 dias), houve aumento da diferença entre M1 e M2 (Tabela 6), devido a maior fixação de N nos compostos com maior material orgânico. Efeitos do uso de inoculantes durante o processo de compostagem, de maneira geral, tem promovido maior fixação de N (JIANG et al., 2017; YANG et al., 2019).

No tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60, 75 dias, para a dose de inoculante de 150%, a concentração de N total na M2 apresentou diferença de 52,82; 57,06; 60,62; 52,00; 61,20% maior em relação à M1. Comportamento semelhante para o N total foi observado para a dose de inoculante de 200%, com M2 maior do que M1 durante os dias de compostagem, com 53,58; 58,80; 63,11; 65,36; 56,08%, respectivamente (Tabela 6). Perdas de N durante a compostagem de cama de frango têm sido relatadas na literatura, que podem ser associadas principalmente às mudanças de pH, que aumenta a volatilização de amônia (NH₃) (YOUNG et al., 2016).

A concentração de P nos compostos orgânicos, em função da dose de inoculante de 50%, nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60, 75 dias, proporcionou à M2 maior incremento do que à M1 em 52,22; 47,43; 48,97; 43,52 e 29,88%. Observa-se que no tempo de compostagem de 75 dias a diferença relativa entre a M1 e M2 reduziu (Tabela 6).

Comportamento semelhante foi observado com a dose de inoculante de 100%, com a M2 maior do que M1 em 29,08; 37,89; 23,90; 31,27 e 28,78% (Tabela 6), essa diferença no conteúdo de P total na M1 e na M2, certamente é efeito de diluição pela baixa Concentração de P total presente no pó de rocha. Nishanth, Biswas (2008) fizeram a comparação de diferentes proporções de pó de mica residual e observaram menor concentração do P total em compostos com proporções maiores, segundo os autores esse efeito foi devido à baixa concentração de P na mica, promovendo efeito de diluição quando o material foi adicionado aos resíduos orgânicos para compostagem.

Observa-se que houve incremento de P total na M2 em relação à M1 para as doses de inoculante de 150 e 200% (Tabela 6). A M2 apresentou maior incremento, de 47,86; 48,13; 64,04; 58,54; 54,88% do que a M1 na dose de 150%. Já na dose de 200%,

a M2 foi maior 39,22; 47,50; 55,29; 58,92 e 52,91% em relação à M1, para os dias 15, 30, 45, 60 e 75, respectivamente.

Os maiores incrementos nas concentrações de N total e P total observadas na M2 em relação à M1 (Tabela 6) são comandadas principalmente pelas maiores proporções de materiais com grande conteúdo de N e P, como a cama de frango e o resíduo vegetal.

O K em função dos tempos de compostagem de 15 dias, para a dose de inoculante de 50% não apresentou diferença entre a M1 e M2 (Tabela 6). Durante os tempos de compostagem de 30 e 45 dias M1 foi maior do que a M2 em 40,49 e 40,27%, em seguida, nos dias 60 e 75 a M2 passou a ser maior do que M1 em 43,49 e 24,90%. O acréscimo da concentração de K durante a compostagem é controlado principalmente pela degradação e redução material orgânico e tem causado efeitos no incremento de nutrientes (JALILI et al., 2019).

No tempo de compostagem de 15 dias, para a dose de inoculante de 100%, o K na M2 foi maior que na M1 em 25%. Posteriormente, aos dias 30 e 45 houve maior acúmulo de K na M1 em 27,17 e 27,11% em relação à M2. No tempo de compostagem de 60 dias, houve decréscimo de M1, sendo que M2 foi superior em 26,36%. Em sequência, aos dias 75 a M1 e a M2 não apresentaram diferença entre si (Tabela 6).

As concentrações de Ca, para a dose de inoculante de 50% mostraram que a M1 foi maior do que a M2 em 8,45; 17,65 e 14,63% nos tempos de compostagem de 15, 30 e 75 dias (Tabela 7). Aos 45 dias, a M2 foi maior em 15,79% do que M1, já aos 60 dias, não houve diferença entre as misturas. Na dose de inoculante de 100%, não houve diferença entre M1 e M2 nos dias de compostagem de 15 e 75 dias. Já aos dias de compostagem de 30 e 45, a M1 foi superior à M2 em 21,31 e 32,26%. No tempo de compostagem de 60 dias, a M2 passou a ser maior do que a M1 em 14,29%.

Tabela 7. Desdobramento da interação da mistura 1 (M1) e mistura 2 (M2) dentro de cada nível de doses de inoculante (IN) e tempo de compostagem (TC) para o cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

IN	TC	Ca	Mg
----	----	----	----

		M1	M2	M1	M2
50	15	3,15b	3,45a	3,60a	3,65a
	30	2,80b	3,40a	3,35a	3,30a
	45	2,85a	2,40b	3,70a	3,10b
	60	2,40a	2,50a	3,10b	3,55a
	75	1,75b	2,05a	2,60b	3,20a
100	15	2,95a	3,10a	3,40b	4,20a
	30	3,05a	2,40b	4,20a	3,25b
	45	3,10a	2,10b	4,20a	2,75b
	60	2,10b	2,45a	2,75b	3,65a
	75	2,10a	2,05a	3,20a	2,50b
150	15	3,20a	2,55b	3,20a	2,95b
	30	2,70a	2,85a	3,50a	3,15b
	45	2,65a	2,30b	4,35a	2,90b
	60	2,30a	2,15a	2,90a	3,05a
	75	2,30a	2,40a	2,60b	3,55a
200	15	3,05a	2,95a	3,50a	2,80b
	30	2,50a	2,55a	3,40a	2,75b
	45	2,65b	2,20a	4,20a	2,45b
	60	2,20a	2,40a	2,45b	3,55a
	75	2,35a	2,25a	2,50b	3,30a

Médias seguidas de mesma letra na linha M1 e M2 não diferem entre si pelo teste F a 5% de probabilidade. Doses de inoculação (IN), Tempo de compostagem (TC); Mistura 1 (M1 - 50% de resíduo vegetal, 25% de cama de frango e 25% de pó de rocha) Mistura 2 (M2 - 53% de resíduo vegetal, 27% de cama de frango e 20% de pó de rocha)), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg).

A dose de inoculante de 150% nos tempos de compostagem de 15 e 45 dias, apresentou incremento de 20,21 e 13,21% de Ca para M1 em relação à M2, respectivamente. Já no tempo de 30, 60 e 75 dias não houve diferença entre as misturas. Na dose de inoculante de 200%, houve diferença apenas para o tempo de compostagem de 45 dias, com a M1 maior 16,98% em relação à M2. No restante do período, não houve diferença significativa entre as misturas (Tabela 7).

Nos tempos de compostagem de 15 e 30 dias, o Mg não apresentou diferença entre as M1 e M2, para a dose de inoculante de 50% (Tabela 7). Ao tempo de compostagem de 45 dias, a M1 foi superior em 16,22%, já nos tempos de compostagem seguintes de 60 e 75 dias, houve incremento de Mg na M2 de 12,68 e 18,75%, em relação à M1. A inoculação de 100% apresentou na M2 maior incremento de Mg, com 19,05 e 34,52%, nos tempos de compostagem de 15 e 60 dias, respectivamente. Já aos 30, 45 e 75 dias de compostagem, a M1 foi superior em 22,62; 35,59 e 21,88% em relação à M2 (Tabela 7).

A dose de inoculante de 150% nos tempos de compostagem de 15, 30 e 45 dias, apresentou diferença de 7,81; 10,00 e 33,33% entre a M1 e a M2, com maior incremento de Mg para M1 (Tabela 7). No tempo de compostagem de 60 dias, a M1 e a M2 não apresentaram diferenças. No tempo de 75 dias, houve incremento de 26,76% para a M2 em relação à M1. Na dose de 200%, a M1 foi superior à M2 em 20,00; 19,12 e 41,67%, respectivamente, as 15, 30 e 45 dias após o início do processo de compostagem. Posteriormente, houve maior incremento para a M1 nos tempos de compostagem de 60 e 75 dias, com diferença de 30,00 e 24,24% em relação à M2 (Tabela 7).

O N total em função do tempo de compostagem para a dose de 100% na M1 adequou-se a modelo linear decrescente. Conforme os dados estimados, obteve-se decréscimo de 4,70% no N total para cada aumento de 15 dias no tempo de compostagem. Comparando-se os tempos de compostagem de 15 e 75 dias, para a dose de inoculante de 100%, observa-se uma diferença de 18,78% (Figura 8A). Perdas menores de N total foram observadas por Sunata et al. (2018), que relataram redução de 7,49% em 60 dias de compostagem.

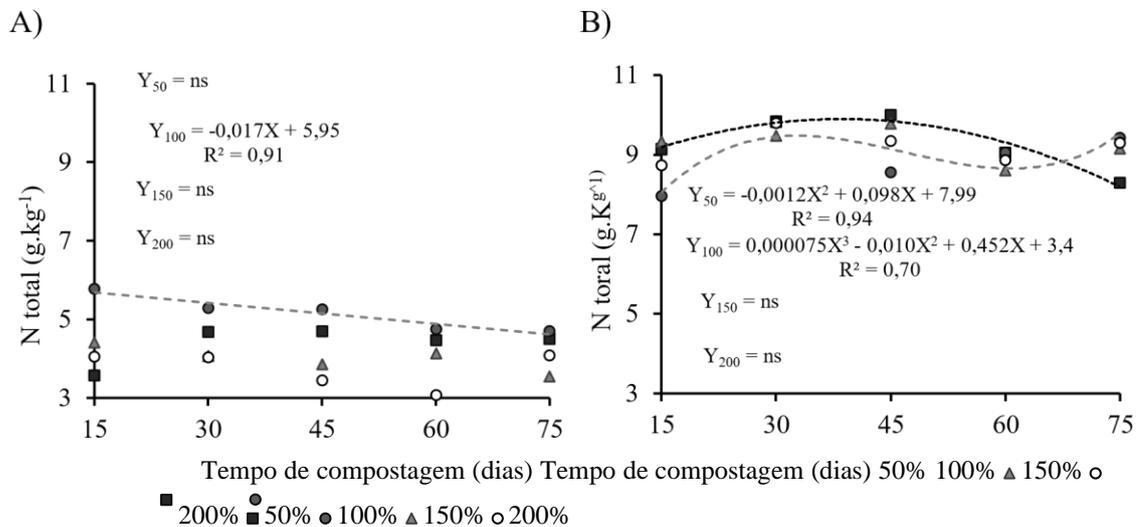


Figura 8. Concentração de nitrogênio total (N total) nos compostos orgânicos em função do tempo de compostagem nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

Durante a compostagem, a dinâmica e mineralização do N nos compostos orgânicos ocorre em dois estágios; primeiro ocorre a amonificação, que é o resultado a liberação de amônio (NH_4) do N orgânico, seguido da nitrificação que faz a oxidação do adicional de NH_4 para NO_3 (EDWARDS, DANIEL, 1992; CÁCERES et al., 2018).

Dependendo do manejo durante a compostagem, o N total apresenta tendência de redução, principalmente nas primeiras semanas de compostagem, as perdas são controladas basicamente pela volatilização de NH_3 na fase de aquecimento (YANG et al., 2019). Durante as fases da compostagem com temperaturas acima de $40^\circ C$, há dificuldade de crescimento de microrganismos autotróficos que participam da nitrificação (CÁCERES et al., 2018). Portanto, se ocorrer a nitrificação reduzida, há perda gradual do N na forma de NH_3 para a atmosfera.

Bryndum et al. (2017) relataram perda de N em torno de 21 a 34% durante a compostagem da cama de frango, e desse total, aproximadamente 17% foi emitido como NH_3 . As taxas de emissão são influenciadas principalmente por parâmetros como a temperatura, aeração, pH e mineralização de matéria orgânica (AGYARKO-MINTAH et

al., 2017). Além disso, Moharana, Biswas et al. (2016) citam que compostos orgânicos com menor relação C/N resultam em maiores perdas de N.

O N total em função do tempo de compostagem para a dose de inoculante de 50 e 100% na M2 adequou-se a modelos quadrático e cúbico (Figura 8B). O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 50%, proporcionou elevação da concentração do N total até o tempo de compostagem de 38,56 dias, com este tempo foi atingido à máxima concentração de N.

A concentração de N total estimado de $9,89 \text{ g kg}^{-1}$, verificado no tempo de compostagem de 38,56 dias, foi 7,17; 5,94 e 17,15% maior do que o N total estimado nos tempos de compostagem de 15, 60 e 75 dias, respectivamente (Figura 8B). Comportamento semelhante foi observado por Jiang et al. (2014), que observaram redução do N total após 36 dias de compostagem, cujos autores revelam que o aumento das taxas de NH_3 nessa fase é responsável pela redução de N total. No entanto, possivelmente uma segunda aplicação de inoculante entre o tempo de compostagem 35 a 40 dias poderia reduzir as perdas de N, ou ainda, pelo aumento da frequência de revolvimento da massa de compostagem, favorecendo a aeração em condições tardias.

A redução das perdas de NH_3 nas fases iniciais da compostagem faz com que ocorra o acúmulo de N na forma de nitrato (NO_3). A taxa de aumento de N depende unicamente das intensas interações entre o material biodegradável e a comunidade de microrganismos (CUI et al., 2019). Geralmente os fatores de qualidade e proporções dos materiais usados para formulação dos compostos alteram a relação C/N, o que afeta a diversidade microbiana, bem como a qualidade química final do composto (SHI et al., 2018; HU et al., 2019).

O aumento do N total até o tempo de compostagem de 38,56 dias (Figura 8B) está relacionada à taxa de redução do material orgânico facilmente degradável, que corresponde a taxa de degradação acelerada da compostagem, com isso, ocorre o aumento das concentrações (ZENG et al., 2012). Awasthi et al. (2015) observaram que o N total reduziu gradualmente nas pilhas de compostagem até o tempo de compostagem de 10 dias, após esse período houve aumento até os 40 dias. Quando o processo de compostagem já está evoluído (fase de cura), alguns autores citam que ocorre outra fase de pico da perda de N, nessa fase, o processo ocorre pela desnitrificação em condições de ambiente anóxico (WANG et al., 2015; CÁCERES et al., 2018).

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 100% para M2, proporcionou elevação no N total até o tempo de compostagem de 75 dias, nesse período foi atingido o N máximo de aproximadamente $9,52 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 8B). O N máximo

verificado no tempo de compostagem de 75 dias, foi 15,49; 4,03 e 9,15% maior do que o N total estimado nos dias 15, 45 e 60, respectivamente. Aumento do N total na compostagem de cama de frango enriquecida foi relatado por Nadia et al. (2015) e Agyarko-Mintah et al. (2017), que observaram acréscimo de 6,00 e 3,60% de N até os 60 dias de compostagem. A eficiência da fixação de N favorece a qualidade dos compostos orgânicos, o que amplia sua utilização, bem como reduz a liberação de NH_3 , reduzindo o impacto ambiental.

O N total em função das doses de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M1, adequou-se a modelos quadrático e cúbico. (Figura 9A). Os compostos orgânicos preparados com a M1, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias, proporcionaram N total máximo de 5,79; 5,43; 5,44; 4,70; 8,69 g kg^{-1} .

O N em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 45 e 75 dias na M2, adequou-se a modelo quadrática e cúbica, (Figura 9B). Os compostos orgânicos preparados com a M2, para os tempos de compostagem de 15, 45 e 75 dias, proporcionaram N total máximo de 9,58; 10,04; 9,97 g kg^{-1} respectivamente.

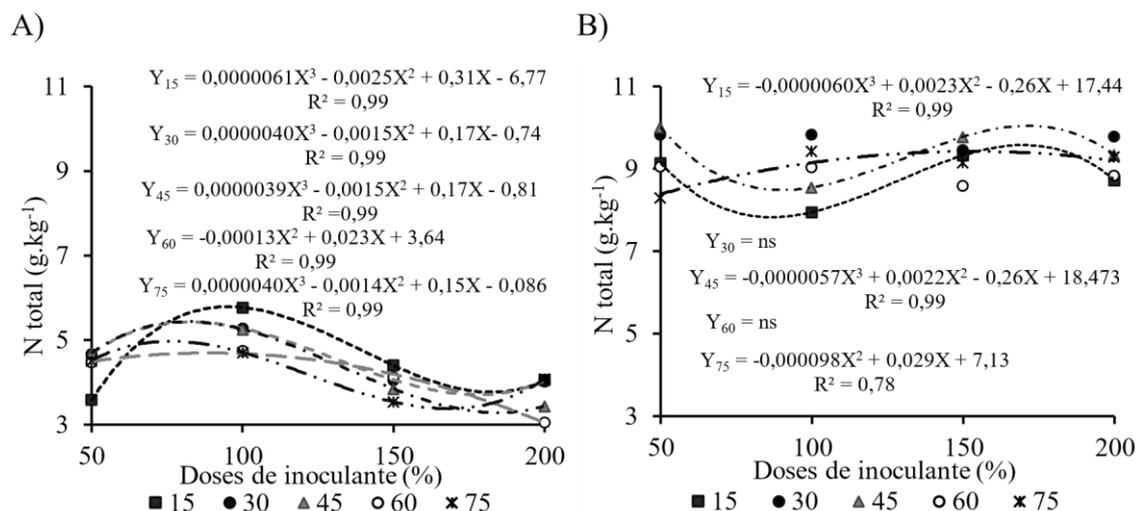


Figura 9. Concentração de nitrogênio total nos compostos orgânicos em função das doses de inoculante nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O N estimado de 5,79 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 15 dias foi verificado na dose de inoculante de 95,31%, o incremento de N nessa dose foi 38,17; 24,01 e 30,06% maior do que o N verificado na dose de 50, 150 e 200% respectivamente. No tempo de compostagem de 30 dias (N máximo de 5,43 g kg⁻¹), foi verificado na dose de inoculante de 82,68%, cuja dose apresentou incremento de 13,82; 2,77; 25,20; 25,79% do que o N verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 9A).

O N estimado de 5,44 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 81,75%, essa dose apresentou incremento de 13,66; 3,30; 29,18; 36,66% do que o N verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente. O N estimado de 4,7 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 60 dias foi verificado na dose de inoculante de 88,68%. O N máximo foi 4,25; 10,69; 35,23% maior do que o N verificado na dose de 50, 150 e 200%, respectivamente. No tempo de compostagem de 75 dias (N máximo de 8,69 g kg⁻¹), foi verificado na dose de inoculante de 86,55%, dose que representou incremento de 48,04; 4,59; 59,39 e 53,22% do que o N verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 9A).

O uso de inoculantes bacterianos na compostagem tem efeitos diretos na degradação de complexos como a celulose (SIU-RODAS et al., 2018). As bactérias do gênero *Bacillus* são dominantes nas fases termofílicas, além disso, são caracterizadas pela resistência a ambientes extremos de pH, temperatura e salinidade (RYCKEBOER, et al., 2003). Portanto, o uso de aditivos bacterianos tem efeitos positivos na mineralização dos nutrientes da matéria orgânica, fornecendo maior qualidade química para os compostos.

Pan et al. (2012) utilizaram inoculo de *Bacillus subtilis* contendo 2,5x10⁹ UFC na compostagem de diferentes materiais, os autores observaram a formação de NO₃ de 1 a 2% em compostos formulados com feno. XU et al. (2019) observaram que a inoculação com *Bacillus Licheniformis*, *Aspergillus nidulans* e *Aspergillus oryzae*. fez com que ocorresse a biodegradação acelerada de estruturas compostas por lignocelulose de resíduos orgânicos.

A mínima concentração de N total de 3,57; 3,71; 3,28; 2,27 g kg⁻¹ foram estimados nas doses de inoculante de 50,00; 177,83; 184,58 e 175,28%, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 75 dias, para a M1; comparando o N máximo e mínimo encontrou-se uma diferença de 38,17; 31,73; 39,59 e 73,84%, respectivamente (Figura 9A). LI et al, (2019) não observaram relação significativa entre o uso de inoculantes e a fixação de N na compostagem, mas os autores ressaltam que o aumento das taxas de degradação pode influenciar a formação de NH₃, esse fato pode estar relacionado com o

os valores de N mínimos observados no aumento das doses de inoculante acima do recomendando.

O N máximo de $9,58 \text{ g kg}^{-1}$ para o tempo de compostagem de 15 dias, na M2, foi verificado na dose de inoculante de 169,87%. O N máximo foi 4,57; 17,00; 2,62; 8,91 maior do que o N verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente. O N máximo de $10,04 \text{ g.kg}^{-1}$ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 171,42%. O N máximo foi 14,87; 2,66 e 7,10% maior do que o N verificado na dose de 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 9B). O N máximo de $9,97 \text{ g.kg}^{-1}$ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 154,53%. O N máximo foi 50,09; 13,63 e 9,48% maior do que o N verificado na dose de 50, 100 e 200%, respectivamente. (Figura 9B).

O N mínimo de 7,83 e $8,48 \text{ g kg}^{-1}$ foram estimados nas doses de inoculante de 86,60 e 90,14%, para os tempos de compostagem de 15 e 45 dias para a M2; comparando o N máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 18,60 e 15,49% (Figura 9B).

Os dados estimados sugerem que as doses de inoculante aplicadas na M2 sejam maiores do que as doses de inoculante aplicadas na M1 (Figura 9). Análises adicionais da sucessão de microrganismos podem ser necessárias para explicar esse comportamento, visto a carência de dados disponíveis na literatura em relação ao aumento na população de bactérias adicionadas via inoculação na compostagem. No entanto, o conteúdo orgânico presente na M2 é maior do que a M1, o que possivelmente proporcionou a M2 maiores incrementos de N nos compostos. Além disso, o aumento das doses de inoculante dificilmente causaria efeitos de competição entre bactérias aplicadas via inoculação com a microbiota nativa atuante durante a compostagem (GARCÍA et al., 2006; XI et al., 2015).

O P total em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100 e 150% na M1, adequaram-se a modelos quadráticos e cúbicos (Figura 10A). As doses de inoculante proporcionaram elevação no P total até o tempo de compostagem de 55,89; 75 e 30,78 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o P total máximo de aproximadamente $0,82$; $0,98$ e $0,61 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente.

O P total em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M2, adequaram-se a modelos quadrático e cúbico. (Figura 10B).

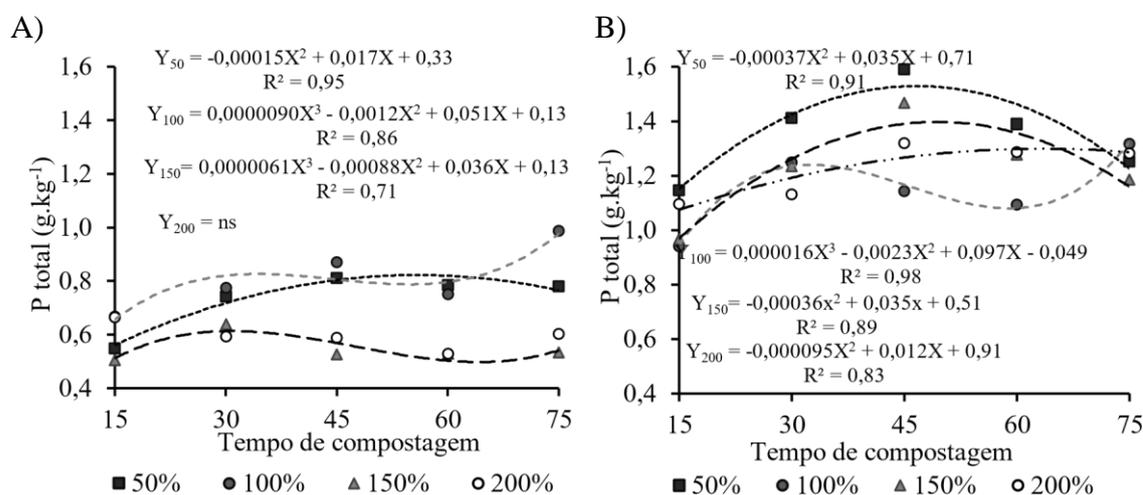


Figura 10. Concentração de fósforo total nos compostos orgânicos em função dos tempos de compostagem para as doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

Na M1, com a aplicação da dose de inocuante de 50% foi verificado o P total máximo de 0,82 g kg⁻¹ no tempo de compostagem de 55,89 dias (Figura 10A). Para esse tempo, o P total foi maior 31,76; 12,73; 2,25 e 6,94% do que o P estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 75 dias, respectivamente. Moharana, Biswas (2008) e Moharana, Biswas (2016) relatam o aumento no conteúdo de P total máximo no tempo de compostagem de 60 dias de aproximadamente 1,49% em compostos enriquecidos com pó de rocha, e 3,79% em compostos enriquecidos com pó de rocha e com aplicação de inoculante bacteriano.

O P máximo de 0,98 g kg⁻¹ verificado na M1, no tempo de compostagem de 75 dias na dose de inoculante de 100%, foi 32,76; 16,01; 17,51; 18,45 % maior do que o P estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 60 dias, respectivamente (Figura 10A). Felton et al. (2004) relataram um aumento gradual no aumento no P total em compostos não enriquecidos durante 65 dias, cujo aumento é comando principalmente pela degradação do material orgânico. Lu et al. (2014) e Wang et al. (2019) observaram

comportamento semelhante, com efeitos de concentração pela redução da matéria orgânica em compostos enriquecidos com pó de rocha.

O P máximo de $0,61 \text{ g kg}^{-1}$ verificado no tempo de compostagem de 30,78 dias na dose de inoculante de 150%, foi 16,55; 7,33; 18,04 e 11,76% maior do que o P total estimado nos tempos de compostagem de 15, 45, 60 e 75 dias, respectivamente (Figura 10A). Efeitos do uso de microrganismos via inoculação e o enriquecimento durante a compostagem foram avaliados durante 35 e 20 dias por Wei et al. (2016) e Wei et al. (2017), cujos autores relataram que o acréscimo de P total durante a compostagem foi devido ao “efeito concentração” pela rápida degradação da matéria orgânica que fez o aumento de P total em cerca de 2,16% e 62,03%, respectivamente.

O aumento do conteúdo de P total atribuído ao “efeito concentração” que ocorre quando carbono (C), hidrogênio (H) e o N são perdidos pela volatilização de CO_2 , H_2O e NH_3 , respectivamente, a ocorrência desse fenômeno faz a redução da matéria seca e, conseqüentemente, a concentração de P (WEI et al., 2015). Os acréscimos máximos de P total observados em todos os tratamentos foram maiores do que os valores observados por Hayat et al. (2015), que relatam acréscimo de P total máximo de 3,7% aos 30 dias e 8,96% aos 60 e 75 dias.

O P mínimo de $0,50 \text{ g kg}^{-1}$ na M1, foi estimado no tempo de compostagem de 64,24 dias, para a dose de inoculante de 150%; comparando o P máximo e mínimo encontrou-se uma diferença de 18,47% (Figura 10A). Bustamante et al. (2016) observaram redução do P total no tempo de compostagem de 40 dias em composto enriquecido com fosfato de rocha e enxofre, no entanto, os parâmetros avaliados pelos autores não foram suficientes para explicar o comportamento de redução tardia de P. No entanto, Parkinson et al. (2004) relataram perdas de P de 12 a 18% em compostagem de 112 dias a céu aberto, nesse caso as perdas ocorreram por lixiviados.

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 50% na M2 (Figura 10B), proporcionou elevação no P até o tempo de compostagem de 46,66 dias, atingindo, o P máximo de aproximadamente $1,53 \text{ g kg}^{-1}$, o valor verificado foi 24,71; 6,84; 4,39 e 19,81% maior do que o P estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 60 e 75 dias, respectivamente. Hayat et al. (2015), observaram redução de 2,08% de P total na cama de frango entre os tempos de compostagem de 60 e 75 dias, os autores não

encontraram evidências que comprovem a essa redução, mas possivelmente seja efeitos de lixiviação de nutrientes.

As concentrações de P na compostagem de cama de frango e resíduo vegetal foram avaliadas por Saleem et al. (2018), cujos autores observaram que o aumento das proporções de cama de frango (50% para 66%) proporcionou uma diferença máxima de P total de 9,58% entre as duas misturas. Hayat et al. (2015) avaliaram as proporções de 25:75 e 50:50 (cama de frango/resíduos de cozinha), no tempo de compostagem 45 dias as misturas apresentaram diferença de 7,69 e 12,12% entre o tempo de compostagem de 15 e 45 dias, respectivamente.

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 100% para M2 proporcionaram elevação do P até os 75 dias, nesse período foi atingido o P total máximo de aproximadamente $1,40 \text{ g kg}^{-1}$, o que representa 28,65; 6,68; 11,89 e 18,31% maior do que o P total estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 60 dias, respectivamente (Figura 10B). Hayat et al. (2015) avaliaram a compostagem de resíduos preparados com 25% de cama de frango, e observaram que aos 75 dias os compostos apresentaram uma diferença de 24,76; 17,79; 5,26; 8,77% em relação aos tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 60 dias, respectivamente.

A dose de inoculante de 150 e 200% proporcionaram um P máximo de 1,40 e 1,30 g kg^{-1} nos tempos de compostagem de 49,38 e 63,43 dias, respectivamente (Figura 10B). O P total de 1,40, para a dose de inoculante de 150% foi maior em 30,65; 9,74; 2,92; 17,02% do que o P total estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 60 e 75 dias. O P máximo verificado no tempo de compostagem de 63,43 dias (dose de inoculante de 200%), foi 17,56; 8,23 e 2,5 % maior do que as o P total estimado nos tempos de compostagem de 15, 30, 45 dias, respectivamente. Dados semelhantes foram encontrados por Jiang et al. (2014), na avaliação da compostagem de dejetos de suínos, em que autores observaram redução no P total a partir de 36 dias de compostagem.

O P total em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M1, adequou-se a modelo linear, quadrático e cúbico (Figura 11A). Os compostos orgânicos preparados com a M1, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias, proporcionaram P total máximo de 0,69; 0,78, 0,94, 0,80 e $1,32 \text{ g kg}^{-1}$.

O P total em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M2, adequou-se a modelo linear, quadrático e cúbico (Figura 11B). Os compostos orgânicos preparados com a M2, conforme o modelo de regressão, para os

tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, proporcionaram P total máximo de 1,39, 1,59, 1,39 e 1,32 g kg⁻¹.

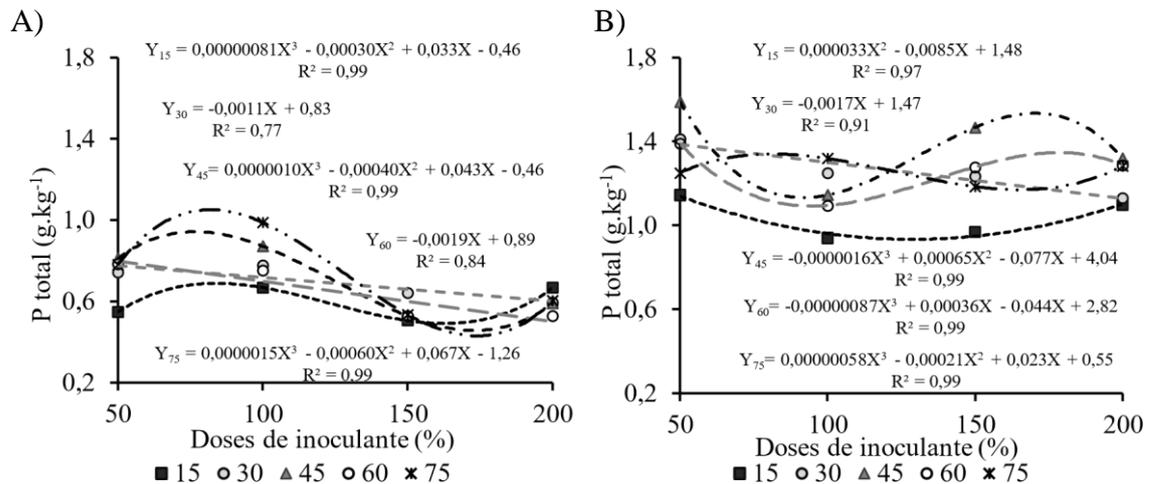


Figura 11. Concentração de fósforo total (P total) nos compostos orgânicos em função das doses de inoculante nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O P total máximo de 0,69 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 15 dias foi verificado na dose de inoculante de 83,87%. O P total máximo foi 20,50; 3,12; 26,82 e 3,64% maior do que o P total verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 11A).

Para o tempo de compostagem de 30 dias (P total máximo de 0,78 g kg⁻¹), obteve-se decréscimo de 7,5 no P total, para cada aumento de 50% da dose de inoculante. Comparando as doses de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 30 dias, observa-se uma diferença no P total em relação a essas doses de inoculante de 22,51% (Figura 11A).

O P total máximo de 0,90 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 76,65% (Figura 11A). O P total máximo foi 13,95; 8,58; 44,04 e 37,41% maior do que o P total verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente. Para o tempo de compostagem de 60 dias (P total máximo de 0,80 g

kg¹), obteve-se decréscimo de 12,43% no P total, para cada aumento de 50% da dose de inoculante. Comparando as doses de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 60 dias, observa-se uma diferença no P total em relação a essas doses de inoculante de 37,28%.

O P total máximo de 1,38 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 84,78%. O P total máximo foi 41,01; 5,55; 59,72 e 54,61% maior do que o P total verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 11A).

O P total mínimo de 0,49; 0,46 e 0,35 g kg⁻¹ foram estimados nas doses de inoculante de 162,86; 173,20 e 175,41%, para os tempos de compostagem de 15, 45 e 75 dias para a M1; comparando o P máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 28,86, 51,53 e 73,88% (Figura 11A).

No tempo de compostagem de 30 dias (P total máximo de 1,39 g.kg⁻¹) na M2, obteve-se decréscimo de 6,20 no P total, para cada aumento de 50% da dose de inoculante. Comparando as doses de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 30 dias, observa-se uma diferença no P total em relação a essas doses de inoculante de 18,59% (Figura 11B).

O P máximo de 1,59 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 50,00%. O P total máximo foi 27,98; 7,70; 16,98% maior do que o P total verificado na dose de 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 11B).

O P máximo de 1,39 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 60 dias foi verificado na dose de inoculante de 50,00%. O P total máximo foi 21,24; 8,08 e 7,56% maior do que o P total verificado na dose de 100, 150 e 200% respectivamente. O P máximo de 1,32 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 98,14%. O P total máximo foi 25,12; 10,23 e 2,95% maior do que o P total verificado na dose de 50, 150 e 200% respectivamente (Figura 11B).

O P total mínimo de 0,923, 1,13; 1,09 e 0,99 g kg⁻¹ foram estimados nas doses de inoculante de 128,67; 91,67; 94,84 e 50,00%, para os tempos de compostagem de 15, 45, 60 e 75 dias para a M2; comparando o P máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 18,06; 28,77; 21,44 e 25,12% (Figura 11B).

Na avaliação do P solúvel, Nishanth, Biswas (2008) descrevem que a curva de solubilização de P ocorre ao máximo no tempo de compostagem de 8 a 12 dias, após esse período a solubilização foi reduzida alcançando estabilidade no tempo de compostagem de 36 dias.

O K em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M1, adequou-se a modelos cúbicos (Figura 12A). As doses de inoculante proporcionaram elevação no K até o tempo de compostagem de 36,67, 35,57, 33,64 e 35,49 dias, nesse período foram atingidos os valores de K máximos de aproximadamente 20,76; 17,65; 21,03 e 18,26 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-1}$.

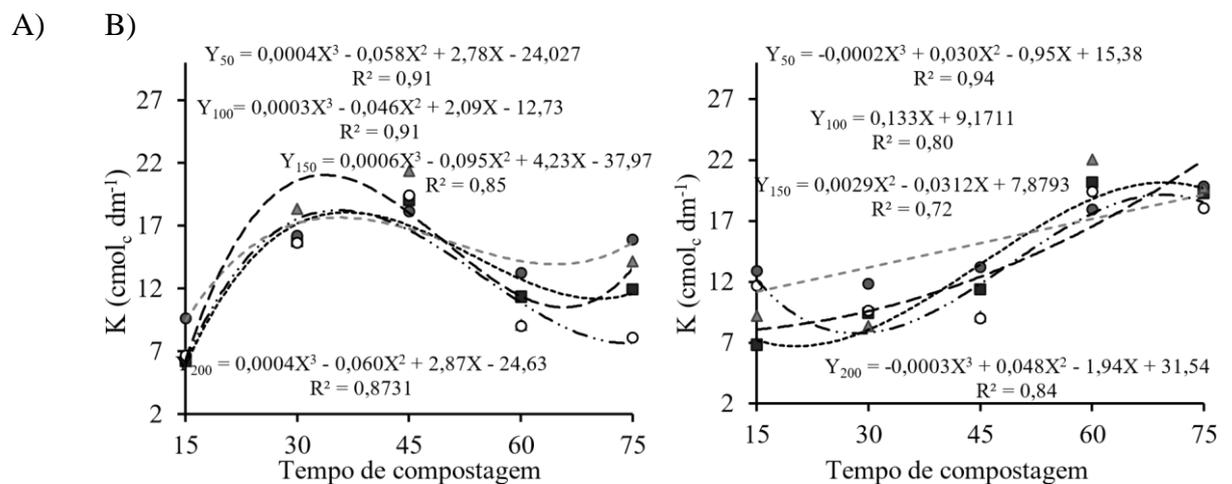


Figura 12. Concentração de potássio (K) nos compostos orgânicos em função do tempo de compostagem nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O K estimado de $20,76 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-1}$ na M1, verificado no tempo de compostagem de 36,67 dias na dose de inoculante de 50%, foi 67,34; 5,05; 5,82; 29,39 e 35,54% maior do que o K estimado nos dias 15, 45, 60 e 75, respectivamente (Figura 12A). Na dose de 100% (K estimado de $17,65 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-1}$) verificado no tempo de compostagem de 35,57 dias, foi 46,65; 2,62; 5,22; 19,68 e 11,23% maior do que o K estimado nos dias 15, 45, 60 e 75, respectivamente.

No tempo de compostagem de 33,64 dias (K máximo de $21,03 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-1}$) na dose de inoculante de 150%, o valor de K foi 70,32; 2,08; 14,39; 45,91 e 35,32% maior do que os valores estimados nos dias 45, 60 e 75, respectivamente (Figura 12A). O K máximo de $18,26 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-1}$ verificado no tempo de compostagem de 35,49 dias na dose de inoculante de 200%, foi 65,81; 3,82; 8,77; 40,28 e 58,00% maior do que o K estimado nos dias 15, 45, 60 e 75, respectivamente.

Na M1, observa-se aumento de K entre o tempo de compostagem de 15 a 45 dias (Figura 12A), esse aumento deve-se pelo efeito concentração pela degradação da matéria orgânica. Nos tempos de compostagem de 60 e 75 dias, houve redução substancial do K. Comportamento diferente foi observado por Bukhari et al. (2017), que estimaram aumento gradual de 52,63% de K até os 90 dias de compostagem. Hayat et al. (2015) também observaram aumento de K em 31,75% de K durante a compostagem de 75 dias. Moharana, Biswas (2016) encontraram acréscimo de 34,41% de K em composto enriquecido com 2% de pó de rocha no tempo de compostagem de 60 dias.

Vale ressaltar que o K é um mineral abundante em alguns resíduos agroindustriais, e assim como no solo, nos compostos orgânicos enriquecidos com rocha podem ser encontrados principalmente em quatro formas: solúvel em água, trocável, nãotrocável e estrutural (SILVA et al., 2000; SÁNCHEZ et al., 2017). O K solúvel está prontamente disponível para as plantas, e quando há esgotamento dessa forma de K pode ocorrer à recuperação da forma não trocável (Basak, Biswas, 2009), o que ocorre de maneira geral, o K não apresenta limitações de disponibilidade.

Como a avaliação laboratorial com a extração de Mehlich 1 estima o K trocável, as outras formas não foram estimadas, impossibilitando afirmações sobre as mudanças ocorridas nos tempos de compostagem de 60 e 75 dias. De maneira geral, no solo as mudanças do K nas suas diferentes formas, assim como o seu equilíbrio, são alteradas principalmente por fatores do próprio mineral, como a composição química, fracionamento das partículas sólidas, imperfeições estruturais, grau de depleção de K, alterações das cargas das entre camadas. O meio também interage diretamente na dinâmica do K, como a atividade biológica, mudanças do conteúdo de água, atividade de K na solução, composição da solução, lixiviação, potencial redox e temperatura.

Comportamento diferente foi observado nos compostos preparados com a M2. Nesta mistura, o K em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M2, adequou-se a modelos linear, quadrático e cúbico (Figura 12B).

Conforme os dados estimados, obteve-se acréscimo de 10,42% no K, para cada aumento de 15 dias e na dose de inoculante de 100%. Comparando os tempos de compostagem de 15 e 75 dias, observa-se uma diferença no K de 41,68%.

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 50, 150 e 200% para M2 proporcionaram elevação no K até o tempo de compostagem de 69,68, 75 e 69,56 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o K máximo de aproximadamente 20,12; 21,99; 19,03 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$ (Figura 12B). Comportamento de aumento crescente de

K foi observado por Moharana, Biswas (2016), Hayat et al. (2015), Bukhari et al. (2017), cujo aumento de K foi ocorrido em decorrência do efeito concentração.

O K máximo de 20,12 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$ verificado no tempo de compostagem de 69,68 dias na dose de inoculante de 50%, foi 64,23; 60,01; 33,31; 6,68 e 2,50% maior do que o K estimado nos dias 15, 45, 60 e 75. O K máximo de 21,99 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$ verificado no tempo de compostagem de 75 dias na dose de inoculante de 150%, foi 63,29; 56,45; 43,61 e 24,80% maior do que o K estimado nos dias 15, 30, 45 e 60, respectivamente (Figura 12B). O K máximo de 19,03 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$ verificado no tempo de compostagem de 69,56 dias na dose de inoculante de 200%, foi 36,28; 59,25; 38,30; 8,14 e 3,39% maior do que o K estimado nos dias 15, 45, 60 e 75, respectivamente.

O K mínimo de 6,70 e 7,75 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$ foram estimados nos tempos de compostagem de 20,31 e 28,42 dias, para a dose de inoculante de 50 e 200%, para a M2; comparando o K máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 66,71 e 59,50% (Figura 12B).

O K em função das doses de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M1, adequou-se a modelos quadrático e cúbico (Figura 13A). Os compostos orgânicos preparados com a M1, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 65 dias proporcionaram K máximo de 9,77; 18,41; 21,77; 13,77; 17,80 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$.

O K em função das doses de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M2, adequou-se a modelos cúbicos (Figura 13B). Para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 foi verificado o K máximo de aproximadamente 13,02; 11,36; 13,77; 22,57; 20,21 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-1}$.

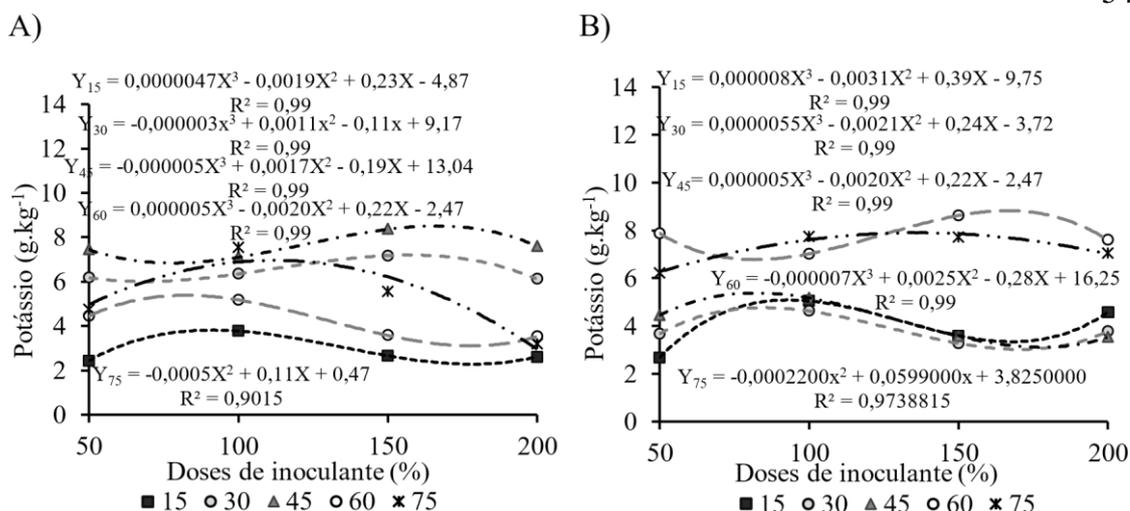


Figura 13. Concentração de Potássio (K) dos compostos orgânicos em função das doses de inoculante nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O K máximo de 3,82 g.kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 15 dias foi verificado na dose de inoculante de 91,34%, para esse tempo de compostagem o K máximo foi 36,09; 1,12, 30,33 e 31,38% maior do que o K verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 13A). O K máximo de 7,20 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 30 dias foi verificado na dose de inoculante de 157,44%, o que representa 14,21; 11,78 e 14,96% maior do que o K verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente.

O K máximo de 8,51 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 163,33%, para esse tempo de compostagem o K máximo foi 12,46; 16,57; 1,77 e 10,70% maior do que o K verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 13A). O K máximo de 5,38 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 60 dias foi verificado na dose de inoculante de 82,07%, com K máximo de 17,36; 3,88; 33,58 e 34,48% maior do que o K verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente. O K máximo de 6,69 g kg⁻¹ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 112,62%. O K máximo foi 29,58; 1,20; 10,54 e 57,61% maior do que o K verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente.

O uso de inoculante, de maneira geral, tem aumentado as concentrações de K na compostagem, conforme observado em Nishanth e Biswas (2008) que utilizaram inoculante a base do fungo *Aspergillus Awamori* no composto, segundo os autores a inoculação melhorou a solubilização de nutrientes em composto suplementado com fosfato de rocha e mica residual (com teor de 4% K) aumentando a concentração de potássio total ao final do processo.

O K mínimo de 2,28; 6,00; 6,84 e 3,11 g kg⁻¹ foram estimados nas doses de inoculante de 178,15; 68,28; 78,00; 177,91%, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45 e 60 dias para a M1; comparando o K máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 40,30; 16,58; 19,62 e 42,25% (Figura 13A).

O K máximo de 5,09 g kg⁻¹ verificado na dose de 93,17 na M2, no tempo de compostagem de 15 dias, foi 47,36; 29,27; 10,09 % maior do que o K estimado nas doses de inoculante de 50, 150 e 200%, respectivamente (Figura 13B). O K máximo de 4,44 g kg⁻¹ verificado na dose de 84,78 no tempo de compostagem de 30 dias, foi 10,02; 12,39; 14,45 e 17,12 % maior do que o K estimado nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 13B).

O K máximo de 5,38 g kg⁻¹ verificado na dose de 82,07% no tempo de compostagem de 45 dias, foi 17,35; 3,88; 33,58; 34,48% maior do que o K estimado nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 13B). O K máximo de 8,82 g kg⁻¹ verificado na dose de 166,38% no tempo de compostagem de 60 dias, foi 10,76; 20,39; 2,27 e 13,90% maior do que o K estimado nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente. O K máximo de 7,90 g kg⁻¹ verificado na dose de 122,22% no tempo de compostagem de 75 dias, foi 20,97; 1,61; 1,93; 10,50% maior do que o K estimado nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 13B).

O K mínimo de 2,68; 3,02; 3,11; 6,78 e 6,23 g kg⁻¹ foram estimados nas doses de inoculante de 50,00; 170,65; 177,91; 81,89 e 50,00%, para a M2, nos tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75, comparando o K máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 47,36; 31,98; 42,25; 23,13 e 20,97% (Figura 13B).

O Ca em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M1, adequaram-se a modelos quadrático e cúbicos (Figura 14A).

O Ca em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M2, adequaram-se a modelos quadrático e cúbico (Figura 14B). De maneira geral, o Ca presente na M1 e M2 seguiram o mesmo padrão de redução da concentração no composto.

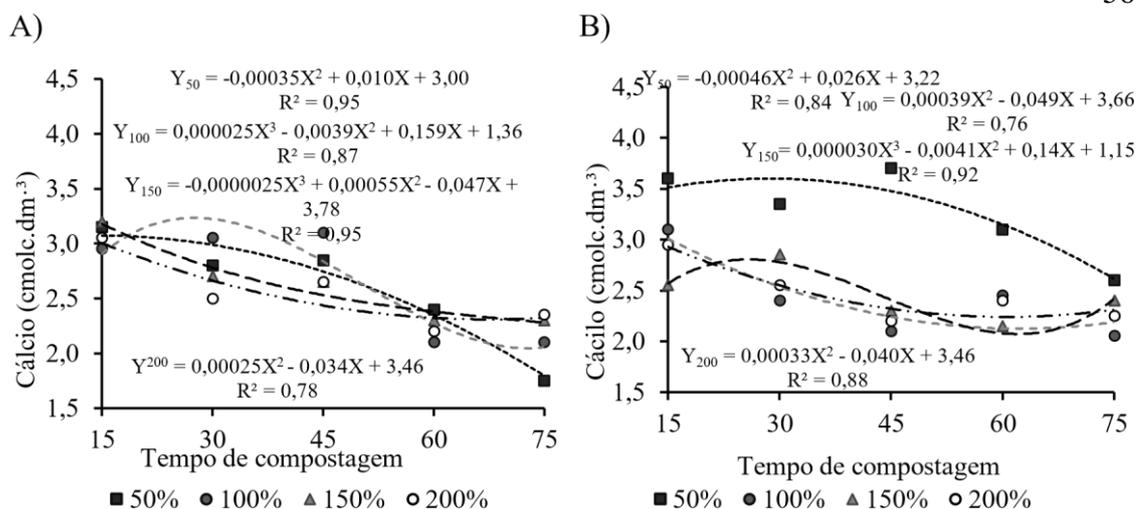


Figura 14. Concentração de Cálcio (Ca) nos compostos orgânicos em função do tempo de compostagem nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 100% para M1, proporcionaram elevação no Ca até o tempo de compostagem de 27,56 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o Ca máximo de aproximadamente $3,23 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$ (Figura 14A).

Nas doses de inoculante de 50 e 150%, o Ca máximo foi verificado no tempo de compostagem de 15 dias, com $3,07$ e $3,18 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$, respectivamente. Já para a dose de inoculante de 200% houve redução de Ca, com valor mínimo de $2,31 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$ até os 67,30 dias (Figura 14A). A redução do teor de Ca foi relatada por Valente et al. (2016), durante a compostagem de 90 dias, onde houve perda significativa de 89,94% entre o tempo de compostagem de 30 e 60 dias. Os autores indicam que a redução do Ca está relacionada adsorção das moléculas de Ca ao P em pH alcalino, causando a indisponibilidade temporária.

O Ca mínimo de $2,05$ e $2,28 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$, foram estimados nos tempos de compostagem de 72,63 e 75 dias, para a dose de inoculante de 100, e 150%, para a M1 (Figura 14A); comparando o Ca máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 36,68%.

O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 50 e 150% para M2 proporcionaram elevação no Ca até o tempo de compostagem de 28,71 e 25,88 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o Ca máximo de aproximadamente $3,60$ e $2,81 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$, respectivamente (Figura 14B). O Ca máximo de $3,60 \text{ cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$ verificado no tempo de compostagem de 28,71 dias, foi 2,40; 3,39; 12,52 e 27,40% maior

do que o Ca estimado nos tempos de compostagem de 15, 45, 60 e 75 dias, respectivamente; Já para o Ca máximo verificado no tempo de compostagem de 25,88 dias foi de 8,48; 14,09; 25,64 e 13,28% maior do que o Ca encontrado nos tempos de 15, 45, 60 e 75 dias (Figura 14B).

O Ca na dose de inoculante de 100 e 200% apresentaram decréscimos em função dos dias de compostagem, o Ca mínimo de 2,12 e 2,24 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foi verificado nos tempos de compostagem de 61,22 e 60,51 dias, respectivamente (Figura 14B). O Ca verificado de 2,12 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foi 29,41; 16,25; 5,25 e 2,96 menores do que o Ca verificado nos dias 15, 30, 45 e 75. O Ca verificado de 2,24 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foi 23,56; 12,16; 3,45 e 3,03 menores do que o Ca verificado nos dias 15, 30, 45 e 75 (Figura 14B).

O Ca em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 30 e 45 dias na M1, adequou-se a modelo quadrático e cúbico (Figura 15A). Os compostos orgânicos preparados com a M2, para os tempos de compostagem de 30 e 45 dias, proporcionaram Ca máximo de 3,29 e 2,45 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

O Ca em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M2, adequou-se a modelo linear, quadrático e cúbico (Figura 15B). Os compostos orgânicos preparados com a M2, para os tempos de compostagem de 30 e 45 dias, proporcionaram Ca máximo de 2,94 e 3,15 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

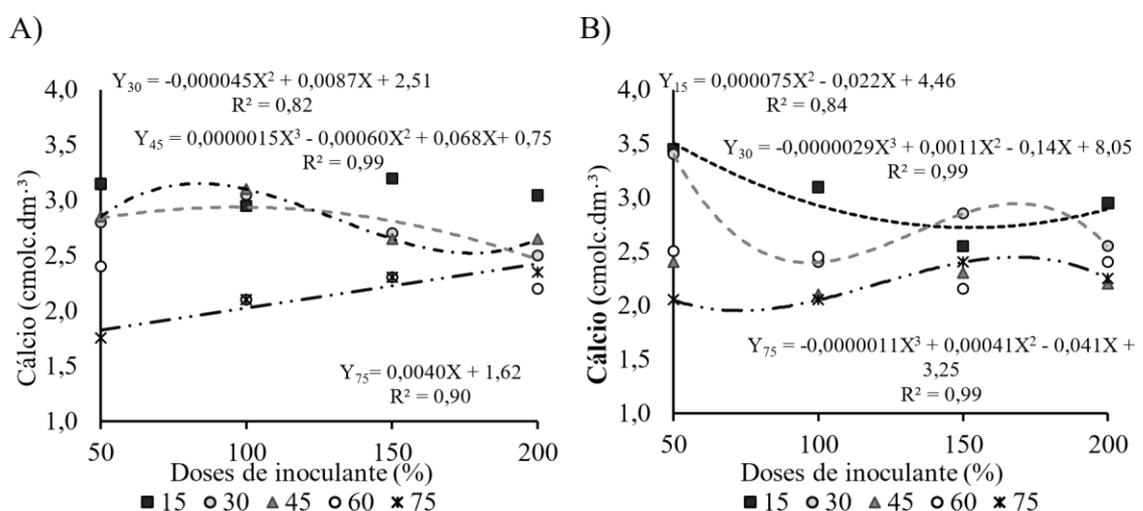


Figura 15. Concentração de Cálcio (Ca) dos compostos orgânicos em função das doses de inoculante nos tempos de compostagem de 15, 30, 45,60 e 75 dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O Ca máximo de $3,29 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 30 dias foi verificado na dose de inoculante de 50,00%. O Ca máximo foi 17,02; 23,40, 19,15% maior do que o Ca verificado na dose de 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 15A). O Ca máximo de $2,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 168,49%. O Ca máximo foi 16,31; 16,30, 1,98 e 8,04% maior do que o Ca verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente.

O Ca mínimo de 2,73; 2,39; 1,95 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ foram estimados nas doses de inoculante de 152,73; 96,76 e 72,75, para a M2, nos tempos de compostagem de 15, 30 e 75, comparando o Ca máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 22,79; 27,36 e 20,30% (Figura 15A).

O Ca máximo de $2,94 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ verificado na dose de 97,22% no tempo de compostagem de 30 dias na M2, foi 3,42; 4,27 e 16,18% maior do que o Ca estimado nas doses de inoculante de 50, 150 e 200%, respectivamente. O Ca máximo de $3,15 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ verificado na dose de 83,57 no tempo de compostagem de 45 dias, foi 9,56, 1,56, 15,94 e 15,99% maior do que o Ca estimado nas doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 15B).

No tempo de compostagem de 75 dias na M2, conforme a equação de regressão obteve-se acréscimo de 8,25% no Ca, para cada aumento na dose de inoculante de 50%. Comparando a dose de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 75 dias, observa-se uma diferença no Ca em relação a essas doses de inoculante de 24,74% (Figura 15B).

O Ca mínimo de $2,54 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ foi estimado na dose de inoculante de 177,35% para a M1, nos tempos de compostagem de 45 dias, comparando o Ca máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 20,06% (Figura 15B).

O Mg em função dos tempos de compostagem para a dose de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M1, adequaram-se a modelos quadráticos e cúbicos (Figura 16A). O acréscimo no tempo de compostagem, na dose de inoculante de 50 e 100 para M1, proporcionaram elevação no Mg até o tempo de compostagem de 28,71 e 30,31 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o Mg máximo de aproximadamente 3,60 e 4,43 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

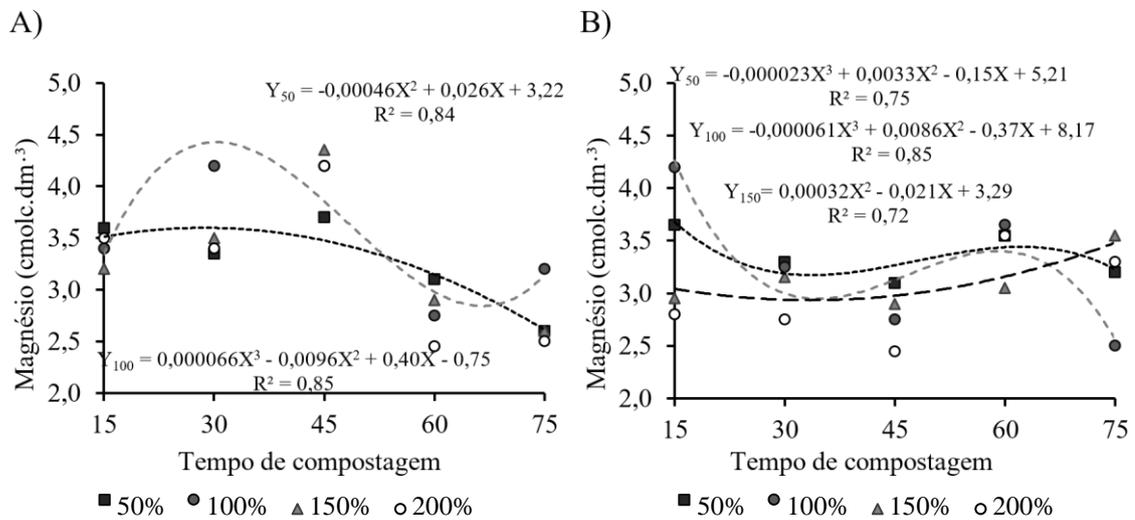


Figura 16. Concentração de Magnésio (Mg) nos compostos orgânicos em função dos tempos de compostagem para as doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

O tempo de compostagem de 28,71 para a dose de inoculante de 50% acrescentou ao Mg 2,40; 3,39; 12,54 e 27,40% acima dos tempos de compostagem de 15, 45, 60 e 75 dias (Figura 16A). O tempo de compostagem de 30,31 dias, na dose de inoculante de 50% aumentou o Mg em 24,54; 12,86; 32,60 e 28,73% em relação aos tempos de compostagem de 15, 45, 60 e 75 dias.

De forma diferente, foi apresentado por Valente et al. (2011) que observaram um padrão quadrático para o Mg durante a compostagem de cama de frango. Os autores relatam um aumento progressivo do teor de Mg até o tempo de compostagem de 120 dias, e redução após esse período. Costa et al. (2005) avaliaram sistemas de compostagem de resíduo avícola com e sem aeração durante 130 dias, foi observado pelos autores aumento no teor de Mg de 15,93% no sistema com aeração e 18,09% em sistema sem aeração.

O teor de Mg máximo para a dose de inoculante de 50, 100% para M2, foram verificados no tempo de compostagem de 15 dias, com este tempo de compostagem foi atingida o Mg máximo de aproximadamente 3,68 e 4,29 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ (Figura 16A). O Mg máximo de 3,68 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foi verificado no tempo de compostagem de 15 dias com 13,31; 11,17; 6,52 e 12,27% maior do que o Mg estimado nos tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, respectivamente (Figura 16B). O Mg máximo de 4,29 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$

foi verificado no tempo de compostagem de 15 dias com 29,66; 26,65; 20,28 e 39,90% maior do que o Mg estimado nos tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, respectivamente.

O Mg em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias na M1, adequou-se a modelo linear, quadrático e cúbico (Figura 17A). Os compostos orgânicos preparados com a M1, conforme o modelo de regressão, para os tempos de compostagem de 30, 45, 60 e 75 dias, proporcionaram Ca máximo de 4,23; 4,36, 3,07 e 3,23 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

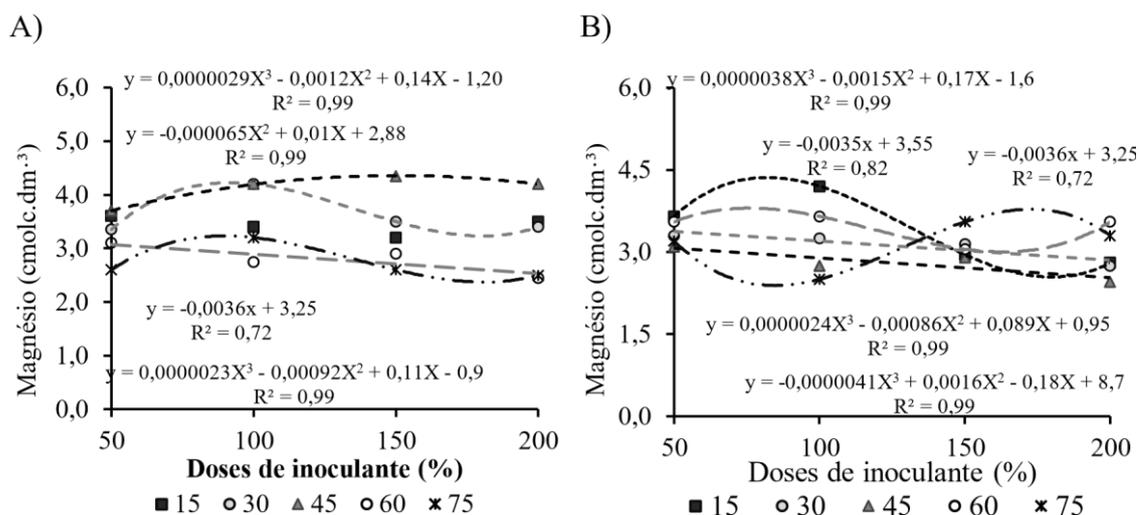


Figura 17. Concentração de Magnésio (Mg) nos compostos orgânicos em função das doses de inoculante para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias para a mistura 1 (A) e mistura 2 (B).

A concentração de Mg estimada de $4,23 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 30 dias foi verificado na dose de inoculante de 91,91%. O Mg máximo foi 20,73; 16,93 e 18,93% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 150 e 200% respectivamente (Figura 17A). O Mg máximo de $4,36 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 45 dias foi verificado na dose de inoculante de 150,38%. O Mg máximo foi 15,03; 3,79 e 3,67% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 100 e 200%, respectivamente (Figura 17A).

No tempo de compostagem de 60 dias obteve-se decréscimo de 5,86% no Mg, para cada aumento de 50% na dose de inoculante. Comparando as doses de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 60 dias, observa-se uma diferença no Mg em relação a essas doses de dose de inoculante em 17,59% (Figura 17A). O Mg máximo de $3,23 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de

inoculante de 89,71%. O Mg máximo foi 19,52; 19,49 e 23,53% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 150 e 200% respectivamente (Figura 17A).

O Mg mínimo de 3,25 e 2,37 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foram estimados nas doses de inoculante de 179,87; 180,84%, para a M2, nos tempos de compostagem de 15 e 75 dias, comparando o Mg máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 23,11 e 26,55% (Figura 17A).

O Mg em função da dose de inoculante para o tempo de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias na M2, adequou-se a modelo linear e cúbico (Figura 17B). Os compostos orgânicos preparados com a M2, para os tempos de compostagem de 15, 30, 45, 60 e 75 dias, proporcionaram Mg máximo de 4,36; 3,38; 3,07; 3,80 e 3,78 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$. O Mg máximo de 4,36 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 15 dias foi verificado na dose de inoculante de 82,05%. O Mg máximo foi 16,30; 3,68; 32,33 e 35,73% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente (Figura 17B).

No tempo de compostagem de 30 e 45 dias na M1 (Mg máximo de 3,38 e 3,07 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), conforme a equação de regressão, obteve-se decréscimo de 5,19 e 5,86% no Mg, respectivamente, para cada aumento na dose de inoculante de 50%. Comparando a dose de inoculante de 50 e 200%, no tempo de compostagem de 30 dias, observa-se uma diferença no Mg em relação a essa dose de inoculante de 15,58%; já para o tempo de compostagem de 45 dias, houve diferença entre a dose de inoculante de 50 e 200% de 17,59% (Figura 17B).

O Mg máximo de 3,80 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 60 dias foi verificado na dose de inoculante de 75,79%. O Mg máximo foi 6,58; 3,95; 19,74 e 6,58% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 100, 150 e 200% respectivamente. O Mg máximo de 3,78 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para o tempo de compostagem de 75 dias foi verificado na dose de inoculante de 172,74%. O Mg máximo foi 15,33; 33,86; 9,09 e 12,75% maior do que o Mg verificado na dose de 50, 100, 150 e 200%, respectivamente (Figura 17B).

O Mg mínimo de 2,54; 3,00 e 2,39 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ foram estimados nas doses de inoculante de 179,99; 163,10 e 86,61, respectivamente, para a M2, nos tempos de compostagem de 15, 60 e 75, comparando o Mg máximo e mínimo encontrou-se uma diferença máxima de 41,66; 21,02 e 36,83% (Figura 17B).

6. CONCLUSÕES

O composto orgânico preparado com a mistura de 53% biomassa vegetal, 27% cama de frango e 20% pó de rocha (M2) propicia a maior temperatura e menor densidade

durante a compostagem em relação à mistura de 50% de biomassa vegetal, 25% de cama de frango, 25% de pó de rocha (M1). As doses de inoculante de 100, 150 e 200% apresentam as maiores temperaturas. A umidade apresenta a faixa adequada de 40 a 60%, independentemente das misturas e doses de inoculante.

A M2 proporciona as maiores concentrações de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) do que a M1, independentemente da dose de inoculante e do tempo de compostagem, com incrementos entre 27,00 e 65,00% para o N; e 30,00 e 64,00% para o P. O potássio (K) apresenta incremento entre 26 e 58% no tempo de compostagem de 60 e 75 dias para as doses de inoculante de 50, 100, 150 e 200% na M2.

Na M1, o N total, P total, K, Ca e Mg máximos, foram obtidos nas doses de inoculantes de 90,00%, cuja doses incrementam cerca de 33,75% de N, 5,54% de P, 31,07% de Ca e 24,28% de Mg em função da dose recomendada. Na M2, o N total, P total, K, Ca e Mg máximos foram obtidos nas doses de inoculante de 154%, cuja dose incrementa cerca de 13,63% de N, 12,17% de K, 30,07% de Ca e 34,22% de Mg em relação à dose recomendada.

Portanto, para a realização da compostagem é recomendada a utilização da M2 associada à dose de inoculante igual 154%, pois a dose de inoculante associada às maiores proporções de matéria orgânica propiciam maior concentração de macronutrientes no composto.

7. REFERÊNCIAS

ABPA, Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório Anual 2021. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>. Acessado em: 27 de março de 2022.

AGYARKO-MINTAH, E.; COWIE, A.; ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; SMILLIE, R.; HARDEN, S.; FORNASIER, F.. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. **Waste Management**, v. 61, p. 129-137, 2017.

ALVES, L.; OLIVEIRA, V. L.; SILVA FILHO, G. N.. Utilization of rocks and ectomycorrhizal fungi to promote growth of eucalypt. **Brazilian Journal of Microbiology**. V .41, n. 3, 2010.

ARRIAGA, H.; VIGURIA, M.; LÓPEZ, D. M.; MERINO, P.. Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network. **Journal of Environmental Management**, v. 203, n. 1, p. 557-563, December 2017.

ASSES, N.; FARHAT, W.; HAMDI, M.; BOUALLAGUI, H. Large scale composting of poultry slaughterhouse processing waste: Microbial removal and agricultural biofertilizer application. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 124, p.128136, 2019.

ÁVILA, D. F.; GRIEBELER, M. P. D.; BRUM, A. L. Inovação: a Modernização da Agricultura no Planalto Gaúcho (Brasil). **Revista Ciência Jurídica Empresarial**, v. 16, n. 2, p. 156-164, 2015.

AWASTHI, M. K.; PANDEY, A. K.; BUNDELA, P.; S.; KHANK, J.. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. **Bioresource Technology**, v. 182, p. 200-207, 2015.

BARKER, X. Z.; BAILEY, S. K. U, KYAW, T. P.; MARTIN, B.; HORWATH, W. R. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. **Waste Management**, v. 59, p. 70-79, 2017.

BASAK, B. B.; BISWAS, D. R.. Influence of potassium solubilizing microorganism (*Bacillus mucilaginosus*) and waste mica on potassium uptake dynamics by sudan grass (*Sorghum vulgare* Pers.) grown under two Alfisols. **Plant Soil**, v. 317, p.235–255, 2009.

BERNARDES, J. A. Novas fronteiras do capital no Cerrado: dinâmica e contradições da expansão do agronegócio na região Centro-Oeste, Brasil. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**. v. 19, n. 507, p. 1-19. 2015.

BHATTACHARYA, A.; PLETSCHKE, B. I.. Thermophilic Bacilli and their Enzymes in Composting. Composting for sustainable agriculture, sustainable development and biodiversity. **Composting for Sustainable Agriculture**, v. 3, p. 103-124, 2014.

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

BUKHARI, M. K. N.; MEHMOOD, S.; MAHMUD, A.; KHALIQUE, A.; JAVED, K.; NADEEM, M. HUSSAIN, J. KHAN, M. T. SHAHEEN M. S. Physico-chemical and microbiological characteristics of dead bird and litter compost during winter season. **The Journal of Animal & Plant Sciences**, v. 27, n. 5, p. 1440-1447. 2017.

BURT, C. D.; CABRERA, M. L.; ROTHROCK JR, M. J.; KISSEL, D. E. Flue-gas desulfurization gypsum effects on urea-degrading bacteria and ammonia volatilization from broiler litter. **Poultry Science**, v. 96, n. 8, p. 2676–2683, 2017.

BUSTAMANTE, M. A.; CEGLIE F.G.; ALY, A.; MIHRETEAB H.T.; CIACCIA C.; TITTARELLI, F. Phosphorus availability from rock phosphate: Combined effect of green waste composting and sulfur addition. **Journal of Environmental Management**, v. 182, n. 1, p. 557-563, November 2016.

CÁCERES, R.; MALÍŃSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, v. 72, p. 119-137, 2018.

CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras>. Acessado em: 19 de maio de 2017.

COSTA, A. R. S.; XIMENES, T. C. F.; XIMENES, A. F.; BELTRAME, L. T. C. O processo da compostagem e seu potencial na reciclagem de resíduos orgânicos. **Revista GEAMA**, v. 1, n. 2, p. 246-260, 2015.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; OLIBONE, D.; R., C.; BURIN, A.; KAUFMANN, A. V.; ORTOLAN, M. L.. Efeito da aeração no primeiro estágio da compostagem de carcaça de aves. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 549-556, 2005.

CUI, P.; LIAO, H.; BAI, Y.; LI, X.; ZHAO, Q.; CHEN, Z.; YU, Z.; YI, Z.; ZHOU, S.. Hyperthermophilic composting reduces nitrogen loss via inhibiting ammonifiers and enhancing nitrogenous humic substance formation. **Science of The Total Environment**, v. 692, n. 20, November 2019.

DALÓLIO, F. S.; SILVA, J. N.; BAÊTA, F. C.; TINÔCO, I. F. F.; CARNEIRO, A. C. O.. Cama de frango e resíduo moveleiro: alternativa energética para a Zona da Mata Mineira. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 3, p. 261-271, 2017.

DIAS, V. P.; FERNANDES, E. Fertilizantes: Uma Visão Global Sintética. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 24, p. 97-138, set. 2006.

DUAN, Y.; SANJEEV, K. A.; LIU T.; CHEN, H.; ZHANG, Z.; WANG, Q.; REN, X.; TU, Z.; AWASTHI, Mukesh Kumar; TAHERZADEH, Mohammad J. Dynamics of fungal diversity and interactions with environmental elements in response to wheat straw biochar amended poultry manure composting. **Bioresource Technology**, v. 274, p.410417, 2019.

DUTRA, I. S.; DOBEREINER, J.; SOUZA, A. M. Botulismo em bovinos de corte e leite alimentados com cama de frango. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. V. 25, n. 2. P. 115-119, 2005.

EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal — A review. **Bioresource Technology**, v. 41, n. 1, p. 9-33, 1992.

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

ENEJI, A. E.; SHAHZAD, M. Transformations of Phosphorus and Other Plant Nutrients in Poultry Litter Composted with Sugarcane and Cabbage Wastes. **Journal Compost Science & Utilization**, v. 26, n. 2, p. 114-127, 2018.

ESTEVAM, L. A.; CAMPOS JUNIOR, P. B. Caminhando nos trilhos da ocupação econômica de Goiás. **Revista CEPPG - CESUC - Centro de Ensino Superior de Catalão**, v. 15, nº 27, p. 60-84, 2012.

FELINI, F. Z.; BONO, J. A. M. Produtividade de soja e milho, em sistema de plantio com uso de cama de frango na região de Sidrolândia-MS. *Ensaios e Ciência: Ciências Agrárias, Biológicas e da Saúde*, v. 15, n. 5. p. 9-18, 2011.

FELTON, G. K.; CARR, L. E.; PRIGGE, C. E. BOUWKAMP, J.C. Nitrogen and phosphorous dynamics in cocomposted yard trimmings and broiler litter. **Compost Science & Utilization**, v. 12, n. 4, p. 349-355, 2004.

FOGAÇA, I.; FERREIRA, E.; SATURNINO, K.C.; SANTOS, T.R.; CAVALI, J.; PORTO, M.O. Álcool para controle de cascudinho em cama de frangos de corte. **Archivos de Zootecnia**, v. 66, n. 256, 509-514, 2017.

FRANÇA, L.R. 2006. A reestruturação produtiva da avicultura de corte: Rio Verde (GO) e Videira (SC). Tese (Doutorado em Produção Animal). Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 152 p.

FRANÇA, L.R.; KREUZIB, A, R.; MENEZES, J.F.S.; LACERDA, M.J.R. Simulação do uso da cama de frango na própria propriedade. **Archivos de zootecnia**, v. 58, n. 221, p. 137-139, 2009.

GALITSKAYA, P.; BIKTASHEVA, L.; GRIGORYEVA, T.; SELIVANOVSKAYA, Svetlana. Shifts in Bacterial Community Structure in the Process of composting of organic wastes. **International Journal of Advanced Biotechnology and Research**, v. 7, n. 2, p. 677-682, 2016.

GARCÍA, M. C. V.; ESTRELLA, F. F. S.; LÓPEZ, M. J.; MORENO, J.. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 6, p. 1438-1443, June 2006.

GAZONNI, D. L. A soja no Brasil é movida por inovações tecnológicas. **Revista Ciência e Cultura**. v. 70, n .3, p. 1-3. 2018

GUIMARÃES, G.; LANA, R. P.; REI, R. S.; VELOSO, C. M.; SOUSA, M. R. M.; RODRIGUES, R. C.; CAMPOS, S. A. Produção de cana-de-açúcar adubada com cama de frango. **Revista Brasileira de Saúde e Produção. Animal**, Salvador, v.17, n.4, p.617625, 2016.

HAYAT, A.; CHAUDHARYB, A. N.; HUSSAINA, F.; IQBALB, T.; SUTHARA, V.; JALILC, S. U.; ALI, Z. Nutrients Dynamics of Co-composting Poultry Litterwith Fast Food Wastes. **Pakistan Journal Of Scientific And Industrial Research Series B: Biological Sciences**, v. 58, n. 2, p. 77-82, 2015.

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

HU, B. B. X.; ZHANG, S.; LV, C.; YANG, Z. YANG, W.; ZHANG, L.. Pilot-scale composting of typical multiple agricultural wastes: Parameter optimization and mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 287, p.471-482, 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Trimestral do Abate de Aminais. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/abate/brasil>. Acessado em: 12/04/2019.

IPNI, International Plant Nutrition Institute Disponível em: <http://brasil.ipni.net/> Acessado em: 19 de maio de 2019.

JAIN, M. S.; DAGA, M.; KALAMDHAD, A. S. Composting physics: A degradation process-determining tool for industrial sludge. **Ecological Engineering**, v. 116, p.14-20, 2018.

JAIN, M. S. J.; PAUL, S.; KALAMDHAD, A. S. Utilization of Biochar as an amendment during lignocellulose waste composting: Impact on composting physics and Realization (probability) amongst physical properties. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, Issue 4, p.635-642 February 2019,

JALILI, M.; MOKHTARI, M.; ESLAMI, H.; ABBASI, F.; GHANBARI, R.; EBRAHIMI, A. A. Toxicity evaluation and management of co-composting pistachio wastes combined with cattle manure and municipal sewage sludge. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 171, n. 30, p. 798-804, 2019.

JEONG, K.; KIM, J. K.; RAVINDRAN, B.; JUNLEE, D.; WONG, J. W. C.; SELVAM, A.; KARTHIKEYAN, O. P.; KWAG, J. H. Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for Hanwoo manure management. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 201206, December 2017.

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

JIANG, J.; LIU, X.; HUANG, Y.; HUANG, H. Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. **Waste Management**, v. 39, p. 78-85, 2015.

KATAYAMA, R. S.; GONÇALVES, G. K.; CALEFFI, H. V.; SARTURI, J. E. C.; VIEIRA, C. T. R.; MENDES, F. B.; POZZEBON, N. J. Eficiência de coberturas termorrefletoras e difusoras no desenvolvimento da alface submetida a diferentes doses de cama de aviário. **Revista Científica Rural**, Bagé-RS, v. 20, n. 2, 2018.

KIM, J. K.; LEE, D. J.; RAVINDRAN, B.; JEONG, K. H.; WONG, J. W. C.; SELVAM, A.; KARTHIKEYAN, O. P.; KWAG, J. H. Evaluation of integrated ammonia recovery technology and nutrient status with an in-vessel composting process for swine manure. **Bioresource Technology**, v. 245, Part A, p. 365-371, 2017.

KONG, Z.; WANG, X.; LIU, Q.; LI, T.; CHEN, X.; CHAI, L.; LIU, D.; SHEN, Q. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. **Journal of Environmental Management**, v. 207, n. 1 p. 666-377, 2018.

KOPEĆ, M.; GONDEK, K.; MIERZWA-HERSZTEK, M.; ANTONKIEWICZ, J. Factors influencing chemical quality of composted poultry waste. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 25, n. 8, p. 1678-1686, 2018.

LI, C.; LI, H.; YAO, T.; SU, M.; RAN, F.; HAN, B.; LI, J.; LAN, X.; ZHANG, Y.; YANG, X.; GUN, S. Microbial inoculation influences bacterial community succession and physicochemical characteristics during pig manure composting with corn straw. **Bioresource Technology**, v. 289, p. 121653, October 2019.

LISITA, C.. Fronteira e conflito: o processo de ocupação das terras de Goiás. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 16, n. 1, p. 29-40, 1996.

LU, D.; WANG, L.; YAN, B.; OU, Y.; GUAN, J.; BIAN, Y.; ZHANG, Y. Speciation of Cu and Zn during composting of pig manure amended with rock phosphate. **Waste Management**, v. 34, n. 8, p. 1529-1536, August 2014.

LUO, Y.; LIANG, J.; ZENG, G.; CHEN, M.; MO, D.; LI, G.; ZHANG, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. **Waste Management**, v. 71, p.109-114, 2018.

MAPA 2001, Instrução Normativa nº15, de 17 de julho de 2001. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Diário Oficial nº 138, Seção 1, de 18.7.2001.

MANYAPU, V.; MANDPE, A.; KUMAR, S. Synergistic effect of fly ash in in-vessel composting of biomass and kitchen waste. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 114-120, 2018.

MARTINEZ, D. G.; SILVA, F. P.; KITAMURA, D. S.; SOUZA, S. N. M.; FEIDEN, A.. Qualidade do Biogás a partir de resíduos industriais da avicultura. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**. v.5, p. 12- 26, 2016.

MENEZES, J. F. S.; BERTI, M. P. S.; VIEIRA JÚNIOR, V. D.; RIBEIRO, R. L.; BERTI, C. L. F. Extração e exportação de nitrogênio, fósforo e potássio pelo milho adubado com dejetos de suínos. **Revista de Agricultura Neotropical**. v. 5, n. 3, p. 55-59, 2018.

MIAMOTO, A.; SILVA, M. T. R.; DIAS-ARIEIRA, C. R.; PUERARI, H. H. Alternative products for *Pratylenchus brachyurus* and *Meloidogyne javanica* management in soya bean plants. **Journal of Phytopathology**, v. 165, p. 635–640, 2017.

MOHARANA; P.C.; BISWAS D. R. Assessment of maturity indices of rock phosphate enriched composts using variable crop residues. **Bioresource Technology**. v. 222, p. 113 December 2016.

MOREIRA, R. J. Críticas ambientalistas à Revolução Verde. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 8, n. 2, 39-52, 2017.

MOURA, J. B.; VENTURA, M. V. A.; CABRAL, J. S. R.; AZEVEDO, W. R. Adsorção de Fósforo em Latossolo Vermelho Distrófico sob Vegetação de Cerrado em Rio VerdeGO. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v.4, n.3, p. 199-208, 2015.

MUSCOLO, A.; PAPALIA, T.; SETTINERI, G.; MALLAMACI, C.; JESKE-KACZANOWSKA, A. Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties. **Journal of Cleaner Production**. v. 195, n. 10, p. 93-101, 2018.

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

NASCIMENTO, S. R. C.; SILVA, F. H. A.; CRUZ, B. L. S.; DANTAS, A. M. M.; AMBRÓSIO, M. M. Q.; SENHOR, R. F. Sobrevivência de estrutura de resistência de *Macrophomina phaseolina* e *Sclerotium rolfsii* em solo tratado biologicamente. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 1, p. 50 - 56, 2016.

NAVA, G. Uso de fosfato natural Gafsa e cama de aviário em sistema orgânico de produção de batata. **Revista de Ciência Agroveterinárias**, Lages, v. 16, n. 2, p. 88-94, 2017.

NISHANTH, D.; BISWAS, D. R.; Kinetics of phosphorus and potassium release from rock phosphate and waste mica enriched compost and their effect on yield and nutrient uptake by wheat (*Triticum aestivum*). **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3342-3353, 2008.

OLIVEIRA, C. M. B.; GATIBONI, L. C.; ERNANI, P. R.; BOITT, G.; BRUNETTO, G.

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

OTTO, I. M. Cadeia produtiva de aves e suínos. Goiânia: FIEG, 2012.

PAN, Ieshita; DAM, Bomba; SEN, S. K. Composting of common organic wastes using microbial inoculants. **3 Biotech**, v. 2, p. 127–134, 2012.

PANDEY, D. S.; KWAPINSKA, M.; LEAHYA, J. J.; KWAPINSKIA, W. Fly Ash From Poultry Litter Gasification – Can it be Utilised in Agriculture Systems as a Fertiliser? **Energy Procedia**, v. 161, p. 38-46, 2019.

PARKINSON, R.; GIBBSA, P.; BURCHETTA, S.; MISSELBROOKB, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during

aerobic composting of cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 91, n. 2, p. 171-178, January 2004.

PEREIRA, L. C.; BALBINO, M. V.; VIANA, L. S.; FARIAS, N. S. N.; XAVIER, M. R. R.; RAMOS, W. Q.; CORREIO, J. A. C. Estudo comparativo de biogás produzido com resíduos animais. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.7, n.4, p. 406- 422, 2018.

PITTA, C. S.; ROCHA, P. F.; ADAMI, A. P.; ASSMANN, T. S.; FRANCHIN, M. F.; CASSO, L. C.; SARTOR, L. R. Year-round poultry litter decomposition and N, P, K and Ca release. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36 n .3, p. 1043-1053, 2012.

REZENDE, C. G. B.; SILVA, E. M. B.; SILVA, T. J. A.; CABRAL, C. E. A.; SCHLICHTING, A. F. Fosfato natural reativo na adubação do capim piatã em Latossolo Vermelho do Cerrado. **Revista Agrarian**, v.9, n.31, p.55 - 62, 2016.

RIBEIRO, E. P.; MAGALHÃES, J. L.; RODRIGUES, A. A.; RODRIGUES, D. A.; FRAZÃO, M. A.; RODRIGUES, C. L. Análise inicial do super clone de eucalipto adubado com lodo de efluente suíno. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 35, n. 84, p. 399407. 2015.

RODRIGUEZ, H. S. A importância da estrada de ferro para o Estado de Goiás. **Revista UFG**, v. 13, n. 11, p. 69-74, 2011.

RYCKEBOER, J. MERGAERT, J.; VAES, K.; KLAMMER, S. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. in **Annals of Microbiology** v. 53, n. 4, p. 349-410, 2003.

SALEEM, A.; FAREED, I.; IRSHAD, M.; MAHMOOD, Q.; ENEJI, A. E.; SHAHZAD, M. Transformations of Phosphorus and Other Plant Nutrients in Poultry Litter Composted with Sugarcane and Cabbage Wastes. **Journal Compost Science & Utilization**, v. 26, n. 2, p. 114-127, 2018.

SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, p. 136153, November 2017.

SANCHEZ-MONEDERO, M. A.; CAYUELA, M. L.; ROIG, A.; JINDO, K.; MONDINI C.; BOLAN, N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1155-1164, 2018.

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

SHI, M.; WEI, Z.; WANG, L.; WU, J.; ZHANG, D.; WEI, D.; TANG, Y.; ZHAO, Y. Response of humic acid formation to elevated nitrate during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 390-394, 2018.

SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKII, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

SHOU, Z.; ZHU, N.; YUAN, H.; DAI, X.; SHEN, Y. Buffering phosphate mitigates ammonia emission in sewage sludge composting: Enhanced organics removal coupled with microbial ammonium assimilation. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, n. 1, 189-198, 2019.

SILVA, E. B.; FERREIRA JÚNIOR, L. G.; ANJOS, A. F.; MIZIARA, F.. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás, entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p.116-138, 2013.

SILVA, I. R.; FURTINI NETO, A. E.; FERNANDES, L. A.; CURI, N.; VALE, F. R. Formas, relação quantidade/intensidade e biodisponibilidade de Potássio em diferentes Latossolos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.10, p.2065-2073, 2000.

SILVA, S. D.; BELL, S. Colonização agrária no Brasil Central: fontes inéditas sobre as pesquisas de campo de Henry Bruman em Goiás, na década de 1950. **Revista Topoi**, v. 19, n. 37, p. 198-225, 2018.

SILVA, T. R. da; MENEZES, J. F. S.; SIMON, G. A.; ASSIS, R. L.; SANTOS, C. J. L. GOMES, G. V. Cultivo do milho e disponibilidade de P sob adubação com cama-defrango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n.9, p.903–910, 2011.

SILVA, V. N.; SILVA, L. E. S. F.; SILVA, A. J. N.; STAMFORD, N. P.; MACEDO, G. R. Solubility curve of rock powder inoculated with microorganisms in the production of biofertilizers. **Agriculture and Natural Resources**, v. 51, n. 3, p. 142-147, 2017.

SIU-RODAS, Y.; CALIXTO-ROMO, M. L. A.; NAVARRO, K. G.; SÁNCHEZ, J. E.; BRISEÑO, J. A. Z.; DELGADO, L. A. Bacillus subtilis with endocellulase and exocellulase activities isolated in the thermophilic phase from composting with coffee residues. **Revista Argentina de Microbiología**, v. 50, n. 3, p. 234-243, 2018.

SOUZA, F. M.; PEREIRA, W. E.; DANTAS, J. S.; NÓBREGA, J. S.; LIMA, E. C. S.; SÁ, F. V. S. Initial growth of Moringa oleifera Lam. as a function of poultry litter doses and granulometry. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical. Goiânia**, v. 48, n. 4, p. 399-406, 2018.

STAMOU, I.; LADISLAO, B. A. The impact of silver and titanium dioxide nanoparticles on the in-vessel composting of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 56, p. 7178, October 2016.

SUN, Q.; CHEN, J.; WEI, Y.; ZHAO, Y.; WEI, Z.; ZHANG, H.; GAO, X.; WU, J.; XIE, X. Effect of semi-continuous replacements of compost materials after inoculation on the performance of heat preservation of low temperature composting. **Bioresource Technology**. v. 279, p 50-56, 2019.

SUNADA, N. S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J.; SENO, L. O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, v. 45 n. 1, p. 178183, 2014.

TEIXEIRA, J. C. Modernização da agricultura no Brasil: impactos e econômicos, sociais e ambientais. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**. v. 2, n. 2, p. 21-42, 2005.

TORALES, E. P.; ZÁRATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; GASSI, R. P.; SALLES, N. A.; PINTO, J. V. C. Influência da cama de frango e de espaçamentos entre plantas na produtividade agroeconômica de mandioquinha-salsa. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, n.2, p. 162-171, 2014.

TRAN, Q. N. M.; MIMOTO, H.; NAKASAKI, K. Inoculation of lactic acid bacterium accelerates organic matter degradation during composting. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 104, p. 377-383, 2015. v. 251, p 114-120, March, 2018.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MANZKE, N. E.; MORAES, P. O.; ROLL, V. F. B. Compostagem da mistura de carcaças de frangos de corte e cama de aviário. **Revista Varia Scientia Agrárias**, v. 2, n. 2, p. 135-152, 2012.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; PEREIRA, H. S.; PILOTTO, M. V. T. Compostagem de resíduos da filetagem de pescado marinho e casca de arroz. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.17, n.2, p.237-248, 2016.

VILANCULOS, A. J.; NHASSENDO, O.; CAFÉ, M. B. A cadeia de valor da carne de frango no estado de Goiás: uma visão atual e algumas reflexões comparativas sobre a produção de carne de frango em Chibuto–Moçambique. **Sociedade e Território**, v 27, n. 3, p. 79 -94. 2015.

VOGADO, G. M. S.; VOGADO, K. T. S.; FONSECA, W. J. L.; FONSECA, W. L.; VOGADO, W. F.; OLIVEIRA, A. M.; OLIVEIRA, N. M.; LUZ, C. S. M. Evolução da avicultura brasileira. **Nucleus Animalium**, v.8, n.1, p. 49-58, 2016.

WANG, K.; LI, W.; LI, X.; REN, N. Spatial nitrifications of microbial processes during composting of swine, cow and chicken manure. **Scientific reports**, v. 5, p. 1-8, 2015.

WANG, X.; ZHENG, G.; CHEN, T.; SHI, X.; WANG, Y.; NIE, E.; LIU, J.. Effect of phosphate amendments on improving the fertilizer efficiency and reducing the mobility of heavy metals during sewage sludge composting. **Journal of Environmental Management**, v. 235, n. 1 p. 124-132, 2019.

WEI, Y.; WU, D.; WEI, D.; ZHAO, Y.; WU, J.; XIE, X.; ZHANG, R.; WEI, Z. Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities. **Bioresource Technology**. v. 271, p. 66-74, 2019.

WEI, Y.; ZHAO, Y.; FAN, Y. LU, Q.; LI, M.; WEI, Q.; ZHAO, Y.; CAO, Z.; WEIA, Z. Impact of phosphate-solubilizing bacteria inoculation methods on phosphorus transformation and long-term utilization in composting. **Bioresource Technology**. v. 241, p. 134-141, 2017.

WEI, Y.; ZHAO, Y.; WANG, H.; LU, Q.; CAO, Z.; HONGYANG, C.; ZHU, L.; WEI, Z.. An optimized regulating method for composting phosphorus fractions transformation based on biochar addition and phosphate-solubilizing bacteria inoculation. **Bioresource Technology**, v. 221, p. 139-146, 2016.

WEI, Y.; ZHAO, Y.; XI, B.; WEI, Z.; LI, X.; CAO, Z. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. **Bioresource Technology**, v.189, p. 349-356, August 2015.

WEI, Y.; ZHAOA, Y.; SHI, M.; CAO, Z.; LU, Q.; YANG, T.; FAN, Y.; WEI, Z. Effect of organic acids production and bacterial community on the possible mechanism of phosphorus solubilization during composting with enriched phosphate-solubilizing bacteria inoculation. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 190-199, January 2018.

XI, B.; HE, X.; DANG, Q.; YANG, T.; LIA, M.; WANG, X.; LI, D.; TANG, J. Effect of multi-stage inoculation on the bacterial and fungal community structure during organic municipal solid wastes composting. **Bioresource Technology**, v. 196, p. 399-405, 2015.

XIE, W. Y.; YANG, X. P.; LI, Q.; WU, L. H.; SHEN, Q. R.; ZHAO, F. J. Changes in antibiotic concentrations and antibiotic resistome during commercial composting of animal manures. **Environmental Pollution**. v. 219, p. 182-190, 2016.

XU, J.; JIANG, Z.; LI, M.; LI, Q. A compost-derived thermophilic microbial consortium enhances the humification process and alters the microbial diversity during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 243, n. 1, p. 240-249, 2019.

YADAV, H.; FÁTIMA, R.; SHARMA, A.; MATHUR, S. Enhancement of applicability of rock phosphate in alkaline soils by organic compost. **Applied Soil Ecology**, v. 113, p. 80-85, 2017.

YANG, X. C.; HAN, Z. Z.; RUAN, X. Y.; CHAI, J.; JIANG S. W.; ZHENG, R. Composting swine carcasses with nitrogen transformation microbial strains: Succession of microbial community and nitrogen functional genes. **Science of The Total Environment**, v. 688, n. 20, p. 555-566, 2019.

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

YU, Z.; TANG, J.; LIAO, H.; LIU, X.; ZHOU, P.; CHEN, Z. RENSING, C.; ZHOU, S. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale hyperthermophilic composting plant. **Bioresource Technology**. v. 265, p. 146-154, 2018.

ZENG, Y.; GUARDIA, A.; ZIEBAL, C.; MACEDO, F. J., DABERT; P. Nitrification and microbiological evolution during aerobic treatment of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 144-152, 2012.

ZHAO, X.; WEI, Y.; FAN, Y.; ZHANG, F.; TAN, W.; HE, X.; XI, B. Roles of bacterial community in the transformation of dissolved organic matter for the stability and safety of material during sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 378-385, 2018.

ZUCARELI, C.; BARZAN, R. R.; SILVA, J. B.; CHAVES, D. P. Associação de fosfatos e inoculação com *Bacillus subtilis* e seu efeito no crescimento e desempenho produtivo do feijoeiro. **Revista Ceres**, v. 65, n. 2, 2018.