



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ENRIQUECIMENTO MICROBIANO COMO AGENTE DE SOLUBILIZAÇÃO DE
FOSFATO NATURAL ÍGNEO DURANTE A VERMICOMPOSTAGEM

FELÍCIA RODRIGUES VIANA PRIMO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

MARÇO 2021



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ENRIQUECIMENTO MICROBIANO COMO AGENTE DE SOLUBILIZAÇÃO DE
FOSFATO NATURAL ÍGNEO DURANTE A VERMICOMPOSTAGEM

FELÍCIA RODRIGUES VIANA PRIMO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

ORIENTADORA:

ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA

(Orientadora – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – FAV-UnB)

BRASÍLIA/DF

MARÇO 2021



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ENRIQUECIMENTO MICROBIANO COMO AGENTE DE SOLUBILIZAÇÃO DE
FOSFATO NATURAL ÍGNEO DURANTE A VERMICOMPOSTAGEM

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-
GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.**

APROVADOR POR:

Prof. Ph. Dra. ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA

(Orientador – CPF: 820.032.201-78, e-mail: alessandramp@unb.br)

Prof. Ph. Dra. CÍCERO DE CÉLIO FIGUEREIDO

(Examinador Interno – CPF: 029.754.447-02, e-mail: cicerocf@unb.br)

Prof. Ph. Dra. LUCAS CARVALHO BASÍLIO DE AZEVEDO

(Examinador Externo – CPF: 007.027.18-955, e-mail: lucasazevedo@ufu.br)

BRASÍLIA/DF

MARÇO 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Felícia Rodrigues Viana Primo

Enriquecimento microbiano como agente de solubilização de fosfato natural ígneo durante a vermicompostagem. / Felícia Rodrigues Viana Primo; orientação de Alessandra Monteiro de Paula - Brasília, 2016. 72 p.: il.

Dissertação de Mestrado(M) – Universidade de Brasília/ Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2021.

1. Interações fungos-bactérias. 2. Resíduos orgânicos. 3. Atividade microbiana.

I. Paula, A. M. II Ph.

CDD ou CDU
Agris / FAO

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

PRIMO, F. V. R. **Enriquecimento Microbiano como Agente de Solubilização de Fosfato Natural Ígneo Durante a Vermicompostagem**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2021, 72 p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Felícia Rodrigues Viana Primo

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Enriquecimento microbiano como agente de solubilização de fosfato natural ígneo durante a vermicompostagem.

GRAU: Mestre ANO: 2021

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Felícia Rodrigues Viana Primo

CPF: 08153096605

Endereço: Rua H, Quadra 107, N 11 – Formosa/GO. Tel. (61) 983783055

e-mail: feliciaviana@hotmail.com

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me proporcionar perseverança por toda a minha vida. A minha mãe (in memoriam) pelo amor incondicional e pelos valores ensinados que contribuem para que eu me torne uma pessoa melhor a cada dia.

Sou grata a minha grande família e amigos, por sempre me incentivarem e acreditarem que sou capaz de superar os obstáculos que permeiam a minha trajetória e compreenderam minha ausência em vários momentos.

Agradeço a minha orientadora professora Dra. Alessandra Monteiro de Paula, pela constante paciência e dedicação. À banca examinadora da apresentação da dissertação, professor Dr. Cícero Célio de Figueiredo e professor Dr. Lucas Carvalho Batista de Azevedo, pelos conhecimentos cedidos que tanto incrementaram no desenvolvimento do trabalho.

A coordenadora do programa de pós graduação da FAV, professora Dr. Nara de Oliveira, por todo apoio acadêmico.

Aos amigos, Daniel e a Stefany, que compartilharam dos inúmeros desafios que enfrentamos, sempre com o espírito colaborativo e permitiram que essa caminhada fosse um pouco mais leve e alegre.

Por fim, agradeço a todos que indiretamente me ajudaram a concluir mais essa etapa da minha vida, que venham novos desafios!

Resumo:

A compostagem e a vermicompostagem são processos que visam estabilizar resíduos orgânicos, transformando-os em produtos finais seguros para uso agrícola. Porém, o tempo demandado para que esses processos convertam os resíduos orgânicos em produtos estáveis é longo. Além disso, os produtos finais obtidos podem apresentar baixa concentração de nutrientes vegetais. Atualmente, o enriquecimento de compostos com microrganismos solubilizadores de fósforo (MSF) apresenta-se como uma ferramenta biotecnológica potencialmente capaz de aumentar o teor desse nutriente em compostos que receberam adição de fosfatos naturais de baixa solubilidade. Ainda há um caminho a ser percorrido para a definição das melhores estratégias visando otimizar a inoculação microbiana de compostos. Uma possibilidade ainda pouco elucidada diz respeito ao efeito do enriquecimento microbiano quando grupos diferentes de microrganismos são empregados. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar se a adição conjunta ou isolada de fungos *Trichoderma virens* e *Trichoderma asperellum* e bactérias *Herbaspirillum seropedicae* e *Burkholderia silvatlantica* em vermicomposto enriquecido com fosfato natural de rocha brasileiro de origem ígnea (FN) resulta em concentração distinta de fósforo solúvel no produto final. Além disso, objetiva determinar se esses microrganismos são capazes de acelerar a estabilização do composto. Para isto, suspensões contendo 10^6 UFC mL⁻¹ de *T. virens* e *T. asperellum* 10^8 cel mL⁻¹ das bactérias *H. seropedicae* e *B. silvatlantica* foram adicionadas ao vermicomposto produzido com esterco bovino e poda de arborização urbana e de jardins e com minhocas *Eusemia fetida*. O vermicomposto foi também enriquecido com FN na razão de 9:1 (9 partes do vermicomposto:1 parte de FN). Amostras foram obtidas no início do processo e após 30, 45, 60, 80, 100 e 120 dias para avaliação dos seguintes parâmetros: carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), relação C/N, pH, condutividade elétrica, a atividade de enzimas fosfatases (ácida e alcalina), P solúvel em água e em ácido cítrico a 2%. Ao final do processo de vermicompostagem o tratamento que apresentou melhor degradação da matéria orgânica foi o tratamento C, com inoculação consorciada dos microrganismos (*T. virens*, *T. asperellum*, *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*), que apresentou menores valores de COT (166,37 g kg⁻¹). Foi observado aumento nos teores de NT, o tratamento consorciado apresentou os maiores teores (14,12 g kg⁻¹) no final da estabilização do processo. O tratamento que apresentou maior disponibilidade de P solúvel em ácido cítrico foi o inoculado com bactérias de forma isolada. A atividade enzimática da fosfatase alcalina foi maior no tratamento consorciado (0,34 μmol PNP g⁻¹ composto h⁻¹) e a fosfatase ácida foi maior no tratamento com bactérias de forma isolada (1,13 μmol PNP g⁻¹ composto h⁻¹). A inoculação dos microrganismos no processo de vermicompostagem enriquecida com FN, resulta em maiores concentrações de P de fontes pouco solúveis, melhora a qualidade do vermicomposto e reduz o tempo total necessário da compostagem.

Palavras-chave: Interações fungos-bactérias, resíduos orgânicos, atividade microbiana.

Abstract:

Composting and vermicomposting are processes that aim to stabilize organic residues, transforming them into safe final products for agricultural use. However, the time required for these processes to convert organic waste into stable products is long. In addition, the final products obtained may have a low concentration of plant nutrients. Currently, the enrichment of compounds with phosphorus-solubilizing microorganisms (PSO) presents itself as a biotechnological tool potentially capable of increasing the content of this nutrient in compounds that received the addition of low solubility natural phosphates. There is still a way to go to define the best strategies to optimize the microbial inoculation of compounds. A possibility that still needs some clarification concerns the effect of microbial enrichment when different groups of microorganisms are employed. In this sense, the present study aimed to evaluate whether the combined or isolated addition of fungi *Trichoderma virens* and *Trichoderma asperellum* and bacteria *Herbaspirillum seropedicae* and *Burkholderia silvatlantica* in enriched vermicompost with natural phosphate from Brazilian rock of igneous origin (NP) results in a distinct soluble phosphorus concentration in the final product. In addition, it aims to determine whether these microorganisms can accelerate the stabilization of the compound. Therefore, suspensions containing 10^6 CFU mL⁻¹ of *T. virens* and *T. asperellum* 10^8 cel mL⁻¹ of *H. seropedicae* and *B. silvatlantica* bacteria were added to the vermicompost produced with bovine manure and pruning of urban and garden trees. and with earthworms *Eusemia fetida*. The vermicompost was also enriched with NP in a 9: 1 (9 parts of the vermicompost: 1 part of NP). Samples were obtained at the beginning of the process and after 30, 45, 60, 80, 100 and 120 days to evaluate the following parameters: total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), C/N ratio, pH, electrical conductivity, enzyme phosphatase activity (acid and alkaline), soluble P in water and 2% citric acid. The end of vermicomposting process, the treatment C showed the best degradation of organic matter, with intercropped inoculation of microorganisms (*T. virens*, *T. asperellum*, *H. seropedicae* and *B. silvatlantica*), which presented lower TOC values (166.37 g kg⁻¹), an increase in NT levels was observed, the combined treatment showed the highest levels (14.12 g kg⁻¹) at the end of the process stabilization. inoculated with bacteria in isolation. alkaline phosphatase zymatics was higher in intercropped treatment (0.34 μ mol PNP g⁻¹ compound h⁻¹) and acid phosphatase was higher in treatment with bacteria alone (1.13 μ mol PNP g⁻¹ compound h⁻¹). The inoculation of microorganisms in the vermicomposting process enriched with FN, results in higher concentrations of P from poorly soluble sources, improves the quality of the vermicompost and reduces the total time required for composting.

Keywords: Fungal-bacteria interactions, organic residues, microbial activity

Listas de Figuras

Figura 1. Dinâmica de redução do carbono orgânico total (%) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 30

Figura 2. Dinâmica de redução do Nitrogênio total (%) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 33

Figura 3. Relação C:N do vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 35

Figura 4. Teores de fósforo solúvel em água mg g^{-1} no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 38

Figura 5. Teores de fósforo solúvel em ácido cítrico (PAC) (mg g^{-1}) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 39

Figura 6. Atividade da fosfatase alcalina ($\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ vermicomposto h^{-1}) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T)). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 43

Figura 7. Atividade da fosfatase ácida ($\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ vermicomposto h^{-1}) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 46

Figura 8. Teores de pH em água no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 48

Figura 9. Teores de pH em CaCl_2 no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 49

Figura 10. Condutividade elétrica no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos. 51

Sumário

Resumo:	v
Abstract:	vi
1.Introdução	10
2. Revisão Bibliográfica	12
2.1. Compostagem e Vermicompostagem	12
2.2. Potencial de uso do produto final da compostagem e vermicompostagem.	15
2.3. Compostagem e vermicompostagem enriquecidos com FN e microrganismos ..	17
2.4. Microrganismos capazes de acelerar a degradação de resíduos orgânicos.....	17
2.5. Microrganismos solubilizadores de fósforo.....	18
3. Hipótese	22
4. Objetivos.....	22
4.1. Objetivo geral	22
4.2. Objetivo específicos.....	23
5. Materiais e Métodos	23
5.1. Montagem experimento	23
5.2. Análises químicas	26
5.2.1. Teores de carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C:N	26
5.2.2 pH em H ₂ O, pH em CaCl ₂ e condutividade elétrica	27
5.2.3. Determinações das atividades enzimáticas	27
5.2.3.1. Fosfatase ácida e alcalina.....	27
5.2.4. P solúvel em água, P em ácido cítrico 2%	28
6. Análise estatística dos dados	28
7. Resultados e Discussão.....	28
6.1. Carbono orgânico total.....	28
6.2. Nitrogênio total.....	31
6.3. Relação Carbono:Nitrogênio	34
6.3. Fósforo solúvel em água e ácido cítrico (2%)	36
6.4. Fosfatase alcalina e fosfatase ácida.....	41
6.5. pH em Água e pH em CaCl ₂	46
6.6. Condutividade Elétrica	50
7. Conclusões.....	52
8. Referências Bibliográficas.....	52
Anexos	67

1.Introdução

O crescimento da população mundial e o aumento do consumo de bens e serviços impulsionam um rápido aumento da produção de resíduos orgânicos originários de residências urbanas, indústrias e atividades agrícolas (HOORNWEG et al., 2013). Esta situação implica em sérias questões ambientais, exigindo medidas seguras e estratégias sustentáveis para tratar destes resíduos (ALIKHANI et al., 2016). A utilização desses resíduos como fonte de nutrientes vegetais e condicionadores de solos agrícolas é crescente no mundo contemporâneo (MOHARANA e BISWAS, 2016; MU et al., 2017). Entretanto, para uma utilização segura, esses resíduos precisam passar por tratamentos que garantam a sua viabilidade antes da aplicação nas lavouras (SILVA, 2016). Os resíduos orgânicos representam um valioso recurso, que poderia ser reciclado e transformado em fertilizante rico em nutrientes (MARSHALL e FARAHBAKHSI, 2013; BERNSTAD et al., 2016; CALABI-FLOODY et al., 2017), capaz de promover a elevação do pH, a complexação de íons H^+ e Al^{3+} com compostos do resíduo vegetal, deixando os íons de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ mais livres em solução, ocasionando o aumento na CTC, a maior disponibilidade de P entre outros efeitos benéficos (PAVINATO e ROSOLEM, 2008).

Porém, o uso de resíduos vegetais com o objetivo de liberação de nutrientes é restrito devido à sua ação de longo prazo de estabilização da matéria orgânica e liberação nutrientes prontamente disponíveis para as culturas (BUSTAMANTE et al., 2016). A compostagem seguida de vermicompostagem é um método eficiente e de baixo custo para reduzir o tempo de estabilização desses resíduos, tornando-os mais atrativos aos agricultores. A utilização de produtos oriundos dos processos de compostagem e vermicompostagem em solos agrícolas auxilia na manutenção da comunidade microbiana

equilibrada no solo, que se reflete em diversos benefícios, como a supressão da incidência de fitopatógenos, o aumento da oferta de nutrientes e fitohormônios e melhor desenvolvimento vegetal (SHARMA et al., 2013). A manutenção da quantidade e da qualidade da matéria orgânica do solo (MOS) está diretamente associada à atividade microbiana no solo, que desempenha papel fundamental na ciclagem de P (TORRI et al., 2017). Uma série de inovações aplicadas aos processos convencionais de compostagem e vermicompostagem tem possibilitado torná-los mais eficientes, gerando produtos com maior valor agrícola. Uma dessas inovações resulta do enriquecimento microbiano, prática também denominada como biofortificação de compostos (BUSATO et al., 2017).

O fósforo (P) é um dos nutrientes mais limitantes para a agricultura desenvolvida em regiões tropicais. Embora a quantidade de P total seja alta em muitos solos (WEI et al., 2018), apenas uma pequena proporção está disponível em formas solúveis, que podem ser utilizadas pelas plantas (TAKAHASHI e ANWAR, 2007; MAHIDI et al., 2011). Isso faz com que a adição constante de fertilizantes fosfatados solúveis seja requerida para manter elevadas produtividades dos cultivos (KHASAWNEH e DOLL, 1979; BARTHOD et al., 2018). As rochas fosfatadas (RF) são fonte primária para produção desses fertilizantes (KHASAWNEH e DOLL, 1979), porém, a adição direta de muitas dessas RF, tais como as apatitas, é pouco eficiente do ponto de vista agrônômico em função da reduzida solubilidade na faixa de pH desejável de cultivo (BUSTAMANTE et al., 2016).

O uso de microrganismos solubilizadores de fosfato (MSF) tem sido estudado como forma de aumentar a disponibilidade do P proveniente de RF, sem encarecer demasiadamente o produto final, permitindo seu uso direto nos solos (MENDES et al., 2014). O uso combinado de resíduos orgânicos e microrganismos solubilizadores de fósforo têm mostrado potencial para aumentar a atividade das enzimas fosfatases ao longo

da vermicompostagem (BUSATO et al., 2012), ampliando a oferta de P disponível às plantas (ALIKHANI et al., 2016). Vários microrganismos apresentam mecanismos capazes de solubilizar fosfatos, como a produção de ácidos orgânicos, a liberação de prótons H^+ , a exsudação de exopolissacarídeos (EPS) e de sideróforos (SHARMA et al., 2013; MARRA et al., 2015; JING et al., 2017). Eles também podem produzir uma série de enzimas capazes de degradar biomoléculas como celulose e hemicelulose, sendo promissores os trabalhos que validam a inoculação microbiana de compostos como ferramenta biotecnológica capaz de diminuir o tempo de estabilização dos resíduos (WEI et al., 2016b).

Assim, o presente trabalho teve o objetivo de associar a estabilização de resíduos orgânicos enriquecidos com fosfato natural de Catalão - MG, e microrganismos potencialmente solubilizadores de P, isolados ou consorciados, ao longo do processo de vermicompostagem, com a expectativa de aumentar a solubilidade do P proveniente da FN e acelerar a estabilização dos resíduos orgânicos, gerando um insumo agrícola com maior valor agregado.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Compostagem e Vermicompostagem

A obtenção de novas alternativas de fertilizantes, sob a ótica da sustentabilidade e otimização dos recursos, faz-se necessária. Neste sentido, uma opção viável é a utilização de resíduos orgânicos como substrato em processos de compostagem e vermicompostagem (SINHA et al., 2010). Assim, o uso de resíduos orgânicos visando fornecimento de nutrientes e a melhoria dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo tem crescido na agricultura mundial (MOHARANA e BISWAS, 2016).

A compostagem é um processo de decomposição de materiais orgânicos biológico realizados em condições aeróbicas (MU et al., 2017), onde resíduos orgânicos de diferentes origens são transformados em um produto mais estável (ZAPATA, 2009; FÜLEKY e BENEDEK, 2010; SUN et al., 2016). Essencialmente, é o mesmo processo de decomposição que ocorre naturalmente, exceto pelo fato de que ocorre uma aceleração devido às melhores condições para atuação microbiana, tais como ajuste no pH, na relação C/N e umidade, entre outros (PERGOLA et al., 2018).

O processo de compostagem apresenta três fases distintas: fase de ativação inicial, seguida de uma fase termofílica e por último a fase mesofílica ou de maturação (BERNAL et al., 2009). Na fase de ativação inicial, compostos orgânicos mais simples (e.g., açúcares simples) são mineralizados produzindo CO₂, NH₃, ácidos orgânicos e calor (BERNAL et al. 2009). Na fase subsequente, a temperatura pode atingir valores elevados (> 65°C), permitindo a eliminação de patógenos. Nesta fase, microrganismos termofílicos degradam gorduras, celulose e lignina (BERNAL et al., 2009). Por último, ocorre a fase mesofílica ou de maturação, onde a temperatura diminui lentamente devido à redução da atividade microbiana resultante de uma diminuição dos compostos biodegradáveis. A qualidade e o tempo de estabilização do composto são controlados por vários parâmetros que influenciam atividade microbiana, como o pH inicial, a relação C/N da matéria-prima, o tamanho das partículas e sua distribuição, a aeração e umidade da pilha de compostagem (BERNAL et al., 2009; ONWOSI et al., 2017), além da abundância de microrganismos específicos (SÁNCHEZ-GARCÍA et al., 2015).

Uma técnica distinta que pode ser utilizada como alternativa de tratamento para os resíduos sólidos orgânicos é a vermicompostagem, que promove a oxidação da matéria orgânica através da ação conjunta de minhocas e microrganismos, não ocorrendo em temperatura elevadas (DOMÍNGUEZ et al., 1997). Além da maior efetividade da

vermicompostagem para a estabilização da matéria orgânica, podemos citar também sua vantagem, em relação à compostagem, quanto à menor emissão de gases do efeito estufa, fator importante principalmente quando a técnica é utilizada em maior escala (SWATI; HAIT, 2018).

A vermicompostagem é a biodegradação não-termofílica de materiais orgânicos através da interação entre minhocas e microrganismos, dando origem um produto final estável, homogêneo e ricos em nutrientes e hormônios vegetais denominado vermicomposto (EYS e TY, 2010; ZANDONADI et al., 2010; BUSATO et al., 2016). A adição das minhocas após as fases iniciais do processo de compostagem beneficia a compostagem pela remoção de microrganismos patogênicos e a eliminação da fase termofílica, favorecendo a atividade acelerada das minhocas (WANG et al., 2014), levando a maiores taxas de atividades metabólicas, do que as da compostagem regular, aumentando a taxa de decomposição da matéria orgânica (CHAN et al., 2011; NIGUSSIE et al., 2017). Favorecendo assim, a degradação de partículas sólidas e tornar o produto final mais concentrado em nutrientes, substâncias e em microrganismos benéficos (GÓMEZ-BRANDÓN e DOMÍNGUEZ, 2014; HUSSAIN et al., 2016).

As minhocas atuam contribuindo para melhoria das condições físicas e químicas do substrato, aumentando a área superficial específica e a porosidade, facilitando a infiltração de água e a translocação de gases (SCHON et al., 2017). A participação de microrganismos no sistema digestivo das minhocas desempenha papel chave na degradação de resíduos sólidos, estimulando a população microbiana (SINGH et al., 2015). Uma série de trabalhos têm relatado os efeitos positivos da adição de vermicomposto e seus produtos em solos agrícolas (ARANCON et al., 2006; ZANDONADI e BUSATO, 2012; HUSSAIN et al., 2016; NIGUSSIE et al., 2016; MAJI et al., 2017; THONAR et al., 2017).

A estrutura da comunidade e a abundância da população microbiana pode ser muito alterado durante o processo dependendo da espécie de minhoca e a natureza da matéria-prima (HUANG et al., 2013; GOSWAMI et al., 2014). Existem muitas espécies de minhocas utilizadas para vermicompostagem, as espécies *E. fetida*, *E. andrei*, *E. eugeniae*, *P. excavatus* vem sendo amplamente utilizadas (DOMINGUEZ e EDWARDS, 2011). As espécies de minhocas *E. fetida* e *Eudrilus eugeniae*, conhecidas, respectivamente, como Minhoca Vermelha da Califórnia e Minhoca de Esterco ou Minhoca Noturna Africana, são comumente utilizadas na vermicompostagem, por se alimentarem se de resíduos orgânicos e por apresentar alta capacidade de reprodução e possuir crescimento muito rápido (NEUHAUSER et al., 1979, 1980; HARTENSTEIN et al., 1979; VENTER; REINCKE, 1988).

As minhocas da espécie *Eisenia fetida* apresentam uma alta taxa de consumo de resíduos orgânicos, rápida digestão e assimilação de matéria orgânica, adaptação a uma ampla gama de fatores ambientais, ciclos de vida curtos, alta taxas reprodutivas e resistência durante a manipulação (DOMÍNGUEZ e EDWARDS, 2010; GÓMEZ-BRANDÓN e DOMÍNGUEZ, 2014; HUSSAIN et al., 2016). Por isso, esta é uma das espécies mais adaptadas e empregadas em processos de vermicompostagem.

2.2. Potencial de uso do produto final da compostagem e vermicompostagem.

O produto final da compostagem, seguida da vermicompostagem, de resíduos orgânicos é um produto estabilizado, rico em matéria orgânica e livre de patógenos que pode ser utilizado na agricultura convencional e orgânica, bem como para a recuperação de áreas degradadas (PERGOLA et al., 2018). A maturação ou a estabilização de compostos orgânicos pode ser avaliada por uma combinação de variáveis químicas e biológicas, e entre elas, a relação C:N tem sido utilizada como uma variável em diversos

trabalhos (BUSATO et al., 2019). De acordo com Busato et al. (2019), os valores de referência de relação C:N para os compostos estabilizados encontrados na literatura variam de 30 a 12:1.

Além disso o produto é comumente utilizado nos cultivos de hortaliças e conforme Instrução Normativa (IN) nº 25 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) pode ser comercializado como subproduto sob a classificação de fertilizante orgânico composto (BRASIL, 2009). Atribuindo, assim, maior valor agregado aos produtos comercializados. O tratamento dos resíduos sólidos orgânicos gerados na propriedade e a produção do composto orgânico permitem a reinserção destes no cultivo de hortaliças, o que reduz custos operacionais e destinação desses resíduos para aterros sanitários.

Sua aplicação em solos agrícolas pode ser entendida como uma possível solução para problemas ambientais relacionados com a gestão de resíduos (PERGOLA et al., 2018). A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma problemática nos municípios brasileiros. Aproximadamente 50% dos RSU gerados no País são de resíduos sólidos orgânicos (RSO), de origem domiciliar e dos serviços de limpeza urbana. E deste volume, menos de 1% é destinado para sistemas de compostagem (PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL – ABRELPE, 2020).

Em 2 de agosto de 2010, foi publicada a Lei Federal no 12.305 da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e apesar de serem notados avanços após sua publicação, os resíduos sólidos urbanos (RSU) continuam sendo um dos principais desafios da administração pública. No ano de 2019 foram geradas 79 milhões de toneladas de RSU no Brasil; desses, 72,7 milhões de toneladas (92%) foram coletados. E dados do mesmo relatório demonstram que 6,3 milhões de toneladas de RSU não foram recolhidas nos locais de geração e neste mesmo ano a ABRELPE refere que a destinação em aterros

sanitários (AS) recebeu 43,3 milhões de toneladas dos RSU coletados (59,5%), ao passo que o remanescente (40,5%) foi descartado em locais inadequado em vários municípios brasileiros, representando cerca de 29,5 milhões de toneladas de RSU indo para lixões ou aterros controlados (PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL – ABRELPE, 2020).

2.3. Compostagem e vermicompostagem enriquecidos com FN e microrganismos

Para aumentar o conteúdo de nutrientes assimiláveis pelas plantas no composto, tem sido proposta a suplementação com nutrientes e inoculação com microrganismos (CHUNG et al., 2005; CHI et al., 2007; BUSTAMANTE et al., 2016). De fato, os subprodutos do metabolismo microbiano produzidos durante a degradação da matéria orgânica podem acelerar, por exemplo, a solubilização de fosfatos (KORZENIOWSKA et al., 2013).

Cepas de fungos e bactérias, tais como espécies dos gêneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Thiobacillus* e *Acidithiobacillus* são capazes de liberar íons de fosfato aparentemente solúveis. Foi demonstrado que misturar FN e cepas selecionadas de microrganismos solubilizantes com resíduos orgânicos e, em seguida tratá-los por compostagem, há um aumento da disponibilidade de P para as plantas no produto estabilizado (COUTINHO et al., 2012; XIAO et al., 2013; AVDALOVIC et al., 2015).

2.4. Microrganismos capazes de acelerar a degradação de resíduos orgânicos

Alguns resíduos orgânicos apresentam características particulares que tornam a sua degradação dificultada e lenta. Os resíduos de vegetais são formados a partir de uma

mistura heterogênea de biomoléculas, sendo a celulose, a hemicelulose, a lignina, os açúcares solúveis, os aminoácidos e os compostos gordurosos (e.g., lipídeos, ácidos graxos entre outros) os mais abundantes (ALEXANDER, 1977; TAIZ e ZEIGER, 2013).

A celulose é um dos principais componentes das fibras vegetais e as paredes celulares dos vegetais são formadas por uma rede de microfibrilas embebidas em uma matriz hidratada de polissacarídeos não celulósicos e uma pequena quantidade de proteínas estruturais (TAIZ e ZEIGER, 2013). Esta representa aproximadamente 50% da massa seca dos resíduos agrícolas e a sua biodegradação é parte importante do ciclo do carbono na biosfera (COUGHLAN e MAYER 1992; HARUTA et al., 2002).

A porcentagem de lignina na biomassa lignocelulósica está em torno 10 a 30% e estas permitem que as plantas gerem estruturas rígidas e fornece proteção contra hidrólise de celulose e hemicelulose (GONZALO et al., 2016). Adani et al. (2011) e Papa et al. (2014) relataram que celulose, hemicelulose e lignina presentes nos resíduos de plantas podem formar um complexo caracterizando presença de poros com diâmetros tão pequenos que enzimas responsáveis pela sua degradação poderiam ter suas atividades fisicamente excluídas. O processo de degradação destas moléculas envolve uma variedade de microrganismos celulolíticos, hemicelulolíticos, pectinolíticos e ligninolíticos, que necessitam de muita energia em processos aeróbicos de compostagem. Assim, a inoculação de microrganismos com habilidades específicas pode ser requerida para acelerar a degradação desses materiais ao longo do processo de compostagem.

2.5. Microrganismos solubilizadores de fósforo

A solubilização microbiana de fósforo está associada a mecanismos de liberação de substâncias complexantes ou compostos que dissolvem minerais como ânions de

ácidos orgânicos, sideróforos, prótons, íons hidroxila e CO₂ (MENDES et al., 2014). Vários estudos têm apresentado efeitos positivos e promissores de microrganismos solubilizadores de P em condições controladas (BARDIYA e GAUR, 1974; ALTOMARE et al., 1999; AZARMI, 2011; RAWAT e TEWARI, 2011; SHARMA et AL., 2013; LÓPEZ-BUCIO et al., 2015; PELAGIO-FLORES et al., 2017).

Os microrganismos reconhecidos como solubilizadores de fósforo (MSF) são aqueles que apresentam habilidade em promover transformações bioquímicas em compostos fosfatados, por meio de reações de solubilização do fósforo inorgânico e de mineralização do fósforo orgânico, transformando-os em fosfato solúvel que pode ser utilizado pelas plantas para seu crescimento (PAUL e CLARK, 1989). Estes microrganismos são uma promissora alternativa do manejo da adubação fosfatada em solos agrícolas (SOUCHIE et al., 2006; MENDES et al., 2014).

Entre os MSF, as bactérias são encontradas em maior número e, entre elas, as gram-negativas são mais eficientes em solubilizar fosfatos por meio da oxidação extracelular de glicose a ácido glucônico pela quinoproteína glicose desidrogenase (GOLDSTEIN et al., 1995). Entretanto, estudos mostram que os organismos com maior capacidade de solubilização são isolados fúngicos, especialmente os pertencentes aos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* (SILVA e FILHO et al., 2002; MENDES et al., 2014). Os fungos do gênero *Trichoderma*, além de apresentarem atividades bioestimulantes às plantas, também são conhecidos por sua capacidade de solubilizar fosfato (LÓPEZ-BUCIO et al., 2015b). Em estudo *in vitro*, contendo meio de cultura Pikovskaya e fosfato tricálcico foram comparados nove isolados de *Trichoderma* com uma conhecida eficiente espécie de bactéria (*Bacillus megaterium subsp.*), na solubilização de fosfato de cálcio e encontram que *T. virens* (PDBCTVs 12) e *T. virens* (PDBCTVs 13) liberaram 70% mais de P do que as bactérias (RUDRESH et al., 2005a).

As bactérias do gênero *Bacillus* também são conhecidas por apresentarem atividade solubilizadora de fosfato (BAJPAI e SUNDARARAO, 1971; GAUR et al., 1974; ALAGAWADI e GAUR, 1988). A inoculação combinada de isolados dos gêneros *Trichoderma*, *Bacillus* e *Rizobium* em produção de grão-de-bico (*Cicer aritenium*. L), em condições de campo, demonstrou que a absorção de P pelas plantas foi de 77, 0.87, 100 mg.pl⁻¹ em ramos, raízes e grãos, respectivamente, e de 22, 0.25, 27 mg.pl⁻¹ para o tratamento controle sem nenhuma aplicação microbiana (RUDRESH et al., 2005b).

Busato et al. (2017) adicionaram isolados de bactérias diazotróficas (*Burkholderia silvatlantica* (UENF 103) e *Herbaspirillum seropedicae* (HRC 54)) em composto preparado por 30 dias de cama de frango e poda de grama (*Penisitun purpureum* Schumach) na proporção de 3:1 (v:v) e após 30 dias de preparação do composto, o mesmo foi enriquecido com FN de Araxá-MG na proporção 1:1 (m:m; base seca) e biofortificado com microrganismos. As suspensões bacterianas foram ajustadas para 10⁸ células viáveis mL⁻¹ de solução e alíquotas de 250 mL foram aplicadas. Após 40 dias da inoculação inicial, uma nova aplicação das suspensões bacterianas foi realizada nas mesmas condições. Os autores relataram que as inoculações bacterianas aumentaram a decomposição da matéria orgânica, apresentaram maior atividade das fosfatases ácidas e alcalinas e as fontes de P analisadas (P solúvel em água e P em ácido cítrico) em ambos os compostos inoculados apresentaram níveis mais elevados de P em ácido cítrico e P solúvel em água no final do processo, do que o composto não inoculado. Para o tratamento não inoculado, o COT inicial (152,6 g kg⁻¹) diminuiu lentamente e estabilizou em um valor de apenas 8,9% inferior ao valor inicial após 120 dias. O tratamento inoculado com a bactéria *H. seropedicae* e o tratamento inoculado com a bactéria *B. silvatlantica* resultaram em um declínio mais acentuado, mostrando diminuir seus valores iniciais em 77,1 e 54,9%, respectivamente, ao longo do processo. A inoculação do composto com a

bactéria *H. seropedicae* apresentou aumento de 172,8% e 442% na atividade das fosfatases ácidas e alcalinas, respectivamente, em relação ao composto não inoculado com microrganismos. E a inoculação do composto com a bactéria *B. silvatlantica* apresentou atividade das fosfatases alcalinas 32,8% maior, em relação ao composto não inoculado. O tratamento inoculado com a bactéria *H. seropedicae* e o tratamento inoculado com *B. silvatlantia*, apresentaram, em média, valores de 40,0 e 11,2% maiores que o tratamento não inoculado para P solúvel em água e P em ácido cítrico, respectivamente no final do período de compostagem (BUSATO et al., 2017).

Busato et al. (2020) adicionaram inóculos de *Trichoderma virens* (F1d5c1) e *Trichoderma asperellum* (Tr266B), isolados ou consorciado em vermicomposto preparado com esterco bovino enriquecido com FN de origem ígnea de Catalão. O composto foi preparado por 30 dias com esterco bovino e o FN na proporção de 85% de esterco e 15% de FN (base seca) e após 30 dias de preparação do composto foi adicionado as minhocas vermelhas da Califórnia e, então inoculados os microrganismos, exceto na testemunha (sem inoculação microbiana). Os autores relataram que os tratamentos que receberam as inoculações microbianas, de forma isolada ou consorciada com as espécies de *Trichoderma*, apresentaram maior eficiência na decomposição da matéria orgânica, apresentaram maiores níveis de P solúvel em ácido cítrico no final do processo e maiores teores das fosfatases ácidas e alcalinas durante o processo de vermicompostagem em relação ao tratamento sem inoculação fúngica. Todos os tratamentos apresentaram redução do COT durante o processo de vermicompostagem. O tratamento que recebeu a inoculação consorciada dos fungos *T. virens* e *T. asperellum* apresentou maior eficiência na degradação da matéria orgânica, reduzindo o teor de COT em 35,1%. Seguidos pelos tratamentos inoculados com fungo *T. asperellum*, o tratamento inoculado com o fungo *T. virens* e o tratamento sem inoculação microbiana, que reduziu o COT em 27,1 e 26,3 e

21,5% respectivamente. Todos tratamentos inoculados apresentaram maiores valores de P solúvel em ácido cítrico quando comparado ao vermicomposto não inoculado, o tratamento inoculado com *T. asperellum* foi mais promissor (34,1 mg g⁻¹), apresentando 83,2% mais alto do que o observado no tratamento sem inoculação, seguido pelo tratamento inoculado com o consórcio dos fungos (*T. virens* e *T. asperellum*) e o tratamento inoculado com o *T. virens*, apresentando teores iguais a 62,2 e 49,5% mais alto do que o observado no tratamento sem inoculação microbiana (BUSATO et al., 2020).

3. Hipótese

Diante do exposto, a hipótese contida no presente trabalho é que a inoculação consorciada entre bactérias *Herbaspirillum seropedicae*, *Burkholderia silvatlantica* e dos fungos *Trichoderma Virens*, *Trichoderma Asperellum*, no processo de vermicompostagem enriquecido com FN favorece a solubilização do P proveniente do fosfato de rocha, acelera a degradação dos resíduos orgânicos empregados como substrato durante o processo de vermicompostagem.

4. Objetivos

4.1. Objetivo geral

Determinar a eficiência da adição microbiana consorciada (bactérias e fungos) e isolada (bactérias ou fungos) em vermicomposto enriquecido com FN sobre a solubilização do P e sobre a degradação da matéria orgânica.

4.2. Objetivo específicos

Avaliar a capacidade dos microrganismos em aumentar os teores de P em água e ácido cítrico no vermicomposto;

Verificar se a adição dos microrganismos acelera a degradação da matéria orgânica.

5. Materiais e Métodos

5.1. Montagem experimento

O experimento foi realizado na Estação Experimental de Biologia da Universidade de Brasília (UnB). O experimento consistiu em quatro tratamentos avaliados em sete tempos ao longo do ciclo do vermicomposto utilizando três amostras independentes para as análises realizadas.

Para montagem dos quatro tratamentos idealizados no trabalho foram utilizadas caixas de polietileno com capacidade para 310 dm³. Os materiais orgânicos utilizados como substratos para composição do vermicomposto enriquecido com nutrientes minerais e adição microbiana foram, esterco bovino, restos de poda de jardinagem urbana, fosfato natural de rocha (FN), minhocas vermelhas da Califórnia (*Eisenia fetida*) e inóculos microbianos bacterianos e fúngicos.

O esterco bovino foi obtido do Centro de capacitação em bovinocultura de leite, cedidos pela diretoria da Fazenda Água Limpa (FAL/UNB). Os resíduos de restos de poda de jardinagem foram obtidos do projeto de paisagismo e jardinagem da prefeitura do Campus Darcy Ribeiro, da Universidade de Brasília, cedidos pela coordenadoria de parques e jardins. O FN foi adquirido comercialmente em Catalão – GO, na forma de concentrado apatítico, de origem ígnea (85% através da peneira, 0,075 mm). O FN usado

apresentou 246,5 g kg⁻¹ de P₂O₅ quando analisado por digestão em ácido sulfúrico e 37.3 g kg⁻¹ do P solúvel em ácido cítrico (2%).

Os inóculos fúngicos identificados em nível de espécie (*Trichoderma virens* (F1d5c1) e *T. asperellum* (Tr266B) foram obtidos da coleção do Laboratório de Agromicrobiologia Aplicada da Universidade Federal do Tocantins (Micro-Bio / UFT), em Palmas, TO, Brasil.

Os inóculos bacterianos foram cedidos pelo Núcleo de Desenvolvimento de Insumos Biológicos para a Agricultura, da Universidade Estadual do Norte Fluminense (NUDIBA/UENF), sendo as estirpes utilizadas: *Burkholderia silvatlantica* (UENF 103) e *Herbaspirillum seropedicae* (HRC 54).

Isolados de *T. virens* e *T. asperellum* foram inoculados em placas de Petri contendo meio de batata, dextrose e ágar (BDA) e incubadas em estufas BOD por 7 dias, a 28°C. Para a obtenção do inóculo, foi realizada a raspagem das placas previamente confeccionadas, utilizando água destilada, para remoção dos esporos. Para ajustar a concentração de esporos no inoóculo para 10⁶ esporos mL⁻¹, a contagem dos esporos foi realizada utilizando-se a câmara de Neubauer, com auxílio de microscópio óptico.

Isolados das bactérias *Herbaspirillum seropedicae* e *Burkholderia silvatlantica* foram multiplicadas em placa de Petri contendo meio LB e incubadas em estufas BOD por 48 horas, a 28°C para verificar o crescimento de células. Foi realizada raspagem nas placas, anteriormente armazenadas, com água destilada. E as suspensões diluídas em água destilada para o ajuste das concentrações do número de células equivalente a 10⁸ células.ml⁻¹ utilizando uma contagem em placas de Petri.

Após análises dos teores de carbono e nitrogênio de cada substrato (esterco e poda), foi feita uma mistura na proporção de 90% de resíduos orgânicos e 10% de FN

(em base seca) que se aproximasse a uma relação C/N em uma faixa entre 25 a 30/1. Sendo assim, para atingir tal proporção foi misturado em cada caixa de polietileno, 20 kg de esterco bovino, 20 kg de poda de jardinagem urbana e 4,4 kg de FN, totalizando 44,4 kg de substrato para a vermicompostagem. Esse procedimento foi realizado igualmente em quatro caixas correspondente aos quatro tratamentos idealizados neste trabalho. Após a mistura dos substratos orgânicos nas caixas, os mesmos permaneceram por um período de 10 dias, sendo revolvido diariamente. Após o período de 10 dias, foram adicionadas 100 gramas de minhocas vermelhas da Califórnia (*Eisenia fetida*) em cada caixa para iniciar o processo de vermicompostagem (VC). Considerando esse momento da adição das minhocas o tempo inicial (T=0) do processo de vermicompostagem, as inoculações microbianas ocorreram em duas etapas: a primeira em T = 0 e a segunda inoculação 30 dias (T=30) após a primeira, nas mesmas condições, com volumes e concentrações conforme descrição dos tratamentos abaixo:

Os tratamentos realizados foram os seguintes:

- Tratamento 1 (T): foi considerado a testemunha, composto apenas pelo vermicomposto enriquecido com FN (sem adição microbiana); sendo adicionado água destilada com as mesmas proporções e épocas das inoculações ocorridas nos demais tratamentos;
- Tratamento 2 (B): vermicomposto enriquecido com FN e as inoculações microbianas de 15 mL de suspensão bacteriana dm^{-3} de composto; das espécies *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*, numa concentração de 10^8 cels ml^{-1} ;
- Tratamento 3 (F): vermicomposto enriquecido com FN e a inoculações microbianas de 15 ml de suspensão fúngica dm^{-3} de composto, das espécies *T. virens* e *T. asperellum*, numa concentração de 10^6 esporos ml^{-1} ;

- Tratamento 4 (C): vermicomposto enriquecido com FN e as inoculações do consórcio microbiano (fungos e bactérias). Foi adicionado ao composto 15 ml de suspensão microbiana dm^{-3} de composto, sendo 7,5 mL de suspensão dm^{-3} da suspensão fúngica (*T. virens* e *T. asperellum*) e 7,5 mL de suspensão bacteriana (*H. seropedicae* e *B. silvatlantica*). Com concentrações de 10^6 esporos mL^{-1} e 10^8 céls mL^{-1} , respectivamente.

Durante o processo foram realizadas amostragens de todos os tratamentos, no início do processo de vermicompostagem e logo após a inoculação no microrganismos (T=0), e após 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias do início (T=30, T=45, T=60, T=80, T=100, T=120, respectivamente) para avaliação dos seguintes parâmetros: teores de carbono orgânico total e nitrogênio total, pH em H_2O , pH em CaCl_2 , condutividade elétrica, atividade das enzimas fosfatases ácida e alcalina, teor fósforo solúvel em água e fósforo em ácido cítrico 2%.

5.2. Análises químicas

5.2.1. Teores de carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C:N

O carbono orgânico total (COT) foi determinado por dicromatometria, empregando-se o método de WALKEY e BLACK (1934), com modificações (YEOMANS E BREMNER, 1988), cujo princípio é a oxidação via úmida quente com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e titulação do dicromato remanescente com sulfato ferroso amoniacal [$(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$] (1 mol.L^{-1}).

O nitrogênio total (NT) foi determinado pelo método de KJELDAHL de acordo com Bremner e Mulvaney (1982), que consiste na completa digestão da amostra com ácido sulfúrico concentrado na presença de uma mistura catalítica de sulfato de cobre, a uma temperatura igual a 335°C . Com posterior destilação após alcalinização do meio com

de hidróxido de sódio (NaOH) a 50% e titulação com uma solução padrão de ácido sulfúrico (0,003N).

5.2.2 pH em H₂O, pH em CaCl₂ e condutividade elétrica

Os valores de pH em água foram obtidos empregando-se 5,0 g do material e 25,0 mL de água destilada, com posterior agitação (150 rpm), por 30 minutos. Os valores de pH em CaCl₂ foram obtidos empregando-se 5,0 g do material e 25,0 mL de CaCl₂·2H₂O 0,01 mol L⁻¹. As leituras foram realizadas em aparelho pHâmetro (Gehaka®, PG2000, São Paulo, Brasil). Os valores de condutividade elétrica foram obtidos empregando as mesmas proporções para pH em água destilada e a leitura feita com aparelho eletrônico condutivímetro (Quimis® Q485M São Paulo, Brasil) (EMBRAPA, 1997).

5.2.3. Determinações das atividades enzimáticas

5.2.3.1. Fosfatase ácida e alcalina

Atividades enzimáticas (fosfatases ácida e alcalina) foram obtidas pelo método proposto por TABATABAI E BREMNER (1969), utilizando-se 1,0 g do composto, 4,0 mL 0,1 mol L⁻¹ solução tampão universal (pH 6,5 para fosfatase ácida e pH 11,0 para fosfatase alcalina) e 1,0 mL de 25,0 mmol p-nitrofenil fosfato. Após incubação por 1 h (37°C ± 1°C), a reação foi interrompida pela adição de 4,0 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ e 1,0 mL de CaCl₂·2H₂O 0,5 mol L⁻¹ para evitar dispersão das substâncias húmicas. A absorvância foi avaliada no sobrenadante em espectrofotômetro (Spectrum®, SP-1105, EUA) em 400 nm de comprimento de onda.

5.2.4. P solúvel em água, P em ácido cítrico 2%

Os teores de P solúvel em água (PH₂O) foram determinados empregando-se 0,5 g do vermicomposto e 25,0 mL de água destilada (ALCARDE, 2009). O P solúvel em ácido cítrico 2% (PAC) foi obtido usando 0,5 g do vermicomposto e 50,0 mL de solução de ácido cítrico 2% (ALCARDE, 2009). Em ambos, amostras foram agitadas por 30 minutos (150 rpm) e decantadas por 16 horas, e o sobrenadante foi analisado para PO₄⁻³ por espectrofotometria, usando método do complexo azul molibdênio com ácido ascórbico, em 660 nm de comprimento de onda (Spectrum®, SP-1105, EUA) (MURPHY e RILEY, 1962).

6. Análise estatística dos dados

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância (ANOVA) considerando três amostras independentes como repetições dos tratamentos. Foi realizado a comparação dos tratamentos em cada tempo de avaliação. Quando observado diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância utilizando o programa estatístico Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2010).

7. Resultados e Discussão

6.1. Carbono orgânico total

O COT apresentou diferenças mínimas significativas (Tukey, $p \leq 0,05$) nos tratamentos estudados. De modo geral, independentemente dos tempos avaliados, os maiores valores de COT foram encontrados para os tratamentos B e T (198,21 e 202,23 g kg⁻¹ respectivamente), seguido pelo tratamento F (188,69 g kg⁻¹) e o tratamento C (166,37 g kg⁻¹), sendo este último o tratamento com os menores teores de COT estatisticamente (Tabela 1, Anexo).

Destaca-se uma diminuição gradativa do COT ao longo do processo de vermicompostagem em todos os tratamentos (Figura 1). Entretanto, a degradação do COT ao longo do processo de vermicompostagem apresentou diferentes comportamentos segundo os tratamentos avaliados, uma vez que foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos nos diferentes tempos de avaliação (Tabela 1, Anexo).

Apesar de observadas diferenças entre os tratamentos no início do experimento (T0), observa-se que o tratamento C teve uma rápida diminuição dos teores de COT a partir dos primeiros trinta dias (T30), sendo mais expressivo no T45. Por outro lado, o tratamento F, até o T45, foi o tratamento que apresentava maiores teores de COT, entretanto, a partir do T60 mostrou uma rápida diminuição dos teores de COT. A partir deste tempo (T60) os tratamentos (C e F) apresentaram o mesmo comportamento nos teores de COT ao longo da finalização da vermicompostagem. Já os tratamentos T e B mostraram maiores teores de COT e foram similares entre si até o final do processo.

Assim, o produto final apresentou teores de 163,90 e 155,77 g kg⁻¹ COT para o tratamento T e B respectivamente, estatisticamente iguais entre si. Por outro lado, o tratamento F e C apresentaram teores similares 119,26 e 105,21 g kg⁻¹ de COT, respectivamente. Entretanto, durante o tempo do experimento até o final do processo o tratamento C sofreu redução de 63% do teor de COT, os tratamentos F, B e T sofreram redução de 59, 40 e 39%, respectivamente.

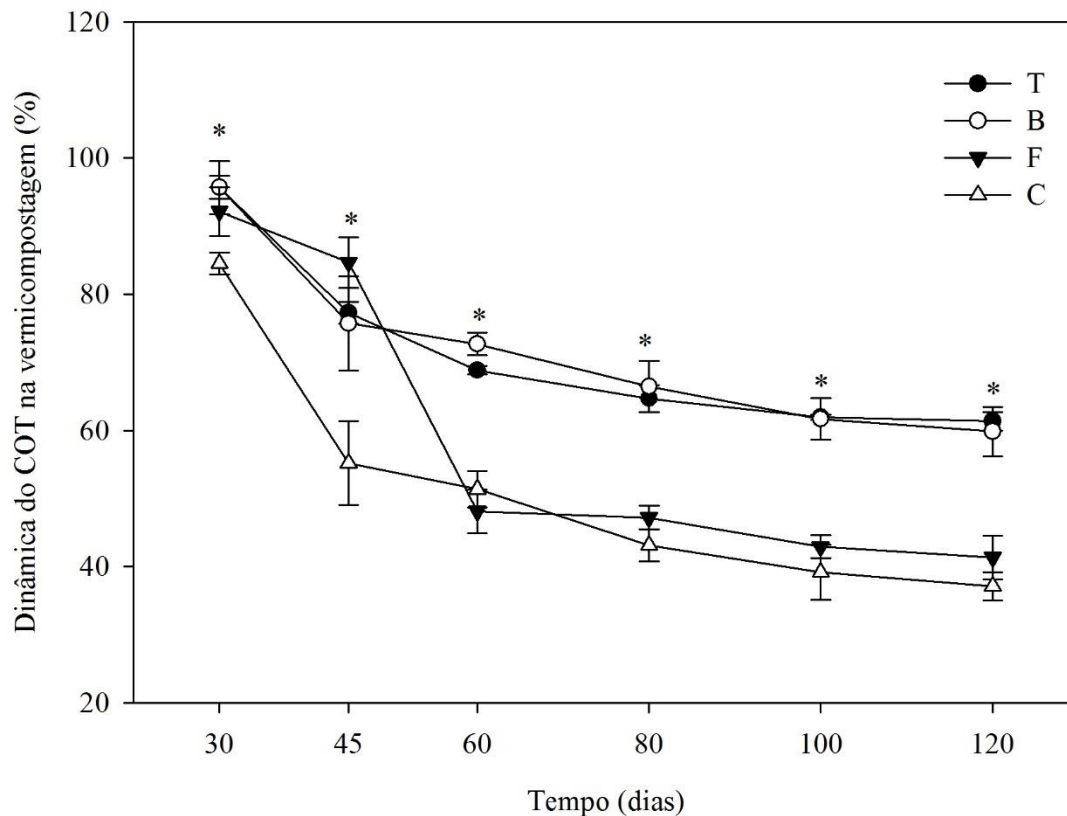


Figura 1. Dinâmica de redução do carbono orgânico total (%) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Embora as minhocas contribuam para a redução do carbono orgânico, através da degradação da matéria orgânica utilizada na sua alimentação, existe uma ampla gama de microrganismos que promovem a oxidação do carbono em CO₂ pela respiração dos microrganismos durante a degradação do material (LAZCANO et al., 2008; DORES-SILVA et al., 2013; GOSWAMI et al., 2016). A redução do COT também foi observada de forma similar em estudos durante o processo de vermicompostagem contendo esterco de animais (NEGI e SUTHAR, 2018; KARWAL e KAUSHIK, 2020; BUSATO et al., 2020). Negi e suthar (2018) observaram a redução do COT no final dos processos de

compostagem com lodo de celulose oriundo da produção de papel e/ou esterco bovino e/ou enriquecidos com *Eusemia fetida* e/ou biofortificados com fungo *Oligoporus placenta*, entretanto foi observado maior declínio do COT nos tratamentos combinados com minhocas e os fungos *O. placenta*, apresentando, em média, valores de até 10% a menos, em relação aos tratamentos sem nenhum tipo de adição microbiana. Busato et al. (2020) avaliaram a redução do COT no final do processo de vermicompostagem enriquecido com fosfato natural, e observaram que o tratamento que não recebeu inoculação microbiana apresentou decréscimo de 21,5%, os tratamentos que receberam inoculação microbiana de fungos *Trichoderma virens* ou *Trichoderma harzianum* apresentaram maior decréscimo no final do processo (26,3 e 27,1%, respectivamente) e o tratamento que recebeu inoculação do consórcio dos fungos *T. virens* e *T. harzianum* apresentou maior redução (35,1%) do início do processo. Em ambos os trabalhos foram observados maior degradação da matéria orgânica quando o processo de vermicompostagem recebera algum tipo inoculação microbiana.

Dessa forma, é provável que o consórcio dos fungos e das bactérias testadas neste trabalho, foram mais eficientes em degradar a matéria orgânica, em relação ao uso das bactérias e fungos de forma isolada, durante o processo de vermicompostagem, reduzindo os teores de COT do produto final.

6.2. Nitrogênio total

O nitrogênio total (NT) apresentou diferenças significativas entre os tratamentos avaliados nos diferentes tempos de avaliação da vermicompostagem. Foi observado uma leve tendência de aumento dos teores de NT durante o processo da vermicompostagem (Figura 2). Entretanto, para cada tempo de avaliação do composto foram observadas diferenças entre os tratamentos avaliados. Em T0, os tratamentos T, F e C apresentaram

valores iguais entre si, porém o tratamento B apresentou maiores teores de NT (Tabela 2, Anexo). A partir do T30 até o T60, o tratamento F apresentou maiores teores de NT, por outro lado os tratamentos T e C mostraram menores valores. Desse modo, a dinâmica do NT no processo de vermicompostagem não apresentou uma tendência definida até esse tempo avaliado (T60). Entretanto, a partir no T80 o tratamento B se destacou por apresentar maiores valores. Foi observado que no T100, os tratamentos sob inoculação (B, F e C) apresentaram similaridade entre si, apresentando valores maiores (média de $13,88 \text{ g kg}^{-1}$) em relação ao tratamento testemunha ($12,35 \text{ g kg}^{-1}$). Já no tempo 120 (T120), no final do experimento, na estabilização do processo de vermicompostagem, o tratamento C apresentou maiores teores de NT ($14,12 \text{ g kg}^{-1}$), por outro lado, o tratamento T apresentou os menores valores ($12,09 \text{ g kg}^{-1}$) (Tabela 2, Anexo). E o incremento maior de NT encontrado, no final do processo de vermicompostagem desde o início, foi 54% no tratamento C, seguidos pelos tratamentos F, T e B, (47, 32, 27%, respectivamente) (Figura 2).

O incremento de N pode ser atribuído à quebra de complexos orgânicos nitrogenados, macromoléculas, liberação de fezes das minhocas que são ricos em metabólitos nitrogenados excretados pelas enzimas (KARWAL e KAUSHIK, 2020). Resultados semelhantes foram obtidos em alguns trabalhos anteriores usando vermicompostagem com substratos de esterco bovino (SUTHAR., 2007; NEGI e SUTHAR, 2018).

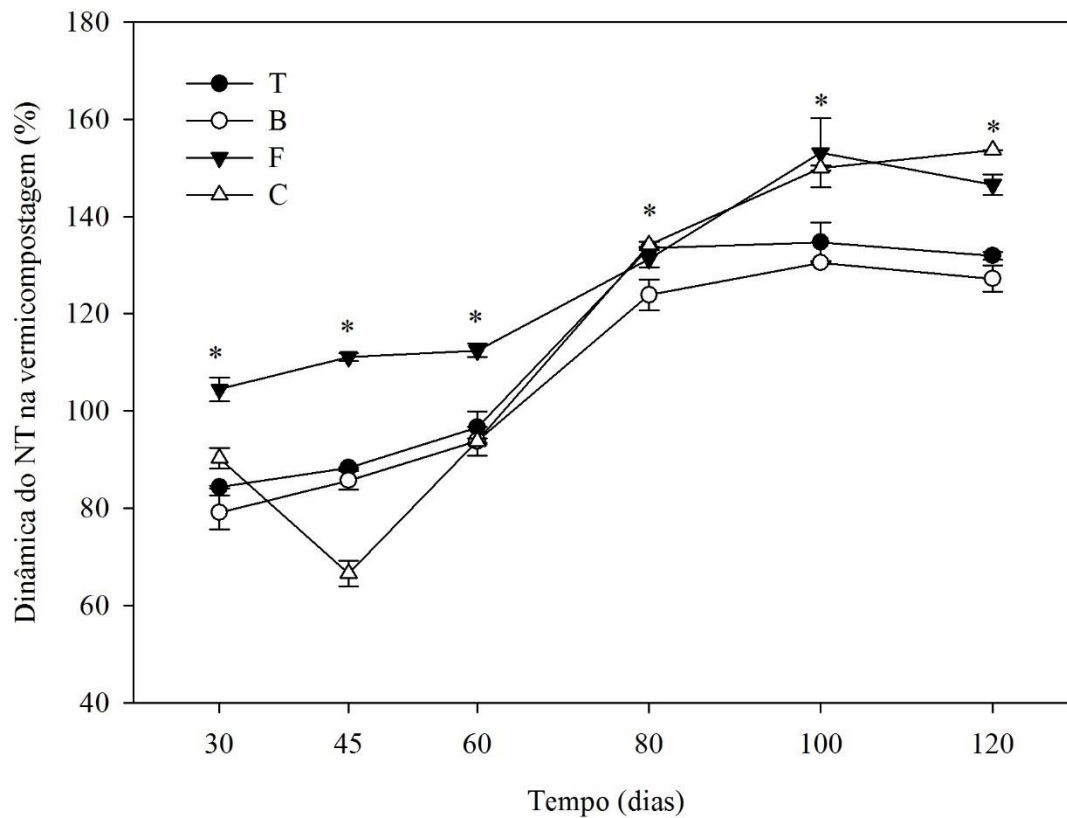


Figura 2. Dinâmica de redução do Nitrogênio total (%) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Em outro estudo avaliando a vermicompostagem de esterco bovino enriquecido com fosfato natural e inoculação de *Trichoderma* verificou-se diferentes variações nos níveis de NT, onde não foi observado uma tendência única nos tratamentos realizados com e sem inoculação microbiana e os tratamentos onde foram inoculados *Trichoderma* atingiram maiores teores de NT em relação a testemunha (sem adição de inóculo microbiano) durante o processo de vermicompostagem (SIDDIQUEE et al., 2017).

Sendo assim, é provável que a presença de fungos e bactérias, de forma isolada, promoveram maior incremento de NT no sistema em relação a testemunha, e o consórcio entre as bactérias e fungos testadas neste trabalho, mostraram ser mais eficientes por apresentarem maiores concentrações de NT durante o processo de vermicompostagem.

6.3. Relação Carbono:Nitrogênio

A relação C:N apresentou diferenças significativas entre os tratamentos avaliados nos diferentes tempos de avaliação da vermicompostagem. Foi observado uma redução da proporção C:N ao longo do processo (Figura 3) ocorre devido à degradação do COT (Figura 1) e devido ao aumento da concentração dos teores de NT (Figura 2) durante o processo da vermicompostagem.

A maturação ou a estabilização de compostos orgânicos pode ser avaliada por uma combinação de variáveis químicas e biológicas (Busato et al., 2019), dentre elas, a relação C:N tem sido utilizada como uma variável em diversos trabalhos (ZHI-WEI et al., 2019; RASTOGI et al., 2019; KARWAL et al., 2020). Ainda de acordo com Busato et al. (2019), os valores de referência de relação C:N para os compostos estabilizados encontrados na literatura variam de 30 a 12:1.

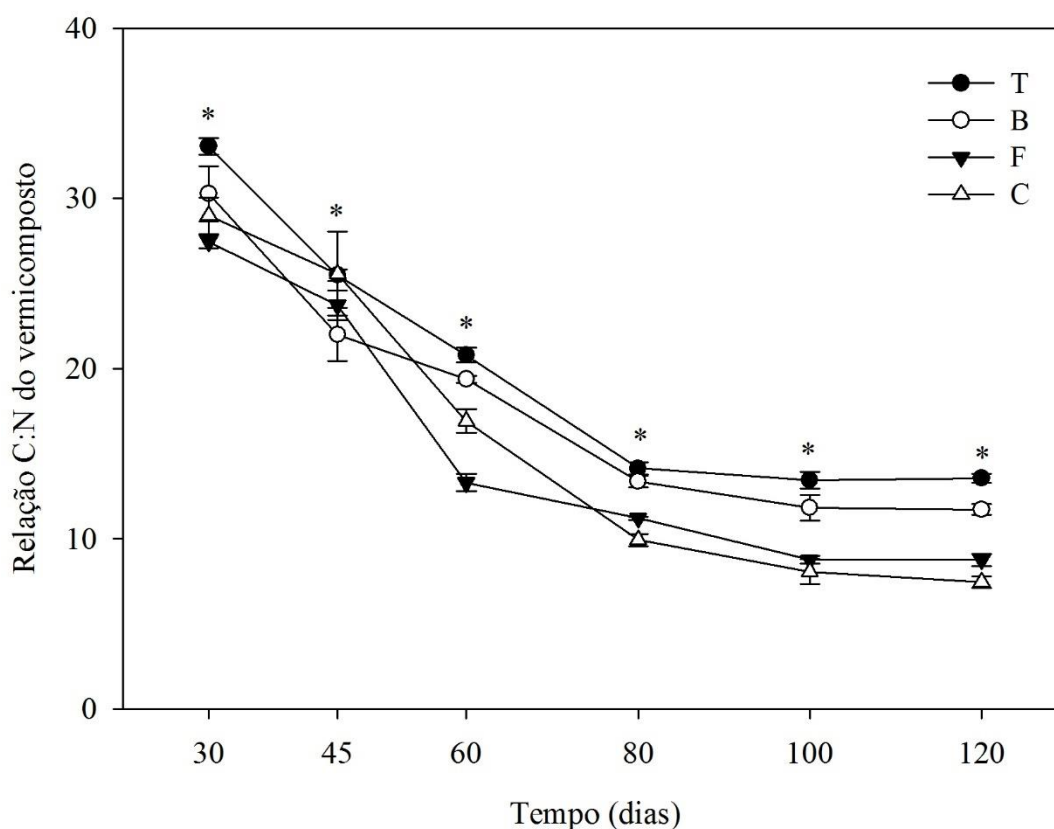


Figura 3. Relação C:N do vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Awasthi et al. (2014) usaram o consórcio de *Trichoderma viride*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus flavus* em pilhas de compostagem de resíduos sólidos urbanos e seus resultados sugeriram que as pilhas que receberam a inoculação do consórcio fúngico apresentaram maior redução da relação C:N, sendo, a pilha 1 que recebeu o consórcio dos fungos e foi revirada semanalmente sofreu redução da proporção C:N de 36,12 para 17,12 (52,61%), a pilha 2 que recebeu o consórcio dos fungos e foi revirada duas vezes por semana sofreu redução da proporção C:N de 31,43 para 17,5 (44,3%), a pilha 2 que recebeu o consórcio dos fungos e foi revirada diariamente sofreu redução da proporção C:N de 31,49 para 19,47 (38,18%) e a pilha 4 que não recebeu

inoculação dos fungos e foi revirada uma vez por semana sofreu menor redução da C:N de 34,54 para 26,18 (24,20%), durante 35 dias em processo de compostagem. Mostrando assim, que as três pilhas que receberam inoculação do consórcio dos fungos atingiram a maturidade após os 35 dias, exceto a pilha que não recebeu inoculação, considerando os valores de referência citados por Busato et al. 2019.

Considerando para o presente trabalho que o composto estabilizado deveria apresentar a relação C:N abaixo ou igual a 12:1, é possível constatar que o tratamento com inoculação do consórcio de fungos e bactérias promoveu a aceleração da estabilização do composto em comparação ao tratamento controle, alcançando a relação C:N 11,9 aos 80 dias de vermicompostagem.

6.3. Fósforo solúvel em água e ácido cítrico (2%)

Os teores de P solúvel em água (PH₂O) P solúvel em ácido cítrico 2% (Pac) mostraram comportamentos diferentes ao longo do processo de vermicompostagem.

O P solúvel em água apresentou diferenças significativas (Tukey, $p \leq 0,05$) entre os tratamentos, em média os maiores valores encontrados nos tratamentos durante o processo foram 2,35 e 2,32 mg g⁻¹, nos tratamentos F e B, respectivamente, seguido pelo tratamento C (2,04 mg g⁻¹) e pelo tratamento T com 1,73 mg g⁻¹, sendo este último o tratamento com menor teor de fósforo solúvel em água, estatisticamente.

Foi observado que o fator tempo também influenciou na disponibilidade de PH₂O. Em média, todos os tratamentos apresentaram uma redução ao final do processo de vermicompostagem desde o início do experimento, sendo a redução de T e B de 40% e para os tratamentos F e C de 30% e 37%, respectivamente (Figura 4).

Na Figura 4, observa-se que ao longo do tempo de maturação do composto, o tratamento T apresentou os menores teores de PH_2O em todos os tempos de avaliação em relação aos tratamentos que receberam algum tipo de inoculação neste experimento. Isto indica que o enriquecimento do composto com microrganismos testados neste experimento promove uma maior solubilização de P procedente do pó de rocha (Tabela 4, Anexo). Entretanto, no resultado final do vermicomposto (T120), o tratamento F destacou-se por apresentar maiores teores de PH_2O ($2,27 \text{ mg g}^{-1}$) em relação aos tratamentos C, B e T ($2,04$, $2,00$ e $1,88 \text{ mg g}^{-1}$, respectivamente). Este decréscimo pode ser explicado pelo fato de o PH_2O ser a fração mais lábil e biodisponível no sistema utilizado para formação de novos compostos e moléculas (MOHARANA e BISWAS, 2016). Outros estudos avaliando o comportamento do PH_2O também observaram redução nos níveis ao final do processo de vermicompostagem enriquecido com fosfato natural de rocha, sugerindo que pode ser devido à reação com CaCO_3 liberado do FN, causando a re-precipitação do P (SINGH, 1985; BUSTAMANTE et al., 2016). Busato et al. (2020), avaliaram o comportamento do PH_2O durante o processo de vermicompostagem enriquecido com fosfato natural e/ou inoculação de espécies de *Trichoderma*, e observaram uma diminuição do PH_2O em comparação com seus valores iniciais, embora não tenha ocorrido diferença estatística entre eles. Os tratamentos que receberam inoculação microbiana apresentaram menor declínio durante o processo e no último tempo avaliado os tratamentos que apresentaram maiores teores de PH_2O foram os que receberam inoculação de *T. harzianum* ($2,3 \text{ mg.g}^{-1}$), seguido pelo tratamento que recebeu inoculação de *T. virens* ($2,2 \text{ mg.g}^{-1}$) e o tratamento que recebeu inoculação do consórcio dos dois fungos (*T. harzianum* e *T. virens*) ($2,0 \text{ mg.g}^{-1}$), e o tratamento testemunha (sem inoculação fúngica) apresentou o menor valor no último tempo avaliado ($1,8 \text{ mg.g}^{-1}$).

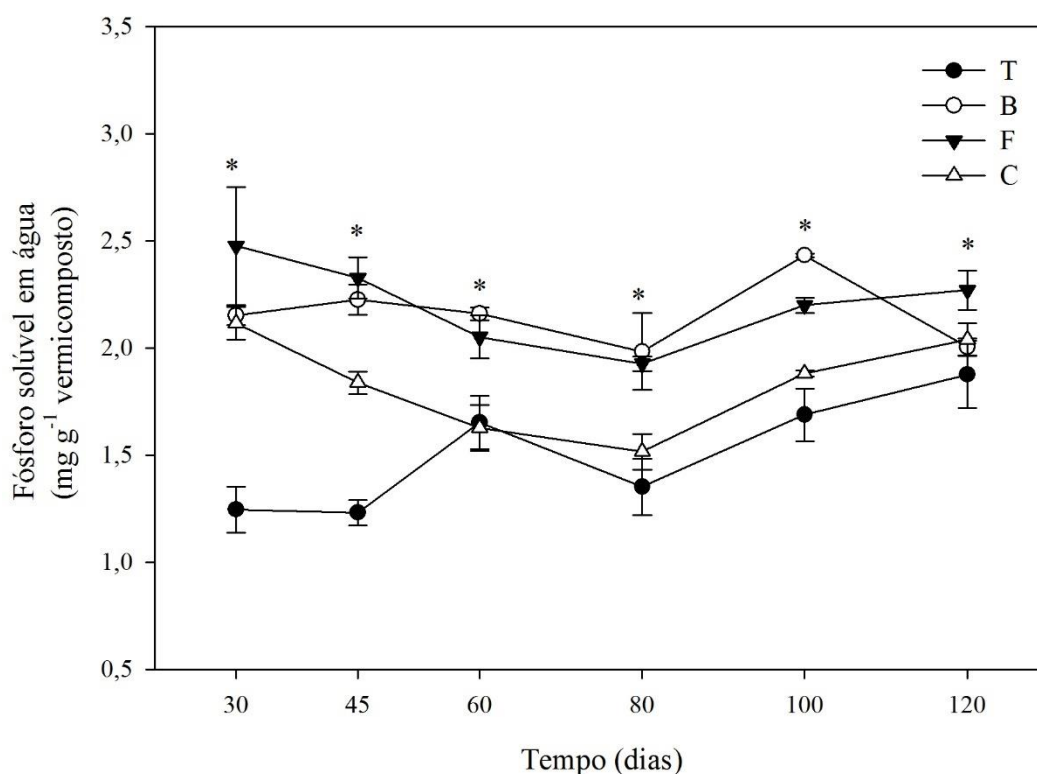


Figura 4. Teores de fósforo solúvel em água mg g^{-1} no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Em relação ao fósforo ácido cítrico (PAC), observou-se um comportamento diferente ao fósforo solúvel em água, pois enquanto os teores de PH_2O diminuíram durante o processo, os de PAC aumentaram ao final do processo de vermicompostagem. Foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, apresentando em média teores de $23,23 \text{ mg g}^{-1}$.

A disponibilidade de PAC não teve um efeito claro ao longo do tempo, pois os teores desse atributo não apresentaram um aumento ou diminuição padronizado nos diferentes tempos avaliados. Os teores de PAC tiveram um aumento médio de 47,6% no final do processo (120 dias) em relação ao início do experimento. Aos 100 dias de maturação (T100) observou-se uma similaridade entre os tratamentos, apresentando uma

média de 20,27 mg g⁻¹. Aos 120 dias (T120), observou-se um aumento de 65,7% (média de 33,59 mg g⁻¹) em relação ao T100, entretanto o tratamento B se destacou por apresentar os maiores teores de PAC com 36,0 mg g⁻¹ (Figura 4). Os tratamentos F e B, não apresentaram diferença estatística no final do processo.

O tratamento C apresentou menor teor de PAC no último tempo avaliado. E em relação ao tempo, todos os tratamentos apresentaram aumento dos teores de PAC ao final do processo de vermicompostagem desde o início do experimento. Os tratamentos B, T, F e C apresentaram os seguintes incrementos de PAC no sistema: 79, 52, 50, 20%, respectivamente.

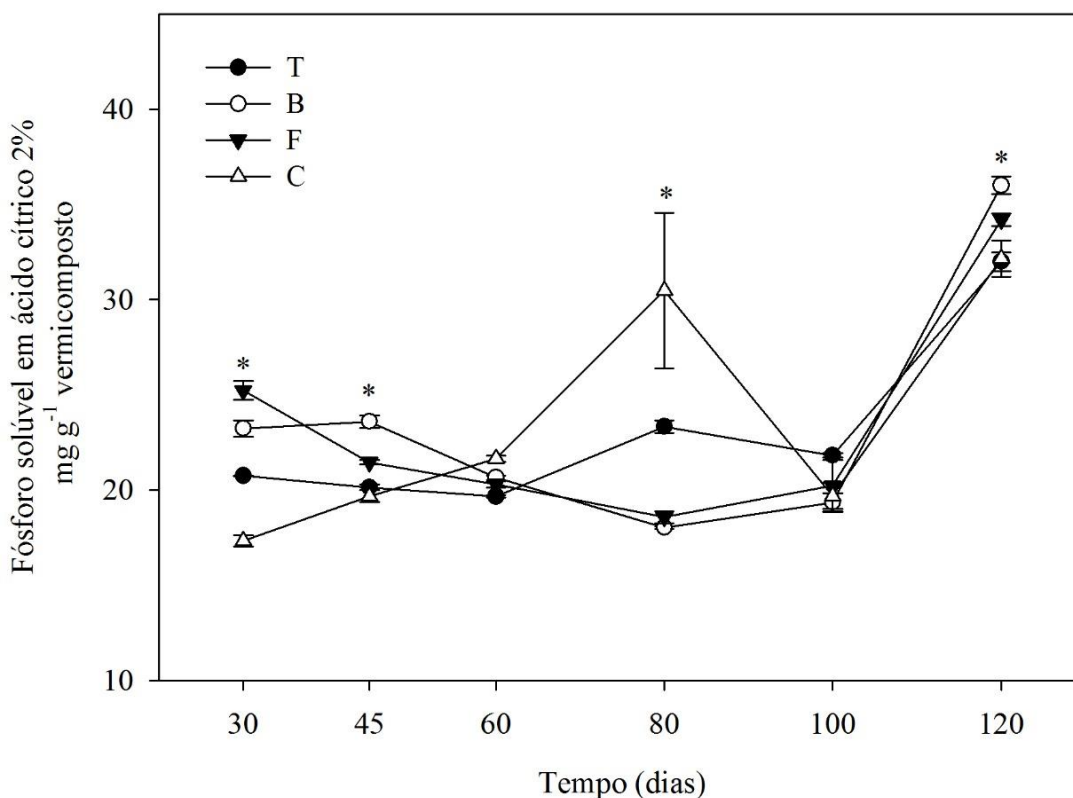


Figura 5. Teores de fósforo solúvel em ácido cítrico (PAC) (mg g⁻¹) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. vires* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Observado que o tratamento sem enriquecimento microbiano (T) também teve um aumento de PAC. Esse aumento de disponibilidade de P nesse tratamento pode ser explicado pelo fato da mineralização da matéria orgânica e disponibilização do P orgânico do material orgânico. E pela solubilização do P inorgânico pela microbiota nativa do resíduo orgânico, porém em menor quantidade, como indica a atividade enzimática fosfatase (Tabela 6 e Tabela 7, Anexo).

O maior teor de PAC no tratamento B pode estar relacionado com a maior atividade da fosfatase ácida encontrada no tratamento B durante todo o processo de vermicompostagem, com valor médio igual a $1,13\ 19\ \mu\text{mol PNP g}^{-1}\ \text{composto h}^{-1}$ (Tabela 6, Anexo).

Busato et al. (2017), utilizaram inoculações microbianas no processo de vermicompostagem, com bactérias idênticas a este trabalho, e observaram que o tratamento inoculado com a bactéria *H. seropedicae* e o tratamento inoculado com *B. silvatlantia*, apresentaram, em média, valores de 40,0 e 11,2% maiores que o tratamento não inoculado para P solúvel em água e P em ácido cítrico, respectivamente no final do período de compostagem.

Os maiores teores de PAC observados também podem estar relacionados à maior acidificação do meio devido a liberação de ácidos orgânicos ou extrusão H^+ pelos microrganismos (MARRA et al., 2015; BEHERA et al., 2016; JING et al., 2017). A inoculação destes microrganismos ao processo de vermicompostagem pode ter favorecido a maior formação de ácidos orgânicos que auxiliam na complexação de metais reduzindo a fixação de P (CHIEN, 1979; BISWAS e NARAYANASAMY, 2006; SHIRIVASTAVA et

al., 2011; BUSATO et al., 2012; MOHARANA e BISWAS, 2016), o que pode ter resultado em maior concentração de PAC no final do processo de vermicompostagem.

Vários pesquisadores avaliaram o potencial de bactérias solubilizantes de fosfato no aumento da disponibilidade de P de vermicomposto (ALIKHANI et al., 2017; BUSATO et al., 2012). Alikhani et al. (2017) avaliaram o comportamento do P durante o processo de vermicompostagem enriquecido com fosfato natural, inoculado com bactérias *Azotobacter chroococcum* ou *Pseudomonas fluorescense* e observaram que os teores de P aumentaram ao longo do tempo nos tratamentos inoculados com as bactérias (39 e 19%, respectivamente), e o tratamento testemunha permaneceu com os mesmos teores, e o consórcio entre as bactérias apresentaram valores intermediários.

6.4. Fosfatase alcalina e fosfatase ácida

A atividade da fosfatase alcalina apresentou diferenças significativas entre os tratamentos. Independente dos tempos avaliados, todos os tratamentos foram diferentes entre si (Tukey, $p \leq 0,05$) sendo os valores médios encontrados de 0,34; 0,26; 0,21 e 0,02 $\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1} para os tratamentos C; F; B e T, respectivamente. Na Figura 6, observa-se o comportamento da atividade enzimática da fosfatase alcalina nos diferentes tratamentos em diferentes tempos avaliados. O tratamento T apresentou a menor atividade da fosfatase alcalina durante todo o processo do vermicomposto. Por outro lado, o tratamento C e B tiveram um comportamento similar a partir do T80, onde em T100 houve uma diminuição da atividade para esses tratamentos, enquanto o tratamento F teve um incremento e inclusive se diferenciou estatisticamente nesse tempo de avaliação (T100), porém, em T120, no produto final do experimento, o tratamento que se destacou por apresentar a maior atividade da enzima fosfatase alcalina foi o tratamento C, apresentando valores de 0,48 $\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1} (Tabela 6, Anexo).

A fosfatase alcalina indica a atividade de mineralização de P orgânico, favorecida em condições de alcalinidade do meio. A inoculação isolada, ou em consórcio, entre os fungos e as bactérias, promoveu efeito diferenciado nesta variável. Para o tratamento inoculado com bactérias observou-se um aumento gradual da atividade da fosfatase alcalina até 60 dias de início do processo de vermicompostagem, com incremento de 11 vezes, e a partir desse período, a atividade enzimática diminuiu até os 100 dias de processo, voltando a aumentar na última avaliação (Tabela 6, Anexo).

Ao final de 120 dias de vermicompostagem, o enriquecimento do processo com a aplicação por bactérias favoreceu significativamente a atividade da fosfatase alcalina o incremento de 767%, seguido pelo consórcio entre fungos e bactérias que favoreceu a adição em 270%, e pela inoculação de fungos do gênero *Trichoderma* (35%), e por fim, pelo tratamento testemunha (2 %) (Tabela 6, Anexo).

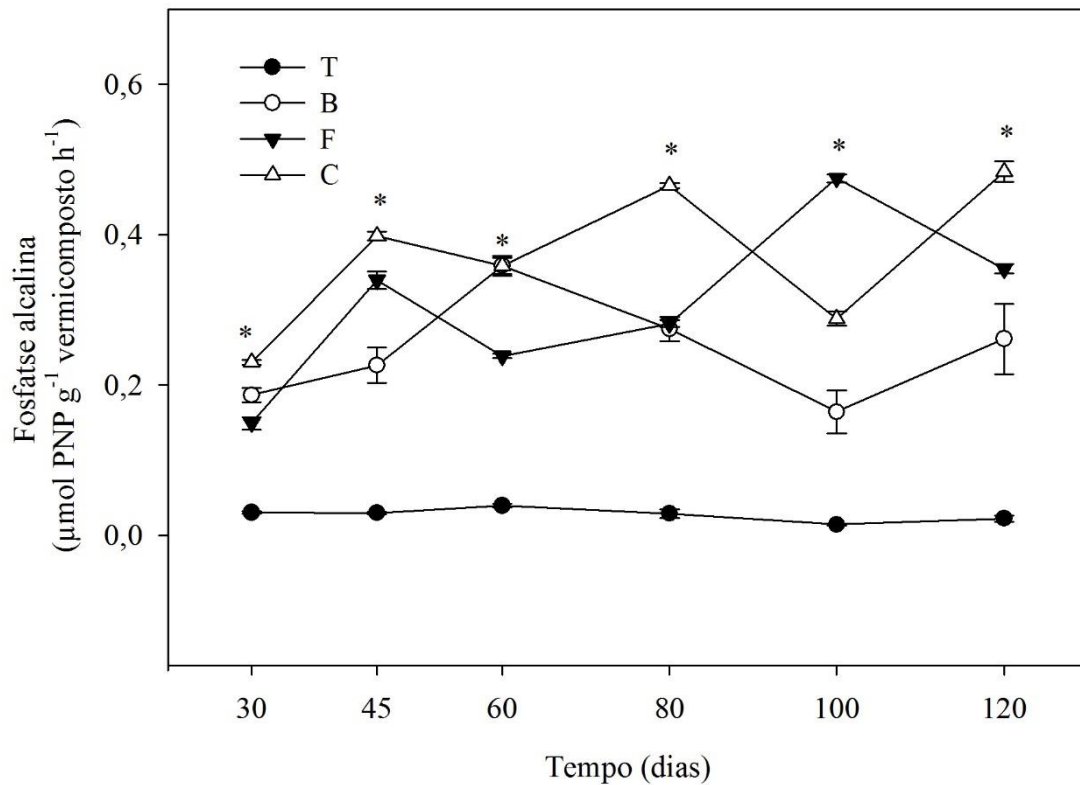


Figura 6. Atividade da fosfatase alcalina ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{vermicomposto h}^{-1}$) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperillum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

A fosfatase alcalina tem sua atividade ótima em pH 11,0 (RUBIO et al., 2015; BUSATO et al., 2016). O que evidencia a menor atividade da fosfatase alcalina durante o processo de vermicompostagem, que obteve valores de pH bem inferiores (Tabela 8 e Figura 8, Anexo).

Por outro lado, a atividade da fosfatase ácida apresentou comportamento diferente à atividade da fosfatase alcalina. Neste atributo houve diferenças significativas entre os diferentes tratamentos avaliados. A atividade enzimática apresentou valores médios de

1,13; 0,40; 0,32 e 0,22 $\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1} para os tratamentos B; F; C e T, respectivamente.

Ao observar o comportamento da atividade da fosfatase ácida, em função do enriquecimento microbiano no processo de vermicompostagem, é possível constatar que a inoculação com bactérias favoreceu o aumento da atividade dessa enzima, em comparação aos demais tratamentos (Tabela 7, Anexo). Após 30 dias do início do processo de vermicompostagem, a inoculação com bactérias promoveu um aumento de 1167% na atividade da fosfatase ácida. Nas avaliações seguintes, observou-se uma oscilação na atividade enzimática e, ao final dos 120 dias de vermicompostagem, o aumento da atividade da fosfatase ácida foi de 1455%, em comparação ao início do processo, seguido pelo tratamento testemunha (sem inoculação) com incremento de 550%, e pelo tratamento inoculado de fungos do gênero *Trichoderma* em 382 %, e por fim, pelo tratamento consórcio entre fungos e bactérias que favoreceu adição em 217 % (Tabela 7, Anexo).

Nos tempos avaliados, destaca-se o tratamento B por apresentar maiores valores em relação aos outros tratamentos testados neste estudo. A partir do T30, o tratamento B revelou valores maiores ($1,59 \mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1}) ao restante dos tratamentos, sendo 8 vezes maior à média dos outros tratamentos ($0,19 \mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1} dos tratamentos F, C e T).

No T100, o tratamento B apresentou uma queda aproximando se do tratamento F. No entanto, em T120, este tratamento incrementou a sua atividade enzimática mostrando valores de $1,40 \mu\text{mol PNP g}^{-1}$ composto h^{-1} , 3,6 vezes maior ao restante dos valores dos tratamentos F, C e T, (Tabela 7 e Figura 7, Anexo).

O aumento da fosfatase ácida durante o processo de vermicompostagem pode ser devido à redução gradual nos valores de pH, uma vez que a fosfatase ácida tem sua atividade ótima em pH 6,5. Valores diferentes foram observados pelos autores (ALBRECHT et al., 2010; BUSATO et al., 2016). Albrecht et al. (2010) relataram que a atividade das enzimas fosfatase ácida e alcalina geralmente são mais altas durante o primeiro mês de compostagem e declínio durante o processo.

Busato et al. (2017), utilizaram inoculações microbianas no processo de vermicompostagem, com bactérias idênticas a este trabalho a inoculação do composto com a bactéria *H. seropedicae* apresentou aumento de 172,8% e 442% na atividade das fosfatases ácidas e alcalinas, respectivamente, em relação ao composto não inoculado com microrganismos. E a inoculação do composto com a bactéria *B. silvatlantica* apresentou atividade das fosfatases alcalinas 32,8% maior, em relação ao composto não inoculado.

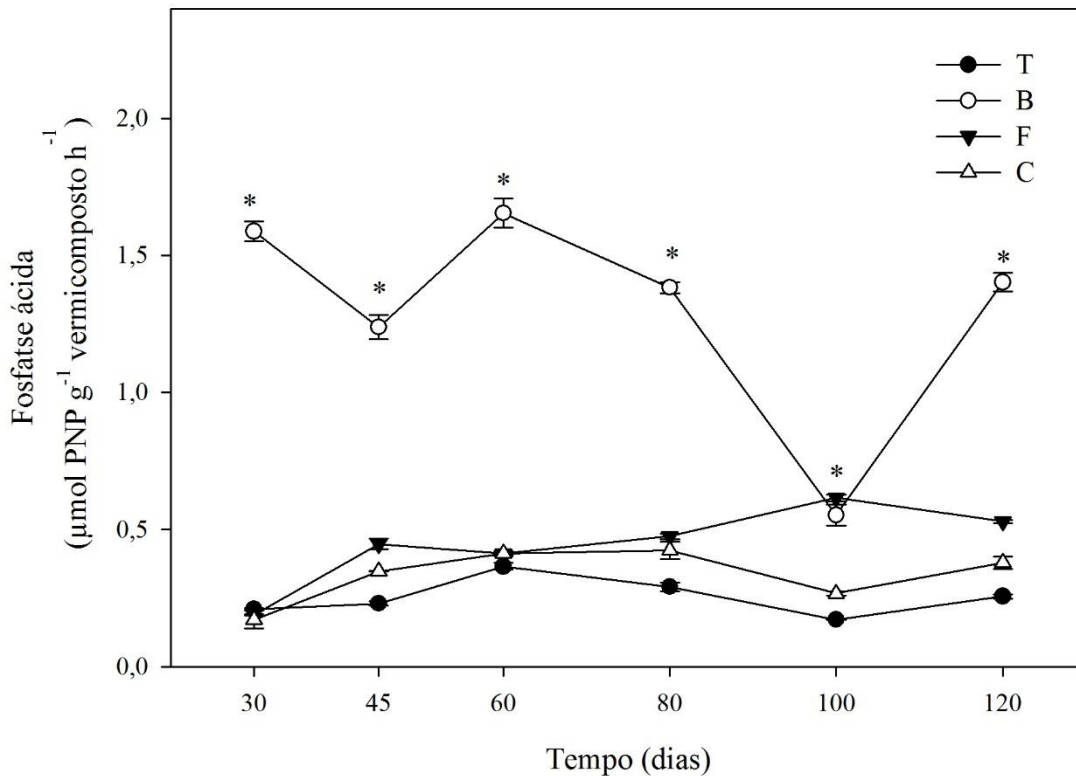


Figura 7. Atividade da fosfatase ácida ($\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ vermicomposto h^{-1}) no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

6.5. pH em Água e pH em CaCl_2

O pH em água e CaCl_2 apresentaram diferenças significativas (Tukey, $p \leq 0,05$) nos tratamentos avaliados. Em ambas as determinações de pH ocorreu uma diminuição gradativa em todos os tratamentos avaliados (Figura 8 e Figura 9), sendo o tratamento T que apresentou os maiores valores. Entretanto, os tratamentos sob inoculação, testados neste experimento, diminuíram os valores de pH em relação ao tratamento T, tanto em água como em CaCl_2 .

No caso do pH em água, o tratamento T apresentou valores de 7,66, sendo o maior valor encontrado, seguido pelos tratamentos F e C, ambos com valores de 7,46, seguido pelo tratamento B quem apresentou os menores valores (7,34).

Já na avaliação de pH em CaCl_2 , o tratamento T também apresentou maiores valores de pH (7,41), enquanto o tratamento C e B apresentaram os menores valores encontrados, 7,17 e 7,16, respectivamente.

Durante o tempo do experimento, houve uma redução de 1,04 unidades no pH em água e 1,13 unidades no pH em CaCl_2 . Em ambas as determinações de pH, o tratamento C apresentou o menor valor encontrado, sendo pH em água de 6,76 e pH em CaCl_2 de 6,53 (Tabela 8 e Tabela 9, Anexo).

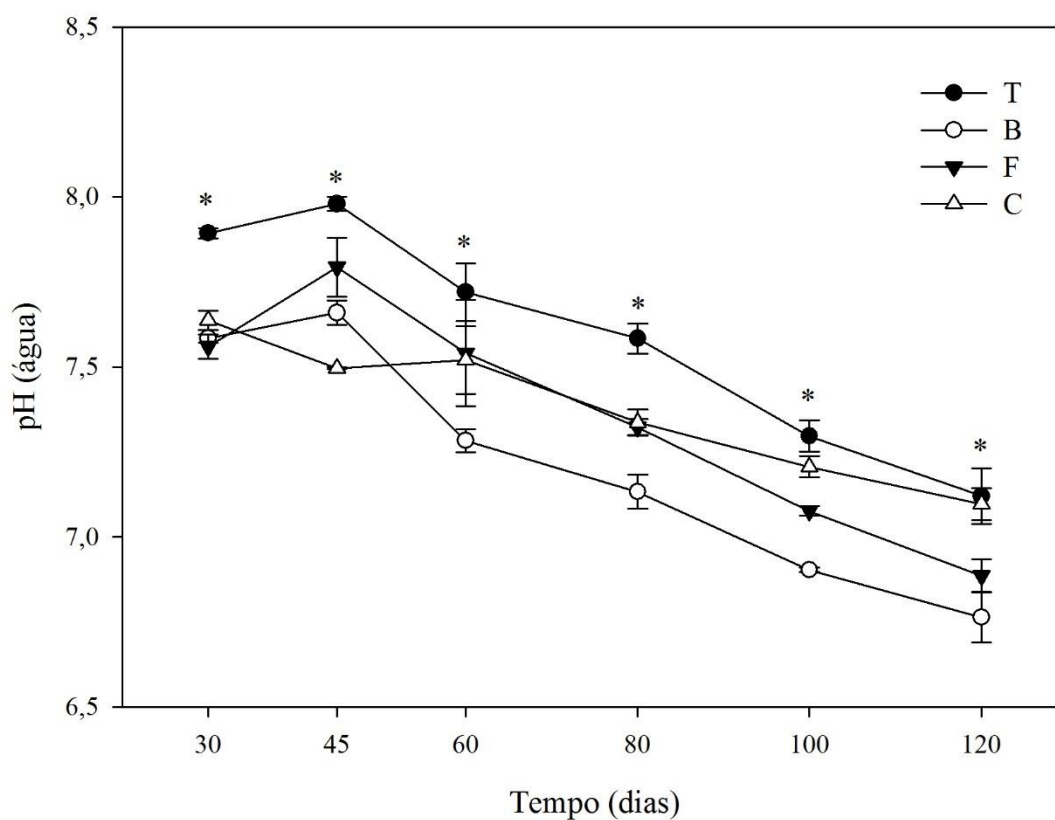


Figura 8. Teores de pH em água no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

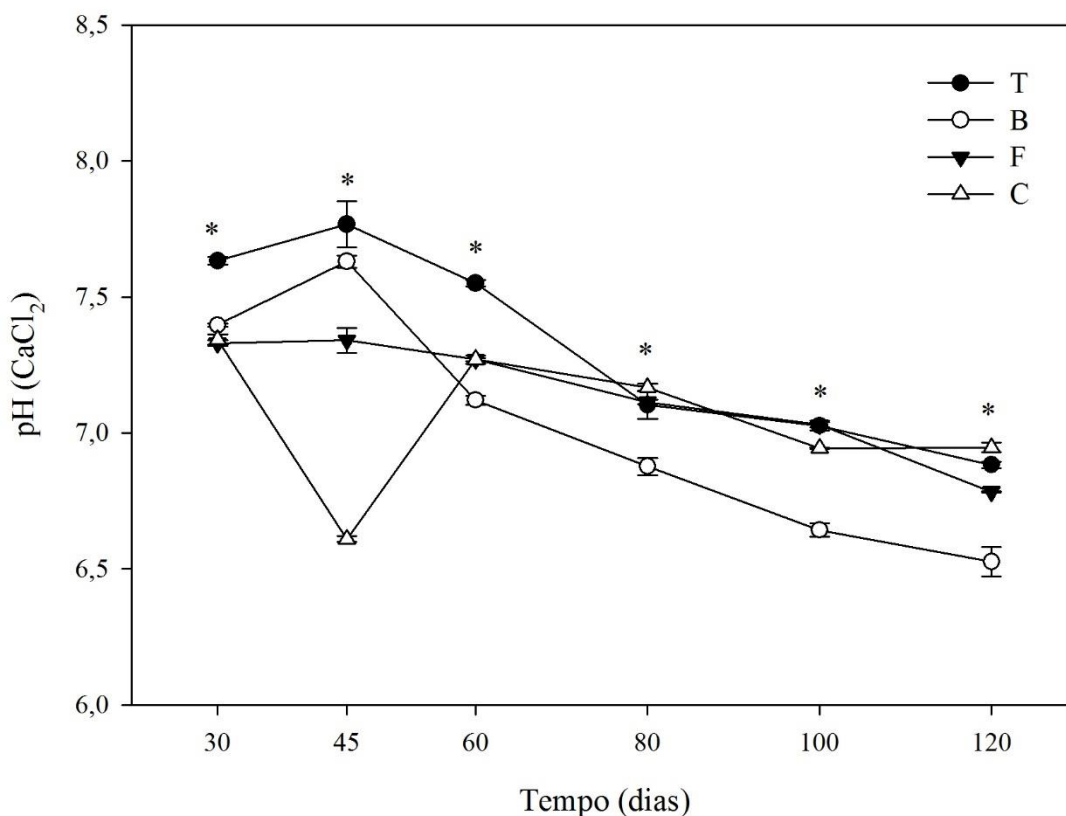


Figura 9. Teores de pH em CaCl_2 no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Alguns estudos mostram que a redução dos valores de pH podem ser explicados pela produção de ácidos orgânicos, liberação de prótons H^+ , a exudação de exopolissacarídeos e de sideróforos (SHARMA et al., 2013; MARRA et al., 2015; JING et al., 2017; YUVARAJ et al., 2018), bem como pela presença de ácidos húmicos produzidos durante o processo de degradação do material orgânico, capazes de fornecer grupamentos carboxílicos e fenólicos, que contribuem para a acidificação do meio (BUSATO et al., 2016; BUSTAMANTE et al., 2016; MOHARANA E BISWAS, 2016).

Espécies de gênero *Burkholderia* utilizadas em um estudo em condições de laboratório se mostraram capazes de secretar quantidade significativa de ácidos orgânicos na presença de FN (BUSATO et al., 2012), o que corrobora o resultado do presente trabalho, que encontrou menores valores de pH nos tratamentos quando inoculados com a bactéria *B. silvatlantica*.

6.6. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica (CE) mostrou diferenças significativas (Tukey, $p \leq 0,05$) tanto na avaliação dos tratamentos em si, como nos tempos de avaliação. Foram encontrados valores de 1295; 1221; 1137 e 880 $\mu\text{S m}^{-1}$ para os tratamentos B; F; C e T, respectivamente, sendo todos estes tratamentos diferentes entre si.

Ao longo dos tempos avaliados no processo de maturação do vermicomposto, a tendência das unidades da condutividade elétrica foi aumentar gradativamente. Na Figura 10, se destaca o tratamento T por apresentar os menores valores de condutividade elétrica em todos os tempos avaliados, entretanto, os tratamentos sob inoculação, seja bactéria, fungo ou a combinação destes, apresentaram aumento nos valores de CE.

Em média, houve um incremento de 46% da CE nos tratamentos inoculados em relação ao tratamento T. De igual forma, o tratamento que melhor se destacou por apresentar maiores valores de CE foi o tratamento B com valores de 1965 $\mu\text{S m}^{-1}$ (Tabela 10, Anexo).

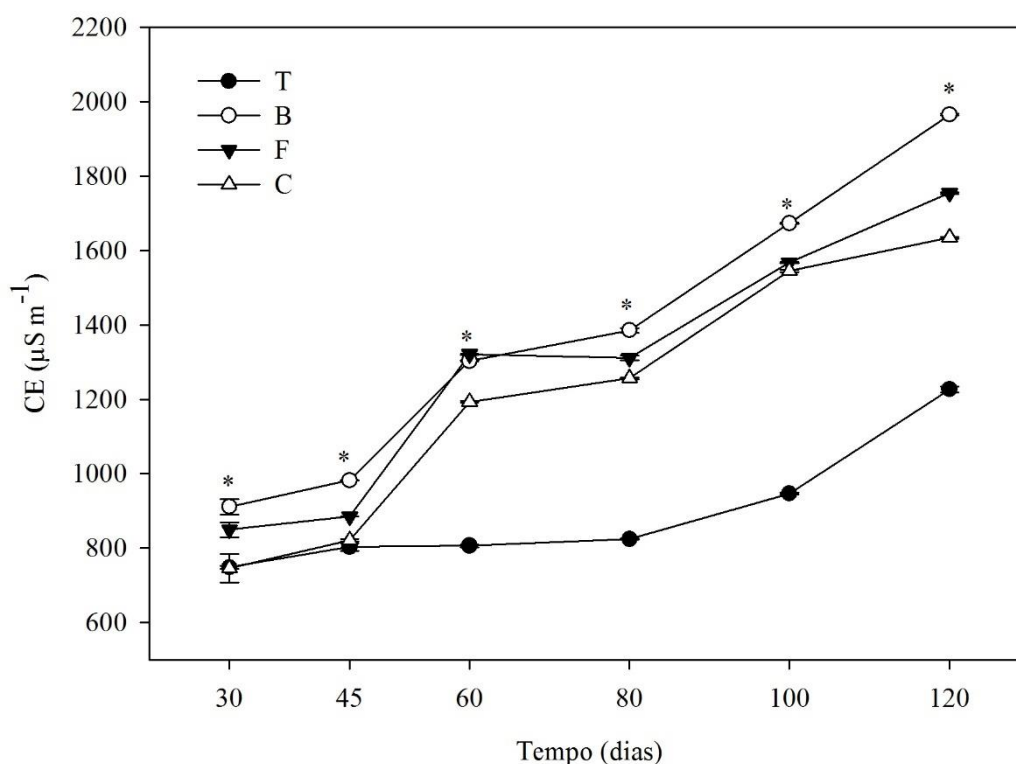


Figura 10. Condutividade elétrica no vermicomposto em relação ao teor inicial, durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e poda urbana enriquecido com FN e microrganismos potencialmente solubilizadores de fosfato (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). Diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5% foram expressos com (*). Barras representam os erros das médias dos tratamentos.

Este efeito pode ter ocorrido em devido a liberação de amônio e íons fosfato a partir da degradação da matéria orgânica podendo indicar elevação dos níveis de salinidade (CHOWDHURY et al., 2015; ONWOSI et al., 2017). Também pode ser atribuído a um aumento da taxa de decomposição da matéria-prima por minhocas. A condutividade elétrica mais elevada reflete a presença de sais mais solúveis, metabólitos como amônio e íons inorgânicos produzidos pelas atividades das minhocas durante a vermicompostagem (YADAV e GARG, 2011B; LUKASHE et al., 2019).

Os valores de CE podem indicar elevação dos níveis de salinidade causando efeitos deletérios na germinação e crescimento das plantas, com valores acima de 4000

$\mu\text{s cm}^{-1}$ (GAO et al., 2010). Neste trabalho todos os tratamentos utilizados apresentaram valores abaixo dos valores apontados como seguro (GAO et al., 2010; WONG et al. 2001; DING et al.2011).

7. Conclusões

O uso dos fungos e das bactérias, de forma isolada ou em consórcio, foram mais eficientes em degradar a matéria orgânica, destacando maior eficiência para o uso consorciado, durante o processo de vermicompostagem, reduzindo os teores de COT do produto final.

O processo de vermicompostagem favoreceu a solubilização de P proveniente do fosfato de rocha, com destaque para o enriquecimento do processo com bactérias.

A inoculação dos microrganismos de forma isolada, testadas neste experimento, favoreceu maior disponibilidade de P no vermicomposto. Mostrou-se mais eficiente a inoculação com as bactérias.

A inoculação microbiana de forma isolada ou consorciada, em média, favoreceu a atividade das enzimas fosfatase alcalina e ácida independentemente dos tempos avaliados. O uso das bactérias de forma isolada mostrou se mais eficientes na solubilização de P e atividade enzimáticas.

8. Referências Bibliográficas

ALBRECHT R., LE PETIT J., CALVERT V., TERROM G., PÉRISSOL C. Changes in the level of alkaline and acid phosphatase activities during green wastes and sewage sludge co-composting. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 228-233, 2010.

ADANI, F., PAPA, G., SCHIEVANO, A., CARDINALE, G., D'IMPORZANO, G., TAMBONE, F. Nanoscale structure of the cell wall protecting cellulose from enzyme attack. **Environmental Science Technology**, v. 45, p. 1107–1131, 2011.

ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. **Wiley**. New York, 1977.

ALIKHANI, H. A., HEMATI, A., RASHTBARI, M., TIEGS, S. D. Enriching vermicompost using P-solubilizing and N-fixing bacteria under different temperature conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, p. 139-147, 2016.

ALTOMARE, C., NORVELL, W. A, BJORKMAN, T., HARMAN, G. E. Solubilization of phosphates and micronutrients by the plant-growth-promoting and biocontrol fungus *Trichoderma harzianum* Rifai 1295-22. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, p. 2926-2933, 1999.

ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A., BIERMAN, P. Influences of vermicomposts on field strawberries: Part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties. **Bioresource Technology**. v. 97, p. 831–840, 2006.

ASGHER, M., BASHIR, F., IQBAL, H.M.N. A comprehensive ligninolytic pre-treatment approach from lignocellulose green biotechnology to produce bio-ethanol. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 92, p. 1571–1578, 2014.

AWASTHI, M.K., PANDEY, A.K., KHAN, J., BUNDELA, P.S., WONG, J.W., SELVAM, A. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. **Bioresour. Technol.** v. 163, p. 214–221, 2014.

AVDALOVIC, J., BESKOSKI, V., GOJGIC-CVIJOVIC G., MATTINEN, M., STOJANOVIC, M., ZILDZOVIC S., VRVIC, M. M. Microbial solubilization of phosphorus from phosphate rock by iron-oxidizing *Acidithiobacillus* sp. B2. **Minerals Engineering**, v. 72, p. 17-22, 2015.

BARDIYA, M.C., GAUR, A.C. Isolation and screening of microorganisms dissolving low-grade rock phosphate. **Folia Microbiologica**, v. 19, p. 386–389, 1974.

BARROSO, C.B., NAHAS, E. Solubilização do fosfato de ferro em meio de cultura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 43, p. 529-535, 2008.

BARTHOD, J., RUMPEL, C., DIGNAC, M.-F. Composting with additives to improve organic amendments. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 38, p. 17, 2018.

BENNETT JW, WUNCH KG, FAISON BD. Use of fungi in biodegradation. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington, p. 960–71, 2002.

BERNAL MP, ALBURQUERQUE JA, MORAL R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review: **Bioresource Technology**. v. 100, p.5444–5453, 2009.

BERNSTAD, A., SCHOTT, S., WENZEL, H., LA COUR, J. J. Identification of decisive factors for greenhouse gas emissions in comparative life cycle assessments of food waste management - an analytical review. **Journal of Cleaner Production** , v. 119, p. 13–24, 2016.

BISWAS, D. R., NARAYANASAMY, G. Rock phosphate enriched compost: an approach to improve low-grade Indian rock phosphate. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2243-2251, 2006.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total, In: PAGE, A. L.; MILLER, R. A.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil Analysis**. 2. ed. Madison: American Society of agronomy. p. 595-624, 1982.

BROWMAN, M.G., TABATABAI, M. A. Phosphodiesterase activity of soils **Soil. Science Society of America Journal**, v. 42, p. 284-290, 1978.

BUSATO, J. G., FERRARI L.H., CHAGAS JUNIOR A.F., DA SILVA D.B., DOS SANTOS, T. P., DE PAULA, A.M, Trichoderma strains accelerate maturation and increase available phosphorus during vermicomposting enriched with rock phosphate. **Journal of Applied Microbiology**, v. 130, p. 1208-1216, 2020.

BUSATO, J. G., PAULA, A. M., FERRARI, L. H. Enriquecimento microbiano visando otimizar o processo de compostagem. In: Severiano, E.C.; Moraes, M.F.; PAULA, A.M. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo** - Volume X. 1ed.Viçosa: SBCS, 2019, v. X, p. 522-576.

BUSATO, J. G, ZANDONADI, D. B., MÓL, A. R., SOUZA, R. S., AGUIAR, K. P., JUNIOR, F. B., OLIVARES, F. L. Compost biofortification with diazotrophic and P-solubilizing bacteria improves maturation process and P availability. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, p. 949-955, 2017.

BUSATO, J. G., PAPA, G., CANELLAS, L. P., ADANI, F., OLIVEIRA, A. L., LEÃO, T. P. Phosphatase activity and its relationship with physical and chemical parameters during vermicomposting of filter cake and cattle manure. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 96, p. 1223-1230, 2016.

BUSATO, J.G., LIMA, L.S., AGUIAR, N.O., CANELLAS, L.P., OLIVARES, F.L. Changes in labile phosphorus forms during maturation of vermicompost enriched with phosphorus-solubilizing and diazotrophic bacteria. **Bioresource Technology**, v.110, p. 390–395, 2012.

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, p. 557-563, 2016.

CALABI-FLOODY M., MEDINA, J., RUMPEL, C., CONDRON, L. M., HERNANDEZ, M., DUMONT, M., MORA, M. L. Smart fertilizers as a strategy for sustainable agriculture. **Advances in Agronomy**, 2017.

CHAN, Y. C., SINHA, R. K., WANG, W. J. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane, **Waste Management & Research**, v. 29, p. 540–548, 2011.

CHI, R., XIAO, C., HUANG, X., WANG, C., WU, Y. Bio-decomposition of rock phosphate containing pyrites by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. **Journal of Central South University of Technology**. v. 14, p. 170-175, 2007.

CHUNG, H., PARK, M., MADHAIYAN, M., SESHADRI, S., SONG, J., CHO, H., SA, T. Isolation and characterization of phosphate solubilizing bacteria from the rhizosphere of crop plants of Korea. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 37, p. 1970-1974, 2005.

COTTA, S. R., Cavalcante, F. D. A., Seldin, L., Andreote, F. D., Van Elsas, J. D. The diversity and abundance of phytase genes (β -propeller phytases) in bacterial communities of the maize rhizosphere. **Letters in Applied Microbiology**, v. 62, p. 264-268, 2016.

COUGHLAN MP, MAYER F. The cellulose-decomposing bacteria and their enzyme systems. In: Balows A, Trüper HG, Dworkin M, Harder W, Schleifer KH (eds) *The prokaryotes: a handbook on the biology of bacteria*, **Springer**. Berlin Heidelberg, New York, p. 460–516, 1992.

COUTINHO, F. P., FELIX, W. P., YANO-MELO, A. M. Solubilization of phosphates in vitro by *Aspergillus* spp. and *Penicillium* spp. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 85–89, 2012.

DE GONZALO, G., COLPA, D. I., HABIB, M. H. M., FRAAIJE, M. W. Bacterial enzymes involved in lignin degradation. **Journal of Biotechnology**, v. 236, p. 110–119, 2016.

DE VUYST, L., DE VIN, F., VANINGELGEM, F., DEGEEST, B. Recent developments in the biosynthesis and applications of heteropolysaccharides from lactic acid bacteria. **International Dairy Journal**, v. 11, p. 687–707, 2001.

DOMINGUEZ, J., EDWARDS, C. Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. **Vermiculture Technology**, v.27, p. 40, 2010.

EYS and TY. The potential reuse of biodegradable municipal solid wastes (MSW) as feedstocks in vermicomposting. **Journal Science Food and Agriculture**, v. 90, p. 2153-2162, 2010.

FILHO, A. V. S., SILVA, M. I. V. Importância das substâncias húmicas para a agricultura. **Anais do II Emepa** - Simpósio Nacional sobre as culturas do Inhame e do Taro, 2002.

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

GAUR, A. C., PAREEK, R. P. Organic acids in soil during degradation of organic residues. Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B, **Biological Sciences**, 1974.

GHOSH, P., RATHINASABAPATHI, B., LENA, M. A. Q. Phosphorus solubilization and plant growth enhancement by arsenic-resistant bacteria. **Chemosphere**, v. 134, p. 16, 2015.

GOLDSTEIN, ALAN H. Recent progress in understanding the molecular genetics and biochemistry of calcium phosphate solubilization by gram negative bacteria. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 12, p. 185-193, 1995.

GÓMEZ-BRANDÓN, M., DOMÍNGUEZ, J. Recycling of solid organic wastes through vermicomposting: Microbial community changes throughout the process and use of vermicompost as a soil amendment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 44, p. 1289–1312, 2014.

HARUTA, S., Z. CUI, Z. HUANG, M. LI, M. ISHII, Y. IGARASHI. Construction of a stable microbial community with high cellulose-degradation ability. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 9, p. 529–534, 2002.

HOORNWEG, D., BHADA-TATA, P., KENNEDY, C. Environment: waste production must peak this century. **Nature**, v. 502, p. 615–617, 2013.

HUSSAIN, N., ABBASI, T., ABBASI, S.A. Vermicomposting transforms allelopathic parthenium into a benign organic fertilizer. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 180–189, 2016.

ILLMER, P., SCHINNER, F. Solubilization of inorganic calcium phosphates-solubilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 257-263, 1995.

J.G. BUSATO, L.H. FERRARI, A.F. CHAGAS JUNIOR, D.B. DA SILVA, T. DOS SANTOS PEREIRA e A.M. DE PAULA. *Trichoderma* strains accelerate maturation and increase available phosphorus during vermicomposting enriched with rock phosphate. **Journal of Applied Microbiology**, p. 1-9, 2020.

JIMÉNEZ, E. and PÉREZ GARCÍA, V. Determination of maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 38, p. 331–343, 1992.

JING, Z., CHEN, R., WEI, S., FENG, Y., ZHANG, J., LIN, X. Response and feedback of C mineralization to P availability driven by soil microorganisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 105, p. 111-120, 2017.

JONES, D. L. Organic acids in the rhizosphere a critical review. **Plant and Soil**, v. 205, p. 25-44, 1998.

JURADO, M. M., SUÁREZ-ESTRELLA, F., LÓPEZ, M. J., VARGAS-GARCÍA, M. C., LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A., MORENO, J. Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, p. 186, v. 15–24, .2015.

KAPRI, A., TEWARI, L. Phosphate solubilization potential and phosphatase activity of rhizospheric *Trichoderma spp.* **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 41, p. 787-795, 2010.

KARWAL, M., KAUSHIK, A. Co-composting and vermicomposting of coal fly-ash with press mud: Changes in nutrients, micro-nutrients and enzyme activities. **Environmental Technology & Innovation**. 18, 100708, (2020).

KAWAGUCHI, H., HASUNUMA, T., OGINO, C., KONDO, A. Bioprocessing of bio-based chemicals produced from lignocellulosic feedstocks. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 42, p. 30–39, 2016.

KHASAWNEH, F. E., DOLL, E. C. The use of phosphate rock for direct application to soils. **Advances in Agronomy**, v. 30, p. 159-206, 1979.

KIRK TK, FARELL RL. Enzymatic “combustion”: the microbial degradation of lignin. **Annual Reviews in Microbiology**, p. 41, v. 465–505, 1987.

KORZENIOWSKA, J., STANISŁAWSKA-GLUBIAK, E., HOFFMANN, J., G_ORECKA, H., J_O_ZWIAK, W., WI_SNIEWSKA, G. Improvement of the solubility of rock phosphate by cocomposting it with organic components. *Polish of Journal of Chemical Technology*. v. 15, p. 10-14, 2013.

KUMAR, V., SINGH, K. Enriching vermicompost by nitrogen fixing and phosphate solubilizing bacteria. **Bioresource Technology**, v. 76, p. 173–175, 2001.

LÓPEZ-BUCIO, J., PELAGIO-FLORES, R., HERRERA-ESTRELLA, A. *Trichoderma* as biostimulant: exploiting the multilevel properties of a plant beneficial fungus. **Scientia Horticulturae**, v. 196, p. 109-123, 2015.

MAHIDI, S. S., HASSAN, G. I., HUSSAIN, A., FAISUL-UR-RASOOL. Phosphorus availability issue-its fixation and role of phosphate solubilizing bacteria in phosphate solubilization-case study. **Agricultural Science Research Journal**, v. 2, p. 174-179, 2011.

MAJI, D., MISRA, P., SINGH, S., KALRA, A. Humic acid rich vermicompost promotes plant growth by improving microbial community structure of soil as well as root nodulation and mycorrhizal colonization in the roots of *Pisum sativum*. **Applied Soil Ecology**, v. 110, p. 97–108, 2017.

MALIK, M.A., MARSCHNER, P., KHAN, K.S. Addition of organic and inorganic P sources to soil - Effects on P pools and microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 49, p. 106–113, 2012.

MARGALEF, O., SARDANS, J., FERNÁNDEZ-MARTÍNES, M., MOLOWNY-HORAS, R., JANSSENS, I. A., CIAIS, P., GOLL, D., RICHTER, A., OBERSTEINER, M., ASENSIO, D., PEÑUELAS J. Global patterns of phosphatase activity in natural soils. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1337, 2017.

MARRA, L. M., OLIVEIRA-LONGATTI, S. M., SOARES, C. R. F. S., LIMA, J. M., OLIVARES, F. L., MOREIRA, F. M. S. Initial pH of medium affects organic acids production but do not affect phosphate solubilization. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 46, p. 367-375, 2015.

MARSHALL, RE., FARAHBAKHS, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, p. 988–1003, 2013.

MCGILL, W. B., COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, p. 267-286, 1981.

MENDES, G. O., FREITAS, A. L. M., SILVA, O. L. P. R., VASSILEV, N. B., COSTA, M. D. Mechanisms of phosphate solubilization by fungal isolates when exposed to different P sources. **Annals of Microbiology**, v. 64, p. 239-249, 2014.

MOHARANA, P. C., BISWAS, D. R. Assessment of maturity indices of rock phosphate enriched composts using variable crop residues. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 1-13. 2016.

MU, D., HOROWITZ, N., CASEY, M., JONES, K. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the US. **Waste Manage**, v. 59, p. 476-486, 2017.

NIGUSSIE A, BRUUN S, DE NEERGAARD A, KUYPER TW. Earthworms change the quantity and composition of dissolved organic carbon and reduce greenhouse gas emissions during composting. *Waste Management*, v. 62, p. 43–51, 2017.

NIGUSSIE, A., KUYPER, T.W., BRUUN, S., DE NEERGAARD. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small scale composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p.429–439, 2016.

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

PAPA G, SCAGLIA B, SCHIEVANO, A., ADANI F. Nanoscale structure of organic matter could explain litter decomposition. *Biogeochemistry*, v, 117, p. 313–324, 2014.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. New York: Academic Press, p. 273, 1989.

PAVINATO E ROSOLEM. Disponibilidade de nutrientes no solo - Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32.p. 911-920, 2008.

PELAGIO-FLORES, R., ESPARZA-REYNOSO, S., GARNICA-VERGARA, A., LÓPEZ-BUCIO, J., HERRERA-ESTRELLA, A. *Trichoderma*-Induced Acidification Is an Early Trigger for Changes in *Arabidopsis* Root Growth and Determines Fungal Phytostimulation. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1–13, 2017.

PERGOLA, M., PERSIANI, A., PALESE, A.M., DI MEO, V., PASTORE, V., D'ADAMO, C., CELANO, G. Composting: The way for a sustainable agriculture. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 744 – 750, 2018.

RABINOVICH ML, BOLOBOVA AV, VASIL'CHENKO. Fungal decomposition of natural aromatic structures and xenobiotics: a review. *Applied Biochemistry and Microbiology*, v. 40, p. 1–17, 2004.

RAGAUSKAS, A.J., BECKHAM, G.T., BIDDY, M.J., CHANDRA, R., CHEN, F., DAVIS, M.F., DAVISON, B.H., DIXON, R.A., GILNA, P., KELLER, P., LANGAN, P., NASKAR, A.K., SADDLER, J.N., TSCHAPLINSKI, T.J., TUSKAN, G.A., WYAN, C.E. Lignin valorization: Improving lignin processing in the biorefinery. **Science**, v. 344, 1246843.

RASOOL AZARMI. Effect of *Trichoderma* isolates on tomato seedling growth response and nutrient uptake. **African Journal Biotechnology**. v. 10, p. 5850–5855, 2011.

RAWAT, R., TEWARI, L. Effect of abiotic stress on phosphate solubilization by biocontrol fungus *Trichoderma* sp. **Current Microbiol**, v. 62, p, 1521–1526, 2011.

RODRÍGUEZ, H., FRAGA, R. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. **Biotechnology Advances**, v. 17, p. 319–339, 1999.

RUDRESH, D. L., SHIVAPRAKASH, M. K., PRASAD, R. D. Tricalcium phosphate solubilizing abilities of *Trichoderma* spp. in relation to P uptake and growth and yield parameters of chickpea (*Cicer arietinum* L.). **Canadian Journal of Microbiology**, v. 51, p. 217–222, 2005a.

RUDRESH, D.L., SHIVAPRAKASH, M.K., PRASAD, R.D. Effect of combined application of Rhizobium, phosphate solubilizing bacterium and *Trichoderma* spp. on growth, nutrient uptake and yield of chickpea (*Cicer aritenium* L.). **Applied Soil Ecology**, v. 28, p. 139–146, 2005b.

SANCHEZ-GARCIA, M., ALBURQUERQUE, J.A., SANCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., CAYUELA, M.L., 2015. Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. **Bioresource Technology**, v.192, p. 272–279.

SCHON, N.L., MACKAY, A.D., GRAY, R.A., VAN KOTEN, C., DODD, M.B. Influence of earthworm abundance and diversity on soil structure and the implications for soil services throughout the season. **Pedobiologia - Journal of Soil Ecology**, v. 62, p. 41–47, 2017.

SHARMA, A., SHANKHDHAR, D., SHANKHDHAR, S. C. Enhancing grain iron content of rice by the application of plant growth promoting rhizobacteria. **Plant Soil Environment**, v. 59, n. 2, p. 89-94, 2013.

SIDDIQUEE, S., SHAFAWATI, S.N. AND NAHER, L. Effective composting of empty fruit bunches using potential *Trichoderma* strains. **Biotechnol Reports**, v. 13, p. 1 –7.

SILVA, C. F. Manual de análises químicas de solo, plantas e fertilizantes. **Embrapa Informações Tecnológica**, 2 ed, 2009.

SILVA, C.A. Recycling of organic wastes in Brazil: Composting, substrate and fertilizer manufacture. **Acta Horticulturae**, v. 1146, p. 129–136, 2016.

SINHA, R.K., AGARWAL, S., CHAUHAN, K., VALANI, D. The wonders of earthworms and its vermicompost in farm production: Charles Darwin’s “friends of farmers”, with potential to replace destructive chemical fertilizers from agriculture. **Agricultural. Sciences**. v. 1, p. 76–94, 2010.

SOUCHIE, E. L., SAGGIN-JÚNIOR, O. J., SILVA, E. M. R., CAMPELLO, E. F. C., AZCÓN, R., BAREA, J. M. Communities of P-solubilizing bacteria, fungi and arbuscular mycorrhizal fungi in grass pasture and secondary forest of Paraty, RJ-Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 78, p. 183-193, 2006.

SUN, D., LAN, Y., XU, E.G., MENG, J., CHEN, W. Biochar as a novel niche for culturing microbial communities in composting. **Waste Manage**, v. 54, p. 93-100, 2016.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. Methods of Soil Analysis Part 3 Chemical Methods. **Methods of soil analysis**, p. 1011-1069, 1996.

TABATABAI, M. A., BREMNER, J. M. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 1, p. 301-307, 1969.

TAIZ, L., ZEIGER, E. Fisiologia Vegetal. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013.

TAKAHASHI, S., ANWAR, M R., Wheat grain yield phosphorus uptake and soil phosphorus fraction after 23 y of annual fertilizer application to an Andosol. **Field Crops Research**, v. 101, p. 160-171, 2007.

TEN HAVE R, TEUNISSEN PJM. Oxidative mechanisms involved in lignin degradation by white-rot fungi. *Chemical Reviews*, v. 11, p. 3397–414, 2001.

THONAR, C., LEKFELDT, J.D.S., COZZOLINO, V., KUNDEL, D., KULHÁNEK, M., MOSIMANN, C., NEUMANN, G., PICCOLO, A., REX, M., SYMANCZIK, S., WALDER, F., WEINMANN, M., DE NEERGAARD, A., MÄDER, P., 2017. Potential of three microbial bio-effectors to promote maize growth and nutrient acquisition from alternative phosphorous fertilizers in contrasting soils. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**. v. 4, p. 7, 2017.

TORRI, S. I., CORREA, R. S., RENELLA, G. Biosolid application to agricultural land a contribution to global phosphorus recycle: A review. **Pedosphere**, v. 27, n. 1, p. 1-16, 2017.

TRASAR-CÉPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; GIL-SOTRES, F. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 40, p. 2146-2155, 2008.

VINHAL-FREITAS, I. C.; FERREIRA, A. S.; CORRÊA, G. F.; WENDLING, B. Land use impact on microbial and biochemical indicators in agroecosystems of the Brazilian Cerrado. **Vadose Zone Journal**, v. 12, p. 1-8, 2013.

WALKLEY, A., BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.

WANG J, HU Z, XU X, JIANG X, ZHENG B, LIU X, PAN X, KARDOL P. Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined precomposting and vermicomposting of duck manure. **Waste Management**, v. 34, p. 1546–1552, 2014.

WEI, Y., WEI, Z., CAO, Z., ZHAO, Y., ZHAO, X., LU, Q., ZHANG, X. A regulating method for the distribution of phosphorus fractions based on environmental parameters related to the key phosphate-solubilizing bacteria during composting. **Bioresource Technology**, v. 211, p. 610–617, 2016a.

WEI, Y., ZHAO, 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, 2018.

WEI, Y., ZHAO, Y., WANG, H., LU, Q., CAO, Z., CUI, H., 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.39, p. 146, 2016b.

XIAO, C., FANG, Y., CHI, R. Phosphate solubilization in vitro by isolated *Aspergillus niger* and *Aspergillus carbonarius*. **Research on Chemical Intermediates**, v. 41, p. 2867–2878, 2013.

YADAV, B. K., VERMA, A. Phosphate solubilization and mobilization in soil through microorganisms under arid ecosystems. In: **The Functioning of Ecosystems**, 2012.

YEOMANS, J. C., BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

YI, Y., HUANG, W., GE, Y. Exopolysaccharide: a novel important factor in the microbial dissolution of tricalcium phosphate. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 24, p. 1059-1065, 2008.

ZANDONADI, D.B., BUSATO, J.G. Vermicompost humic substances: technology for converting pollution into plant growth regulators. **International Journal of Environmental Science and Engineering Research**, v. 3, p. 73–84, 2012.

ZANDONADI, D.B., SANTOS, M.P., DOBBSS, L.B., OLIVARES, F.L., CANELLAS, L.P., BINZEL, M.L., OKOROKOVA-FAÇANHA, A.L., FAÇANHA, A.R., 2010. Nitric oxide mediates humic acids-induced root development and plasma membrane H⁺-ATPase activation. **Planta**, v. 231, p. 1025–1036, 2010.

ZAPATA, F., ZAHARAH, A.R. Phosphorus availability from phosphate rock and sewage sludge as influenced by the addition of water soluble phosphate fertilizer. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 63, p. 43-48, 2002.

ZHI-WEI, S., TAO, S., WEN-JING, D., JING, W., Investigation of rice straw and kitchen waste degradation through vermicomposting. **J. Environ. Manag.** v. 243, p. 269-272, 2019.

GAUR, A. C., PAREEK, R. P. **Organic acids in soil during degradation of organic residues. Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B, Biological Sciences**, v.40, p. 68 -76, 1974.

Anexos

Anexo 1: Tabela 1. Teores de Carbono Orgânico Total (COT) (g.kg⁻¹ de vermicomposto) no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	267.22 ab	255.72 ab	206.38 b	183.98 a	172.82 a	165.59 a	163.90 a
B	261.34 b	249.52 ab	197.10 b	189.80 a	173.00 a	160.95 a	155.77 a
F	290.05 a	266.58 a	245.26 a	138.97 b	136.55 b	124.19 b	119.26 b
C	284.16 ab	240.07 b	156.41 c	145.61 b	122.32 b	110.81 b	105.21 b

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Anexo 2: Tabela 2. Teores de Nitrogênio Total (g.kg⁻¹ de vermicomposto), nos diferentes tratamentos e tempos de avaliação ao longo do processo de vermicompostagem biofortificada nos tratamentos (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T). em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	9.17 b	7.73 b	8.09 c	8.86 c	12.23 b	12.35 b	12.09 c
B	10.46 a	8.26 b	8.96 b	9.79 b	12.94 a	13.65 a	13.30 b
F	9.29 b	9.70 a	10.33 a	10.45 a	12.20 b	14.21 a	13.62 ab
C	9.18 b	8.29 b	6.12 d	8.62 c	12.33 ab	13.78 a	14.12 a

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Anexo 3: Tabela 3. Valores da relação entre Carbono e Nitrogênio durante o processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	29.15 a	33.06 a	25.49 a	20.79 a	14.13 a	13.44 a	13.56 a
B	25.03 b	30.27 ab	21.99 b	19.37 ab	13.36 a	11.82 ab	11.71 ab
F	31.22 a	27.45 b	23.73 ab	13.29 c	11.19 ab	8.75 bc	8.75 bc
C	30.92 a	28.97 b	25.57 a	16.91 b	9.92 b	8.06 c	7.45 c

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Anexo 4: Tabela 4. Teores de fósforo solúvel em água (mg.g^{-1} de vermicomposto) nos diferentes tratamentos e tempos de avaliação ao longo do processo de vermicompostagem biofortificada nos tratamentos (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	3.09 a	1.25 b	1.23 c	1.65 b	1.35 b	1.69 c	1.88 b
B	3.35 a	2.15 a	2.22 a	2.16 a	1.98 a	2.43 a	2.00 ab
F	3.27 a	2.48 a	2.33 a	2.05 a	1.93 a	2.20 ab	2.27 a
C	3.27 a	2.12 a	1.84 b	1.63 b	1.52 b	1.88 bc	2.04 ab

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 5: Tabela 5. Teores de fósforo solúvel em ácido cítrico (PAC) em mg g^{-1} no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	21.07 b	20.75 b	20.14 b	19.67 a	23.33 b	21.82 a	32.00 b
B	20.14 b	23.23 ab	23.60 a	20.65 a	18.03 c	19.35 a	36.00 a
F	22.82 b	25.23 a	21.45 ab	20.29 a	18.57 c	20.22 a	34.20 ab
C	27.01 a	17.33 c	19.67 b	21.64 a	30.48 a	19.69 a	32.15 b

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 6: Tabela 6. Atividade da fosfatase alcalina ($\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ vermicomposto h^{-1}) no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	0.00 b	0.03 c	0.03 d	0.04 d	0.03 c	0.01 d	0.02 d
B	0.03 b	0.19 b	0.23 c	0.36 b	0.27 b	0.16 c	0.26 c
F	0.00 b	0.15 ab	0.34 b	0.24 c	0.28 b	0.47 a	0.35 b
C	0.13 a	0.23 a	0.40 a	0.36 a	0.47 a	0.29 b	0.48 a

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 7: Tabela 7. Atividade da fosfatase ácida ($\mu\text{mol PNP g}^{-1}$ vermicomposto h^{-1}) no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	0.04 a	0.21 b	0.23 d	0.37 c	0.29 c	0.17 c	0.26 d
B	0.09 a	1.59 a	1.24 a	1.65 a	1.38 a	0.55 a	1.40 a
F	0.11 a	0.19 b	0.45 b	0.41 c	0.48 b	0.62 a	0.53 b
C	0.12 a	0.17 b	0.35 c	0.41 b	0.42 b	0.27 b	0.38 c

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 8: Tabela 8. Teores de pH em água no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	7.99 a	7.89 a	7.98 a	7.72 a	7.58 a	7.30 a	7.12 a
B	8.08 a	7.58 b	7.66 cb	7.28 ba	7.13 b	6.90 b	6.76 b
F	8.04 a	7.56 a	7.79 ba	7.54 a	7.32 b	7.08 ba	6.89 ba
C	7.90 a	7.64 b	7.50 cb	7.52 b	7.34 b	7.21 a	7.10 a

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 9: Tabela 9. Teores de pH em CaCl_2 no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	7.93 a	7.63 a	7.77 a	7.55 a	7.10 a	7.03 b	6.88 ab
B	7.92 a	7.40 b	7.63 b	7.12 c	6.88 b	6.64 a	6.53 c
F	7.91 a	7.33 b	7.34 c	7.27 b	7.11 a	7.03 b	6.78 b
C	7.89 a	7.34 b	6.61 d	7.27 b	7.17 a	6.94 b	6.95 a

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Anexo 10: Tabela 10. Condutividade elétrica no processo de vermicompostagem de esterco bovino e resíduo de poda enriquecido com fosfato natural e microrganismos potencialmente solubilizadores de fósforo (T: Testemunha; B: *H. seropedicae* e *B. silvatlantica*; F: *T. virens* e *T. asperellum*; C: Consórcio (B + T) em diferentes tempos de avaliação 0, 30, 45, 60, 80, 100, 120 dias.

	0	30	45	60	80	100	120
T	806.00 ba	748.66 b	803.66 c	807.00 c	824.66 a	947.00 c	1226.66 d
B	847.66 a	911.33 a	982.33 a	1303.33 a	1385.33 a	1673.00 a	1965.33 a
F	858.33 a	850.00 a	885.66 b	1321.33 a	1311.00 ba	1567.33 b	1754.33 b
C	761.66 b	746.33 b	822.00 cb	1193.66 b	1256.33 b	1545.00 b	1634.33 c

Médias seguidas com as mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).